

SAR-LAB. Site Atelier de Restauration Écologique DE LA LAGUNE DU BRUSC



Ce programme a été réalisé par l'Institut océanographique Paul Ricard grâce au soutien financier de l'Agence de l'eau Rhône-Méditerranée Corse. Nous remercions les partenaires ayant participé à sa mise en œuvre, en particulier ECOCEAN, SEMANTIC TS, la Société Paul Ricard et la mairie de Six-Fours-les-Plages. Nous adressons nos remerciements tout particuliers à Pierre Boissery pour sa contribution à la conception, au montage administratif et au suivi du programme, ainsi que pour ses remarques et corrections apportées au présent rapport. Nous remercions également toutes les personnes dont l'implication a rendu possible le déroulement de ce programme.

Le présent rapport constitue le rapport scientifique final du programme SARLAB. Il reprend des éléments déjà présentés dans les deux rapports scientifiques : « Site Atelier de Restauration écologique Lagune du Brusc. Rapport intermédiaire. Phase 2017 – 2018 » et « Projet SAR-LAB. Site Atelier de Restauration écologique Lagune du Brusc. Rapport intermédiaire. Phase 2 : 2019 – 2020. » (Couvray et al. 2020 et 2021) ainsi que les éléments réalisés au cours de la 3^e phase du programme SARLAB (2021 – 2022).

Ce programme constitue une étape structurante dans les activités scientifiques de l'Institut océanographique Paul Ricard. Nous vous conseillons de le citer comme suit :

IOPR – 2025 – SARLAB. Site de restauration écologique de la lagune du Brusc. Rapport 2025. Institut océanographique Paul Ricard – Agence de l'Eau Rhône Méditerranée Corse. 290 p.

Contacts : sylvain.couvray@institut-paul-ricard.org et remy.simide@institut-paul-ricard.org

Sommaire Général

Introduction	p. 3
Dynamique et fonctionnement de la lagune du Brusc	p. 12
Réhabilitation écologique de la fonction de nurserie de poissons dans les ports du Brusc et des Embiez	p. 78
Réhabilitation de la fonction de nurserie dans l'ancien parc mytilicole de la lagune du Brusc	p. 132
Restauration écologique d'un herbier de <i>Cymodocea nodosa</i> dans la lagune du Brusc	p. 151
Réaffectation écosystémique des anciens salins des Embiez	p. 185
Synthèse et perspectives	p. 230
Communication autour du programme SARLAB	p. 244
Bibliographie	p. 247
Annexes	p. 252



INTRODUCTION GENERALE



Contributions

Conceptualisation : Sylvain Couvray, Damien Kirchhofer

Rédaction : Sylvain Couvray

INTRODUCTION GENERALE

Sommaire

<u>1.</u>	<u>La restauration écologique en milieu côtier</u>	<u>6</u>
1.1.	Contexte	6
1.2.	Concepts et définitions de restauration écologique	6
1.3.	Restauration écologique des zones de nurserie	7
<u>2.</u>	<u>Conception du programme SARLAB</u>	<u>8</u>
2.1.	Contexte et historique	8
2.2.	Problématique et enjeux	9
2.3.	Objectifs	9
2.4.	Description du projet	9
2.5.	Gain attendu pour les milieux et la biodiversité	10
2.6.	Enjeux socio-économiques associés	11

1. La restauration écologique en milieu côtier

1.1. Contexte

Dans un contexte global de perturbations anthropiques des écosystèmes côtiers et marins, des mesures de protection et de restauration de ces milieux ont été mises en place sur l'ensemble de la façade méditerranéenne. Cependant, pour certains écosystèmes sévèrement impactés, limiter les pressions et assurer la non-dégradation du milieu ne suffit pas à leur donner les capacités de régénération qui seront garantes du maintien de leurs fonctions écologiques, et par conséquent d'un bon état écologique des eaux et du milieu. L'orientation des dernières directives européennes, la Directive Cadre sur l'Eau (DCE) puis la Directive-cadre « Stratégie pour le milieu marin » (DCSMM), en fixant l'objectif d'atteindre le bon état écologique des eaux à l'horizon 2020, traduit cette volonté de dépasser les dynamiques acquises de gestion et de protection. L'action directe sur le milieu peut s'avérer nécessaire pour assister un écosystème dans son rétablissement ou sa régénération. La mise en place de ces actions constituent la restauration écologique qui fait pleinement partie des stratégies qui concourent à l'atteinte du bon état écologique des eaux.

C'est pourquoi, dès 2012, engager la restauration de la moitié des sites présentant des habitats naturels dégradés a été défini comme l'un des objectifs environnementaux particuliers du Plan d'action pour le milieu marin de Méditerranée (PAMM), outil de transposition en droit français de la DCSMM. L'élaboration d'un document stratégique de façade pour la restauration écologique constitue la mesure M035-MED2 du programme de mesures, cinquième et dernier volet du Plan d'action pour le milieu marin de Méditerranée occidentale.

Dans cette optique, une des mesures programmées par l'agence de l'eau Rhône Méditerranée Corse consiste à mettre en place des sites ateliers voués à des opérations de R&D et de restauration écologique à une échelle significative.

1.2. Concepts et définitions de restauration écologique

Actuellement, la destruction des habitats est considérée comme la première cause de perte de biodiversité sur la planète. Les aires marines protégées (AMP) apparaissent de plus en plus comme un instrument privilégié de la gestion intégrée des zones côtières. Toutefois, les AMP ne représentent qu'une faible portion du linéaire côtier et ne suffisent pas à elles seules de maintenir une part substantielle des zones peu profondes en bon état écologique (Bouchoucha, 2017 et bibliographie associée). Face à ce constat, les programmes de restauration écologique peuvent être des compléments aux moyens de protection des écosystèmes en augmentant la superficie, la fonctionnalité et la connectivité entre les fragments des écosystèmes indigènes leur permettant d'assurer un flux durable des services écosystémiques (Mc Donald et al., 2016).

La **restauration écologique** est une action intentionnelle qui initie ou accélère l'autoréparation d'un écosystème qui a été dégradé, endommagé ou détruit, en respectant sa santé, son intégrité et sa gestion durable (SER, 2004). La restauration écologique vise à « assister la régénération » d'un écosystème naturel ou semi-naturel plutôt que de lui imposer une nouvelle direction ou forme. C'est-à-dire que l'activité de restauration place un écosystème sur une trajectoire de rétablissement pour qu'il puisse persister et que ses espèces puissent s'adapter et évoluer (Mc Donald et al., 2016). En milieu marin, la restauration écologique peut aussi être définie comme « une action sur l'habitat marin, la faune ou la flore permettant d'améliorer le fonctionnement écologique, dans une zone littorale où la qualité de l'eau est bonne et où les pressions à l'origine de la dégradation ont disparu ou sont maîtrisées » (Boissery, 2014).

Le terme de restauration écologique est souvent confondu avec le terme de **réhabilitation écologique**. La réhabilitation écologique se sert des écosystèmes historiques ou préexistants comme références, mais les buts et stratégies des deux activités diffèrent. La réhabilitation insiste sur la réparation et la récupération des processus et fonctions écologiques, tandis que la restauration vise également à rétablir l'intégrité

biotique et abiotique préexistante, en termes de composition spécifique et de structure des communautés. (Bouchoucha, 2017).

La **réaffectation** correspond à la conversion d'un écosystème en un type différent d'écosystème ou d'aménagement, n'ayant pas pour objectif primaire la gestion conservatoire d'écosystèmes autochtones locaux (Aronson et al. 1993). Cette action ne va pas se baser sur une référence, mais sur un besoin sociétal. La dégradation de l'écosystème étant trop importante, on peut choisir de le modifier, afin de l'utiliser à d'autres fins que celles prévues initialement.

Des actions de réhabilitation ou de réaffectation peuvent être intégrées dans des programmes de restauration écologique en tant qu'actions restauratives dans des parties du site où la restauration de l'écosystème dégradé n'est pas possible ou pas souhaitée. Ces actions permettent d'améliorer des fonctions et services écosystémiques de ses zones (Figure 1).

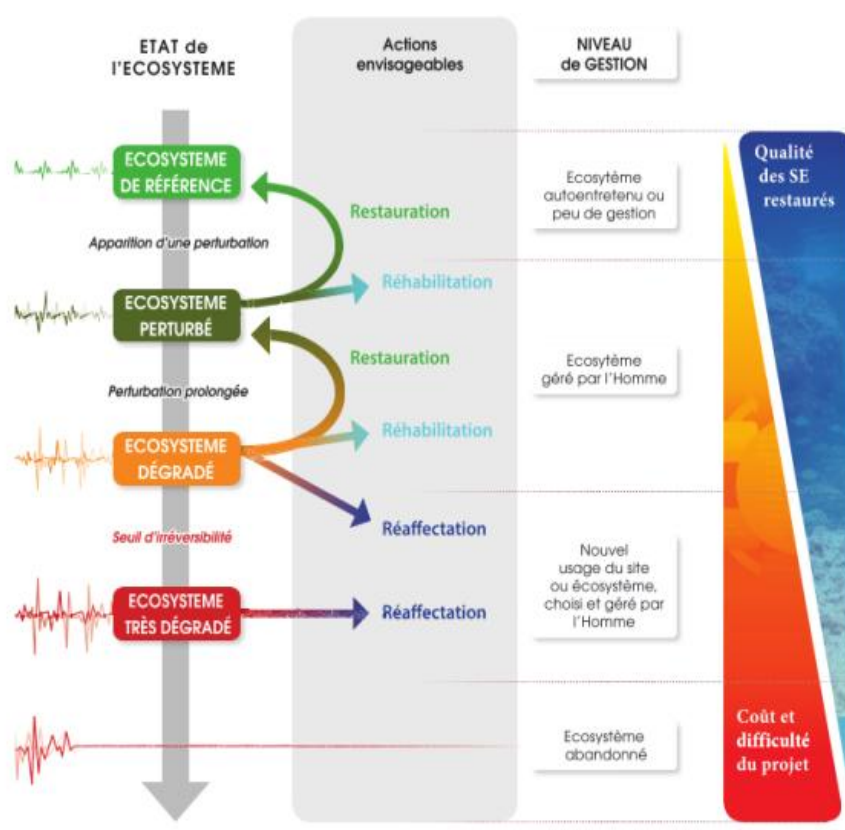


Figure 1 : Les différents types de réponse/actions possibles suite à une dégradation d'un ou plusieurs écosystèmes. (LENFANT et al., 2015. Guide de Restauration écologique des petits fonds côtiers de Méditerranéen AERMC/CEFREM).

1.3. Restauration écologique des zones de nurserie

Les habitats de nurserie jouent un rôle central dans la dynamique des peuplements de poissons côtiers en fournissant des conditions essentielles pour la survie et le développement des stades juvéniles. Ces habitats, tels que les herbiers marins, les mangroves, les estuaires, les petits fonds rocheux et les récifs coralliens, se distinguent par leur capacité à offrir des refuges contre la prédation, des ressources alimentaires abondantes et des conditions environnementales favorables (Beck et al., 2001; Nagelkerken et al., 2002; Harmelin-Vivien et al., 1995, Bouchoucha et al., 2017, Cheminée et al., 2021). Par ailleurs, leur complexité structurelle permet une croissance rapide des juvéniles, augmentant ainsi leurs chances de

survie jusqu'à l'âge adulte (Gillanders et al., 2003). L'importance écologique des habitats de nurserie repose également sur leur contribution au recrutement des populations adultes et à la connectivité entre les différents écosystèmes. Par conséquent, la localisation de ces habitats doit permettre un déplacement naturel des juvéniles vers les habitats adultes. Par exemple, les mangroves et les herbiers marins agissent comme des zones de transition critiques avant que les poissons ne migrent vers les habitats côtiers ou pélagiques (Nagelkerken et al., 2002; Sheaves et al., 2015). Cette connectivité est essentielle pour maintenir la biodiversité et la résilience des écosystèmes face aux perturbations (Gillanders et al., 2003). Cependant, ces habitats sont soumis à des menaces croissantes dues aux pressions anthropiques, telles que la destruction des habitats, la pollution et l'urbanisation côtière (UNEP-WCMC, 2006). Les changements climatiques amplifient ces pressions, en altérant la qualité et la disponibilité des nurseries (Sheaves et al., 2015).

Dans ce contexte, la restauration écologique des habitats de nurserie émerge comme une stratégie essentielle pour rétablir leur fonctionnalité écologique et assurer leur contribution à la durabilité des écosystèmes marins et des pêches. La restauration des mangroves, des herbiers marins et des estuaires a déjà montré son potentiel pour améliorer le recrutement des populations de poissons et renforcer la résilience des habitats face aux perturbations (UNEP-WCMC, 2006 ; Sheaves et al., 2015). En Méditerranée, des actions telles que la replantation des herbiers de posidonie et la création de récifs artificiels ont été entreprises pour restaurer les fonctions écologiques des habitats de nurserie. Ces initiatives visent à rétablir la complexité structurelle et la biodiversité locales tout en offrant de nouveaux refuges et zones d'alimentation pour les juvéniles de poissons. Ce type d'action restaurative se développe aussi en milieu portuaire. La restauration des fonctions de nurserie en milieu portuaire se base principalement sur l'usage d'habitats artificiels pour créer des refuges adaptés aux juvéniles de poissons, tout en s'intégrant à des espaces fortement anthropisés (Bouchoucha et al., 2016).

2. Conception du programme SARLAB

2.1. Contexte et historique

La lagune du Brusc est un espace unique sur le littoral méditerranéen dont la valeur écologique et patrimoniale est inestimable. Le caractère remarquable de la lagune du Brusc est mis en exergue depuis 1987 et son classement comme zone naturelle d'intérêt écologique, faunistique et floristique (ZNIEFF). De plus, l'archipel des Embiez est devenu site Natura 2000 en 2008. Ce site bénéficie de la labellisation Aire Spécialement Protégée d'Intérêt Méditerranéen (ASPIM) au titre de la convention de Barcelone.

Malgré l'intérêt écologique de ce site, les pressions anthropiques sont nombreuses. En effet, la lagune du Brusc se situe en zone urbaine sur la commune de Six-Fours-Les-Plages (Var). Les activités terrestres ont donc des impacts directs (e.g. artificialisation du littoral) et indirects (e.g. lessivage des sols) sur cette zone. À cela s'ajoutent les nombreuses activités nautiques avec deux ports de plaisance situés de part et d'autre du récif barrière de posidonie et la forte augmentation de la fréquentation nautique et touristique durant la saison estivale.

Les activités anthropiques diverses et répétées ont donc participé à dégrader durablement ce site pendant des décennies. Par le passé, le rechargement en sable de carrière des plages environnantes a vraisemblablement contribué à la disparition de la pelouse de cymodocée laissant place à une vaste zone sableuse dont les fonctions écologiques sont pauvres au regard des bienfaits et services écosystémiques rendus par les herbiers de magnoliophytes qui préexistaient (Simide et Abello, 2020). Depuis quelques années, suite à l'arrêt, en 2013, du rechargement en sable des plages environnantes, les herbiers de cymodocée et de zostère commencent une lente recolonisation du site (observations IOPR). Toutefois, un retour à un écosystème originel dominé par un vaste herbier de cymodocée pourrait prendre plusieurs dizaines d'années.

Ces observations ont motivé l'IOPR à réaliser le programme LANDAU en 2014 (Kirchhofer et al., 2016) dont l'objectif était d'étudier la fonctionnalité de la lagune du Brusc en tant que zone de nurserie pour des poissons côtiers. Les résultats ont mis en évidence l'attractivité de la lagune du Brusc pour de nombreuses

espèces de poissons dans les premiers stades de vie et son rôle de nurserie altéré par la perte des herbiers de magnoliophytes. Ce programme a aussi démontré la faisabilité de transplanter des boutures de cymodocée pour accélérer la recolonisation des herbiers dans ce site. À la suite des différentes observations et études scientifiques réalisées sur le site de la lagune du Brusc, de l'archipel des Embiez et du port du Brusc, et plus largement sur la thématique des « petits fonds côtiers de Méditerranée », il est donc apparu important de proposer un programme de restauration écologique sur cette aire marine d'intérêt : le programme SAR-LAB : Site Atelier de Restauration écologique de la LAGune du Brusc.

2.2. Problématique et enjeux

Ce programme de restauration écologique de grande ampleur doit permettre d'évaluer notre capacité à agir sur le maintien ou le rétablissement de certaines fonctions écologiques clés comme la fonction de nurserie dans des zones perturbées ou dégradées. Il s'agit aussi d'évaluer la faisabilité de restaurer des écosystèmes côtiers comme l'herbier de cymodocée. Plus largement, les résultats attendus permettront d'orienter les décisions sur la conduite de nouvelles actions de restauration écologique à mener sur le long terme et la révision ou la mise en place de mesures de gestion et de protection de ce site.

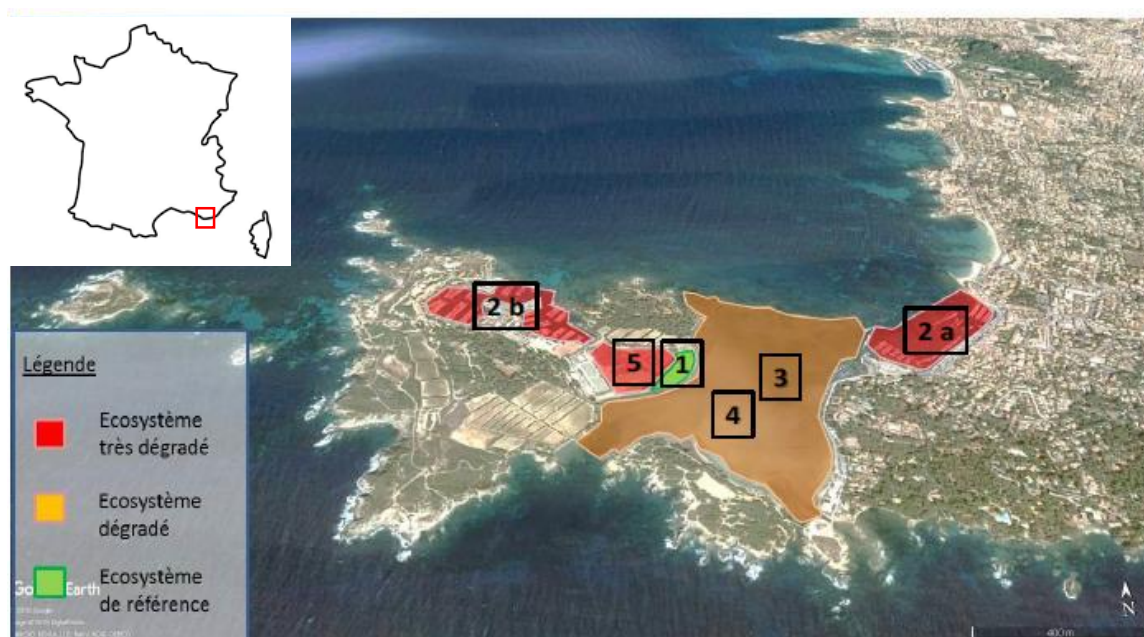
2.3. Objectifs

L'objectif global est de retrouver et améliorer les fonctions essentielles d'accueil pour les juvéniles de poissons côtiers en termes d'habitats de nurserie en réalisant un ensemble de mesures restauratives dans plusieurs zones composées d'écosystèmes variés, plus ou moins dégradés. L'ensemble de ces actions restauratives permet ainsi d'agir sur un site à une échelle cohérente, tenant compte des interactions et connexions entre les écosystèmes naturels et anthropisés, ainsi que des activités humaines associées.

2.4. Description du projet

Les actions restauratives menées dans différents milieux plus ou moins dégradés/anthropisés du site sont :

- La **réhabilitation** de la fonction de nurserie dans les ports Saint-Pierre des Embiez et le port du Brusc par l'installation de microrécifs artificiels qui permettent d'augmenter la capacité d'accueil pour les poissons et pallier l'absence d'habitat naturel.
- La **réhabilitation** de la fonction de nurserie dans l'ancien parc mytilicole de la lagune du Brusc par l'installation de microrécifs artificiels pour favoriser l'accueil de poissons juvéniles.
- La **restauration écologique** des herbiers de cymodocée par des techniques de transplantation pour accélérer la reconquête de ces herbiers.
- La **réaffectation** des anciens salins de l'île des Embiez, notamment par des travaux de réaménagement permettant une meilleure gestion des flux d'eau dans les bassins afin de recréer des conditions favorables au développement d'un écosystème lagunaire.
- Une étude de la dynamique et du fonctionnement de la lagune du Brusc a été réalisée pour mieux évaluer l'efficacité des actions mises en œuvre, mais aussi pour acquérir les connaissances nécessaires à la prévention de nouvelles dégradations.
- La caractérisation des différentes zones et des actions de restauration écologique du programme SAR-LAB ainsi que leurs localisations sont présentées dans les Figure 2 et Figure 3.



Site		Ecosystème de référence	Etat actuel	Type d'action	Objectif
1	Saline des Embiez	Sable vaseux de mode calme à affinité lagunaire, herbier de magnolophytes marines	Ecosystème de référence	Veille environnementale	Veiller au bon état de l'écosystème. Poursuite de l'acquisition de connaissance
2 a	Port du Brusc	Roche infralittorale à algues photophiles et herbier de posidonie	Ecosystème très dégradé	Réhabilitation	Améliorer la fonction de nurserie de poissons
2b	Port des Embiez				
3	Ancien parc à moules	Sable vaseux de mode calme à affinité lagunaire, herbier de magnolophytes marines	Ecosystème dégradé/ très dégradé	Réhabilitation	Améliorer la fonction de nurserie de poissons
4	Lagune du Brusc	Sable vaseux de mode calme à affinité lagunaire, herbier de magnolophytes marines	Ecosystème dégradé	Restauration	Restaurer l'herbier de cymodocée
5	Anciens salins de l'île des Embiez	Marais salants	Ecosystème très dégradé	Réaffectation	Création d'un nouvel espace naturel intégrant un écosystème productif

Figure 2 : Caractérisation des différentes zones et actions de restauration écologique du programme SAR-LAB.

2.5. Gain attendu pour les milieux et la biodiversité

L'installation de microrécifs artificiels dans les deux ports et dans l'ancien parc à moules doivent constituer un enrichissement de ces sites en microhabitats favorables à la fonction de nurserie pour les juvéniles de plusieurs espèces de poissons côtiers. Ils doivent donc permettre d'améliorer la fonction de nurserie de ses sites et augmenter la production de jeunes poissons qui rejoindront, après la période passée dans ces nurseries, leurs habitats de vie d'adulte.

Dans la lagune du Brusc, l'opération de transplantation de cymodocée doit permettre d'accélérer la reconquête du milieu par un herbier suffisamment dense et étendu pour reconstituer un écosystème productif et riche en biodiversité, assurant pleinement ses fonctions écologiques, notamment celle de nurserie de poissons. Le bénéfice écologique est direct pour l'espèce visée, mais aussi pour toutes les espèces associées à cet écosystème.

Dans les anciens salins de l'île des Embiez, le retour à des conditions hydrologiques proches de celles de la lagune adjacente doit permettre le rétablissement d'un écosystème caractéristique des lagunes méditerranéennes.

L'atteinte des objectifs a été évaluée au cours des cinq années d'étude grâce à des suivis scientifiques renforcés. Ceux-ci visaient à la fois à mesurer la réussite des opérations menées et à acquérir des connaissances approfondies sur la dynamique temporelle et spatiale des bénéfices écologiques générés par ces actions. L'enjeu était également de produire un retour d'expérience fondé sur des données scientifiques robustes. Les suivis ont mobilisé un panel de méthodes complémentaires, adaptées à chaque thématique : analyses SIG, prélèvements et analyses sédimentaires, comptages visuels réalisés en plongée (palmes, masque, tuba), mesures de paramètres physico-chimiques, etc. Ces protocoles ont été déployés selon des fréquences d'acquisition et des durées spécifiquement ajustées aux objectifs de chaque suivi.



Figure 3 : Localisation des actions restauratives du programme SAR-LAB.

2.6. Enjeux socio-économiques associés

La valeur écologique et patrimoniale de ce site est déterminée par la présence de plusieurs types d'herbiers marins (récif barrière de posidonie, herbiers de cymodocée, zostère, ruppia) dont les services écosystémiques sont considérables. Ce programme de restauration écologique doit donc générer des bénéfices indirects multiples à la fois à l'échelle locale pour les activités économiques, culturelles et sociétales qui y sont associées comme la pêche, la plongée sous-marine, le tourisme, la qualité paysagère et à une échelle plus globale en préservant la biodiversité, en permettant à cet écosystème de jouer pleinement son rôle de puit de carbone et de participer ainsi à l'atténuation du changement climatique.

La restauration de la fonction de nurserie de poissons de ce site vise essentiellement le soutien de la ressource halieutique des petits fonds côtiers dans une zone d'une richesse et d'une diversité exceptionnelle sur le littoral méditerranéen. Indirectement, la pêche locale, dite aux petits métiers, doit en être un des principaux bénéficiaires.

CHAPITRE 1

DYNAMIQUE ET FONCTIONNEMENT DE LA LAGUNE DU BRUSC



Contributions

Conceptualisation : Rémy Simide, Sylvain Couvray, Thomas Miard

Terrain : Sylvain Couvray, Rémy Simide, Damien Kirchhofer, Aurélie Vion, Clément Madelaine, Cléa Abello, Adrien Lyonnet

Traitement de données : Sylvain Couvray, Rémy Simide, Clément Madelaine, Cléa Abello, Aurélie Vion

Rédaction : Rémy Simide, Sylvain Couvray

Points clés



La lagune du Brusc est un espace qui s'apparente dans sa fonctionnalité à un lagon, protégée par trois passes et un récif barrière de *Posidonia oceanica*. Les conditions physico-chimiques particulière de ce site en font un écosystème remarquable mais fragile.



Les apports de sable terrigène pour alimenter les plages environnantes au site, ont perturbé cet écosystème particulier et provoqué, au début des années 2000, la disparition de plus de 99 % de l'herbier historique de *Cymodocea nodosa*.



Malgré la perte des herbiers de cymodocée, la lagune du Brusc abrite encore des assemblages ichtyologiques diversifiés, grâce à la complémentarité de petits patches d'herbiers, du récif-barrière de posidonie et des zones rocheuses ; cependant, leur efficacité est faible comparé à la présence d'une vaste pelouse de cymodocée.



Depuis 2013, la lagune témoigne de premiers signes de résilience : la zostère (*Zostera noltii*) et de petits patches de cymodocée couvrent désormais environ 5% de la surface disparue, mais demeurent vulnérables aux remobilisations sédimentaires et ne fournissent qu'un service de nurserie partiel.



La restauration de la lagune du Brusc exige de maintenir l'interdiction des rechargements en sable des plages, de contrôler strictement les rejets portuaires et toute extension future du port du Brusc, et de coordonner la recherche scientifique et la gouvernance locale sur le long terme afin d'accompagner les processus naturels de recolonisation. Pour cela une action de restauration assistée des caractéristiques sédimentaires du site, indispensable au retour de la pelouse de cymodocée, pourrait être envisagée.

Chapitre 1

Dynamique et fonctionnement de la lagune du Brusç

Sommaire

1. Contexte et objectifs	17
2. Caractérisation et évolutions historique de la lagune du Brusç	18
2.1. Morphologie, fonctionnement et fonctions écologiques de la lagune du Brusç	18
2.2. Les principales activités anthropiques et leurs impacts	20
UNE ZONE SOUS PRESSIONS	20
L'URBANISATION ET L'ARTIFICIALISATION DU LITTORAL	20
LA PLAISANCE, LES SPORTS NAUTIQUES ET LES ACTIVITES DE PLAGE	22
LA PECHE ET L'AQUACULTURE	24
2.1. Mesures de gestion et réglementation spécifiques au site.	25
2.2. Les herbiers de Magnoliophytes marines de la lagune du Brusç	26
3. Caractérisation et évolution du site depuis 2018	33
3.1. La bathymétrie	33
3.2. Les limites de la zone	35
3.3. La masse d'eau	36
3.4. Mosaïque d'habitats de la lagune du Brusç	37
3.5. Évolution des herbiers de Magnoliophytes dans la lagune du Brusç	39
3.6. Dynamique sédimentaire	48
3.7. Peuplements de poissons dans la lagune du Brusç et fonction de nurserie	57
PROPOS INTRODUCTIFS ET PLAN D'ECHANTILLONNAGE	57
CARACTERISATION DES ASSEMBLAGES DE POISSONS DE LAGUNE DU BRUSÇ SOUS INFLUENCE DE L'HABITAT.	59
FLUCTUATIONS TEMPORELLES DES ASSEMBLAGES DE JUVENILES ET ROLE DE NURSERIE DE LA LAGUNE DU BRUSÇ	65
4. Conclusion	77

1. Contexte et objectifs

La lagune du Brusc est un milieu remarquable et unique sur le littoral méditerranéen français. Il s'agit d'une zone sablo-vaseuse de mode calme peu profonde relativement confinée entre le littoral du Brusc à l'est, les îles du Petit Gaou et du Grand Gaou au sud, par l'île des Embiez à l'ouest et par un grand récif barrière de posidonie (*Posidonia oceanica*) au nord. Cette masse d'eau a donc des échanges limités avec le milieu marin ce qui modifie sa composition physicochimique et crée un espace très particulier d'un point de vue biotique et abiotique. Le récif barrière de posidonie qui ferme la baie du Brusc est particulièrement exceptionnel de par sa taille et sa situation géographique.

Malgré l'importance écologique et patrimoniale de ce site naturel, les pressions anthropiques y sont très nombreuses. La lagune du Brusc se situe en zone urbaine sur la commune de Six-Fours-Les-Plages. Les activités terrestres ont donc des impacts directs (e.g. artificialisation du littoral) et indirects (e.g. lessivage des sols) sur la zone. À cela s'ajoutent les nombreuses activités nautiques avec deux ports de plaisance qui sont situés de part et d'autre du récif barrière ou encore l'augmentation de la fréquentation nautique et touristique.

Le caractère remarquable de la lagune du Brusc est mis en exergue dès 1987 par son classement comme zone naturelle d'intérêt écologique, faunistique et floristique (ZNIEFF). Par la suite, l'archipel des Embiez est devenu un site Natura 2000 en 2008 (qui porte le nom de « lagune du Brusc ») afin d'aller vers une gestion équilibrée et durable de la biodiversité dans ce site.

L'habitat historique dans la lagune du Brusc est un vaste herbier de cymodocée qui constitue une prairie globalement continue entre le récif barrière de posidonie, les berges du Brusc et de l'île des Embiez et jusqu'aux passes entre le Brusc, le Gaou et les Embiez. Entre 2008 et 2010, cet habitat a très fortement régressé jusqu'à une quasi-disparition de la cymodocée au sein de la lagune. Cette régression d'environ 30 hectares d'herbiers implique une régression quasi totale d'une espèce protégée de la zone ainsi que la perte de l'intégralité de ses bienfaits et services écosystémiques en tant qu'espèce ingénieur. Le fonctionnement écologique de la zone est donc fortement perturbé. Depuis 2013, les herbiers de cymodocée, et surtout de zostère, ont amorcé une très lente recolonisation de la zone. La disparition des herbiers, mais aussi dans une moindre mesure leur recolonisation, montre d'importantes modifications dans la dynamique biotique et abiotique de la lagune du Brusc. Or, si la cause de la régression des herbiers est - au moins en partie - identifiée, il n'en reste pas moins que les impacts sur la dynamique et le fonctionnement de la lagune n'ont pas été prévisibles.

En 2018, dans le cadre du programme SARLAB des actions de restauration écologiques ont été déployées dans la lagune du Brusc. Afin d'évaluer la réussite de ces actions restauratives, mais aussi l'effet des mesures de gestions en vigueur sur le site, nous avons réalisé une étude concernant fonctionnement de la lagune du Brusc. Ce chapitre présente les principaux résultats de cette étude. La première partie examine l'évolution du site de la lagune du Brusc, en abordant ses composantes morphologiques et écosystémiques en lien avec les activités anthropiques au cours des dernières décennies, voire des derniers siècles. La seconde partie décrit les caractéristiques et évolutions récentes de la lagune, couvrant la période allant du lancement du programme SARLAB en 2018 jusqu'en 2022.

Dans le cadre de la préservation, de la gestion et de la restauration écologique de ce site remarquable, les connaissances acquises dans cette étude sont essentielles pour évaluer l'efficacité des actions de restauration mises en œuvre. Par ailleurs, l'étude de la dynamique et du fonctionnement de la lagune du Brusc présente un double intérêt : d'une part, en recherche fondamentale, en raison des spécificités uniques de ce site, et d'autre part, en recherche appliquée, pour fournir aux gestionnaires du site Natura 2000 des informations clés permettant une gestion durable de cet environnement.

2. Caractérisation et évolutions historique de la lagune du Brusc

2.1. Morphologie, fonctionnement et fonctions écologiques de la lagune du Brusc

La lagune du Brusc est localisée dans le Var, sur le littoral de la commune de Six-Fours-Les-Plages et située entre le Brusc, l'île du Gaou et l'île des Embiez (Figure 44). La morphologie très particulière de ce site cloisonne une masse d'eau entre une biostructure au nord avec le récif barrière de posidonie, la présence de passes étroites au sud et le littoral continental à l'est et celui des Embiez à l'ouest. Au sud, les 3 passes – du petit Gaou, du grand Gaou et des Embiez – sont de faibles profondeurs et étroites. La passe des Embiez, la plus large, possède également un petit récif barrière de posidonie qui favorise l'atténuation de la houle et agit également comme un piège à sédiments (Figure 5).

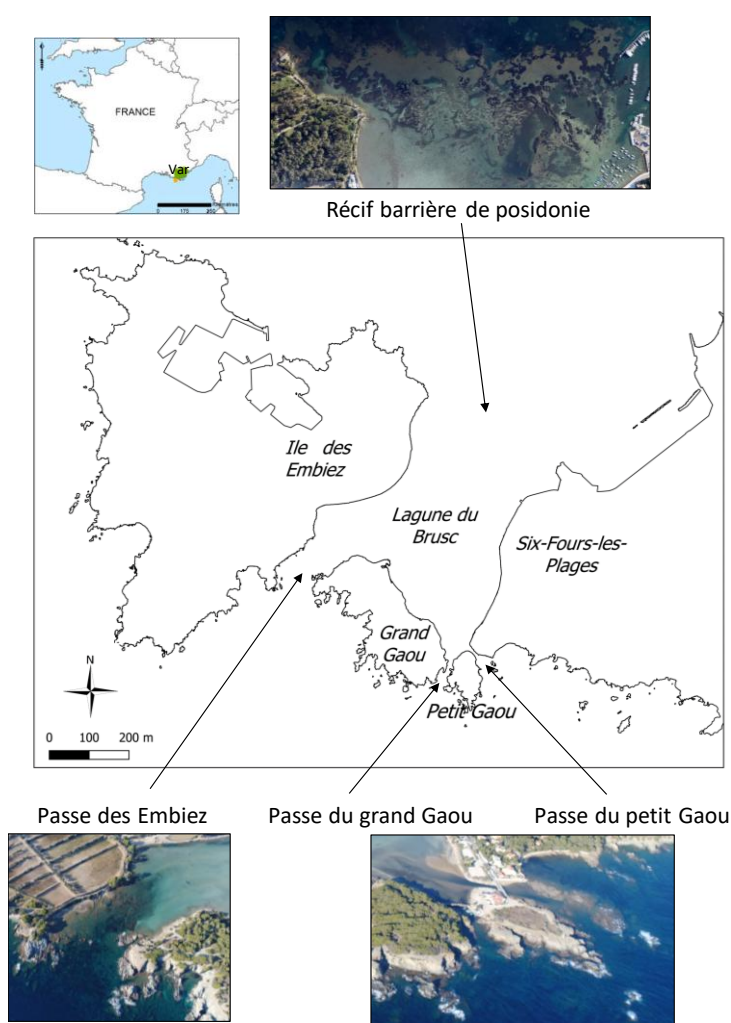


Figure 4 : Localisation de la lagune du Brusc et illustration des passes et du grand récif barrière.

Les récifs barrières de posidonie sont très rares avec seulement quatre exemplaires de grandes tailles en France. Par leur structure unique dans la biosphère, les récifs barrières ont une valeur patrimoniale inestimable. La situation géographique de celui du Brusc qui ferme la baie du Brusc est exceptionnelle. Ce site est également associé à un deuxième petit récif barrière et trois passes au sud. La fermeture d'une masse d'eau par un récif barrière est sémantiquement décrite comme un lagon, alors qu'une lagune est coupée du large par un cordon littoral et communique avec la mer par un grau. Ainsi, cet espace littoral de 40 hectares est le seul lagon fonctionnel de grande taille de la façade méditerranéenne française.



Figure 5 : Atténuation de la houle du large dans la passe par l'action combinée de la réduction de la hauteur d'eau et du petit récif barrière de posidonie.

Au nord le grand récif barrière est affleurant lors des basses marées lunaires et barométriques. Ce récif forme une barrière naturelle entre l'île des Embiez et le littoral continental. Cette biostructure unique dans la biosphère est possible grâce à la croissance verticale de la posidonie qui forme une matre solide et imputrescible. Dans certains cas où l'hydrodynamisme est favorable, la matre peut remonter jusqu'à affleurer la surface de l'eau et former des structures récifales. La barrière physique de la matre est amplifiée par les feuilles de posidonie qui remontent vers la surface et participent à l'atténuation de l'hydrodynamisme ainsi qu'à l'amplification de la sédimentation. Le récif barrière du Brusc s'étend sans discontinuer entre l'île des Embiez et le Brusc ce qui permet de réellement cloisonner la masse d'eau de la baie du Brusc (Figure 6). La présence des passes et de ce grand récif a conduit à la formation d'un lagon au sein duquel la masse d'eau est différente de la mer ouverte ce qui favorise l'installation d'un écosystème très particulier.

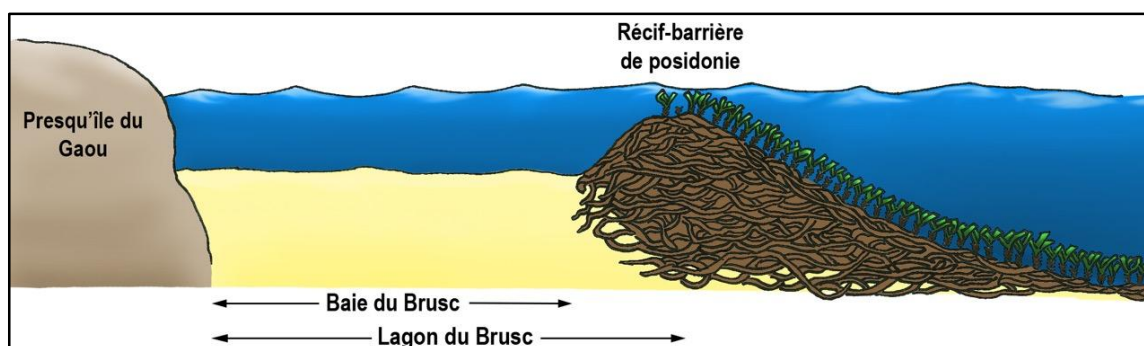


Figure 6 : schéma de l'édification du récif barrière de posidonie, permettant l'existence d'une zone sablo-vaseuse de mode calme : la lagune du Brusc

La lagune du Brusc est un milieu sablo-vaseux de mode calme (Rouanet et al., 2009). Par définition, elle est caractérisée par une sédimentation fine donnant un sédiment sablo-vaseux parfois mêlé d'une faible proportion de graviers au niveau des passes. Le faible hydrodynamisme ne permet pas le brassage des eaux ce qui implique une variabilité des paramètres physico-chimiques de la masse d'eau plus prononcée qu'en mer ouverte avec par exemple de grands écarts de température entre les saisons, mais également au cours d'une journée ou encore une dessalure par ruissellement des eaux de pluie ou par suintement de nappes phréatiques. Si la température en mer ne descend pas en dessous de 12-13°C sur la côte varoise, elle est

en moyenne de 6°C en janvier dans la lagune (Vicente *et al.*, 1993). Les passes et les récifs barrières de la lagune jouent donc un rôle essentiel dans le fonctionnement de la lagune, car c'est par eux que se créent les cloisonnements, mais également où ont lieu les échanges. Ces caractéristiques ont permis l'apparition d'un écosystème remarquable avec le développement des herbiers de Magnoliophytes marines apportant de nombreux services écosystémiques (habitat pour 20 à 25 % de la biodiversité méditerranéenne, dont de nombreuses espèces commercialisables, zone de nurserie, puits de carbone, barrière naturelle à la houle, stabilisation des sédiments ...).

Avant les années 2000 la vaste pelouse de cymodocée en faisait une zone particulièrement propice à la fonction de nurserie pour de nombreuses espèces côtières. En 2014, 15 espèces de poissons au stade de post-larves ont été capturées à l'aide de filets de passes dans les passes au sud de la lagune du Brusc (Kichhofer *et al.*, 2016) montrant la diversité du flux de post-larve entrant dans la lagune. La disparition de la cymodocée a donc laissé apparaître une vaste zone sableuse au sein de la lagune faisant perdre une partie des fonctions essentielles d'une nurserie à savoir celles d'un habitat propice pour éviter les prédateurs et pour trouver de la nourriture. Le paradoxe qui a suivi la disparition des herbiers de cymodocée et de zostère est que la zone est restée favorable à l'arrivée de post-larves de poissons côtiers sans offrir d'environnement permettant un taux de croissance et de survie important pour ces organismes.

2.2. Les principales activités anthropiques et leurs impacts

Une zone sous pressions

Le contexte hydrodynamique bien particulier de cette zone la rend sensible à toute action anthropique ayant lieu à l'intérieur comme à l'extérieur de l'espace lagunaire. Malgré cela, les pressions anthropiques sur cet espace sont énormes à tel point que la majeure partie de la lagune du Brusc est modélisée comme une « zone classée à très fort impact des pressions anthropiques côtières » comme seulement 0,68 % de l'intégralité du littoral méditerranéen français (Holon *et al.*, 2015).

L'urbanisation et l'artificialisation du littoral

La commune de Six-Fours-Les-Plages et le Brusc ont connu une intensification de l'urbanisation au cours des dernières décennies (Figure 7).



Figure 7 : Évolution de l'urbanisation entre 2017 (partie haute) et 1955 (partie basse).

Dans les années 1950, le littoral continental était majoritairement occupé par des espaces boisés et des cultures. Progressivement les sols ont été largement bétonnés et cette imperméabilisation favorise le lessivage des sols vers la lagune et le risque de pollution associée. En plus de l'urbanisation « conventionnelle », un camping sauvage s'était instauré dès les années 50 jusqu'au début des années 1990 sur l'île du Gaou avec des rejets d'eaux usées directement dans l'espace lagunaire (Figure 8).



De tout temps, les berges de la lagune ont largement été soumises à l'artificialisation du littoral entraînant des modifications considérables de sa morphologie.

Figure 8 : Photographie aérienne du camping sauvage sur le Gaou en juillet 1982. Données IGN.

Avant la construction des premiers salins, l'archipel des Embiez était composé de deux îles principales : l'île de la tour fondue et l'île des Embiez. Le grand récif barrière de posidonie s'étendait de l'extrémité ouest de l'actuel port Saint-Pierre aux Embiez jusqu'au littoral du Brusc formant un vaste espace lagunaire au cœur d'un archipel (Simide et Abello, 2020) (Figure 9).

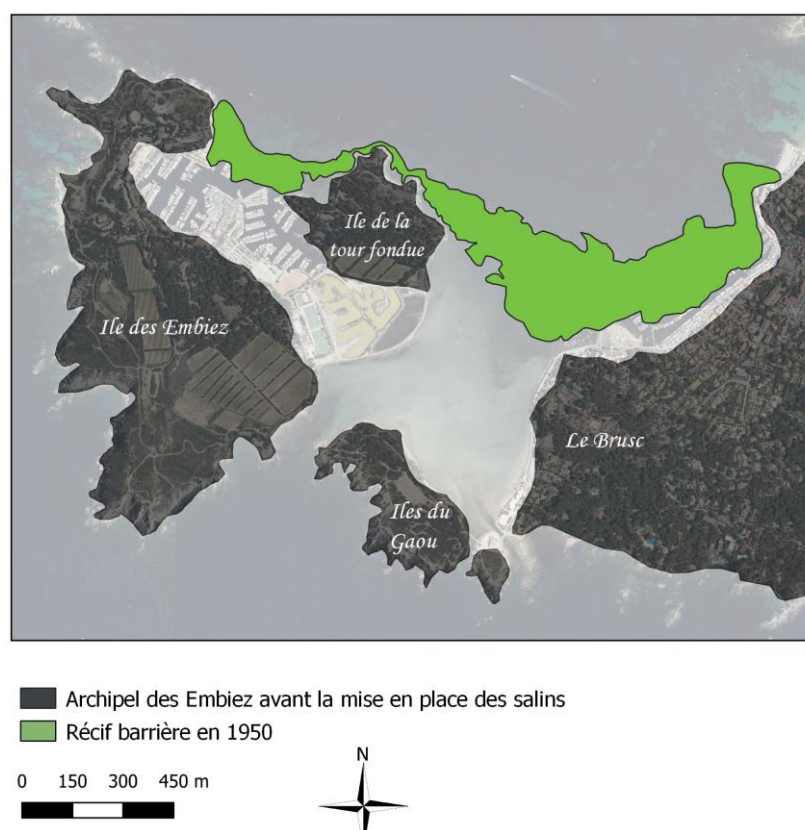


Figure 9 : Représentation schématique de l'archipel des Embiez du grand récif barrière avant l'aménagement des marais salants.

Jusque dans les années 1980, on trouvait un chemin, historiquement « la route du sel », plus ou moins à sec qui reliait le Brusc aux Embiez. Cette voie limitait voire empêchait la circulation de l'eau au sud de la lagune. De même, la passe du Brusc a été comblée avant d'être réouverte en 1978. Les autres aménagements majeurs ont été la construction d'un parking sur la lagune le long du littoral du Brusc et les aménagements portuaires (Figure 10).

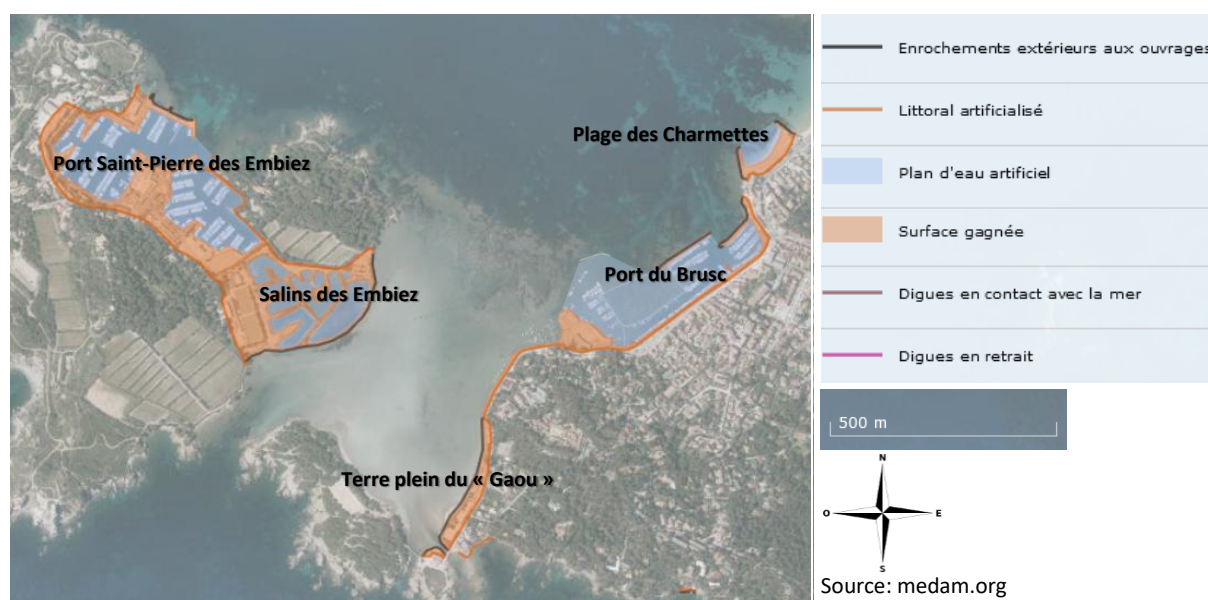


Figure 10: Artificialisation du littoral du Brusc et de l'archipel des Embiez.

Actuellement, le gain total de surface émergée gagnée sur la mer le long du littoral du Brusc et de l'archipel des Embiez s'élève à 14,7 ha et a provoqué l'artificialisation de plus de 3,4 km de trait de côte (Tableau 1).

Zones artificialisées	Surface émergée gagnée sur la mer (ha)	Linéaire de côte artificialisé (m)
Plage alvéolaire des charmettes	0,63	197
Port du Brusc	1,76	802
Terre plein du "Gaou"	1,21	464
Les salins des Embiez	4,83	582
Port Saint-Pierre des Embiez	6,26	1364
Total	14,69	3409

Tableau 1 : Surface émergée gagnée sur la mer et linéaire de côte artificialisée par les différents aménagements construits sur le littoral du Brusc et de l'archipel des Embiez (source : medam.org).

La plaisance, les sports nautiques et les activités de plage

De par la présence des deux grands ports de plaisance à proximité de la lagune (le port du Brusc et le port des Embiez), les risques de pollutions ponctuelles en particulier par des eaux usées ou des hydrocarbures sont donc relativement élevés. De plus, le mouillage sauvage s'est multiplié à partir des années 1960 et intensifié à partir des années 1970 avec des impacts directs sur le fond de la lagune du Brusc (Figure 11).



Figure 11: Photographies aériennes entre 1964 et 1986 montrant l'intensification du mouillage dans la lagune du Brusc le long du rivage du Brusc. Données IGN.

Afin de limiter le nombre de petites embarcations au mouillage et la multiplication des petits pontons, le port du Brusc a été agrandi, dans le récif barrière, et un grand ponton en bois a été construit dans la lagune (Figure 12). Le nombre important de bateaux augmente également le risque d'échouage et donc d'atteinte directe dans le récif affleurant.

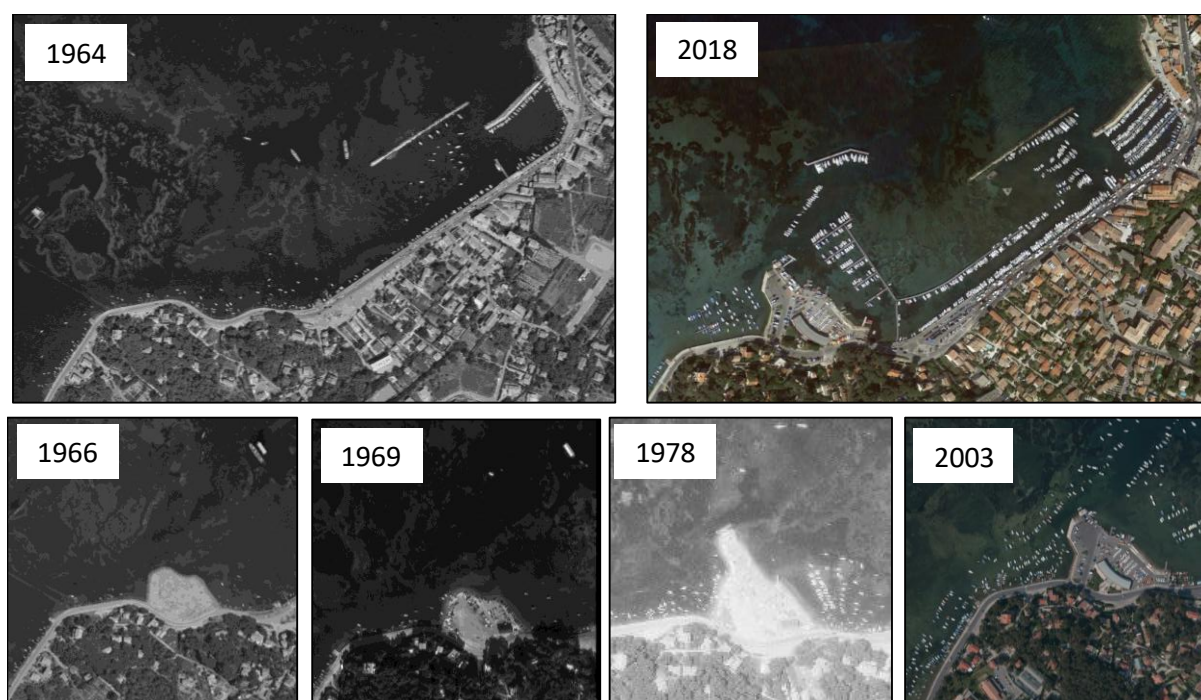


Figure 12 : Photographies aériennes et satellites entre 1964 et 2018 montrant l'avancée progressive des infrastructures portuaires dans la lagune et sur le récif barrière. Détails sur les aménagements successifs de la mise à l'eau augmentant progressivement l'emprise sur la lagune. Données IGN et Google Earth.

Plus récemment les sports nautiques se sont multipliés ce qui a augmenté le risque de piétinement dans les eaux peu profondes de la lagune. Également, la présence d'une plage sur le grand Gaou au niveau de la passe des Embiez amplifie le piétinement sur le petit récif barrière de la passe sud.

L'augmentation de la pression touristique avait poussé la commune de Six-Fours-Les-Plages à enlever les banquettes de posidonies des plages pour donner un aspect « propre » tout au long de l'année aux plages

du Cros et des Charmettes, au nord de la lagune. Le rôle essentiel de la posidonie sur le maintien du sable a conduit à l'érosion du littoral. Pour contrer la perte du sable, la commune a procédé à des rechargements en sable, vraisemblablement d'origine terrigène, dès le début des années 2000 et jusqu'en 2013. En continuant à procéder de la sorte, un cercle vicieux s'engage année après année avec une dispersion de ce sable exogène en mer. Malgré la présence du récif barrière de posidonie, cet apport exogène en sédiment a en partie été transporté jusqu'à la lagune du Brusc (Figure 13).

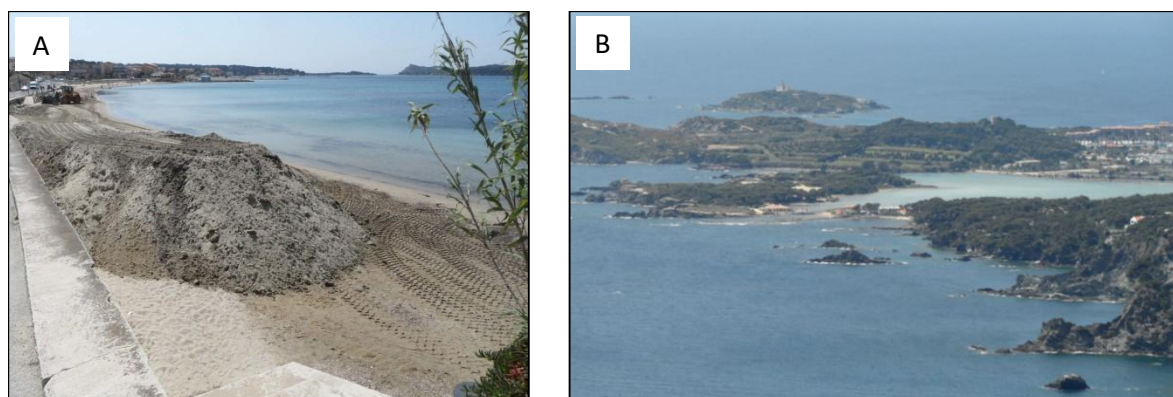


Figure 13: A/ Rechargement en sable sur la plage du Cros en 2011. B/ Dispersion du sable dans la lagune à la suite d'un rechargement. Photographies et observations : Jean Descatoire.

Les espaces lagunaires sont par définition des pièges à sédiments et sont très sensibles à l'ensablement. Dans la lagune du Brusc, l'ensablement a pu être constaté partir de 2002 avec une accélération en 2006. Les sédiments se sont tout d'abord accumulés le long de la partie sud de la lagune avant de couvrir progressivement l'ensemble de la zone lagunaire (Descatoire, 2012 ; étude ville de Six-Fours-Les-Plages CREOCEAN 1-12214-G, 2013).

La pêche et l'aquaculture

Historiquement, les pêcheurs professionnels perpétuaient deux fois par an une pêche à pied traditionnelle dans la lagune, la seinche, qui consistait à amener les poissons de la lagune jusqu'à la berge dans un large filet déplacé à pied (Figure 91). Une autre activité de pêche à pied était couramment réalisée par les pêcheurs de loisirs, appelée pêche des « machottes » qui consistait à prélever dans son terrier un crustacé (*Upogebia sp.*) pour l'utiliser comme appât de pêche. Ces deux activités de pêche ne sont plus pratiquées dans la lagune. Le prélèvement d'holothuries pour en faire des appâts de pêche est aussi une activité de pêche pratiquée dans la lagune du Brusc. Contrairement aux précédents, cette pratique demeure encore en vigueur.

Actuellement, concernant les prélèvements de poissons, seule la pêche de plaisance à la ligne à partir des berges est encore autorisée.



Figure 14: photo de pêche à la seiche dans la lagune du Brusc. Source : mglebrusc.free.fr

Au milieu du XX^{ème} siècle, une activité de mytiliculture s'est implantée dans la lagune du Brusc. Le parc à moules est abandonné depuis des décennies et il n'en reste actuellement que quelques vestiges sous forme de piquets métalliques (Voir chapitre 3).

2.1. Mesures de gestion et réglementation spécifiques au site.

Le caractère exceptionnel de la lagune du Brusc a été reconnu dès les années 1980. Le site est classé ZNIEFF (zone naturelle d'intérêt écologique, faunistique et floristique) depuis 1987 avec une actualisation ZNIEFF de 2^{ème} génération de type II en 2001. Cela signifie que la zone est reconnue comme un ensemble naturel riche qui offre des potentialités biologiques importantes.

Avec l'augmentation de la fréquentation de la zone, les activités anthropiques ayant un impact direct sur le fond lagunaire ont été restreintes par plusieurs arrêtés préfectoraux (n°3/2000 du 9 février 2000, n°58/2000 du 8 août 2000, et leurs versions ultérieures) ainsi que par un arrêté municipal (n°24143 du 4 juillet 2005). Depuis, la navigation et le mouillage des navires sont interdits, de même que le piétinement et l'utilisation d'engins de plage et nautiques, à l'exception de la pirogue, du kayak et de l'aviron (Figure 15).

Pour lier le caractère unique en termes d'habitats et de biodiversité de la lagune avec les menaces qui pèsent sur cette zone, ce site, ainsi que le pourtour de l'archipel des Embiez, est devenu une zone Natura 2000 en 2008 (FR 930 2001) qui porte le nom de son espace remarquable « Lagune du Brusc ». Le DOCOB a été réalisé par l'Institut océanographique Paul Ricard en partenariat avec TPM (Toulon Provence Méditerranée). Cette zone ambitionne d'être gérée dans un souci d'équilibre et de durabilité entre les enjeux de biodiversité et les activités humaines. Ce site bénéficie aussi de la labellisation Aire Spécialement Protégée d'Intérêt Méditerranéen (ASPIM) au titre de la convention de Barcelone.



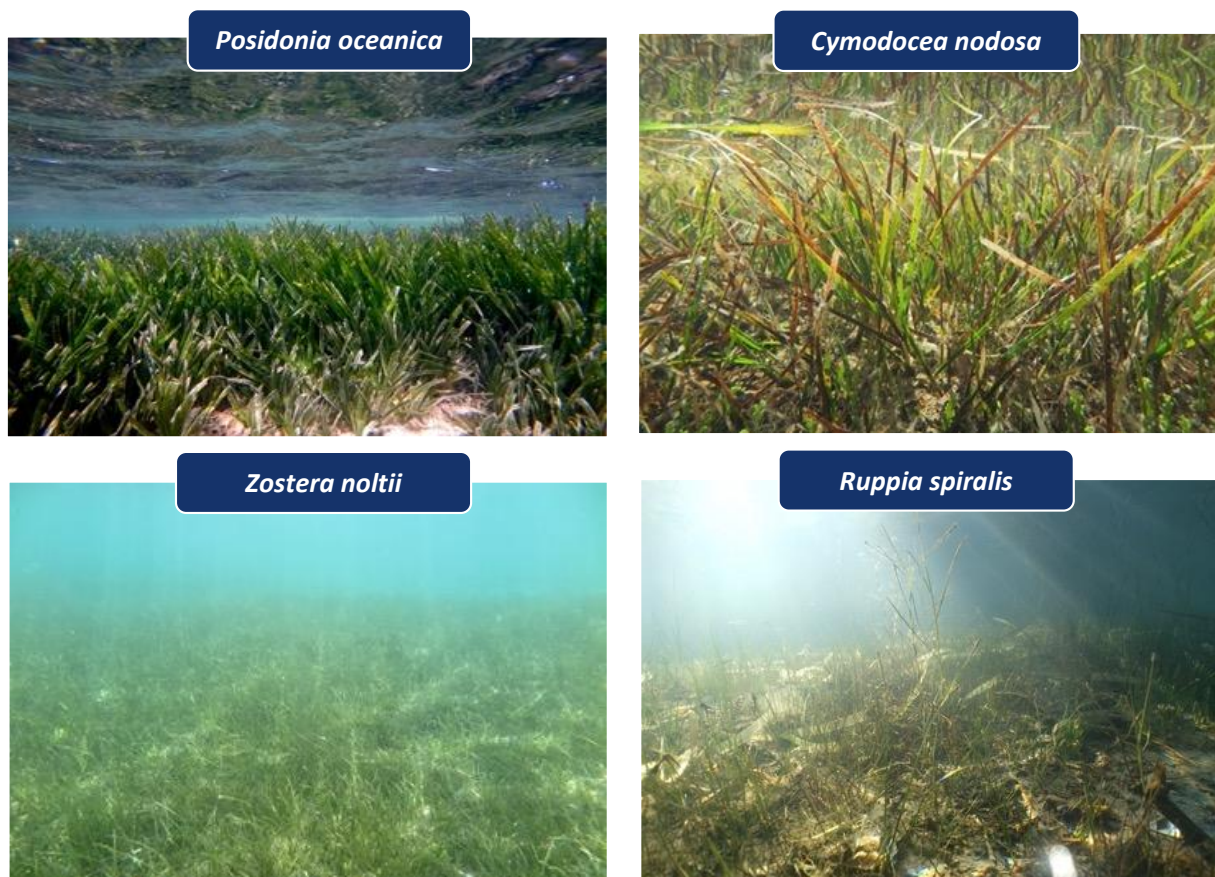


Figure 16 : photos des quatre espèces de Magnoliophytes marines présentes dans la lagune du Brusc et dans les anciens salins des Embiez.

La posidonie de la lagune présente une structure très spécifique qui est devenue rare de nos jours, avec la formation de deux récifs barrières, le premier de très grande taille au nord et le second de taille plus modeste au sud (Figure 94 et Figure 95).

Malgré l'importance écologique et patrimoniale du grand récif barrière nord, celui-ci a été largement détruit au cours des dernières décennies. Notamment, la surface du récif a été divisée par 2,8 entre 1944 et 1986 (Francour et Sartoretto, 1991). La cause principale est due à l'installation des infrastructures portuaires du Brusc directement sur la matte, apparente ou envasée, et sur les passes naturelles du récif permettant la respiration lagunaire (Figure 19).



Figure 17: Récifs barrières de la lagune du Brusc.

Les paramètres physico-chimiques de la masse d'eau et des sédiments de la lagune ont longtemps été très favorables aux herbiers de cymodocée (*Cymodocea nodosa*) qui couvraient la majeure partie de la lagune. Cette pelouse était clairsemée au sud contre le Gaou et près des passes et dense dans le centre de la lagune et jusqu'au récif barrière au nord. La troisième espèce de magnoliophyte, la zostère (*Zostera noltii*) était présente en plus faible abondance et poussait plutôt en bordure de la lagune, plus particulièrement contre le littoral du Brusc. Ce profil est resté globalement constant au cours du XX^{ème} siècle comme le laissent supposer les photographies aériennes et comme l'attestent les premières études scientifiques sur la zone (Deguen et Molinier, 1961 ; Vicente, 1974 ; Vicente *et al.*, 1993) (Figure 114). Deguen et Molinier précisent également, dès 1961, que la cymodocée est dense dans les zones fortement envasées.

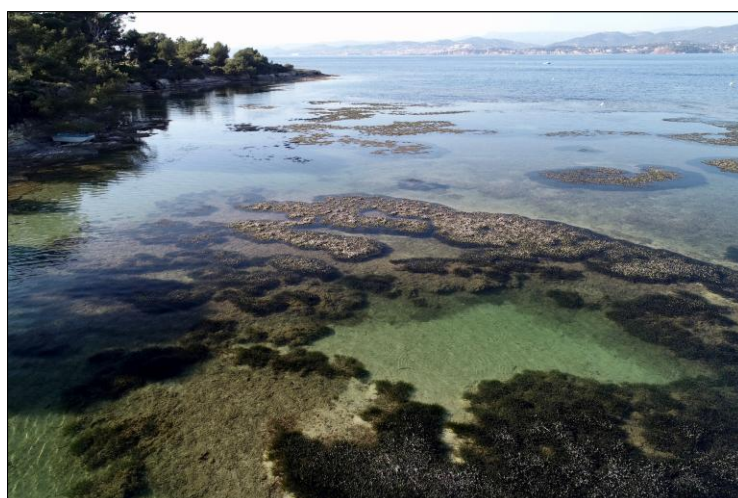


Figure 18 : Posidonie affleurante à marée basse dans le récif barrière.

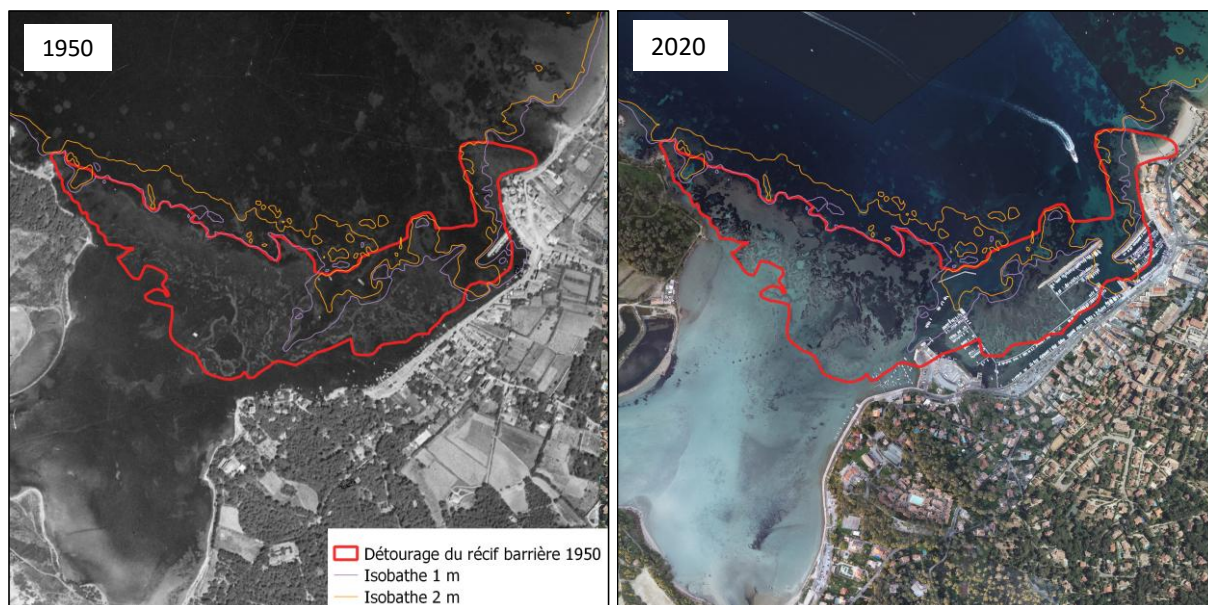


Figure 19 : Espace biostructuré du récif barrière (mattes et passes naturelles encadrées de tombants) détourné d'après la photographie aérienne de 1950 et des étalonnages in situ. Photographie historique IGN.

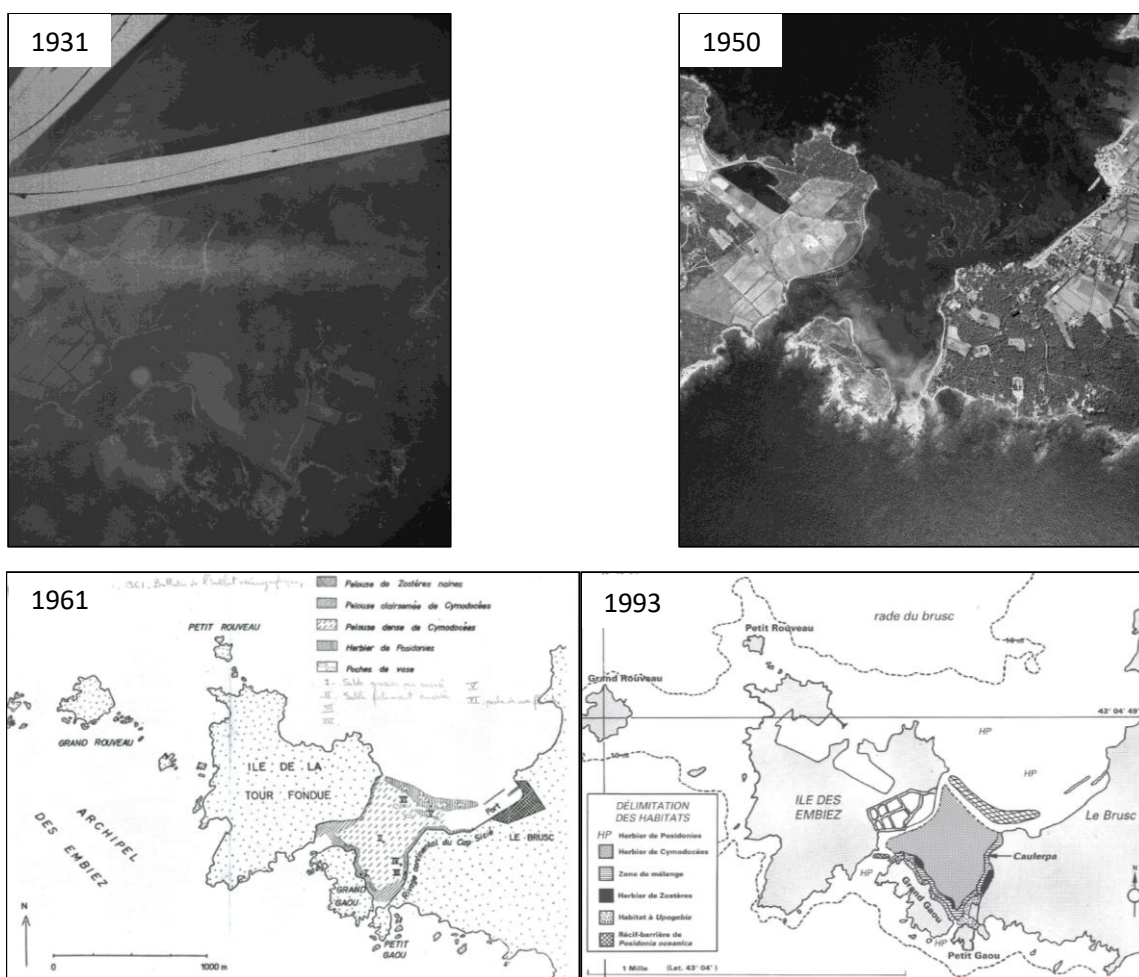


Figure 20 : Stabilité de la pelouse de magnoliophytes dans la lagune du Brusac au cours du XXème siècle. Photographies : IGN. Cartes : Deguen et Molinier, 1961 ; Vicente et al., 1993 (adapté de Vicente, 1974).

Au tout début du XXI^{ème} siècle, la situation s'est brutalement modifiée (Figure 115). La régression de la cymodocée a été signalée pour la première fois en 2002 et ce phénomène s'est accéléré dans la toute fin des années 2000. En 2004, c'est-à-dire juste au début de la décroissance des herbiers, un détournage précis de la cymodocée dans la lagune par Bernard du GIS Posidonie permet de déterminer que cette pelouse occupait une surface de 30 hectares (Bernard, 2004). En 2008, l'espace de la lagune couvert de cymodocée avait été presque divisé par deux avec 16,5 ha restants (Rouanet *et al.*, 2009). Par ailleurs en 2008 l'herbier de zostère contre le littoral du Brusc avait presque disparu avec seulement 10 m² recensés. En 2011, seuls quelques faisceaux épars de Cymodocée ont été observés.



Figure 21 : Photographies aériennes de 2003 et 2017 laissant deviner le passage d'une pelouse de magnoliophytes à une vaste zone sableuse dans la lagune du Brusc. Remarques : Les taches plus claires en 2003 n'indiquent pas l'absence d'herbiers mais simplement une plus faible densité et les taches très sombres en 2017 au nord-est ne sont pas des herbiers mais des dépôts de feuilles mortes de posidonies. Photographie : IGN.

En 2014, un recensement rigoureux dans la zone décrit la disparition de la zostère et la présence de quelques petits patches de cymodocée avec principalement deux zones de seulement 50 m² chacune le long du littoral du Brusc et au niveau de la passe du Grand Gaou (Kirchhofer *et al.*, 2016). En 2017, les patches de cymodocée ont fortement progressé pour atteindre un total de 1400 m² et des repousses éparses sont observées dans d'autres zones de la lagune. Pour la première fois, la zostère devient la magnoliophyte la plus présente au cœur de la lagune avec des patches de 1 à 190 m² dispersés dans toute la lagune pour un total d'environ 1600 m² (Lyonnet, 2017). Faute de suivis scientifiques intermédiaires, il n'est pas possible de déterminer précisément à quel moment entre 2014 et 2017, les herbiers ont amorcé une recolonisation de la zone lagunaire (Figure 22).

La perte de la pelouse de cymodocée dans la lagune est une destruction majeure à l'échelle du littoral méditerranéen français aussi bien en tant qu'espèce qu'en tant qu'habitat. En effet, les magnoliophytes marines sont des espèces et des habitats remarquables, apportant de nombreux bienfaits et services écosystémiques. À ce titre, la posidonie et la cymodocée sont des espèces protégées par l'arrêté du 19 juillet 1988. De plus, les herbiers sont protégés à l'échelon national par le décret du 20 septembre 1989 puis européen par le classement des herbiers comme habitat prioritaire en annexe 1 de la directive habitat le 21 mai 1992. La cymodocée est par ailleurs l'un des habitats côtiers les plus rares avec seulement 506 hectares le long du littoral méditerranéen français, recensement qui incluait le recouvrement de la lagune du Brusc de 2008 (Holon *et al.*, 2015). La disparition des 30 hectares historiquement présents dans la lagune représente donc la perte de 6% de la totalité des herbiers de cymodocée français. Les hypothèses de la régression de ces herbiers ont toutes, au moins en partie, été invalidées (pollution, cycle naturel, dégradation du récif barrière, augmentation de la turbidité, présence d'espèces invasives et surfréquentation) excepté celle de l'ensablement progressif de la lagune (Kirchhofer *et al.*, 2016).

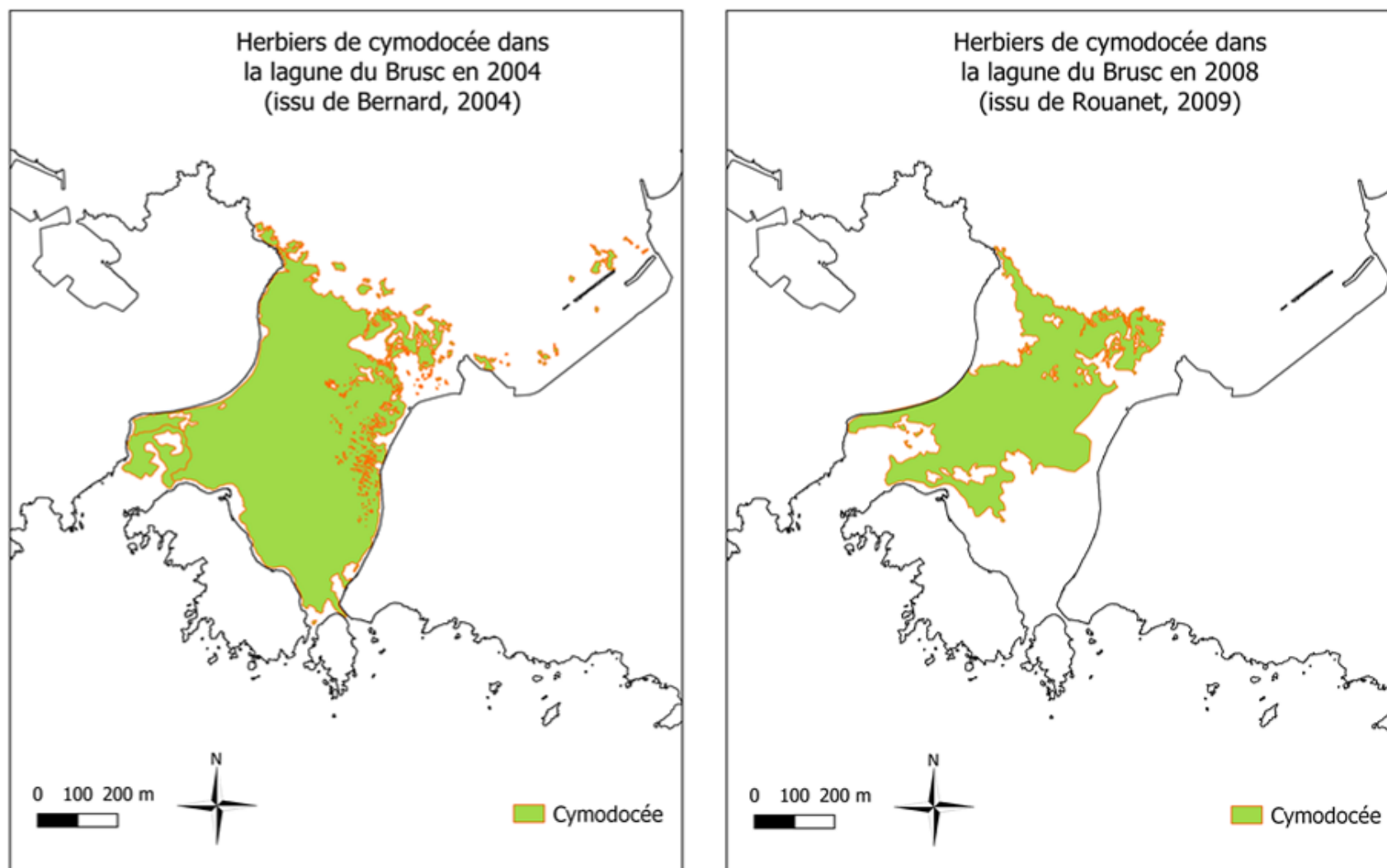


Figure 22 : Double page de cartographies de 2004, 2008, 2014 et 2017 des herbiers de cymodocée dans la lagune du Brusc. À partir de 2017, la zostère prend le dessus sur la cymodocée en colonisant tout l'espace par des repousses éparées qui sont donc comptabilisées. Ces repousses de zostère n'ont pas de surface délimitée sur la carte et ne sont représentées que les repousses de plus de 500 faisceaux. m^2 .

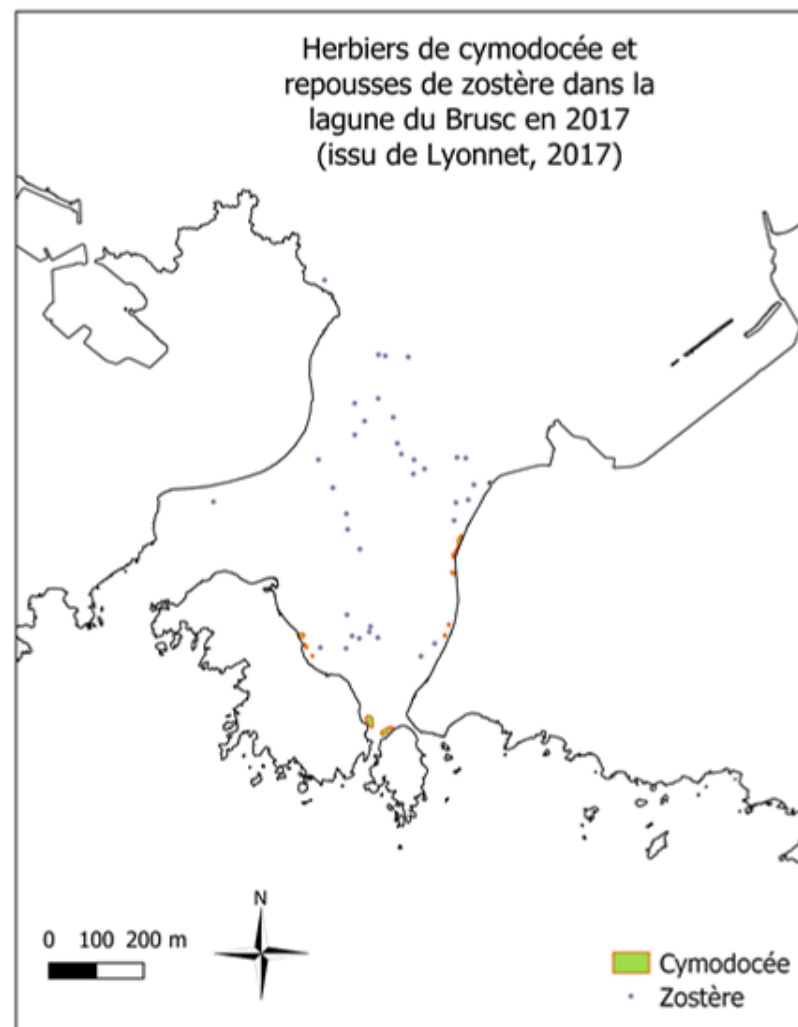
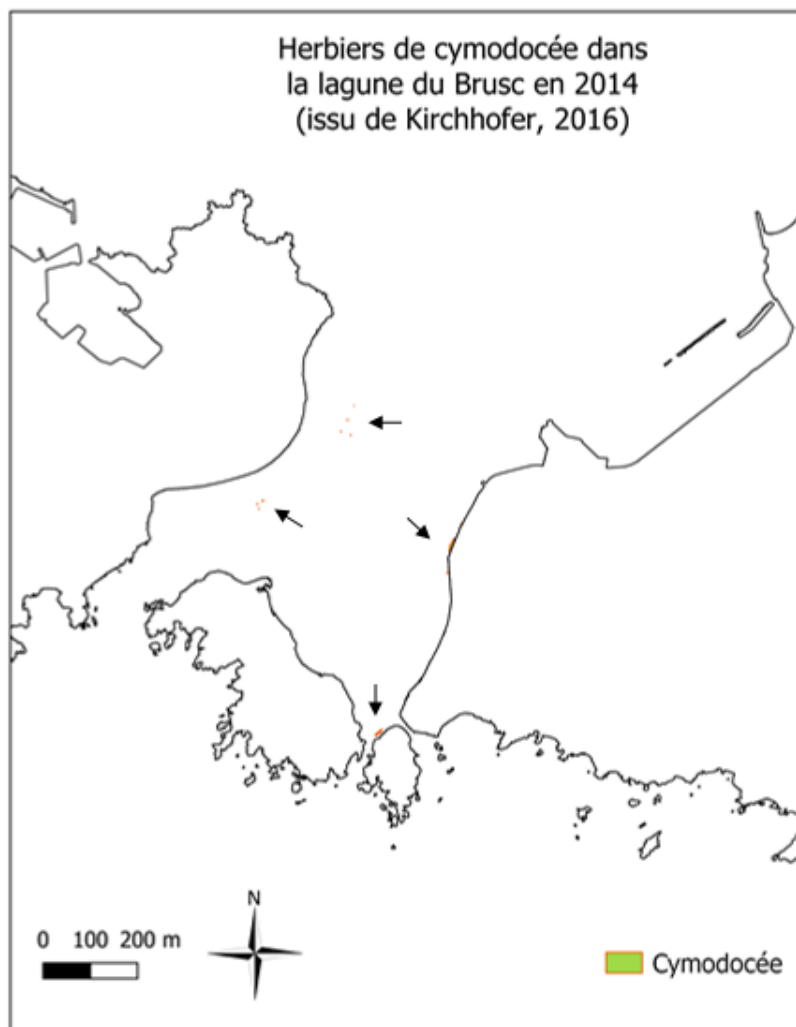


Figure 22 (Suite)

3. Caractérisation et évolution du site depuis 2018

3.1. La bathymétrie

Les lieux d'échanges de la lagune sont les passes et les récifs barrières. Une étude précise de leur morphologie a donc été réalisée à l'exception de la passe du petit Gaou non accessible par bateau. Un levé bathymétrique multifaisceaux a été effectué par le bureau d'études SEMANTIC TS. Ce travail a été réalisé en septembre 2018 à l'aide d'un sondeur multifaisceaux R2SONIC 2020 couplé à une centrale inertielle et à profileur vertical de célérité afin d'augmenter la précision de la mesure (Figure 23).

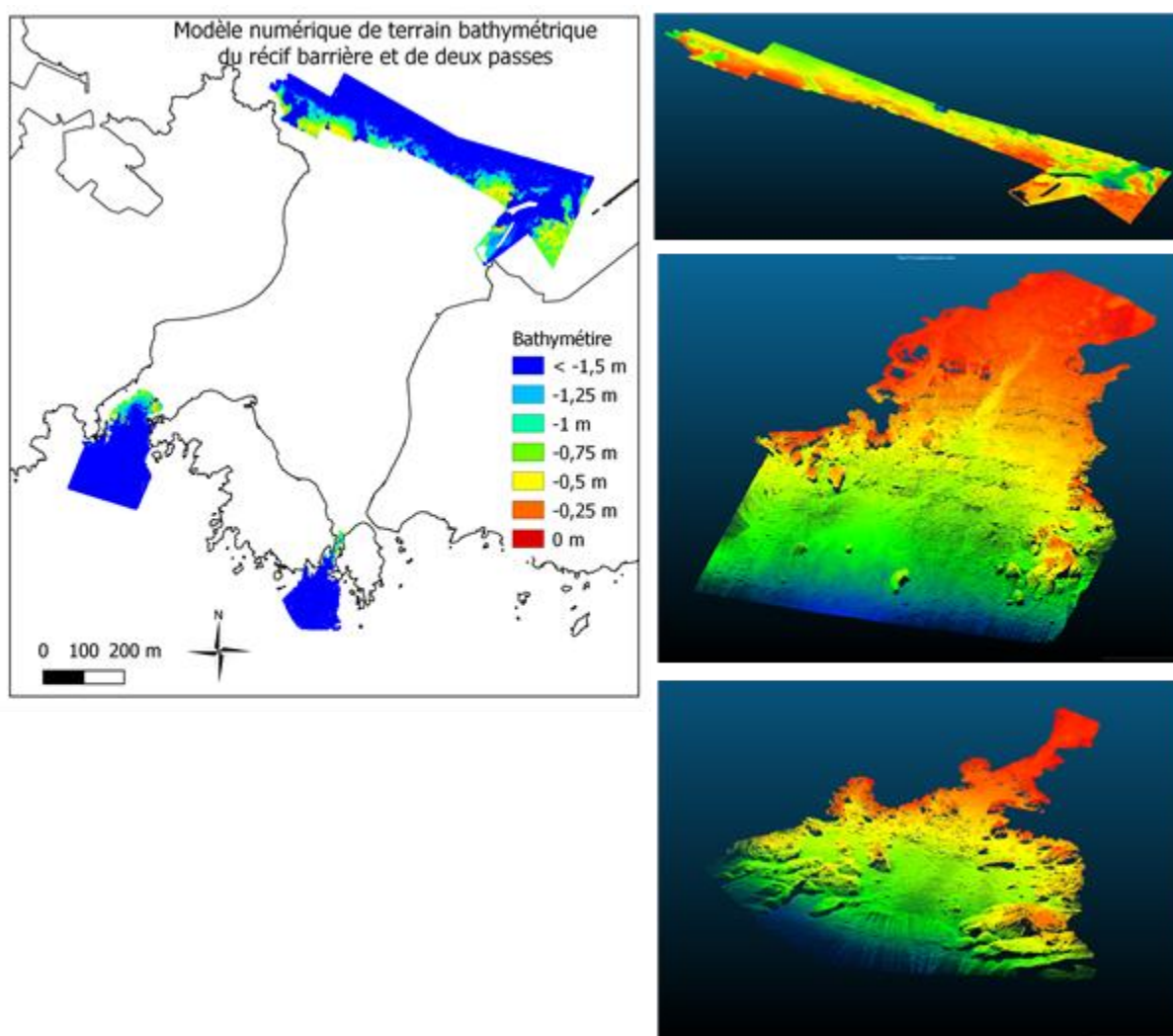


Figure 23 : Bathymétrie du récif barrière et de deux passes sud par relevé au sondeur multifaisceaux.

La bathymétrie de l'intégralité de la lagune a également été relevée en novembre 2017. Ce travail permet de caractériser précisément la zone, car la faible profondeur va fortement impacter les conditions abiotiques (paramètres de l'eau et sédimentation), biotiques (herbiers) et fonctionnel (nursérie). Cette information permettra également à terme d'estimer la présence de mouvements de sable au sein de la lagune ou encore de visualiser si la quantité de sédiments dans la lagune est stable ou évolue avec des gains ou des pertes de matière.

La faible profondeur dans la lagune a nécessité l'utilisation d'un sondeur acoustique monofaisceau eBEEEM développé par SEMANTIC TS et manœuvré sur un kayak instrumenté par un système complet de géoréférencement, d'outils de navigation, d'une centrale d'acquisition de données (Figure 24).

La fusion des données multi et mono faisceaux a permis de caractériser finement les points d'entrées d'eau de la lagune (figure 25). Au sud, les 3 passes – du petit Gaou, du grand Gaou et des Embiez - sont de faibles profondeurs et peu larges avec respectivement <0,5 m, 0,8 m et 0,7 mètre de profondeur minimale en son centre et 10 m, 7 m et 80 mètres de largeur minimale.



Le récif barrière est caractérisé par un plateau d'environ 50 cm de profondeur et où les patchs de posidonie affleurent en surface lors des basses mers (Figure 25). Sur la face interne, la matte visible s'estompe à 75 cm de profondeur sur toute la longueur du récif alors que sur la face externe, un talus de posidonie s'avance en pente douce sans présenter un tombant de matte franc sur toute sa longueur (Figure 26).

Figure 24 : kayak instrumenté d'un sondeur acoustique monofaisceau eBEEEM, d'un système complet de géoréférencement, d'outils de navigation, d'une centrale d'acquisition de données.

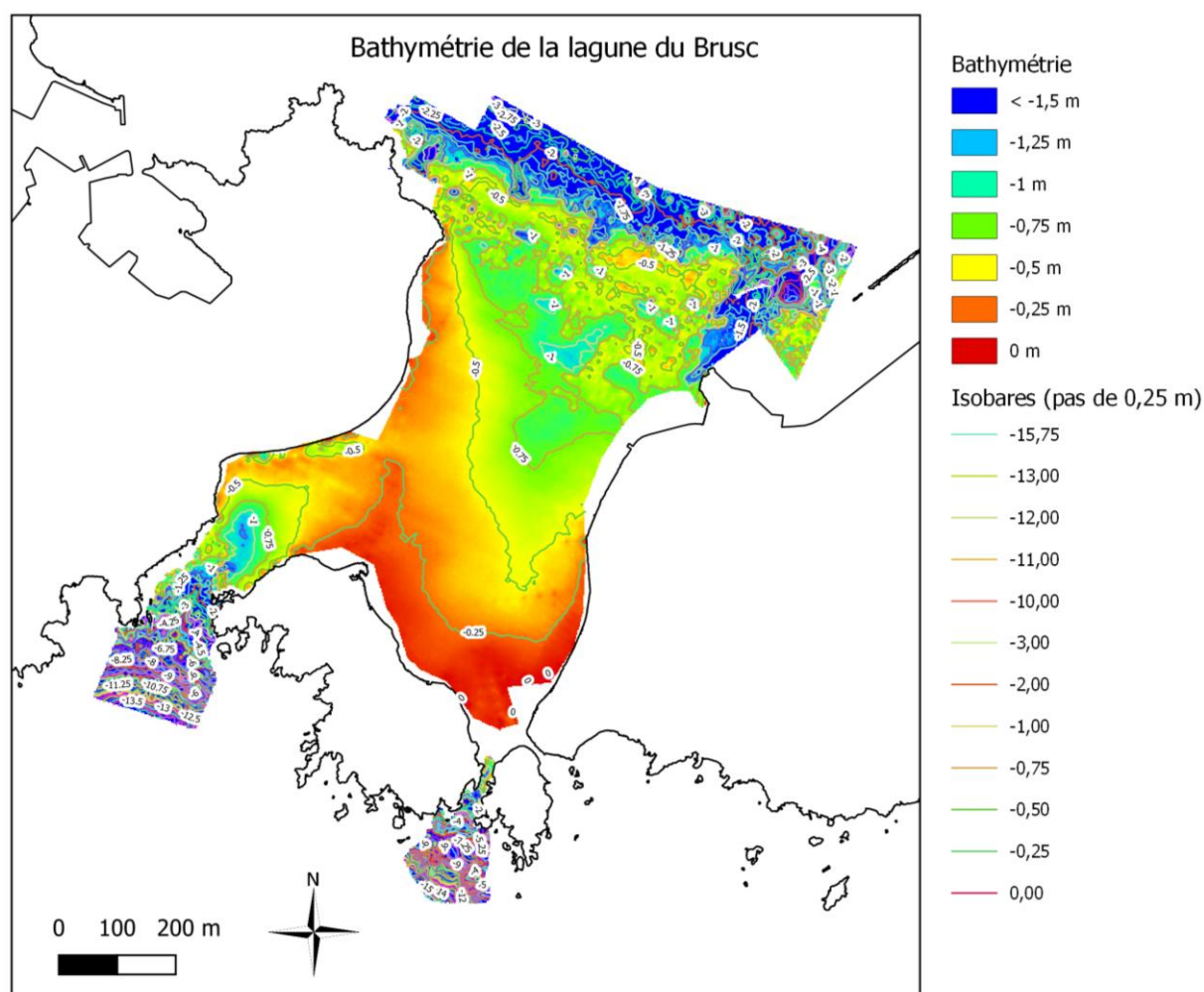


Figure 25 : Bathymétrie de la lagune du Brusca. Fusion des données des sonars multifaisceaux et mono faisceau.



Figure 26 : illustration de la morphologie des herbiers de posidonie au niveau des récifs barrières et configuration des passes.

3.2. Les limites de la zone

Une analyse cartographique nous permet de définir que le linéaire du trait de côte de la lagune est anthropisé à 52 %. Si on ajoute la réouverture de la passe Petit Gaou en 1978, la construction du parking dans la lagune et les aménagements portuaires sur une partie du récif barrière de posidonie, on remarque qu'une majorité des limites de la lagune de Brusc est directement anthropisée.

Le lagon ne peut exister que grâce à la présence du récif barrière qui délimite donc son extension au nord. Comme ce récif barrière ne présente pas de tombant net sur sa face externe nous avons choisi de fixer sa limite externe en mimant au plus près sa physionomie sur sa face interne. Nous prenons donc 75 cm de profondeur comme limite externe sauf lorsqu'un profil net se dégage (trou d'eau ou petit tombant de matte). Un suivi des paramètres physico-chimiques de la masse d'eau entre le lagon, le récif et la mer ouverte tend à prouver que cette limite à 75 cm est cohérente avec un seuil de modification de la masse d'eau, bien que cette limite doit évoluer en fonction des régimes de vents et de la hauteur d'eau (Simide et Abello, 2020). Malgré le fait que le récif barrière se prolonge au nord-est, nous avons artificiellement fixé la limite nord-est du récif au droit des aménagements portuaires bien qu'il se prolonge dans le port. Au sud, la limite de la passe des Embiez intègre le petit récif barrière et les limites des deux autres passes sont placées à la plus petite largeur. Nous avons donc redéfini la zone du lagon du Brusc à une superficie de 44 hectares (Figure 27).

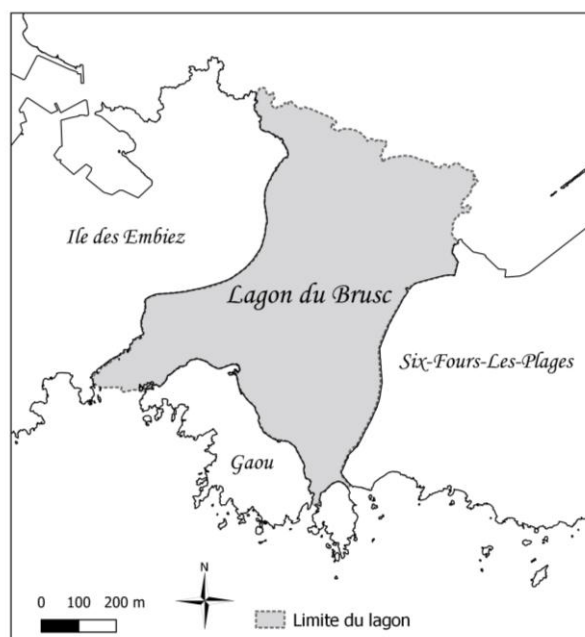


Figure 27 : Limite géographique du lagon du Brusc.

3.3. La masse d'eau

La masse d'eau étant partiellement fermée, les paramètres physico-chimiques de l'eau peuvent varier par rapport à la mer ouverte. La prise de diverses mesures de qualité de l'eau chaque heure début septembre 2018 montre qu'on peut retrouver des variations nycthémérales importantes (Figure 28).

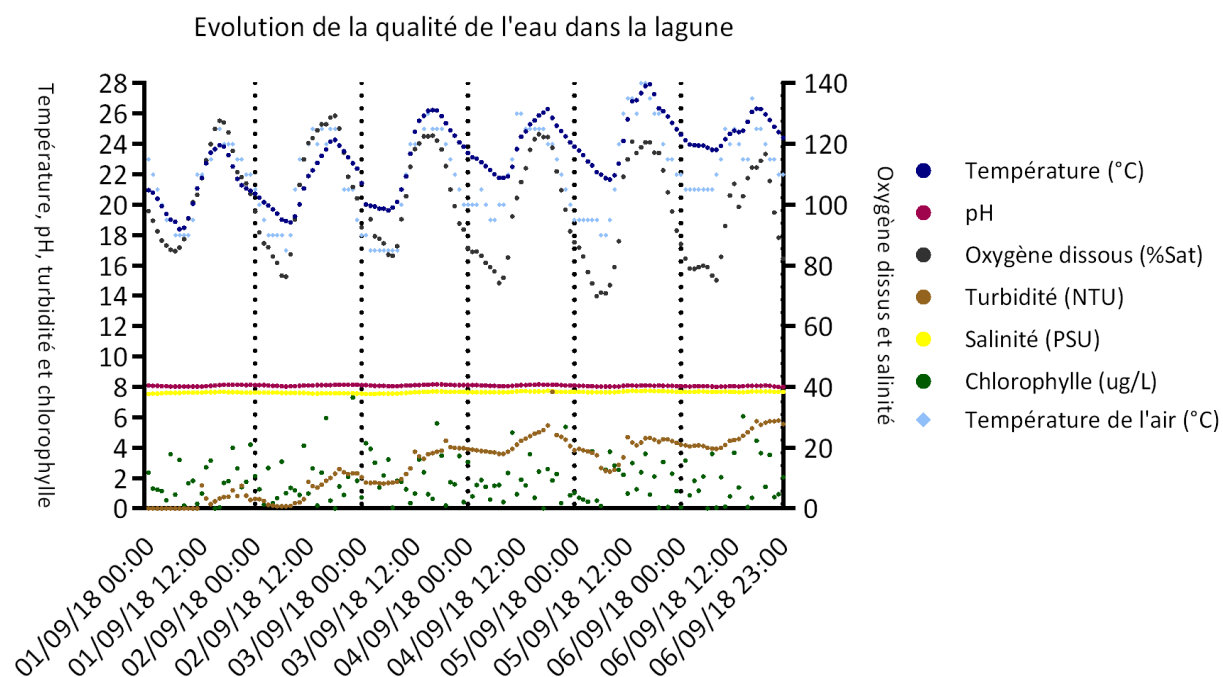


Figure 28 : Évolution de paramètres physico-chimiques et biotiques de l'eau dans la lagune.

Ces données ont été prises dans la lagune, proche du laboratoire de l'IOPR sur l'île des Embiez et à 20 mètres du littoral. Lors de ces mesures, le temps était clair jusqu'au 5 septembre suivi d'une couverture nuageuse, le vent très faible avec une brise d'ouest les derniers jours. On remarque que la température de l'eau fluctue jusqu'à près de 6 degrés entre le jour et la nuit. Ce paramètre, contrairement au fonctionnement en mer ouverte, est largement sous l'influence de la variation de la température de l'air, mais également des radiations solaires. Les poissons sont presque tous des organismes poïkilothermes (à sang froid). La température de l'eau a donc une très grande influence sur leur physiologie. Les occupants de la lagune doivent donc s'acclimater à ces fortes variations.

L'acquisition de données de température en continu sur une durée d'un an a été réalisée en 2020 (Figure 29). En hiver, les valeurs minimales étaient de 8°C, ce qui est inférieur aux minimales de température en mer ouverte en Méditerranée. De même, les températures maximales dans la lagune atteignent les 30°C, ce qui est supérieur aux valeurs maximales de température en mer ouverte. Ces températures extrêmes pour la région conditionnent la présence des espèces de poissons dans la lagune selon les saisons, mais aussi le développement des différentes espèces de Magnoliophytes.

Le pourcentage de saturation en oxygène dissous dans l'eau varie également fortement entre le jour et la nuit. Cela s'explique par l'arrêt de la photosynthèse la nuit (herbiers et phytoplanctons) et la respiration des organismes autotrophes et hétérotrophes le jour et la nuit faisant varier ce paramètre entre un maximum de 130 % de saturation le jour et un minimum de 70 % de saturation la nuit. L'oxygène dissous est l'un des paramètres ayant le plus d'influence sur la physiologie des organismes marins. Si la morphologie de la lagune par sa faible profondeur et son hydrodynamisme réduit, en fait un habitat de nurserie théoriquement favorable pour de nombreuses espèces de poissons côtiers, ceux-ci doivent supporter un manque d'oxygène la nuit. Ce phénomène contraint le nombre d'espèces pouvant utiliser cette zone comme nurserie. De plus, le cloisonnement de la lagune la rend sensible à l'eutrophisation, ce qui est accentué par l'urbanisation du littoral, mais également par les eaux noires et grises des deux ports jouxtant la lagune cumulant 1600 places à eux deux. Or, l'enrichissement de la lagune risquerait de conduire à un bloom algal (phytoplanctonique ou macroalgue).

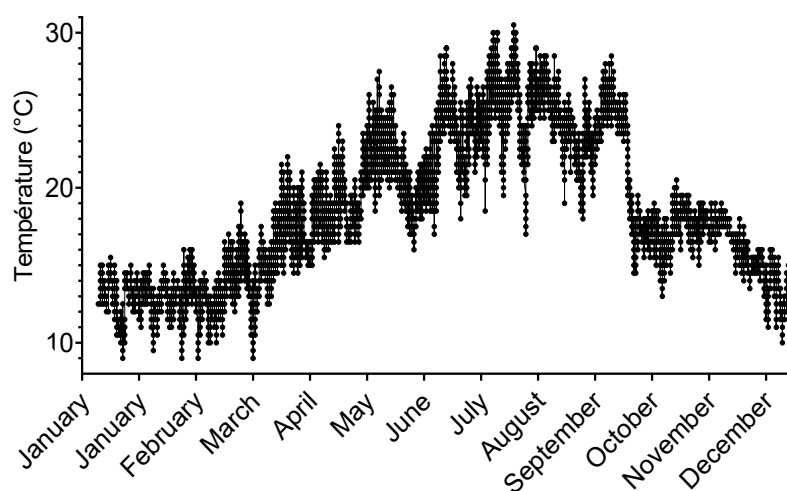


Figure 29 : Température de l'eau dans la lagune du Brusc au cours de l'année 2020.

3.4. Mosaïque d'habitats de la lagune du Brusc

La lagune du Brusc est un espace complexe présentant une grande diversité d'habitats fonctionnels sur une surface relativement restreinte. La structure de la lagune du Brusc doit être perçue comme une mosaïque d'habitats (Figure 30). La présence de ces nombreux habitats sur une petite surface favorise les milieux de transitions qui sont des espaces très propices à abriter une biodiversité importante.

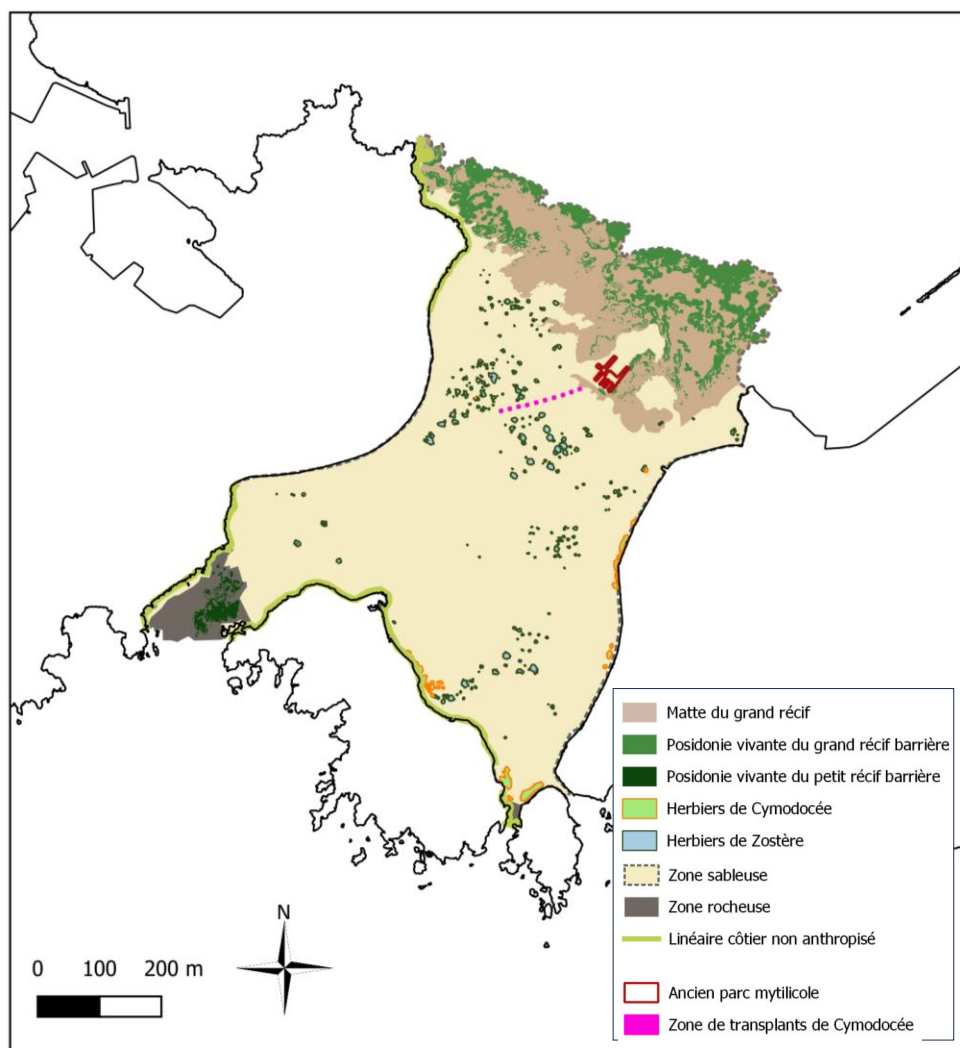


Figure 30 : Mosaïque d'habitats de la lagune du Bruscia en 2018

Le recueil d'informations sur ces habitats est issu de vérités terrain, d'images aériennes et de photographies des fonds. De plus, un système d'acquisition de vidéos déployé par le bureau d'étude SEMANTIC TS a permis d'extraire un jeu de données d'environ 4000 photos géoréférencées de la zone lagunaire qui constitue un atlas photographique (Figure 31). Cet atlas permet d'avoir une image de référence des fonds de la lagune en automne 2017.

La zone sableuse de mode calme est le principal habitat comptant pour un peu moins de 32 hectares. Le grand récif barrière de posidonie arrive en seconde position avec presque 10 hectares de matte, dont un peu plus de 3 hectares de posidonie vivante. La forte hétérogénéité spatiale au sein du grand récif forme des micro-habitats très variés et des milieux de transition foisonnants. Nous ne pouvons donc pas strictement considérer qu'un seul point d'échantillonnage dans ce récif est représentatif de son ensemble.

Le petit récif barrière compte pour un peu moins de 0,3 hectare et présente un profil différent du précédent. C'est un herbier sur roche, globalement vivant et formé de micros-tombants de matte et de roches d'environ 0,5 m de profondeur. C'est principalement dans ce même espace, au niveau de la passe des Embiez, et en moindre mesure dans les deux autres passes plus petites, que l'on trouve la majeure partie de l'habitat rocheux qui compte au total pour 1,2 hectare. Cet habitat présente un faciès de roche nue ou de petit fond à algues photophiles en fonction de la saison, mais aussi de l'exposition à la houle.

Les herbiers de petites Magnoliophytes marines comptent pour un peu moins de 0,7 hectare en 2018 avec environ deux fois plus de zostères que de cymodocée. L'efficacité en tant qu'habitat de ces herbiers est

fortement dépendante de la taille des patches et de la densité en faisceaux (Boström *et al.*, 2011). Les relevés effectués sur une seule zone d'herbiers ne peuvent donc pas être formellement représentatifs de l'ensemble des patches dans la lagune.

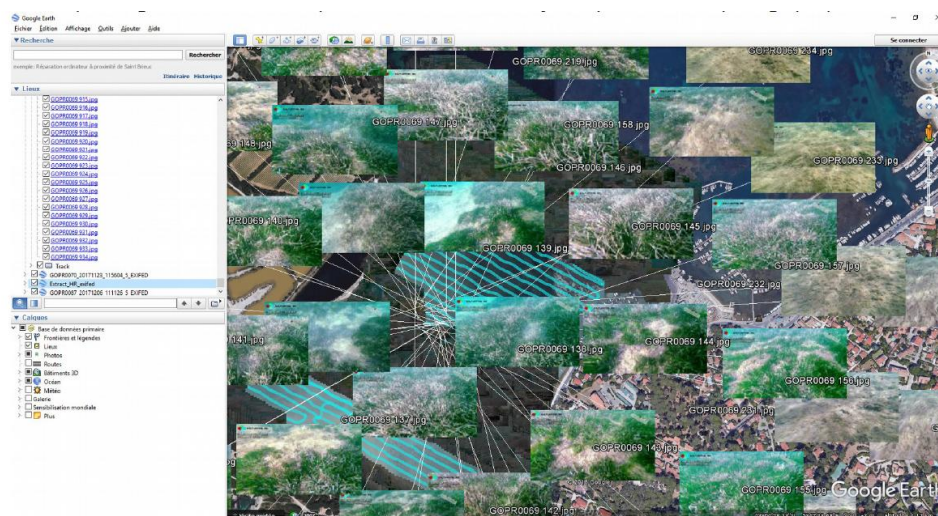


Figure 31 : Présentation de l'atlas photographique. Exemple de photographies sous-marines extraites de vidéos.

Le linéaire côtier est pour moitié anthropisé avec principalement une digue cotée Brusc et un enrochement côté Embiez. La partie peu ou pas anthropisée est principalement une zone sableuse au niveau du Gaou et une zone rocheuse aux Embiez.

Un ancien parc mytilicole occupe une superficie d'environ 0,3 hectare en plein cœur de la lagune. Il apporte une surface sur laquelle ont été ajoutés de petits récifs artificiels pour complexifier une partie de cet espace en 2018, dans le cadre du programme SARLAB (Voir chapitre 3).

En 2018, l'absence de continuum au sein des herbiers de Magnoliophytes et la présence de grands espaces sableux sont défavorables à l'installation d'une biodiversité foisonnante, ainsi qu'un milieu moins propice de nurserie pour les poissons. Les interactions et les espaces de transitions entre les habitats influencent les fonctions de la mosaïque d'habitats dans son ensemble (Boström *et al.*, 2011). Le corridor de cymodocée transplantée, réalisé en 2018 dans le cadre du programme SARLAB, a cette double vocation de créer une zone de transition et d'interactions ainsi qu'une zone de transit entre les habitats, parc à moules, récif barrière et zostère jusqu'au littoral des Embiez (Voir chapitre 4).

3.5. Évolution des herbiers de Magnoliophytes dans la lagune du Brusc

Les herbiers de *Cymodocea nodosa* et de *Zostera noltii* jouent historiquement un rôle fondamental dans l'équilibre écologique des lagunes côtières. Ils favorisent la stabilisation des sédiments, participent au cycle du carbone et constituent des habitats essentiels pour de nombreuses espèces benthiques et ichtyologiques, notamment pour leur rôle de nurserie. Après une forte régression des herbiers avant 2010, les prémices d'une lente recolonisation ont été observées entre 2014 et 2017.

Entre 2018 et 2022, des cartographies des herbiers de Magnoliophytes de la lagune du Brusc ont été réalisées chaque année. Ce suivi doit permettre de mieux caractériser l'évolution spatiale et structurale des herbiers de Cymodocée et de Zostère en relation avec les variations de conditions naturelles et anthropiques qui influent sur les herbiers et d'améliorer les mesures de gestion du site.

Pour réaliser ces cartes, une série de photomosaïques couvrant l'ensemble de la lagune du Brusc a été réalisée tous les ans au mois d'août. Les photomosaïques sont générées grâce à l'acquisition d'images par drone (DJI Phantom 4 PRO®) et à l'aide du logiciel Drone Deploy. Ce logiciel permet de programmer le trajet du drone ainsi que la prise de vue et d'assembler les images obtenues. Pour un assemblage optimal des images sur Drone Deploy, le recouvrement entre chaque prise de vue doit être compris entre 60 et 80 %. Les photomosaïques pour chaque année sont présentées en Figure 32.

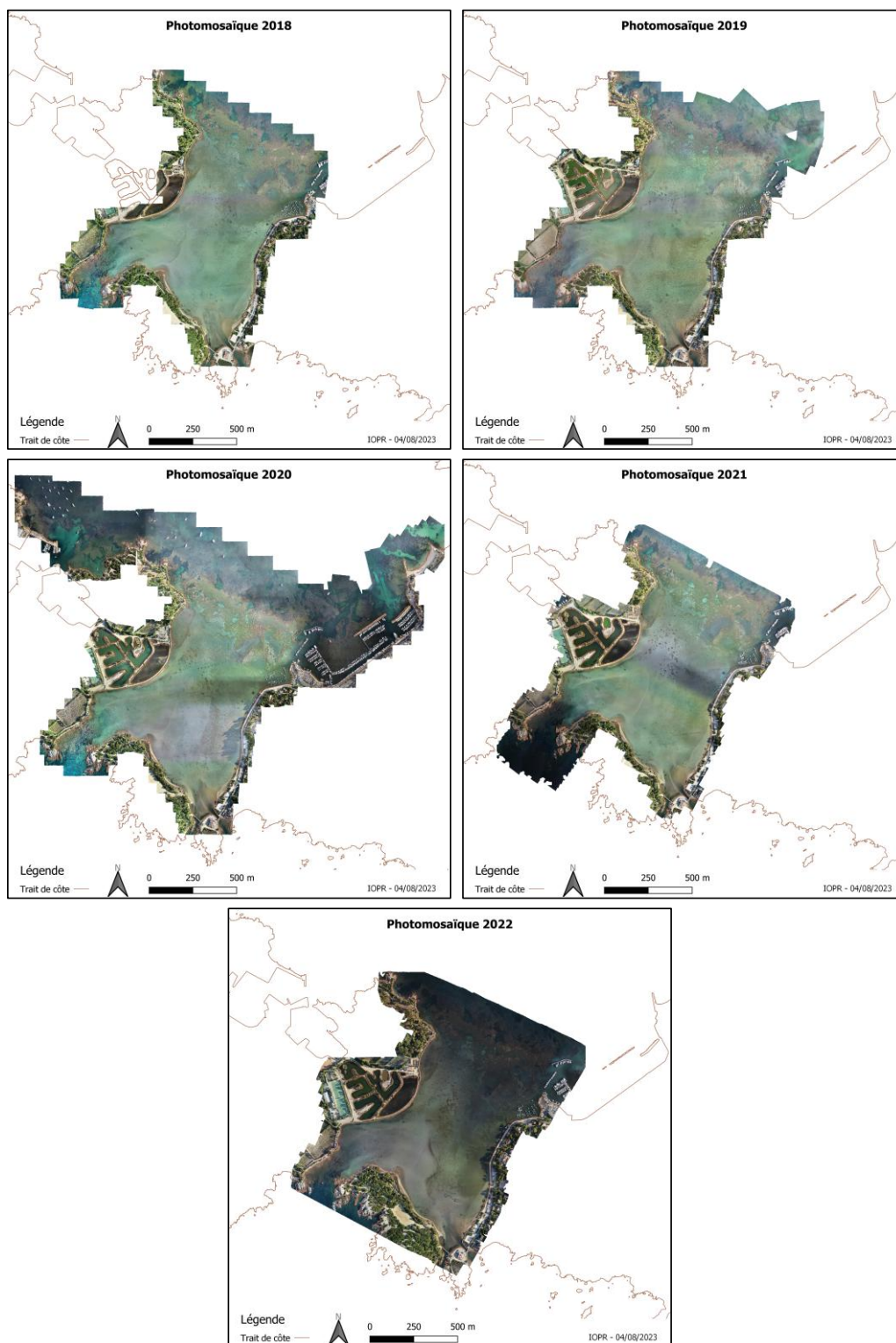


Figure 32 : Photomosaïques de la lagune du Brusc pour chacune des cinq années de suivi.

La photomosaïque géoréférencée ainsi obtenue est ensuite traitée sous logiciel QGIS afin de réaliser le détourage des différents patchs d'herbier. Des vérités terrain ont été effectuées pour vérifier l'identification des espèces de certains patchs ainsi que leurs limites. En complément des mesures surfaciques, des mesures densités de faisceaux de cymodocée et de zostère ont été relevées sur 62 patchs en août 2018, 2019, 2020, 2021 et 2022 afin d'apprécier l'évolution de la structure des herbiers (Figure 33).

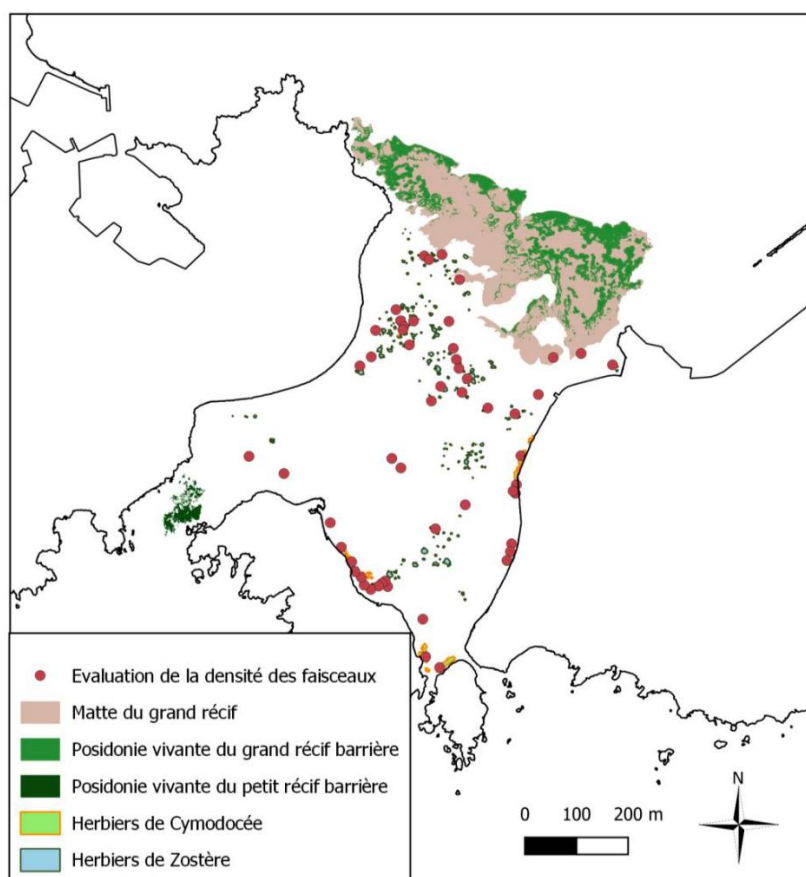


Figure 33 : Points de mesures de la densité des faisceaux de cymodocée et zostère.

En 2018, de vastes étendues de sable nues dominaient la lagune, en particulier dans les secteurs autrefois occupés par *Cymodocea nodosa*. La Zostère était présente sous forme de patchs discontinus surtout dans la partie centrale de la lagune et occupé une surface de 4 742 m², tandis que la Cymodocée était beaucoup plus restreinte en termes d'occupation spatiale avec 2 145 m² et cantonnés à la frange littorale de la corniche du Brusc, du Petit Gaou ainsi que du Grand Gaou. Les seuls patchs de cymodocée présents au centre de la lagune étaient ceux issus de l'opération de transplantation réalisée au printemps 2018 (Figure 34, 35, Figure 36, Figure 37, Figure 38, Figure 39).

Entre 2018 et 2020, une augmentation des surfaces occupées par la Zostère a été observée, avec une recolonisation de nouvelles zones, particulièrement au centre de la lagune. Les patchs déjà présents en 2018 ont grandi et certains se sont rejoins. Les surfaces occupées par cette espèce ont presque doublé en deux ans, atteignant 8 657 m² en 2020. Parallèlement, la Cymodocée a progressé, bien que de manières plus limitées, avec un gain d'environ 500m² en deux ans, et restreints aux zones où elle était déjà présente.

Entre 2020 et 2021, les surfaces totales d'herbier on peut évoluées en termes de surface, mais leur répartition et structure ont évolué. Les patchs de zostère existants se sont consolidés, renforçant ainsi la connectivité entre les herbiers. De petits patchs de cymodocée sont apparus le long de la côte au nord de l'île des Embiez, ainsi qu'au centre de la lagune.

Herbiers de Magnoliophytes de la lagune du Brusc en 2018

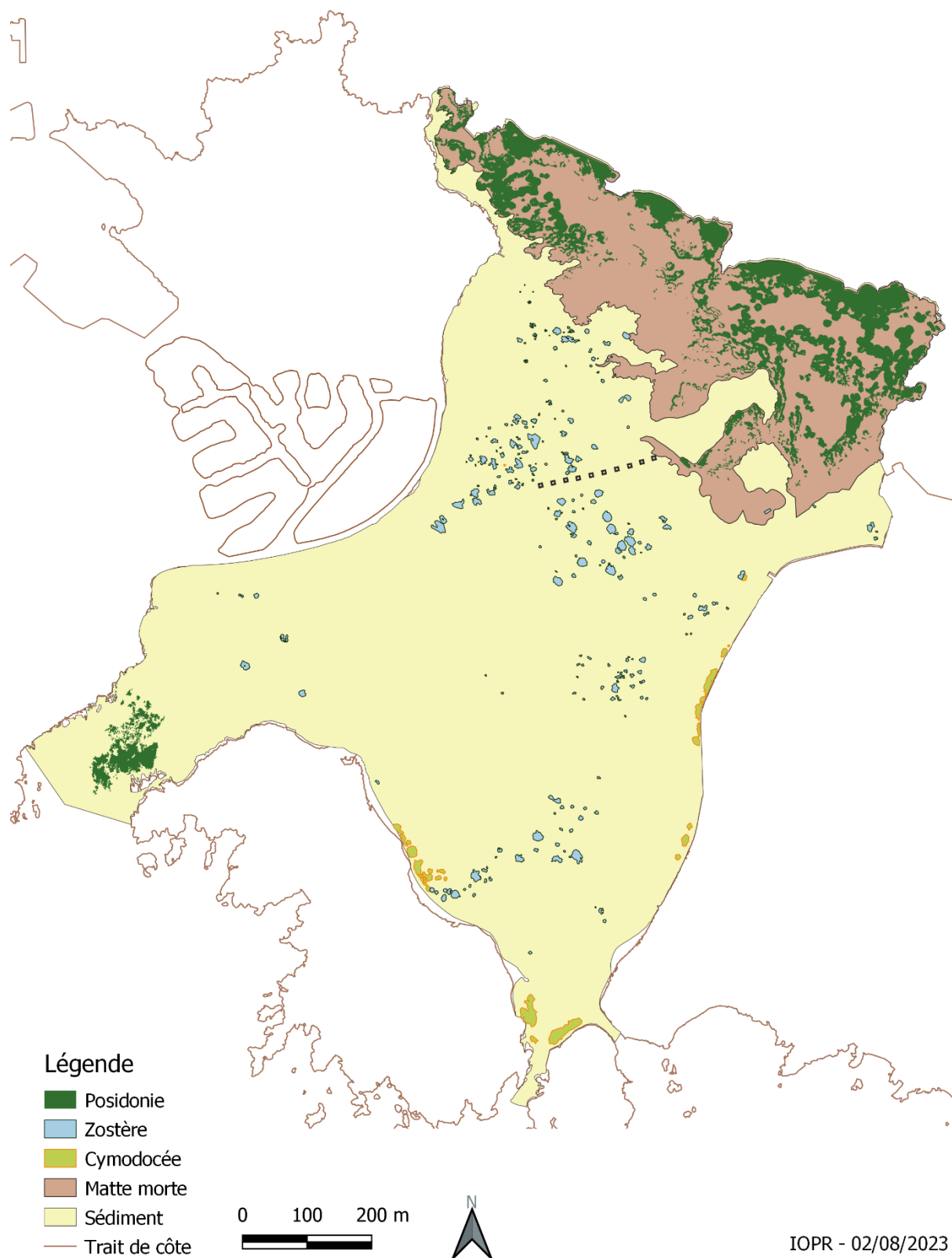


Figure 34 : Cartographie des herbiers de Magnoliophytes de la lagune du Brusc en 2018.

Herbiers de Magnoliophytes de la lagune du Brusc en 2019

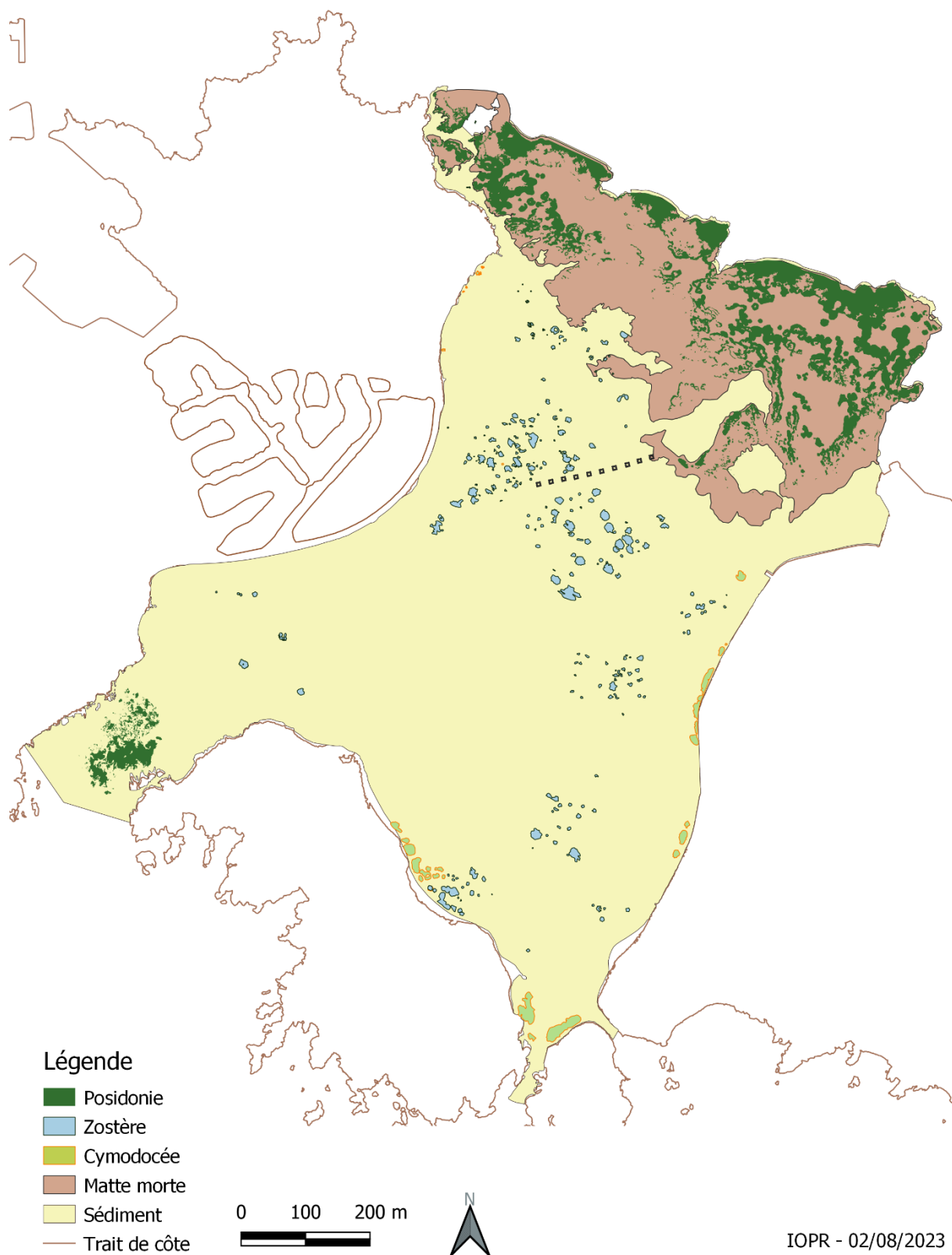


Figure 35 : Cartographie des herbiers de Magnoliophytes de la lagune du Brusc en 2019.

Herbiers de Magnoliophytes de la lagune du Brusc en 2020

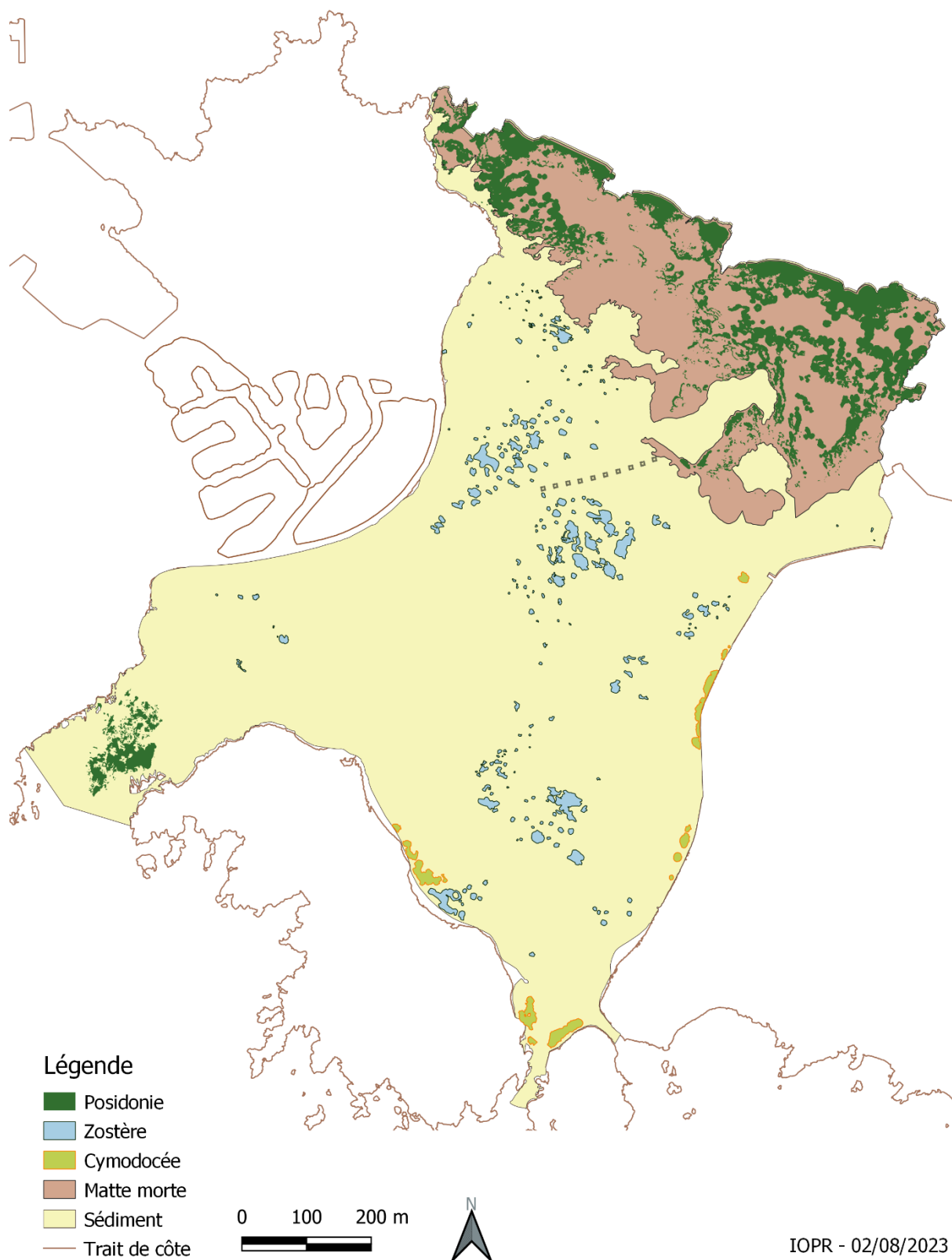


Figure 36 : Cartographie des herbiers de Magnoliophytes de la lagune du Brusc en 2020.

Herbiers de Magnoliophytes de la lagune du Brusc en 2021

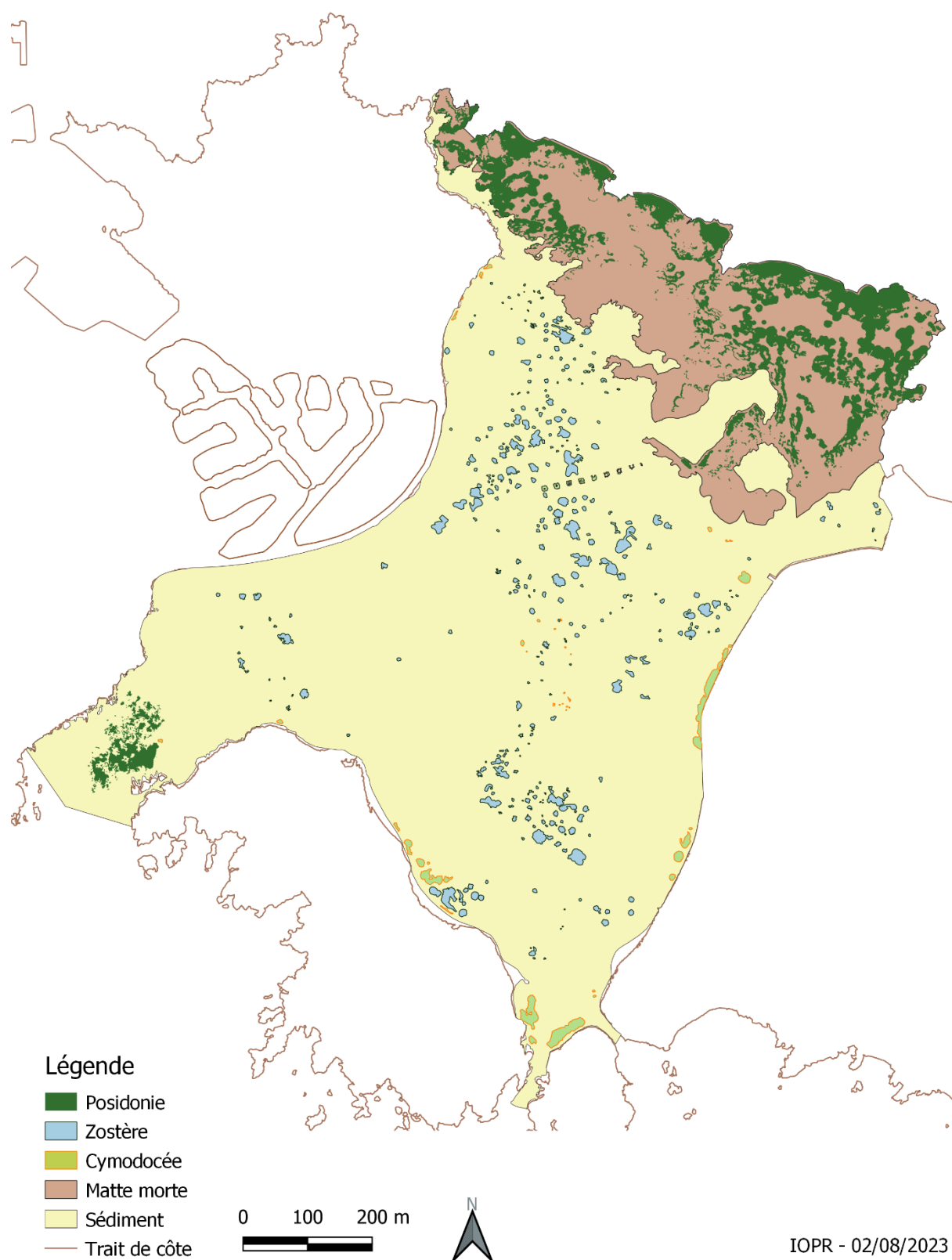


Figure 37 : Cartographie des herbiers de Magnoliophytes de la lagune du Brusc en 2021.

Herbiers de Magnoliophytes de la lagune du Brusc en 2022

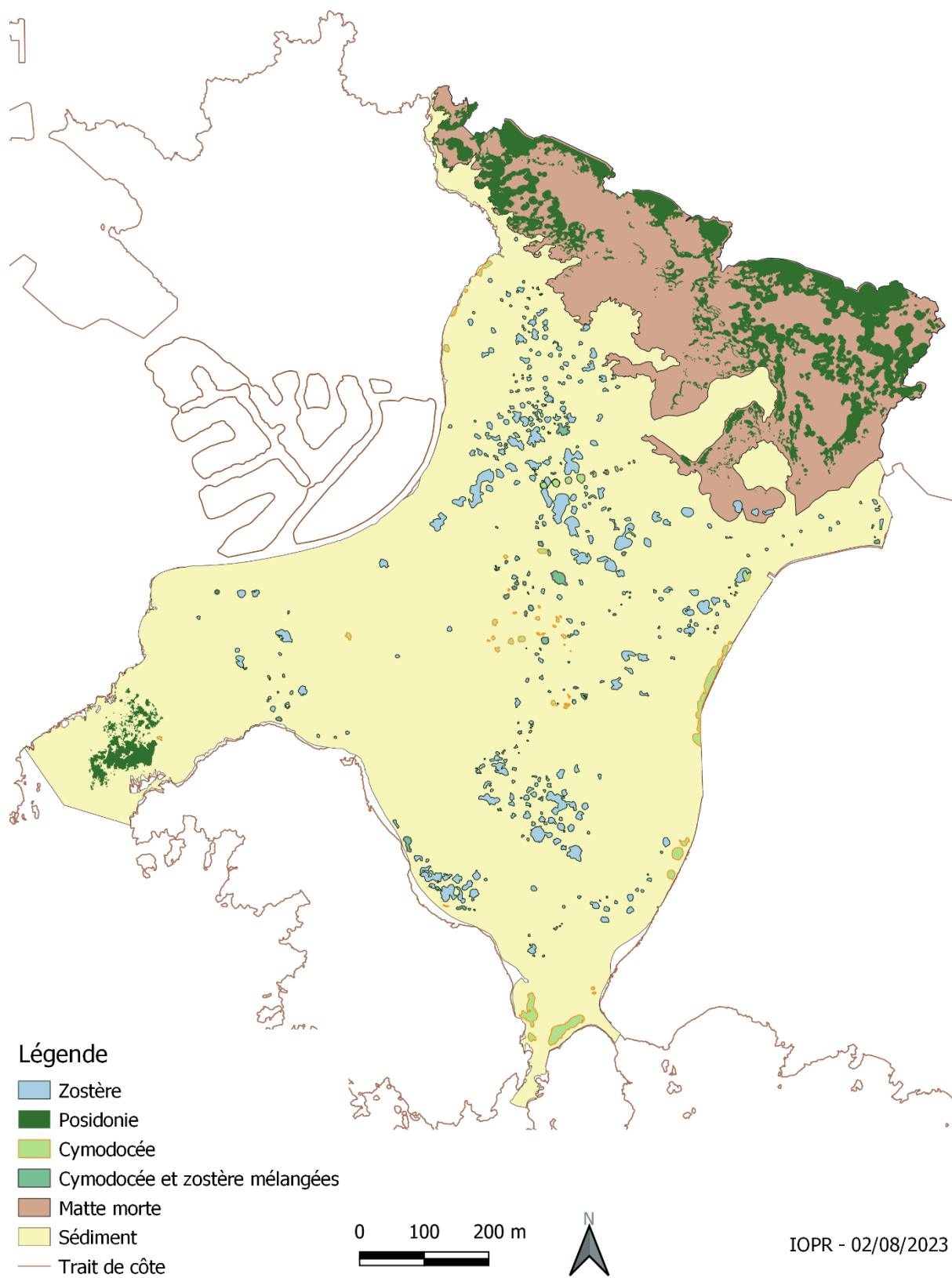


Figure 38 : Cartographie des herbiers de Magnoliophytes de la lagune du Brusc en 2022.

En 2022, la zostère a poursuivi son expansion, couvrant 12 788 m². Certains patches atteignent des surfaces supérieures à plusieurs dizaines de mètres carrés. En termes de surface occupée, la Cymodocée a une croissance plus lente avec 2 657 m² en 2022. Cette apparente stabilité de croissance est due à des évolutions contrastées des patches entre les différentes zones de la lagune. En effet, les patches présents au niveau du Grand Gaou ont régressé, en partie remplacés par de la zostère alors qu’au milieu de la lagune, les patches ont grandi, des nouveaux sont apparus et environ 700 m² de patches mixtes où coexistent les deux espèces sont apparus.

Zostera noltii est une espèce qui peut faciliter l’implantation et le développement de *Cymodocea nodosa* (Brun et al. 2009). Le développement de patches mixtes peut résulter de la mise en place d’une succession écologique entre ces deux espèces dans la zone centrale de la lagune. Il est donc probable qu’au cours des prochaines années le développement de *Cymodocea nodosa* s’accélère au milieu de la lagune, remplaçant successivement les patches de zostère.

Depuis 2018, les herbiers ont progressivement recolonisé la zone. La surface des herbiers de zostère a presque triplé par rapport à 2017 et la surface des herbiers de cymodocée, incluant les herbiers mixtes, a augmenté de 56% (Figure 39).

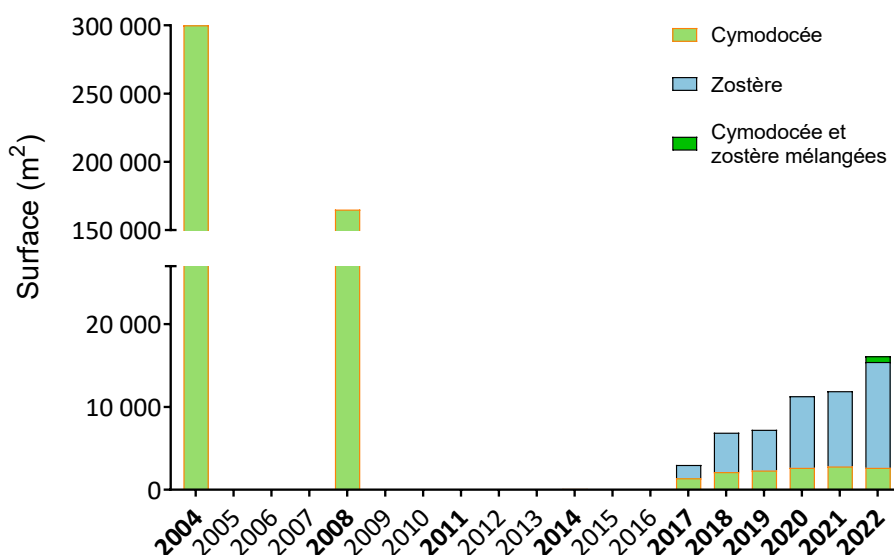


Figure 39 : Évolution du recouvrement en herbiers de *Cymodocea nodosa* et *Zostera noltii* dans la lagune du Brusc entre 2004 et 2022. En gras, les années où un relevé des herbiers a été effectué. À noter qu’en 2004 et 2008 la zostère, minoritaire, a été assimilée à la cymodocée dans les suivis.

Concernant la densité des faisceaux, les résultats montrent une évolution contrastée entre les deux espèces étudiées. Les patches de Cymodocée étudiés ont connu une augmentation progressive de leur densité entre 2018 et 2021, passant de $1\,495 \pm 483$ faisceaux/m² à $1\,954 \pm 652$ faisceaux/m² (Figure 40).

La Zostère, en revanche, présente des densités d’environ 1000 faisceaux /m² relativement stables au cours du temps, avec une variabilité plus importante entre les sites en 2021. En 2021, certaines zones montrent des densités plus élevées que les autres années, témoignant d’une expansion et de la bonne vitalité des herbiers de cette espèce dans la lagune.

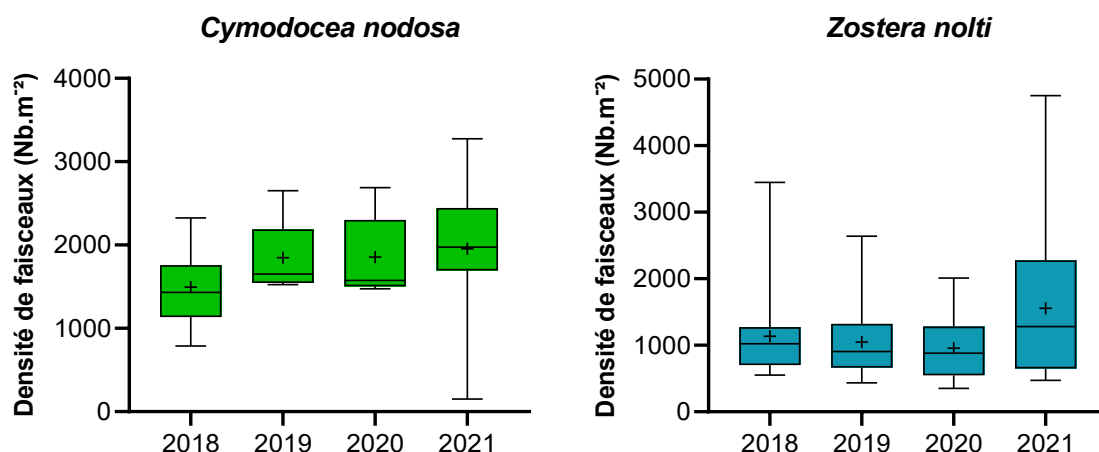


Figure 40 : évolution des densités de faisceaux des herbiers de *Cymodocea nodosa* et *Zostera noltii* entre 2018 et 2021.

Actuellement *C. nodosa* et *Z. noltii* sont en expansion dans la lagune du Brusc. La connectivité entre les herbiers s'est améliorée entre 2018 et 2022, favorisant ainsi une meilleure structuration de ces habitats. Toutefois, leur surface actuelle ne représente que 5 % de l'herbier de cymodocée qui était présent en 2004 et les patches ne constituent pas encore un de grandes zones d'herbiers continus, ce qui limite leurs fonctions écologiques de nurserie de poissons côtiers. La dynamique actuelle d'expansion des herbiers dans la lagune du Brusc laisse présager que la reconquête de cet écosystème, si elle a lieu, risque de prendre plusieurs dizaines d'années.

Pour suivre l'évolution de cette dynamique, il serait pertinent de mettre en place un suivi à long terme de ces herbiers ainsi que des facteurs environnementaux influençant leur développement, tel que la qualité de l'eau, l'hydrodynamisme et la sédimentation.

3.6. Dynamique sédimentaire

La lagune est caractérisée comme un espace d'hypersédimentation avec des dépôts de matières fines. Des grains plus grossiers peuvent néanmoins se retrouver au niveau des zones principales de courants. Le type de sédiments peut influencer le développement des herbiers de magnoliophytes dans la zone. La détermination des sédiments est donc un paramètre important à prendre en compte. Le sondeur monofaisceau a permis de produire une carte de la répartition de la dureté des sédiments dans la lagune (Figure 41). Les contrôles en vérité terrain ont permis de définir que l'indice de la dureté des sédiments explique efficacement la répartition des cailloutis et des graviers. Plus cet indice est élevé, plus des grains de grandes tailles sont retrouvés dans les sédiments.

En juin 2018, des bennages de sédiments superficiels suivis d'un tamisage ont permis de déterminer le classement des grains ainsi que de définir les fractions majoritaires sur 11 points de la lagune (Figure 41 et Figure 42).

Les échantillons 1, 2, 9 et 11 sont hétérogènes et mettent en avant, additionnés à la dureté relative des sédiments, que les courants principaux de la lagune se trouvent au niveau des passes, principalement la passe des Embiez ainsi qu'au niveau du littoral des Embiez et du Brusc en périphérie du récif barrière. Historiquement, la zone de passage du courant au nord se faisait en suivant le littoral du Brusc au niveau du port actuel (Blanc, 1958) (Figure 43). La construction de la mise à l'eau et de la digue du large sur ce passage ne permet plus qu'un échange sur un petit espace jusqu'à la matée du récif barrière. Un nombre faible de cailloutis sont présents sur cette zone. Les aménagements portuaires (pontons, digues et mise à l'eau) sont donc certainement liés à une modification des courants dans la lagune avec l'apparition d'un flux sur le côté ouest du récif barrière contre le littoral des Embiez.

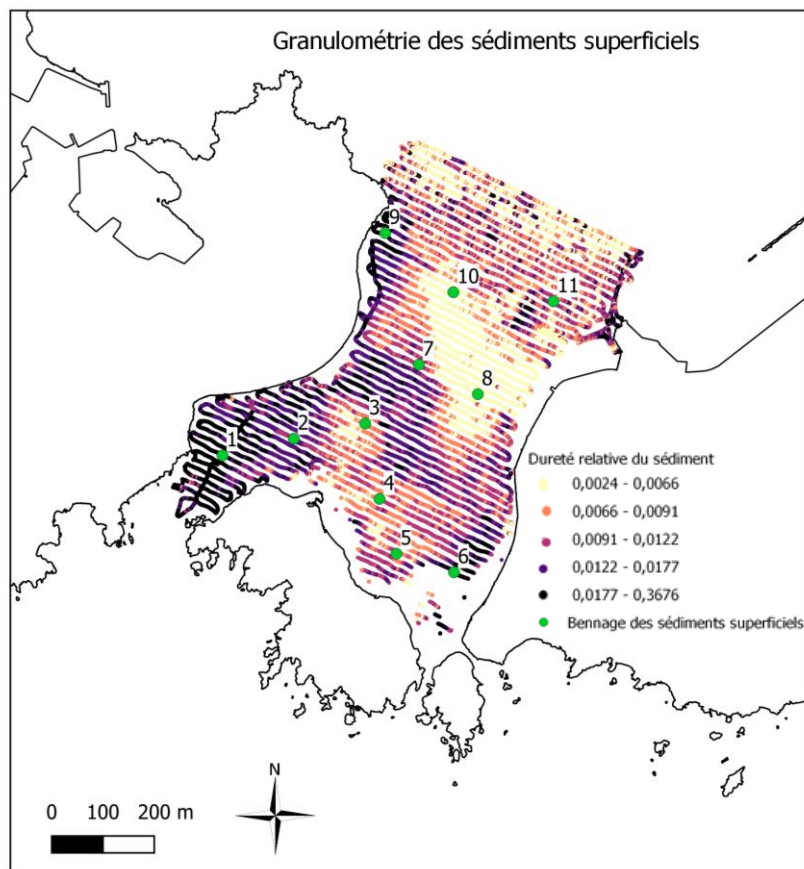


Figure 41: Granulométrie des sédiments superficiels de la lagune du Brusc. La dureté relative du sédiment indique principalement la présence de cailloutis et graviers. Les points verts indiquent les sites de bennages échantillonnés pour le tamisage.

L'intérieur de la lagune est globalement couvert de sable fin ($0,125 \text{ mm} \leq \text{sable fin} < 0,250 \text{ mm}$) excepté dans la zone nord-est juste après la matte du récif barrière (le point 11 étant sur la matte) qui est une zone sablo-vaseuse (point 10 caractérisée par 5 % à 25 % de vase/silt $< 0,063 \text{ mm}$) (Figure 42). De plus, la quantité de matières organiques dans les échantillons déterminée par calcination est globalement faible pour un milieu lagunaire, entre 2 et 7 %, avec un maximum pour le point 8 proche du récif barrière.

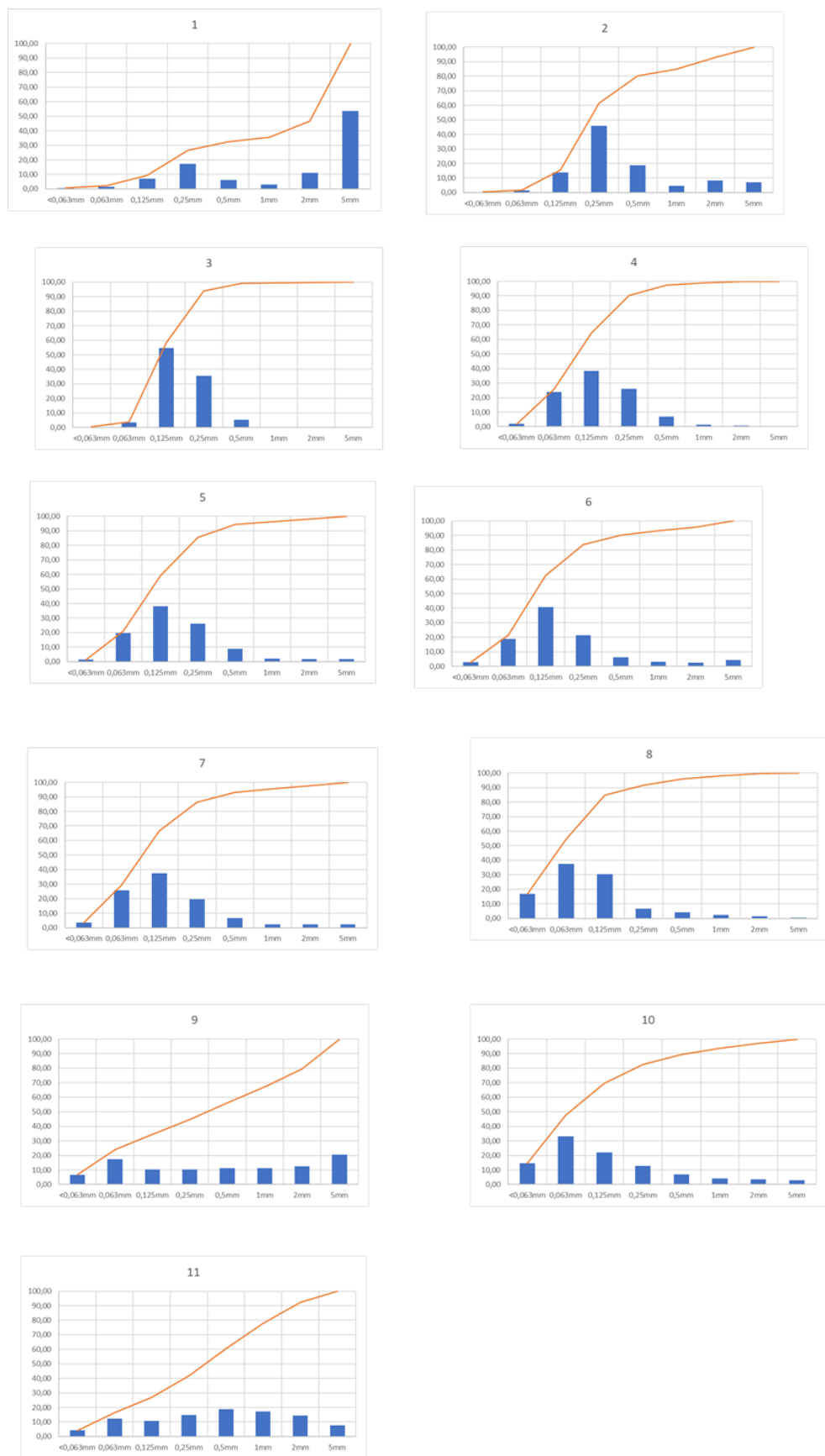


Figure 42 : Granulométrie de 11 sites échantillonnés en 2018 dans la lagune en pourcentage et pourcentages cumulés.

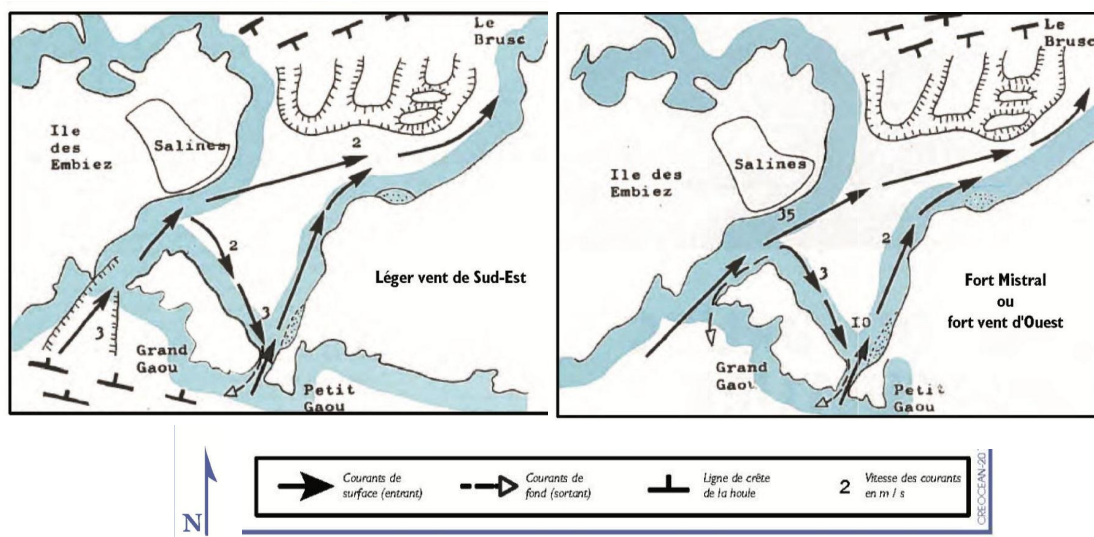


Figure 43 : Modèles des régimes de courants au sein de la lagune du Brusc sous régime de vent de Sud-Est et sous régime de fort vent de Mistral dans les années 1950 (D'après Blanc, 1958).

Ces résultats mettent en avant une modification majeure des sédiments au sein de la lagune du Brusc. En effet, historiquement seule une étroite bande le long du littoral du Brusc ainsi que le long du Gaou n'était pas envasée. La quasi-totalité de la lagune était constituée de sable fortement envasé et l'arrière du récif barrière présentait même des poches de vases fluides ce qui a conduit au classement de la lagune comme un milieu sablo-vaseux de mode calme (Deguen et Molinier, 1961 ; Augier et Boudouresque, 1971, Rouanet *et al.*, 2009) (Figure 44). Ces nouvelles observations laissent supposer qu'un apport sédimentaire exogène a remplacé les sédiments présents historiquement dans la lagune. Cette hypothèse a été mise en avant pour la première fois au début des années 2000 à la suite de constatations visuelles d'un ensablement inhabituellement important dans la lagune (Descatoire, 2012) (Figure 13).

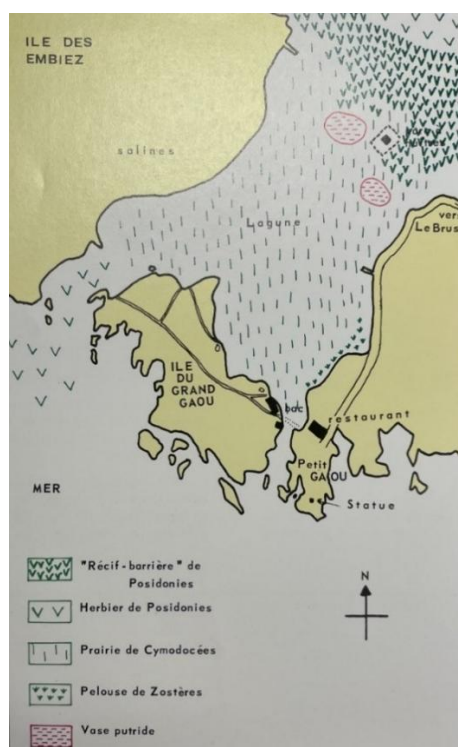


Figure 44 : Cartographie des différents herbiers et poches de vase dans la lagune du Brusc dans les années 1960. Sources : Augier et Boudouresque, 1971.

En 2013, le rapport (CREOCEAN, Marché Public d'étude sur les causes de l'ensablement de la lagune du Brusc dossier 1-12214-G, 2013) précisait que le sable utilisé pour le rechargement de la plage du Cros présentait un profil différenciable des sédiments marins de notre littoral et que ceux-ci sont en partie retrouvés dans la lagune. De plus, ils ont observé que les silts/vases étaient pratiquement absents des échantillons de la plage du Cros. Ils ont retrouvé une quantité plus importante de vases dans la lagune en 2013 que nous en trouvons en 2018, mais leurs valeurs présentaient déjà une régression par rapport aux informations historiques. La présence en 2018 de sable fin non envasé dans la majeure partie de la lagune indique que c'est cette fraction de sable (sédiments inférieurs à 0,250 mm, mais pauvres en vases) issue du rechargement des plages qui a pu franchir le récif barrière et s'accumuler dans la lagune.

L'ensablement est visible depuis près d'une vingtaine d'années et la responsabilité du rechargement des plages environnantes est une nouvelle fois constatée, cette fois-ci par le recouvrement ou la perte de la vase dans la lagune. Les milieux lagunaires sont sensibles à la sédimentation ; l'apport de sable a donc des répercussions considérables influençant nécessairement le fonctionnement biologique de la lagune du Brusc. L'impact délétère d'un rechargement en sable sur les herbiers est par ailleurs avéré (Gonzalez *et al.*, 2009 ; Aragonés *et al.*, 2015). On peut constater dans la lagune du Brusc, une lente recolonisation des herbiers entre 2014 et 2017, c'est-à-dire juste après l'interruption du rechargement en sable de la plage du Cros en 2013.

En addition, c'est l'utilisation d'un sédiment très vraisemblablement d'origine terrigène et exempt de sa fraction vaseuse littorale qui a certainement été la cause de la disparition des herbiers de cymodocée dans la lagune. En effet, la forte régression de la fraction vaseuse, souvent riche en matières organiques, a fortement impacté les herbiers de cymodocée ainsi que la faune benthique. Sans que cela soit quantifié, les phylums benthiques de la lagune ont tous régressé, comme les crustacés upogebias (*Upogebia pusilla*), les annélides sabelles et spirographes (*Sabella spp*) ou encore les échinodermes holothuries (*Holothuria spp*). Quant aux herbiers de cymodocée pour lesquels un apport en matière organique favorise le développement (Gönenç et Wolflin, 2004) c'est un effondrement de plus de 99,9 % qui a été observé dans la lagune, donc vraisemblablement lié à son ensablement (Kirchhofer *et al.*, 2016), mais également à un appauvrissement des sédiments superficiels en matières organiques (Simide et Abello, 2020).

Les herbiers de cymodocée de par leur présence ou disparition peuvent aussi jouer un rôle dans les modifications sédimentaire. En effet, les herbiers de *Cymodocea nodosa* ont un rôle essentiel dans la dynamique sédimentaire en favorisant la captation des fractions fines du sédiment, la stabilisation des dépôts et l'enrichissement en matière organique. Grâce à leur canopée foliaire, ils piègent le carbone organique sestonique ainsi que les particules sédimentaires fines, contribuant ainsi à la structuration et à la stabilité du sédiment (Barrón *et al.*, 2004 ; Cabaço, Ferreira et Santos, 2010).

Avant la disparition de l'herbier de *Cymodocea nodosa*, les fractions fines du sédiment (silt, vase) ainsi que la matière organique étaient présentes et relativement stables dans la lagune, sous l'effet conjoint du récif-barrière de *Posidonia oceanica* et du vaste herbier de *C. nodosa*.

Après l'ensablement de la lagune, la disparition des herbiers de cymodocée et la régression des herbiers de posidonie du récif barrière, le sédiment s'est retrouvé exposé et vulnérable aux épisodes de fort hydrodynamisme, notamment lors de coups de vent. Cette situation a dû favoriser la remobilisation et la dispersion des particules fines. Ce phénomène a pu engendrer un cercle vicieux, aboutissant à une modification durable des caractéristiques sédimentaires de la lagune, marquée par un appauvrissement du substrat, notamment en matière organique, même des années après l'arrêt du rechargement des plages en sable.

À l'inverse, la dynamique actuelle de recolonisation des herbiers pourrait contribuer progressivement à la stabilisation des sédiments et à l'accumulation de fractions fines et de matière organique au sein des patchs végétalisés.

Afin de vérifier cette hypothèse et d'affiner la caractérisation des sédiments de la lagune, une nouvelle série d'échantillons de sédiments a été analysée en 2022, selon le même protocole qu'en 2018. Les points d'échantillonnage 1 à 11 sont les mêmes que ceux de 2018. En complément, 7 points (points 12 à 18) ont été ajoutés dans la lagune afin d'améliorer l'effort d'échantillonnage et la répartition des échantillons sur l'ensemble de la zone d'étude (Figure 45). Deux points d'échantillonnages ont été ajoutés dans la saline,

bassin semi-fermé à l'est de la lagune dans lequel est présent un herbier de cymodocée en bonne santé. Le point SB est proche de la berge alors que le point SF est localisé dans la partie la plus profonde du bassin.

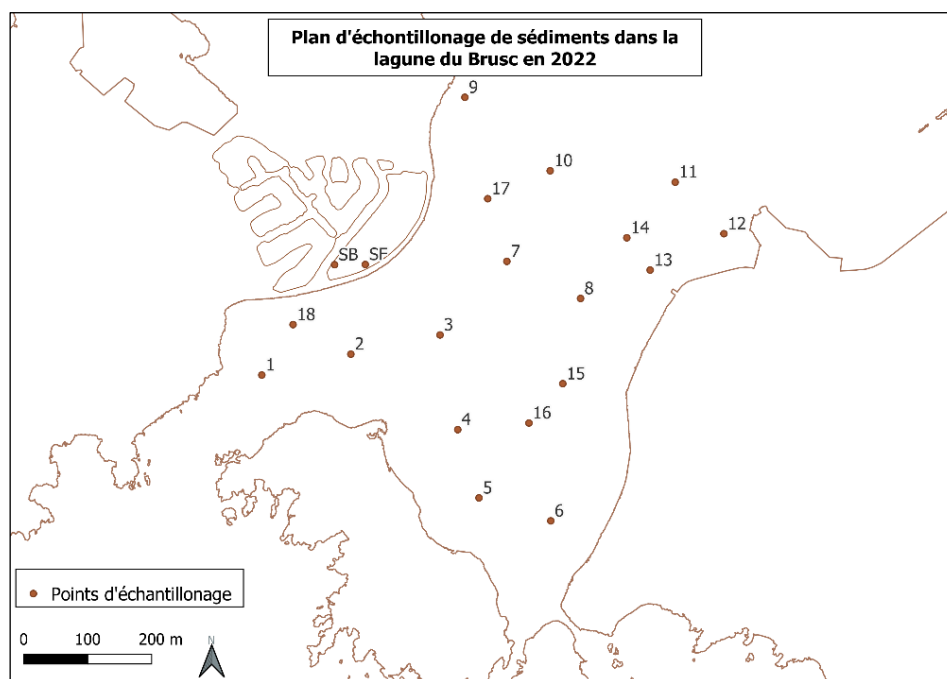


Figure 45 : plan d'échantillonnage des sédiments dans la lagune du Brusc en 2022.

Afin d'identifier les groupes de points ayant des caractéristiques similaires, une analyse de classification ascendante hiérarchique (CAH) a été réalisée avec la méthode de Ward à partir la matrice de distances euclidienne entre points. Le nombre de clusters a été déterminé par la méthode du coude ("Elbow Method") (Figure 46).

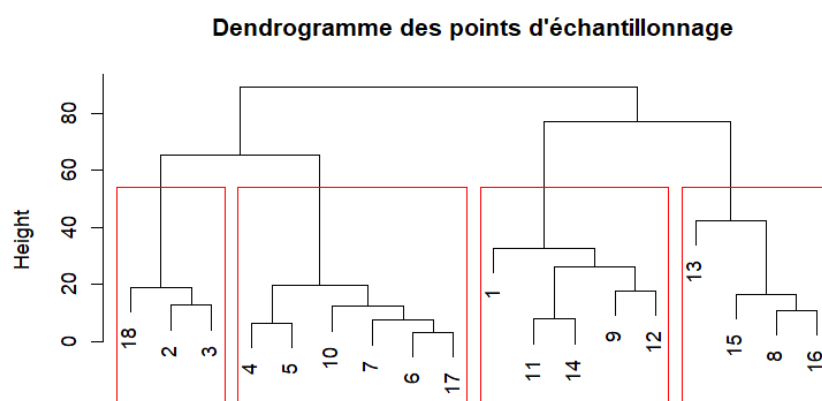


Figure 46 : dendrogramme des points d'échantillonnages et clusters, issu de la classification ascendante hiérarchique.

Les points 1, 9, 11, 12, 14 sont caractérisés par une proportion importante de particules grossières ($>500 \mu\text{m}$) (Figure 47). Ces sites semblent être soumis à une dynamique relativement intense, entraînant une plus grande mobilité sédimentaire. En effet, les points 1 et 9, sont situés au niveau de la grande passe au sud (point 1) et de l'extrémité ouest du récif barrière (point 9). Ils constituent les deux principales voies de flux d'eau entrant dans la lagune. La teneur en matière organique y est particulièrement faible (respectivement

2,1% et 2,3 %). Les points 11, 12, 14 sont situés dans la partie nord-est de la lagune, où se trouve le principal chenal de sortie d'eau de la lagune. Les taux de matière organique y sont plus élevés, particulièrement au point 12, contre la base nautique (9,9%).

Les points 2, 3, et 18 sont caractérisés par une forte proportion de fractions intermédiaires (125-500 μm) avec une dominance de sable fin à grossier et une faible proportion de particules fines. Ils sont situés en aval de l'entrée de la grande passe, et constituent une zone intermédiaire avec le centre de la lagune.

Les points 4, 5, 6, 7, 10, 17, sont caractérisés par la présence équilibrée de particules fines et sables moyens (63-250 μm), ainsi qu'une faible proportion de particules grossière. Il s'agit d'une zone de sédimentation active avec une proportion importante de fractions fines, ce qui indique une certaine stabilité des dépôts. Dans cette zone, un équilibre entre dépôt et transport sédimentaire est en place, sans accumulation particulière de matière organique.

Les points 8, 13, 15, 16 présente une forte concentration en particules fines (<63 μm et 63-125 μm) et une teneur modérée en matière organique. Cette caractéristique suggère des conditions favorisant la stabilisation des sédiments et l'accumulation de matière organique. Ces points sont regroupés dans la partie centre – est de la lagune. C'est dans cette zone que s'accumule majoritairement la litière de feuilles mortes de posidonie.

Entre les campagnes de 2018 et 2022, les profils granulométriques des points échantillonnés ont peu évolué. Toutefois, on observe une hausse modérée de la proportion de particules fines (<63 μm et 63-125 μm) sur la plupart des points, en particulier aux sites 1, 2, 5, 6, 9 et 11. Cette augmentation suggère la mise en place d'un processus de stabilisation sédimentaire favorisant la rétention des particules les plus petites. Les taux de matière organique dans les sédiments sont légèrement supérieurs en 2022 que ceux enregistrés en 2018, particulièrement dans la zone à faible hydrodynamique.

Ces modifications pourraient être corrélées à la recolonisation progressive des herbiers. Cette dynamique peut avoir des implications écologiques majeures telles que l'amélioration du piégeage du carbone par l'accumulation de matière organique dans les sédiments ; le rétablissement des habitats benthiques, favorisant une augmentation potentielle de la biodiversité associée aux herbiers, ainsi que l'atténuation de l'érosion et des processus de remobilisation sédimentaire grâce à l'ancrage des sédiments par les racines et rhizomes des herbiers.

Toutefois, la recolonisation de la lagune par les herbiers demeure partielle et lente, impliquant une vulnérabilité persistante des sédiments face aux perturbations hydrodynamiques ou aux pressions anthropiques. Ces dernières incluent notamment le rechargement des plages en sable, la pollution, la modification du trait de côte ou encore la création d'obstacles au flux d'eau.

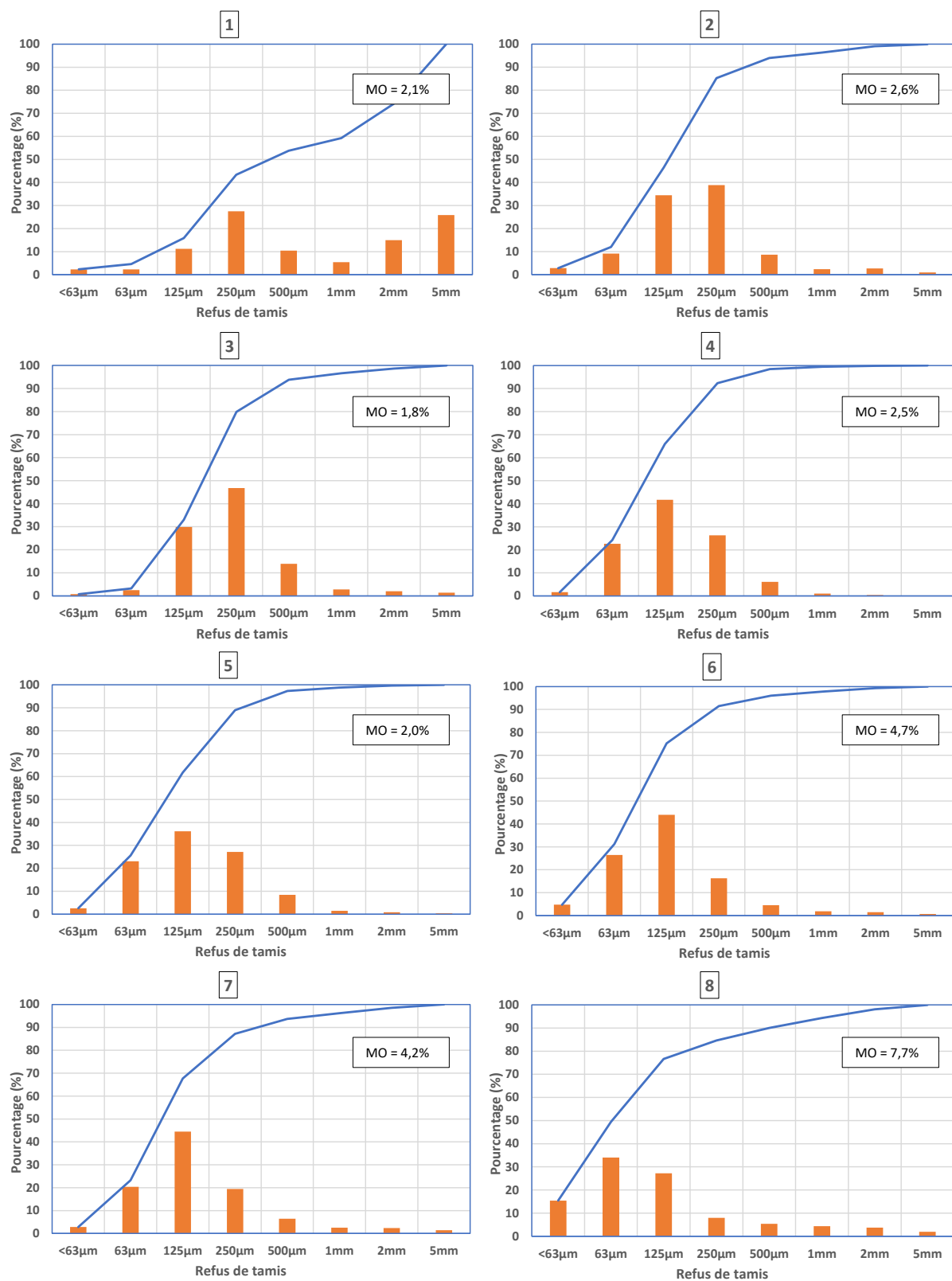


Figure 47: Granulométrie de 18 sites échantillonnés en 2022 dans la lagune et dans la saline en pourcentage et pourcentage cumulé et taux de matière organique (%) dans le sédiment des points échantillonnés.

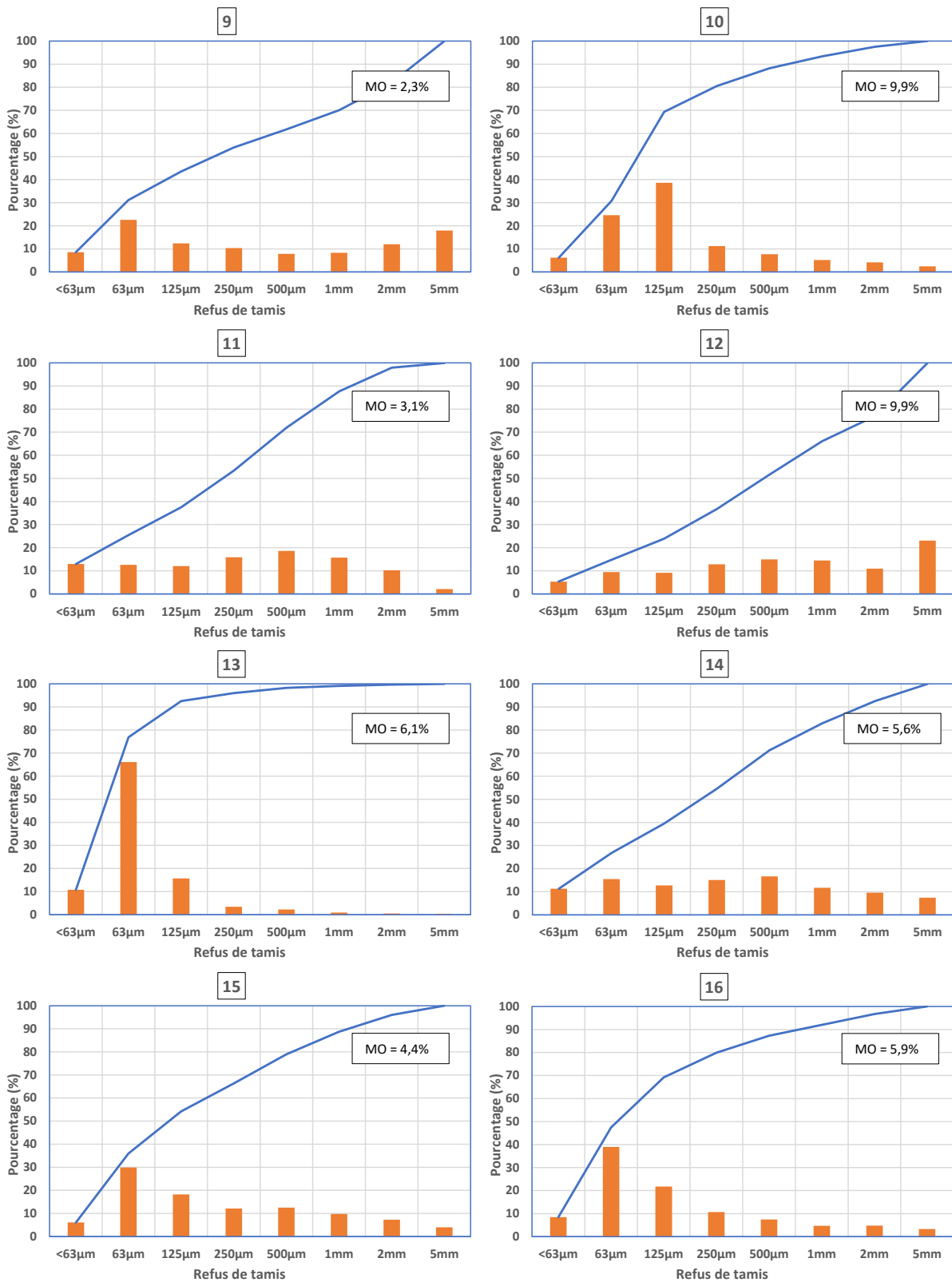


Figure 47 (suite).

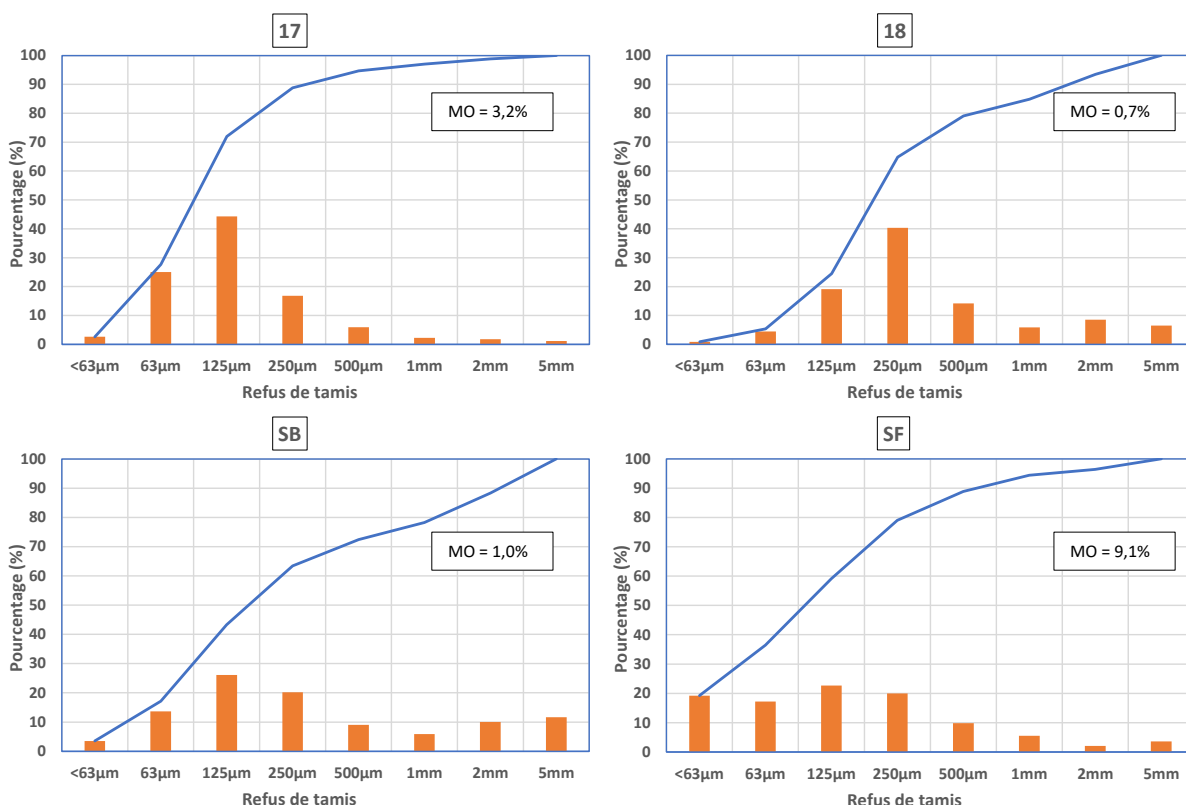


Figure 47 (suite).

3.7. Peuplements de poissons dans la lagune du Brusc et fonction de nurserie

Propos introductifs et plan d'échantillonnage

La lagune du Brusc présente une mosaïque d'habitats dont la répartition et la taille de chacun d'entre eux sont fortement variables. Cette diversité s'accompagne d'une multiplication des zones d'interface ainsi que d'une complexité tridimensionnelle hétérogène. Cette configuration particulière confère à la lagune du Brusc un fort potentiel pour y abriter une biodiversité importante sur une surface restreinte. Ce site se prête particulièrement bien à l'étude de la dynamique et du fonctionnement des peuplements ichthyologiques des très petits fonds côtiers méditerranéens.

Malgré la perte de la pelouse de cymodocée, cette zone reste un site de nurserie favorable pour des espèces de poissons côtiers avec l'arrivée de post-larves sur la zone, puis l'installation et la croissance de juvéniles dans des habitats de la lagune (Kirchhofer *et al.*, 2016 ; Lyonnet, 2017). Dans un contexte de forte dégradation de la lagune et de restauration écologique du site, les assemblages de poissons et en particulier la fonction de nurserie ont été étudiés dans cadre du programme SAR-LAB.

Les densités de juvéniles dans les nurseries présentent d'importantes fluctuations, aussi bien à l'échelle saisonnière qu'interannuelle (Félix-Hackradt *et al.* 2013; Macpherson et Zika 1999; Vigliola *et al.* 1998). Ces variations sont influencées par des facteurs environnementaux, biologiques et anthropiques propres à la région méditerranéenne, ainsi que par les dynamiques globales liées au changement climatique (Coll *et al.*, 2010). Afin d'avoir une vision précise de la composition des assemblages de poissons et de leur évolution, nous avons choisi d'effectuer des suivis à haute fréquence (deux fois par mois), couvrant toutes les saisons et sur trois années consécutives entre mars 2018 et mars 2021. Ce pas d'observation permet de visualiser des variations à l'échelle mensuelle. Les suivis ont été réalisés en comptage visuel en palme, masque et tuba. Les déplacements entre les différents points d'échantillonnages ont été réalisés en kayak. Deux types de suivis sont réalisés : les comptages sur points fixes et les comptages sur transects. Pour les comptages sur points fixes, l'inventaire des poissons est réalisé sur une surface d'environ 1 m² pendant 3 min. Les

comptages sur transect consistent à réaliser l'inventaire des poissons en parcourant un couloir de 2 m de large pour une longueur variant de 10 m à 40 m selon le type d'habitat. Ces comptages ont été réalisés en triplicat. Chaque observation prend en compte l'identification de l'espèce lorsque cela est possible (ou à défaut, du genre), le nombre et la taille des individus à 5 mm près pour les individus de taille inférieure à 5 cm (principalement des post-larves et juvéniles) et à 1 cm pour les individus de taille supérieure à 5 cm.

Dans le cadre du programme SARLAB, les suivis de poissons ont été réalisés sur les habitats naturels et les aménagements anthropiques (Figure 48). Les deux protocoles de comptages sont réalisés sur ces habitats :

- Cymodocée
- Posidonie
- Roche
- Sable
- Corridor de cymodocée transplantée
- Parc à moules.

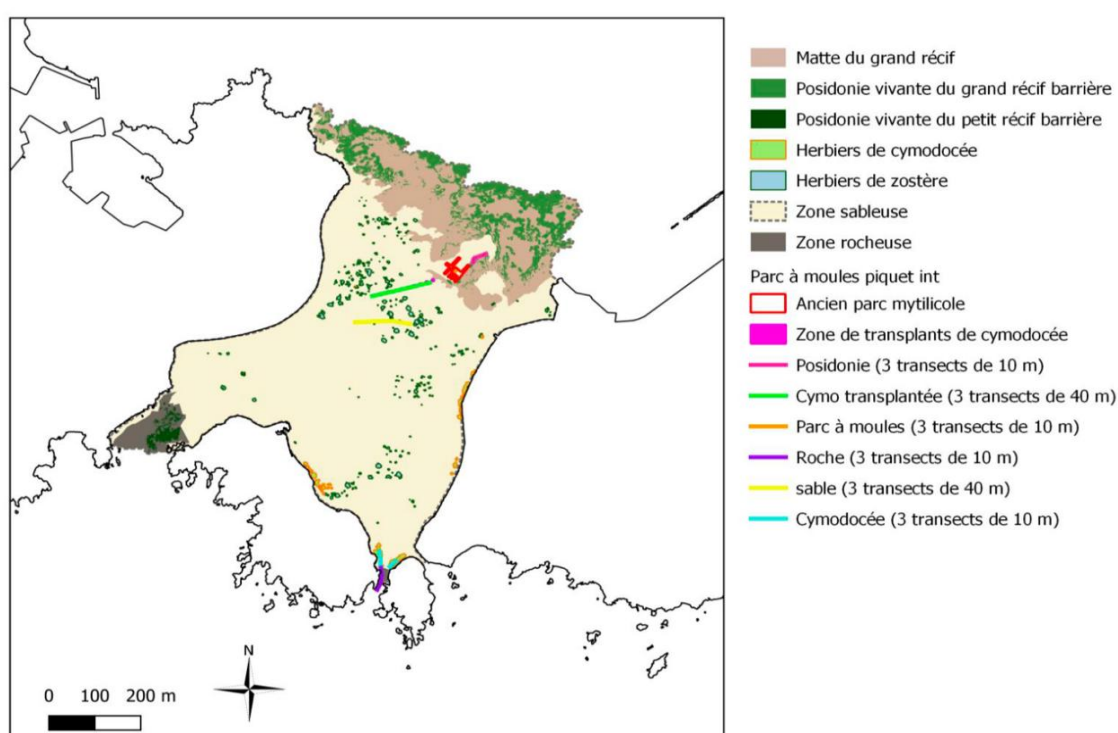


Figure 48: Plan d'échantillonnage des comptages de poissons sur points fixes et transects dans la lagune du Brus.

Cette partie du chapitre présente une description sommaire des peuplements de poissons juvéniles et adultes présents dans la lagune du Brus, ainsi que les variations temporelles de ces peuplements. Le propos se concentre ensuite sur les assemblages de poissons juvéniles observés dans les habitats naturels de la lagune (posidonie, sable, cymodocée et roche) et sur le rôle de nurserie assuré par chacun d'eux.

Les résultats des comptages sur les habitats anthropisés du parc à moules et du corridor de cymodocée transplanté ne sont pas présentés ici mais sont détaillés dans les chapitres qui leur sont spécialement dédiés.

Les données traitées sont issues des comptages sur transects, car cette méthode de suivis est la mieux adaptée pour l'observation des peuplements de poissons à la fois au stade adulte et juvénile à l'échelle de l'habitat et du site.

Au cours des 3 années de suivis, 721 comptages sur points fixes et 727 comptages sur transects ont été réalisés lors de 111 sorties terrain. Un total de 20 906 poissons, dont 6469 juvéniles et 14 437 adultes ont été observés sur les comptages en points fixes et 46 414 poissons, dont 8532 juvéniles et 37 885 adultes, sur les transects.

Assemblages de poissons juvéniles et adultes dans la lagune du Brusac

[illegible]

La présence en grand nombre de post-larves indéterminées indique que la lagune est un milieu attractif pour ces dernières qui vont ensuite coloniser les différents habitats durant leur phase juvénile. L'espèce la plus abondante est l'athérine (*Atherina boyeri*). Elle domine les peuplements de poissons à la fois adultes et juvéniles. Cette espèce planctonophage est très commune dans la zone d'étude. Les fortes abondances de cette espèce induisent un poids très important sur le jeu de données. Pour la suite des analyses, cette espèce ainsi que les post-larves indéterminées ont été retirées du jeu de données afin de mieux apprécier les variations d'abondance des autres taxons.

- *Sarpa salpa* à la fois au stade adulte avec une densité moyenne de $1,16 \pm 0,18$ ind/10m², qu'au

stade juvénile ($1,34 \pm 0,46$ ind/10m²).

- *Diplodus annularis* avec $0,79 \pm 0,13$ ind/10m² au stade juvénile ;
- *Pagellus spp.* $0,18 \pm 0,06$ ind/10m² au stade juvénile ;
- *D. puntazzo* $0,18 \pm 0,06$ ind/10m² au stade juvénile ;
- *D. vulgaris*, $0,08 \pm 0,02$ ind/10m² au stade juvénile ;
- et *Oblada melanura* avec, $0,09 \pm 0,03$ ind/10m² au stade adulte et $0,08 \pm 0,03$ ind/10m² au stade juvénile.

Parmi les espèces rarement observées dans la lagune, deux appartiennent à l'ordre des Syngnathiformes, qui regroupe les syngnathes et les hippocampes. Elles ont toutefois été observées à plusieurs reprises. Il s'agit du siphonostome (*Syngnathus typhle*), identifié dans les récifs nurserie du corridor de transplantation de cymodocée, dans la saline des Embiez et dans le port du Brus, ainsi que du syngnathe de lagune (*Syngnathus abaster*), fréquemment observé dans la saline des Embiez (Figure 50). Ces deux espèces, très bien camouflées grâce à leur morphologie allongée et à leurs couleurs rappelant les feuilles de posidonie, sont difficiles à détecter. Leurs densités réelles sont donc probablement bien supérieures à celles estimées à partir des comptages visuels.



Figure 50 : Photo de gauche : syngnathe de lagune (*Syngnathus abaster*) dans la saline des Embiez. Photo de droite : siphonostome (*Syngnathus typhle*) dans un récif nurserie du corridor de cymodocée transplanté.

La composition des assemblages de poissons dans la lagune du Brus varie de manière significative selon le stade de développement (Analyse PERMANOVA, réalisée à partir de la distance de Bray-Curtis, $F_{1,1465} = 20,37$, $R^2 = 0,012$, $p < 0,001$), l'habitat ($F_{3,1465} = 35,72$, $R^2 = 0,066$, $p < 0,001$), ainsi que leur interaction ($F_{3,1465} = 16,81$, $R^2 = 0,031$, $p < 0,001$) (Tableau 2 et Figure 52).

Même si le stade seul n'explique qu'une faible part de la variabilité (1,2 %), l'habitat apparaît comme un facteur structurant (6,6 %). L'effet d'interaction suggère que la répartition des espèces en fonction du stade (juvénile ou adulte) dépend fortement de l'habitat dans lequel elles sont observées.

Facteur	Df	Somme des carrés	R ²	F	p-valeur
Stade	1	2,493	0,0125	20,372	< 0.001 ***
Habitat	3	13,114	0,0655	35,721	< 0.001 ***
Stade × Habitat	3	6,173	0,0308	16,814	< 0.001 ***
Résidu	1458	178,422	0,8912		
Total	1465	200,202	1,0000		

Tableau 2 : Résultats de l'analyse PERMANOVA utilisant une distance de Bray-Curtis, basée sur les assemblages de poissons observés dans la lagune du Brus. L'analyse teste l'effet du stade de développement (Juvéniles vs Adultes), de l'habitat, et de leur interaction sur la composition des

communautés. Les valeurs de p sont issues de 999 permutations. Les effets sont considérés comme significatifs pour $p < 0.05$. *** : $p < 0.001$.

Description des assemblages de poissons juvéniles par habitats

Au total, 26 espèces de poissons au stade juvénile ont été recensées dans la mosaïque d'habitats naturels de la lagune du Brusc au cours des trois années de suivi. Parmi elles, seules six espèces (*Atherina boyeri*, *Diplodus annularis*, *D. sargus*, *D. vulgaris*, *Mullus surmuletus* et *Sarpa salpa*) ont été observées dans l'ensemble des habitats, représentant ainsi 23 % du total (Figure 51 et Figure 52). Ces espèces semblent particulièrement tolérantes aux variations d'habitats et pourraient tirer parti de la connectivité fonctionnelle de la mosaïque d'habitats.

À l'inverse, six autres espèces (23 %) n'ont été observées que dans un seul type d'habitat, suggérant une forte affinité écologique ou une spécialisation précoce ou le passage occasionnel dans la zone : *Bothus podas* dans la cymodocée, *Coris julis* et *Labrus viridis* dans la posidonie, *Lithognathus mormyrus* sur le sable, et *Scorpaena porcus*, *Spicara spp.* et *Symphodus doderleini* dans l'habitat rocheux.

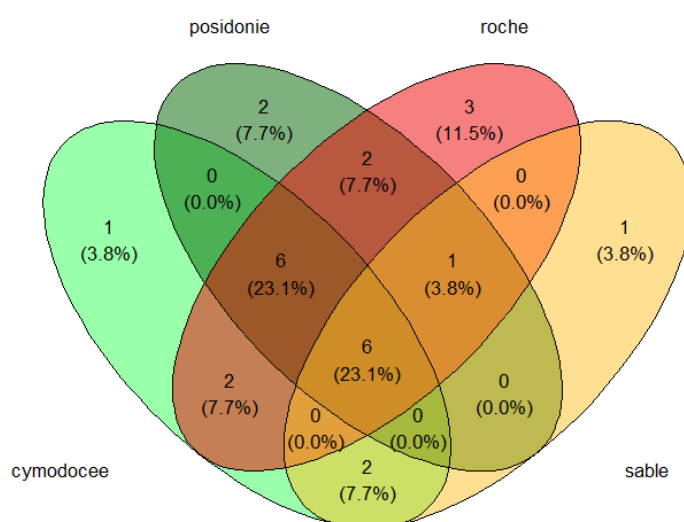


Figure 51 : Diagramme de Venn représentant la distribution des 26 espèces de poissons juvéniles observées dans les quatre habitats naturels (cymodocée, posidonie, roche, sable) de la lagune du Brusc, sur l'ensemble des trois années de suivi.

Ces observations soulignent que, au stade juvénile, certaines espèces exploitent plusieurs habitats complémentaires, probablement en se déplaçant entre zones connectées pour optimiser leur développement, tandis que d'autres montrent une forte dépendance à un habitat particulier.

Les assemblages de poissons juvéniles présentent des profils de diversité contrastés selon les habitats de la lagune du Brusc. L'assemblage de juvéniles de l'habitat rocheux se distingue par une richesse spécifique élevée ($RS = 18$), qui mesure le nombre total d'espèces, la diversité taxonomique la plus élevée (indice de Shannon $H' = 2,10$), intégrant à la fois la richesse et l'équitabilité des abondances et une diversité phylogénétique assez forte ($PD = 926,80$), qui reflète la somme des distances évolutives entre les espèces présentes. Ces valeurs traduisent un assemblage équilibré, composé d'espèces appartenant à des lignées variées. L'indice de Rao (Q), qui combine abondance relative et dissimilarité phylogénétique entre espèces, est également élevé dans cet habitat, confirmant la coexistence d'espèces à la fois abondantes et écologiquement différenciées. Les espèces dominantes sont ici *Sarpa salpa* ($0,64 \pm 0,40$ ind./10 m²), *Oblada melanura* ($0,31 \pm 0,13$ ind./10 m²), *Mugilidae* ($0,35 \pm 0,29$ ind./10 m²), et *Pagellus spp.* ($0,16 \pm 0,06$ ind./10 m²), reflétant une large diversité évolutive et écologique au sein de l'assemblage (Figure 52 et Figure 53).

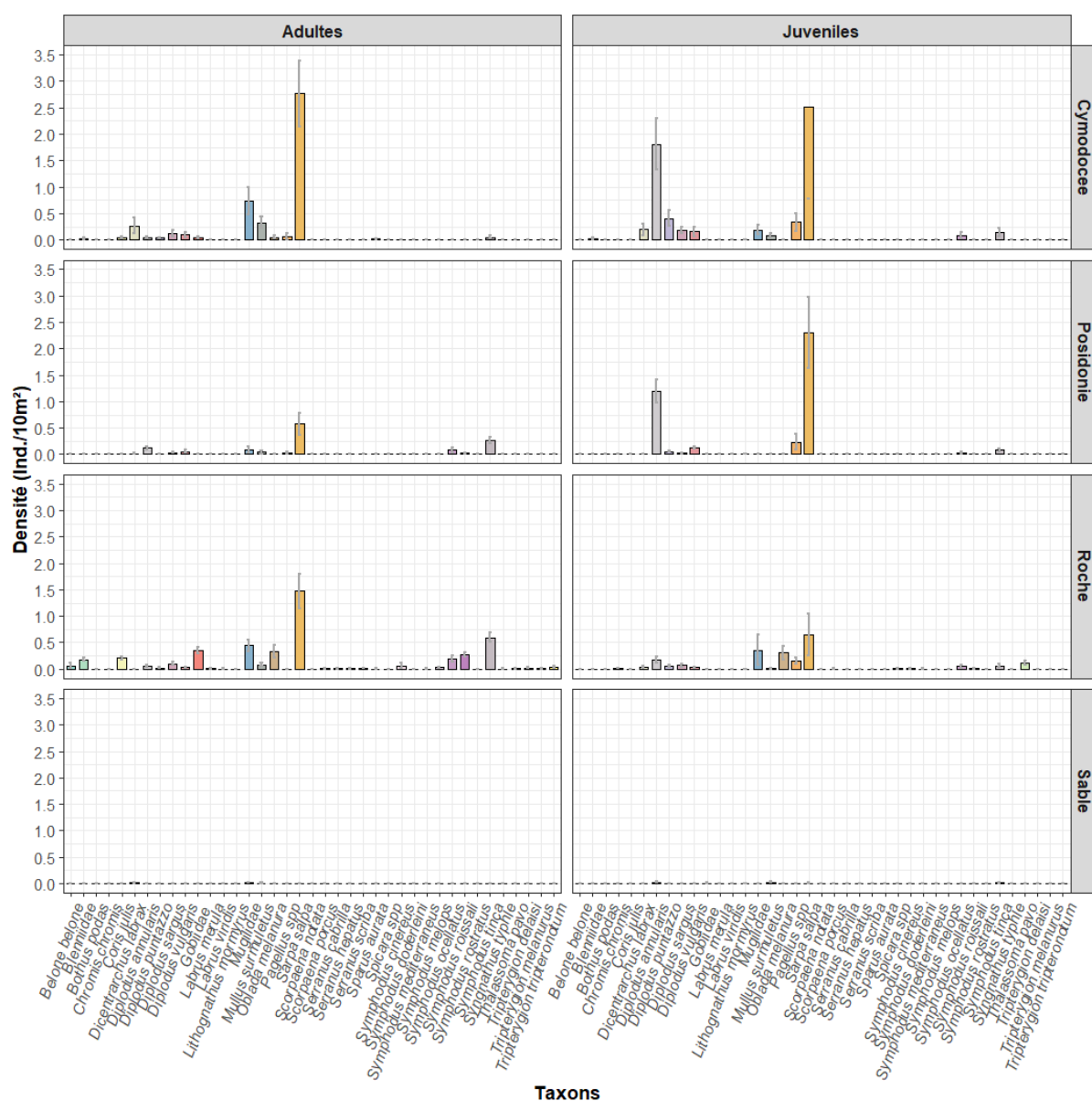


Figure 52 : Densités pour chaque taxon de poissons juvéniles et adultes, pour chacun des habitats naturels de la lagune du Brusc, observés au cours des trois années de suivis (hors Athérines et post-larves indéterminées).

L'assemblage de juvéniles de l'habitat à **Cymodoce** a une richesse élevée ($RS = 16$), une diversité modérée ($H' = 1,68$), une diversité phylogénétique élevée ($PD = 1072,58$), et un indice de Rao intermédiaire ($40,21$). L'assemblage est dominé par *Sarpa salpa* ($2,52 \pm 1,74$ ind./10 m²), *Diplodus annularis* ($1,81 \pm 0,49$ ind./10 m²), *Diplodus puntazzo* ($0,40 \pm 0,15$ ind./10 m²) et *Pagellus spp.* ($0,33 \pm 0,18$ ind./10 m²). Ces espèces appartiennent majoritairement aux Sparidae, mais leur co-occurrence avec *Mugilidae* ($0,19 \pm 0,09$ ind./10 m²) et *Symphodus tinca* ($0,14 \pm 0,07$ ind./10 m²) confère à l'assemblage une structure phylogénétiquement variée.

Assemblage de poissons juvéniles						
Habitat	Densité (Ind/10m ²)	RS (Nb espèces)	H_Shannon	D_Hill	PD (diversité phylogénétique)	Indice_Rao
cymodocee	10,20	16	1,68	0,67	1072,58	40,21
posidonie	5,01	14	1,24	0,77	641,02	26,57
roche	3,64	18	2,10	0,68	926,80	59,93
sable	0,16	9	1,58	0,82	555,80	66,63

Figure 53 : Densité moyenne, richesse spécifique (RS), indice de Shannon H' (H_Shannon), indice de diversité de Hill (D_Hill), indice de diversité phylogénétique (PD) et indice de diversité phylogénétique de Rao (Indice_Rao), pour les assemblages de poisson juvéniles de chaque habitat naturel de lagune du Brusc observés au cours des trois années de suivis.

Pour l'**habitat Posidonie** (RS = 14 ; H' = 1,24 ; PD = 641,02), montre une diversité taxonomique et phylogénétique modérées, traduisant une domination marquée de quelques taxons. L'assemblage est caractérisé par la dominance de *Sarpa salpa* ($2,30 \pm 0,68$ ind./10 m²), *Diplodus annularis* ($1,20 \pm 0,22$ ind./10 m²) et *Pagellus spp.* ($0,23 \pm 0,15$ ind./10 m²). L'indice de Rao le plus bas (26,57) indique une composition très concentrée autour de lignées proches, notamment les Sparidae.

Enfin, l'assemblage de juvéniles de l'**habitat sableux** est le moins riche (RS = 9) mais présente une diversité taxonomique intermédiaire (H' = 1,58) et une diversité phylogénétique modérée (PD = 555,80). Il se distingue par la valeur de Rao la plus élevée chez les juvéniles (66,63), traduisant la cohabitation de peu d'espèces mais issues de lignées évolutives très divergentes. Cette configuration, malgré une abondance très faible ($0,16 \pm 0,09$ ind./10 m²), suggère une structuration écologique particulière de ce milieu, hébergeant des espèces écologiquement contrastées. Les espèces présentes sur le sable n'y sont que rarement observées et la plupart d'entre elles ne sont que de passage et n'utilisent pas ce milieu comme habitat.

Malgré la faible taille des herbiers résiduels de *Cymodocée nodosa* au sein de la lagune du Brusc, cet habitat conserve une fonction écologique essentielle pour les juvéniles de poisson en y accueillant des assemblages particulièrement riches et diversifiés. La croissance actuelle de ces herbiers pourrait donc à moyen terme accroître la richesse et la diversité des peuplements de poissons juvéniles à l'échelle du site.

Influence de la configuration spatiale des habitats sur la répartition des juvéniles dans la lagune

Afin de mieux caractériser la répartition spatiale des juvéniles de poissons au sein de la mosaïque d'habitats de la lagune du Brusc et de mettre en évidence le rôle fonctionnel de ses habitats, une campagne de comptage visuels sur l'ensemble des habitats (sable, matte morte, posidonie, zostère, cymodocée, roche) ainsi que sur les zones d'interface (écotones) a été réalisé en été 2021. Les comptages ont été réalisés les 31 août et 1^{er} septembre sur 77 transects (10 X 2 m) (Figure 54).

La partie nord de la lagune est caractérisée par un récif barrière de *Posidonia oceanica*, structuré en mosaïque de posidonie vivante (3,31 ha), de matte morte (6,85 ha) et d'interfaces entre ces deux faciès. Ces interfaces s'illustrent par une richesse spécifique maximale (8 espèces) et une densité moyenne intermédiaire ($2,00 \pm 0,55$ ind./10 m²) (Figure 55). Les observations sur le terrain confirment que les juvéniles présents à l'interface se réfugient dans les feuilles de posidonie au moindre dérangement, soulignant l'importance fonctionnelle de ces zones comme refuges temporaires et zones d'alimentation. L'herbier de posidonie, partie vivante du récif, bien que d'apparence favorable, présente une densité moyenne plus faible ($0,68 \pm 0,25$ ind./10 m²). Ce résultat pourrait refléter une sous-estimation liée à la difficulté d'observer les juvéniles dissimulés dans la canopée dense de l'herbier, qui constitue néanmoins un habitat clé pour la protection des juvéniles. À l'inverse, la matte morte, zone dégradée sans feuillage et peu structurée, présente les plus faibles densités ($0,05 \pm 0,05$ ind./10 m²) et une richesse réduite (2 espèces), indiquant une faible attractivité pour les juvéniles. Toutefois, son intégration dans une interface contribue à créer des conditions écologiques variées localement.

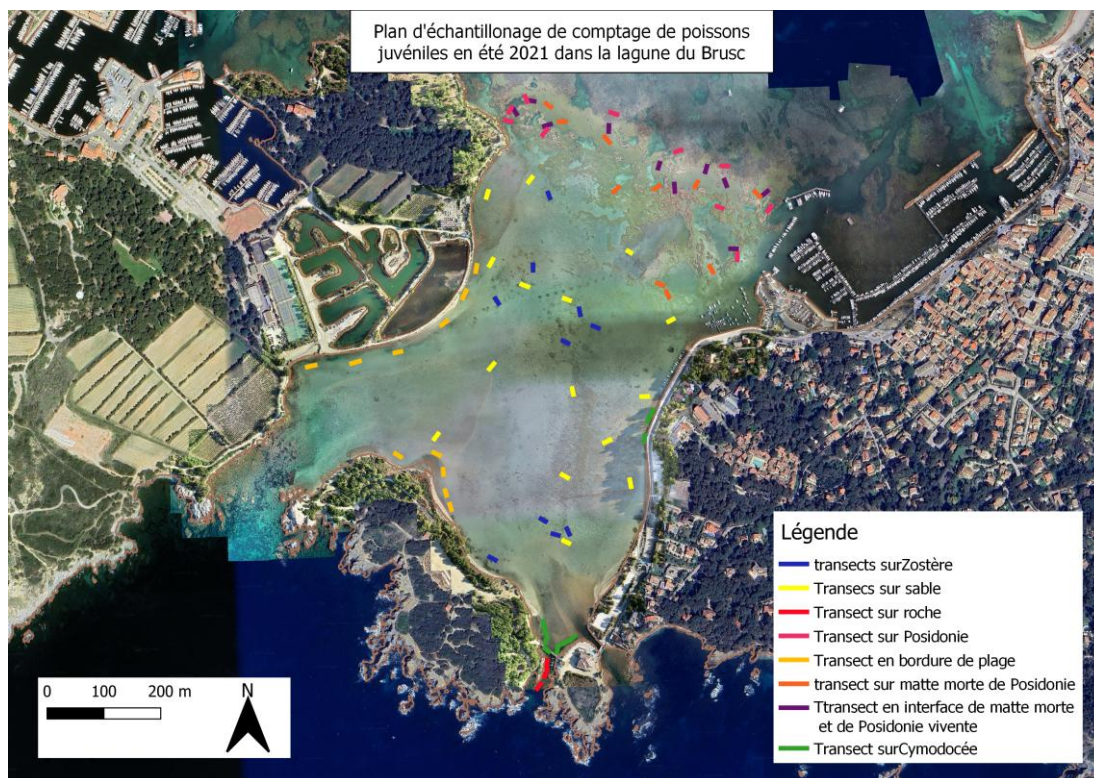


Figure 54 : Localisation des transects de comptage des poissons juvéniles dans la lagune du Brusc à l'été 2021.

Les herbiers de *Cymodocea nodosa* et de *Zostera noltei*, autrefois dominants au sein de la lagune, ne couvrent plus que 0,6 % et 2 % des surfaces respectivement en 2021. L'herbier de cymodocée présente la densité moyenne la plus élevée de juvéniles ($4,08 \pm 1,73$ ind./10 m²), principalement attribuée à l'espèce *Sarpa salpa*, et la richesse spécifique y reste modérée (5 espèces). L'herbier de zostère, quant à lui, montre une densité moyenne plus modérée ($0,83 \pm 0,40$ ind./10 m²) et une richesse spécifique similaire (5 espèces), avec une forte variabilité spatiale, probablement liée à la taille et la densité des patches.

L'habitat sableux, qui couvre en 2021 plus de 70 % de la lagune. Il présente une densité moyenne en juvéniles de poissons relativement faible ($1,27 \pm 1,15$ ind./10 m²) et une faible richesse spécifique (3 espèces). L'habitat "plage", caractérisé par des zones sableuses à très faible profondeur et situé en bordure de la lagune, montre des caractéristiques proches du sable en zone centrale. Sa richesse spécifique est identique (3 espèces), et aucune espèce exclusive n'y a été observée. Il ne semble donc pas assurer de fonction écologique différenciée. L'homogénéité structurale de la zone sableuse et l'absence de refuges végétaux limitent probablement son attractivité. Elle peut toutefois jouer un rôle de zone de déplacement ou de connectivité fonctionnelle entre habitats plus structurés.

Enfin, l'habitat rocheux, principalement localisé dans les passes sud de la lagune (3 % de la surface), présente une densité relativement élevée ($3,00 \pm 1,53$ ind./10 m²) pour une richesse spécifique modeste (4 espèces). Ces faciès offrent des microhabitats complexes et peuvent agir comme habitats-refuges périphériques, notamment pour certaines espèces associées aux substrats durs.

L'ensemble de ces résultats met en évidence l'importance de la mosaïque d'habitats dans le fonctionnement écologique de la lagune du Brusc. Si les herbiers de cymodocée et les interfaces posidonie–matte morte se révèlent comme les principaux habitats nourriciers et refuges pour les juvéniles, d'autres habitats comme la roche ou les zostères complètent ce rôle de manière plus ponctuelle. À l'inverse, le sable et la matte morte apparaissent peu fonctionnels, sauf lorsqu'ils s'intègrent dans des interfaces. L'herbier de posidonie, bien qu'en régression, notamment dans sa partie est, présente encore une surface importante et un rôle fonctionnel majeur. Il convient donc de renforcer les mesures de conservation pour prévenir toute nouvelle altération de ce récif. Les herbiers de cymodocée et de zostère, porteurs d'une

dynamique de résilience significative à moyen terme et disposant d'un vaste potentiel de recolonisation, représentent quant à eux le plus fort levier de restauration de la fonction de nurserie. Les efforts de préservation des conditions favorables à leur développement doivent ainsi constituer une priorité.

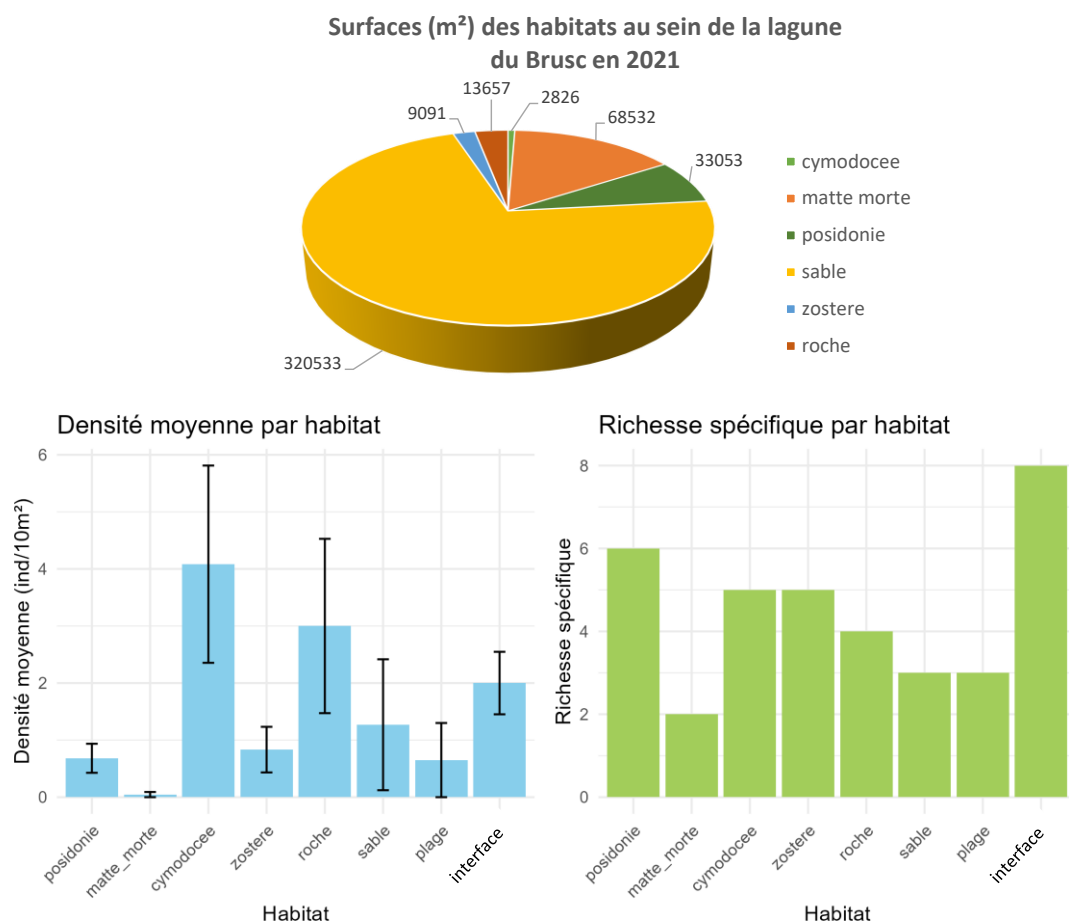


Figure 55 : Composition spatiale des habitats et diversité (densité et richesse spécifique) des juvéniles de poissons dans la lagune du Brusc en 2021.

Fluctuations temporelles des assemblages de juvéniles et rôle de nurserie de la lagune du Brusc

Comme évoqué précédemment, les densités de juvéniles dans les nurseries varient fortement dans le temps, en réponse à des facteurs environnementaux, biologiques, anthropiques et climatiques. Au sein de la lagune du Brusc, les données acquises dans cette étude montrent que les densités de poissons, tant au stade juvénile qu'adulte, ont connu de fortes variabilités temporelles au cours des trois années de comptage (Figure 56). Les juvéniles présentent des pics marqués et saisonniers, principalement au printemps et au début de l'été (avril-juin), notamment en 2018 et 2019, traduisant les périodes principales de recrutement. Les densités adultes fluctuent également, avec des pics plus modérés, souvent décalés dans le temps par rapport à ceux des juvéniles.

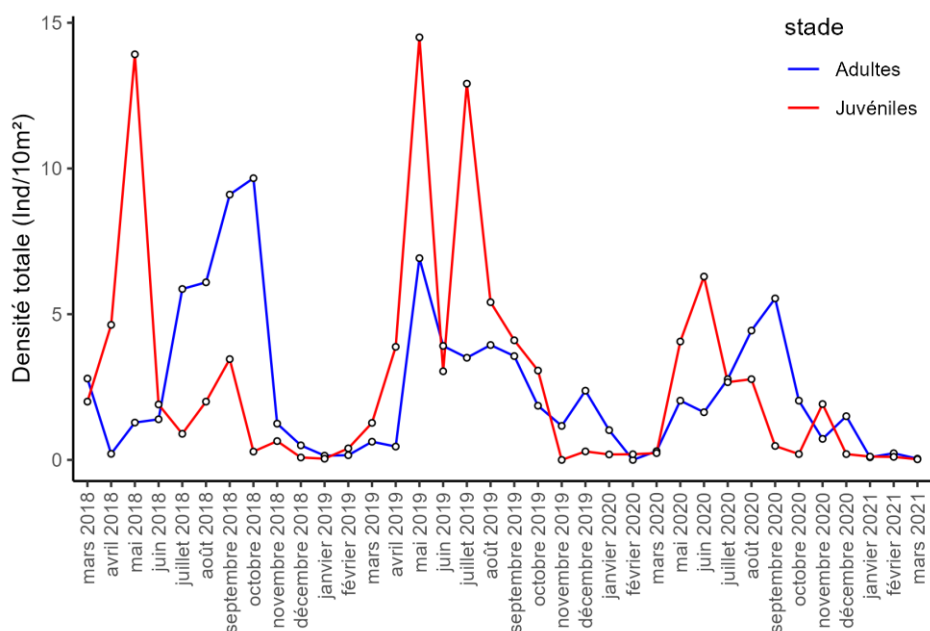


Figure 56 : évolution au cours des trois années de suivis des densités de poissons adultes (traits rouges) et juvéniles (hors Athérines et post-larves indéterminées) (traits bleus).

Afin de tester les variations de structures des assemblages de juvéniles à l'échelle inter-annuelle et intra-annuelle, nous avons distingué deux périodes au sein de chaque année :

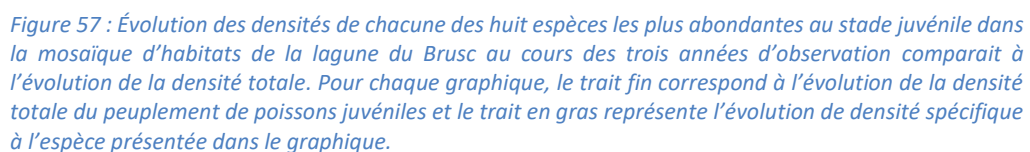
- La période chaude (mai à octobre), durant laquelle la température de l'eau est supérieure à 20°C dans la lagune,
- La période froide (novembre à avril), où la température de l'eau est inférieure à 20°C dans la lagune.

L'analyse PERMANOVA réalisée sur les assemblages de poissons juvéniles révèle un effet significatif de l'année d'observation ($F_{3,732} = 11,12$, $p < 0,001$, $R^2 = 4,2\%$) ainsi que de la période thermique ($F_{1,732} = 37,64$, $p < 0,001$, $R^2 = 4,7\%$) sur la composition des assemblages. Bien que les valeurs de R^2 restent modestes, ces résultats suggèrent que les assemblages juvéniles varient significativement à la fois d'une année à l'autre et entre les périodes froides et chaudes (Tableau 3 : Résultats de l'analyse PERMANOVA effectuée sur la composition des assemblages de poissons juvéniles en fonction de l'année et de la période thermique (froide/chaude), à partir d'une matrice de distances de Bray-Curtis. Les valeurs de p sont issues de 999 permutations. Les effets sont considérés comme significatifs pour $p < 0,05$. *** : $p < 0,001$. L'effet de la période est légèrement plus marqué que celui de l'année, ce qui met en évidence une structuration saisonnière potentielle des communautés juvéniles, en lien avec les cycles de reproduction et de recrutement des espèces. L'absence de test d'interaction des facteurs année et période est ici justifiée par la superposition partielle des périodes chaudes et froides sur deux années différentes.

Facteur	Df	Somme des carrés	R ²	F	p-valeur
Année	3	3,948	0,0418	11,12	< 0,001 ***
Période	1	4,454	0,0471	37,64	< 0,001 ***
Résidu	728	86,154	0,9111		
Total	732	94,557	1,0000		

Tableau 3 : Résultats de l'analyse PERMANOVA effectuée sur la composition des assemblages de poissons juvéniles en fonction de l'année et de la période thermique (froide/chaude), à partir d'une matrice de distances de Bray-Curtis. Les valeurs de p sont issues de 999 permutations. Les effets sont considérés comme significatifs pour $p < 0,05$. *** : $p < 0,001$.

Les données mettent en évidence de fortes variations interannuelles d'intensité de recrutement propre à chaque espèce et apportent des éléments importants pour la compréhension des fluctuations temporelles d'abondance du peuplement juvénile dans un habitat ou une zone géographique. Les huit espèces les plus abondantes permettent de décrire la quasi intégralité des fluctuations globales de densité de juvéniles dans la lagune du Brusc.



L'analyse des distributions de taille des individus de ces huit espèces permet de décrire de manière fine le rôle de la lagune du Brusc comme zone de nurserie. Ces distributions sont représentées sous forme de graphiques de densité mensuelle, à l'échelle de la lagune et par habitat (Figure X). Les schémas observés permettent d'identifier la période d'arrivée des juvéniles, les habitats de recrutement préférentiels et la dynamique au sein de la mosaïque d'habitats.

Sarpa salpa

Des cohortes juvéniles apparaissent chaque année entre octobre et janvier, dans des classes de taille comprises entre 20 et 40 mm, avec une croissance visible jusqu'à environ 100 mm (Figure 58). Les herbiers de Cymodoceé et de Posidonie accueillent les individus les plus jeunes et les plus nombreux en phase précoce. Les tailles augmentent avec le temps, et des déplacements vers l'habitat rocheux sont observés, reflétant un éventuel changement d'habitat au cours du développement. L'habitat sableux est peu utilisé, avec de rares individus et aucune cohorte marquée. Ces observations mettent en évidence une utilisation typique d'une nurserie fonctionnelle et connectée.

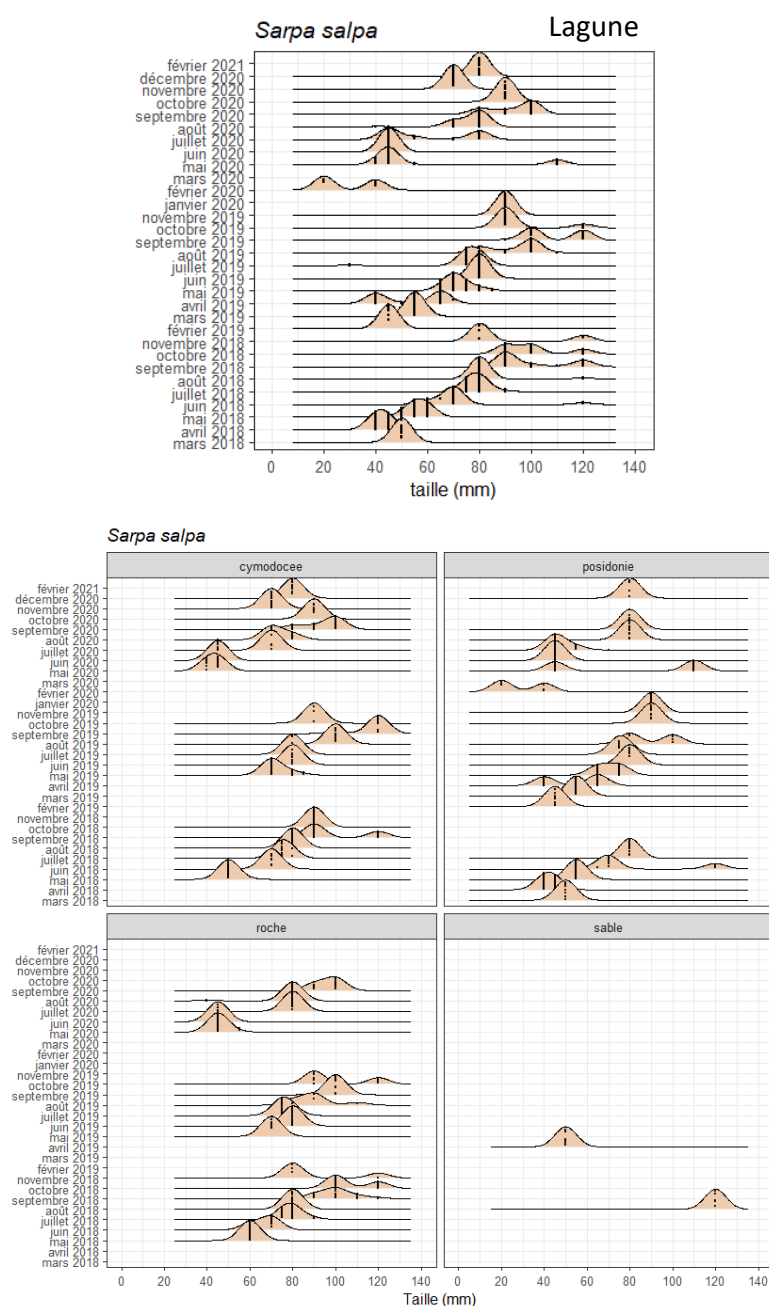


Figure 58 : Évolution temporelle des classes de taille juvéniles de *Sarpa salpa* dans la lagune du Brusc, tous habitats confondus (graphe du haut) ainsi que dans chacun des habitats étudiés (graphe du bas) entre 2018 et 2021.

Diplodus annularis

Des cohortes sont présentes de la fin du printemps jusqu'au début de l'hiver, avec des tailles allant de 20 à 90 mm (Figure 59). Les juvéniles fréquentent tous les habitats, bien que la Posidonie et la roche présentent une structure de croissance plus nette. La Cymodocée accueille également des individus de petite taille, indiquant un rôle probable dans la phase initiale de recrutement. Le sable est peu fréquenté, mais quelques petits individus y sont parfois observés, suggérant une zone de transition vers des habitats plus favorables.

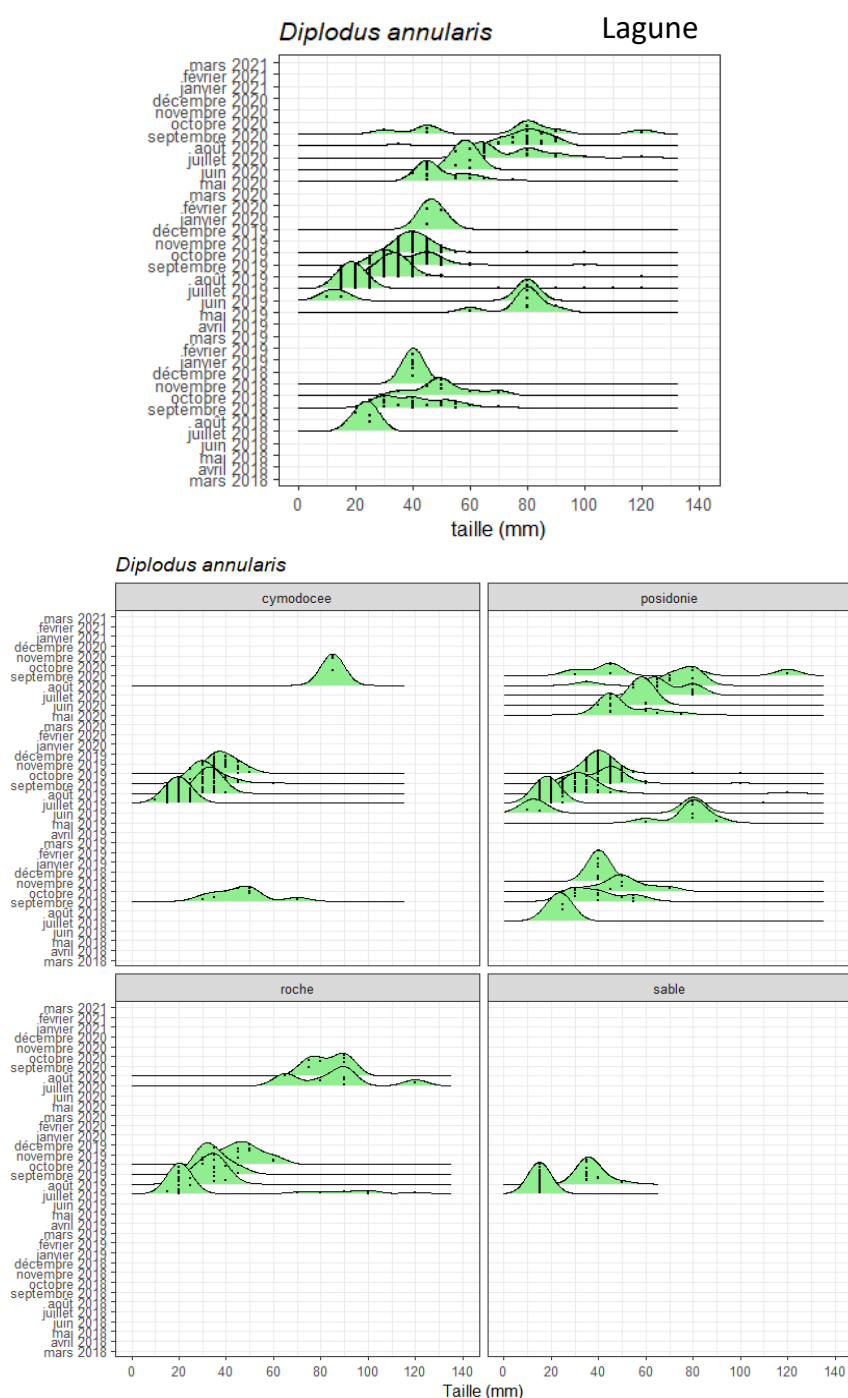


Figure 59 : Évolution temporelle des classes de taille juvéniles de *Diplodus annularis* dans la lagune du Brus, tous habitats confondus (graphe du haut) ainsi que dans chacun des habitats étudiés (graphe du bas) entre 2018 et 2021.

Pagellus spp.

Les distributions de taille indiquent deux cohortes principales. L'espèce est exclusivement observée dans la Cymodocée, la Posidonie et la roche (Figure 60). Son absence totale dans l'habitat sableux souligne une forte affinité pour les habitats structurés. Les classes de taille enregistrées varient entre 40 et 80 mm, et la présence est de courte durée, suggérant que cette espèce utilise probablement d'autres zones comme nurserie principale ou migre rapidement après le recrutement initial.

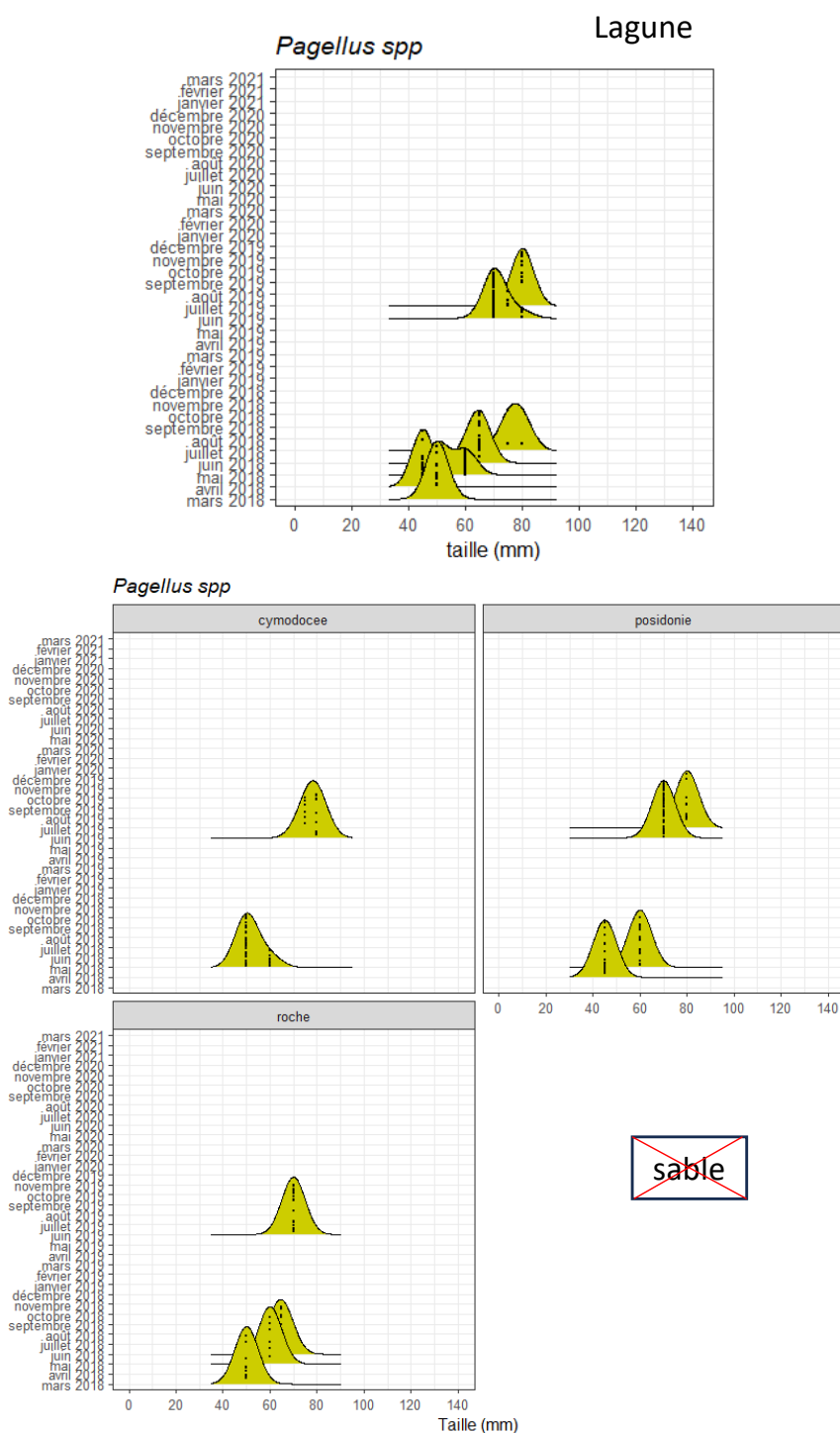


Figure 60 : Évolution temporelle des classes de taille juvéniles de *Pagellus* spp dans la lagune du Brusc, tous habitats confondus (graphe du haut) ainsi que dans chacun des habitats étudiés (graphe du bas) entre 2018 et 2021.

Mugilidae

Les Muges présentent un large spectre de tailles (20 à 140 mm) tout au long de l'année. Plusieurs cohortes se succèdent, avec des pics d'observation marqués dans la Cymodocée et la roche (Figure 61). La présence de tailles importantes en toutes saisons suggère soit une croissance rapide, soit un recrutement continu, soit la succession de recrutement de juvéniles appartenant à plusieurs espèces de cette famille. L'habitat de Posidonie semble peu utilisé, et le sable est totalement exclu.

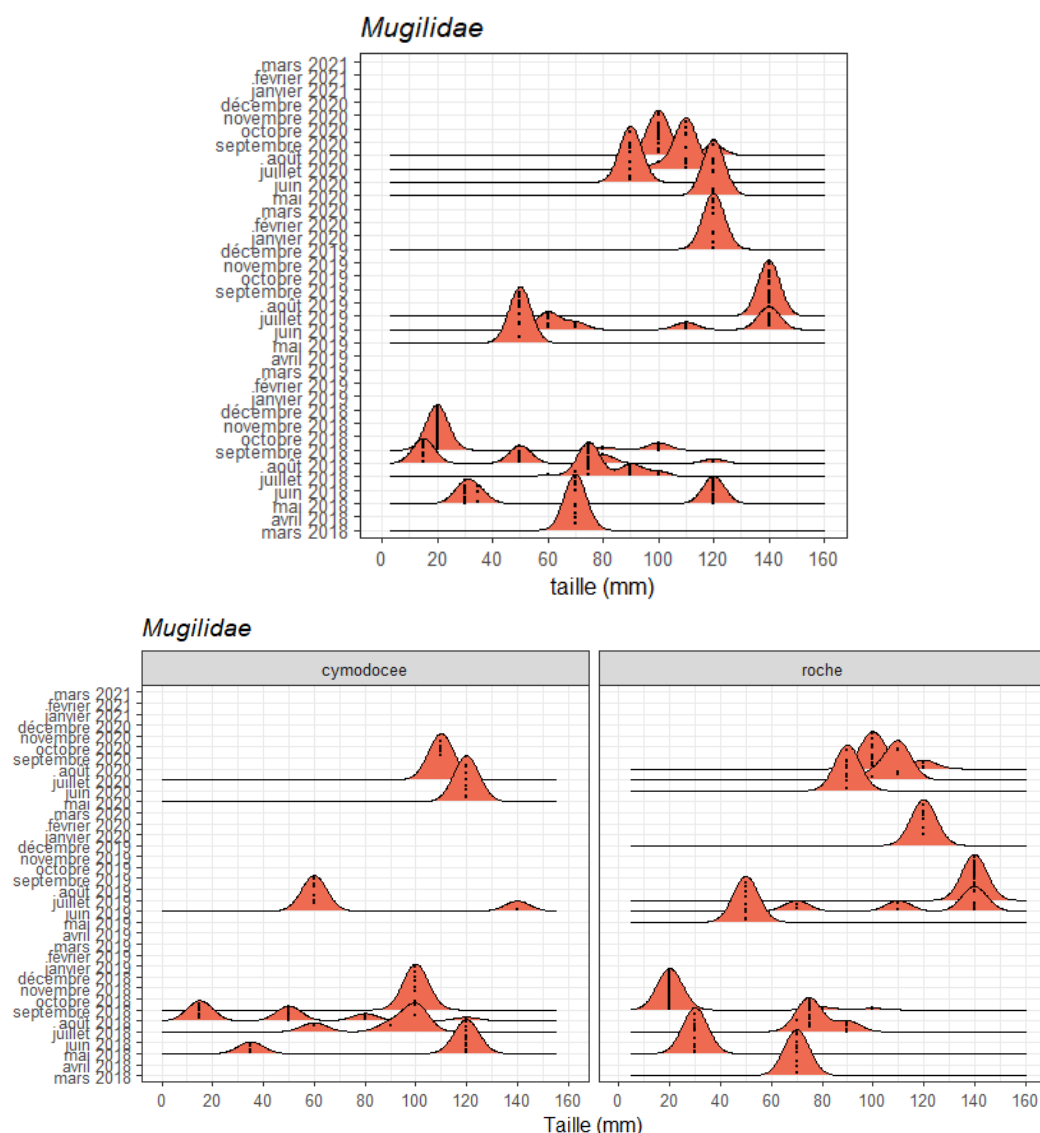


Figure 61 : Évolution temporelle des classes de taille juvéniles de *Mugilidae* dans la lagune du Brusc, tous habitats confondus (graphe du haut) ainsi que dans chacun des habitats étudiés (graphe du bas) entre 2018 et 2021.

Diplodus puntazzo

L'espèce présente des cohortes nettes entre 20 et 90 mm. Elle est observée principalement dans les herbiers de Cymodocée, sur la roche et plus occasionnellement en Posidonie (Figure 62). Son absence dans le sable traduit une forte dépendance aux habitats complexes. L'utilisation de plusieurs habitats à différentes tailles – d'abord la Cymodocée, puis les Roches – suggère une mobilité spatiale durant la phase de croissance.

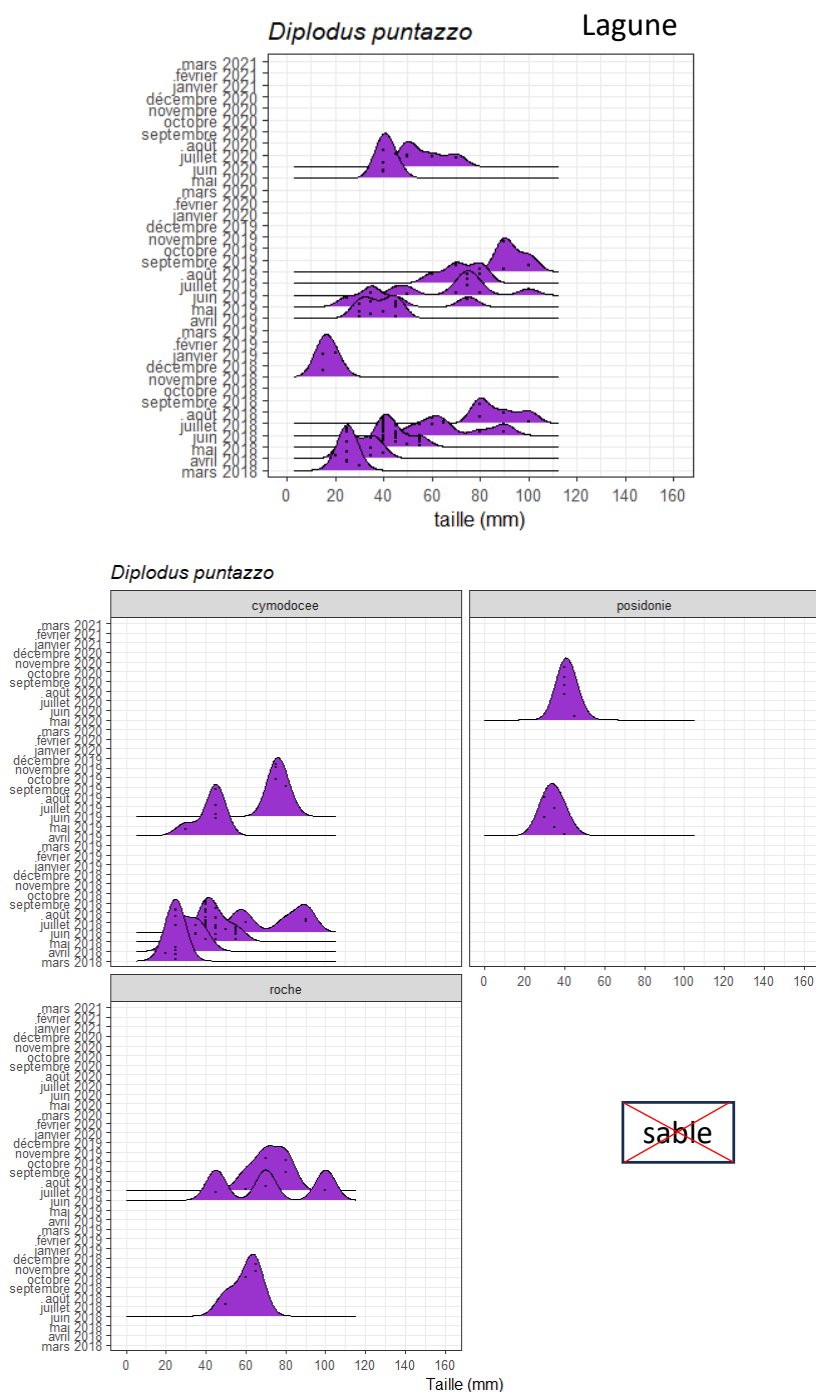


Figure 62 : Évolution temporelle des classes de taille juvéniles de *Diplodus puntazzo* dans la lagune du Brusc, tous habitats confondus (graphe du haut) ainsi que dans chacun des habitats étudiés (graphe du bas) entre 2018 et 2021.

Diplodus vulgaris

Les cohortes sont observées principalement de la fin de l'hiver à l'automne, avec des classes de taille comprises entre 20 et 110 mm. La Posidonie joue un rôle prépondérant, accueillant les jeunes individus tout au long de leur croissance (Figure 63). La Cymodocée et la roche sont également utilisées mais de manière plus occasionnelle. Le sable est totalement exclu, confirmant la préférence pour des habitats complexes. Une variabilité interannuelle des cohortes est également perceptible.

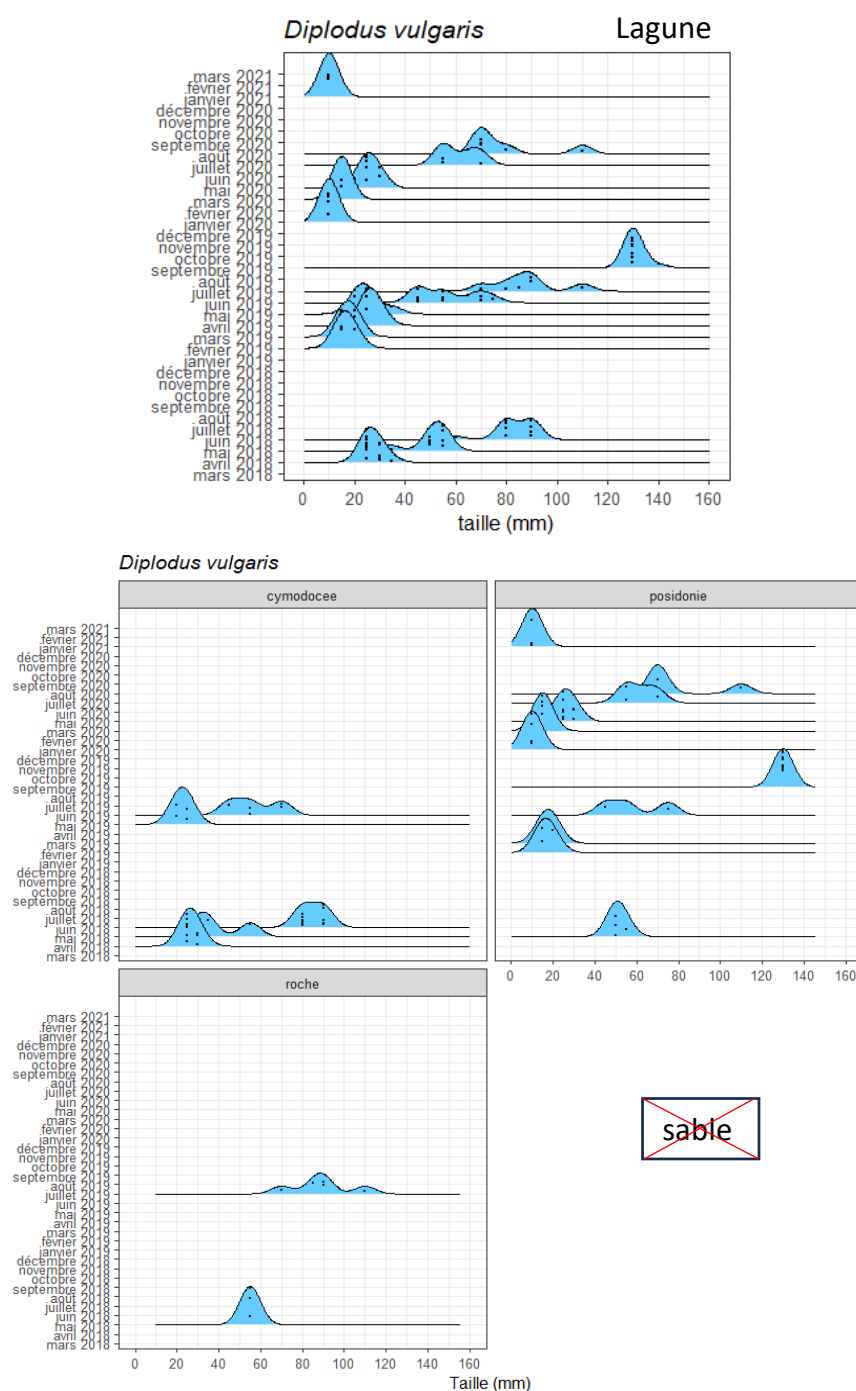


Figure 63 : Évolution temporelle des classes de taille juvéniles de *Diplodus vulgaris* dans la lagune du Brusc, tous habitats confondus (graphe du haut) ainsi que dans chacun des habitats étudiés (graphe du bas) entre 2018 et 2021.

Oblada melanura

Les individus sont observés presque exclusivement dans l'habitat rocheux. Les tailles varient de 20 à 150 mm, avec plusieurs pics en été, suggérant la présence simultanée de plusieurs cohortes. La croissance semble se poursuivre localement. La présence ponctuelle dans la Cymodocée et la Posidonie, et l'absence totale dans le sable, traduisent une sélectivité écologique marquée. Ainsi, la zone interne de la lagune du Brusc semble jouer un rôle secondaire de nurserie pour cette espèce (Figure 64).

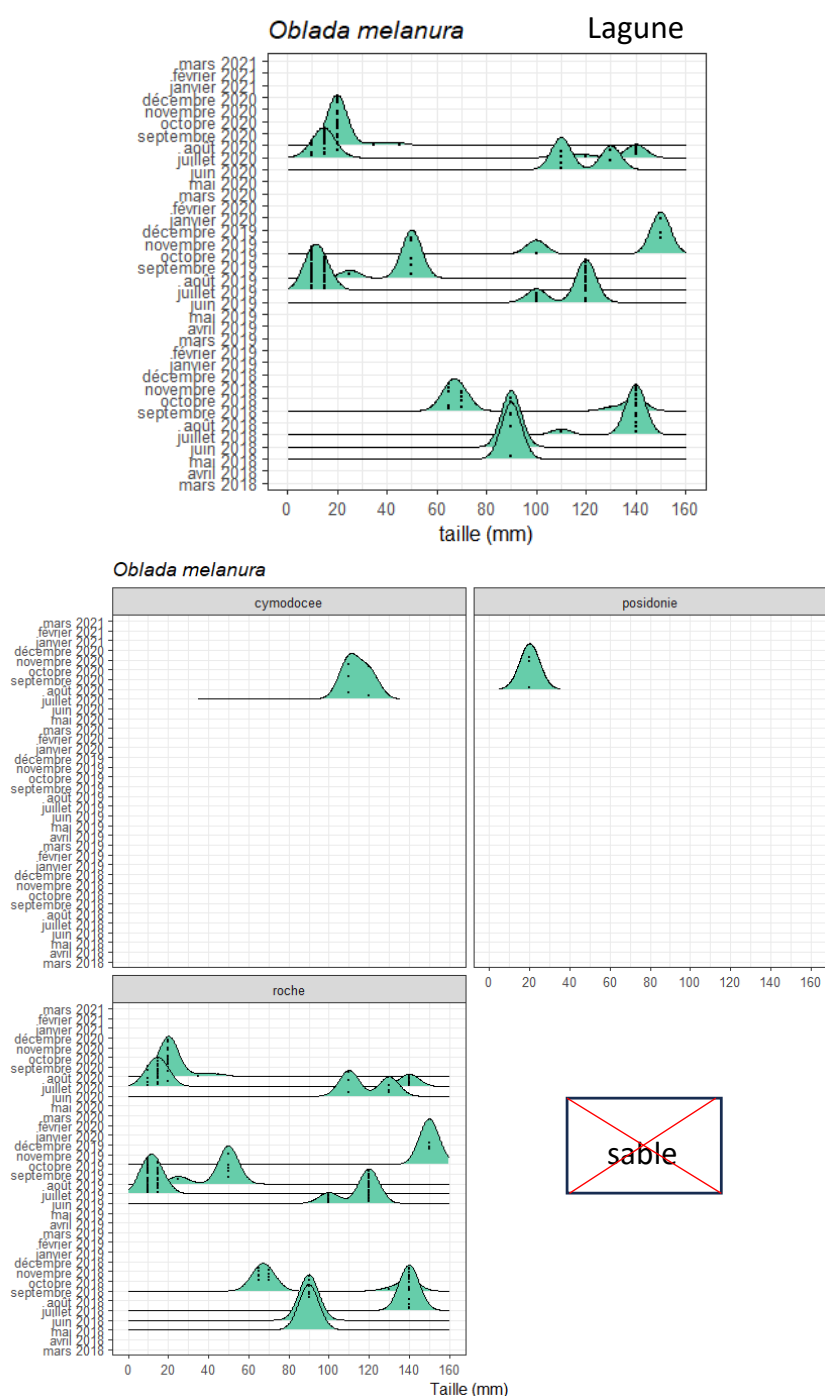


Figure 64 : Évolution temporelle des classes de taille juvéniles de *Oblada melanura* dans la lagune du Brusc, tous habitats confondus (graphe du haut) ainsi que dans chacun des habitats étudiés (graphe du bas) entre 2018 et 2021.

Symphodus tinca

Cette espèce montre une forte affinité pour l'habitat rocheux, avec des individus de 20 à 140 mm présents presque toute l'année. Ce schéma de présence prolongée traduit probablement une sédentarité juvénile dans cet habitat. La Posidonie accueille aussi des juvéniles, mais de manière plus fragmentée. La Cymodocée est faiblement utilisée, et le sable ne semble jouer aucun rôle fonctionnel pour cette espèce (Figure 65).

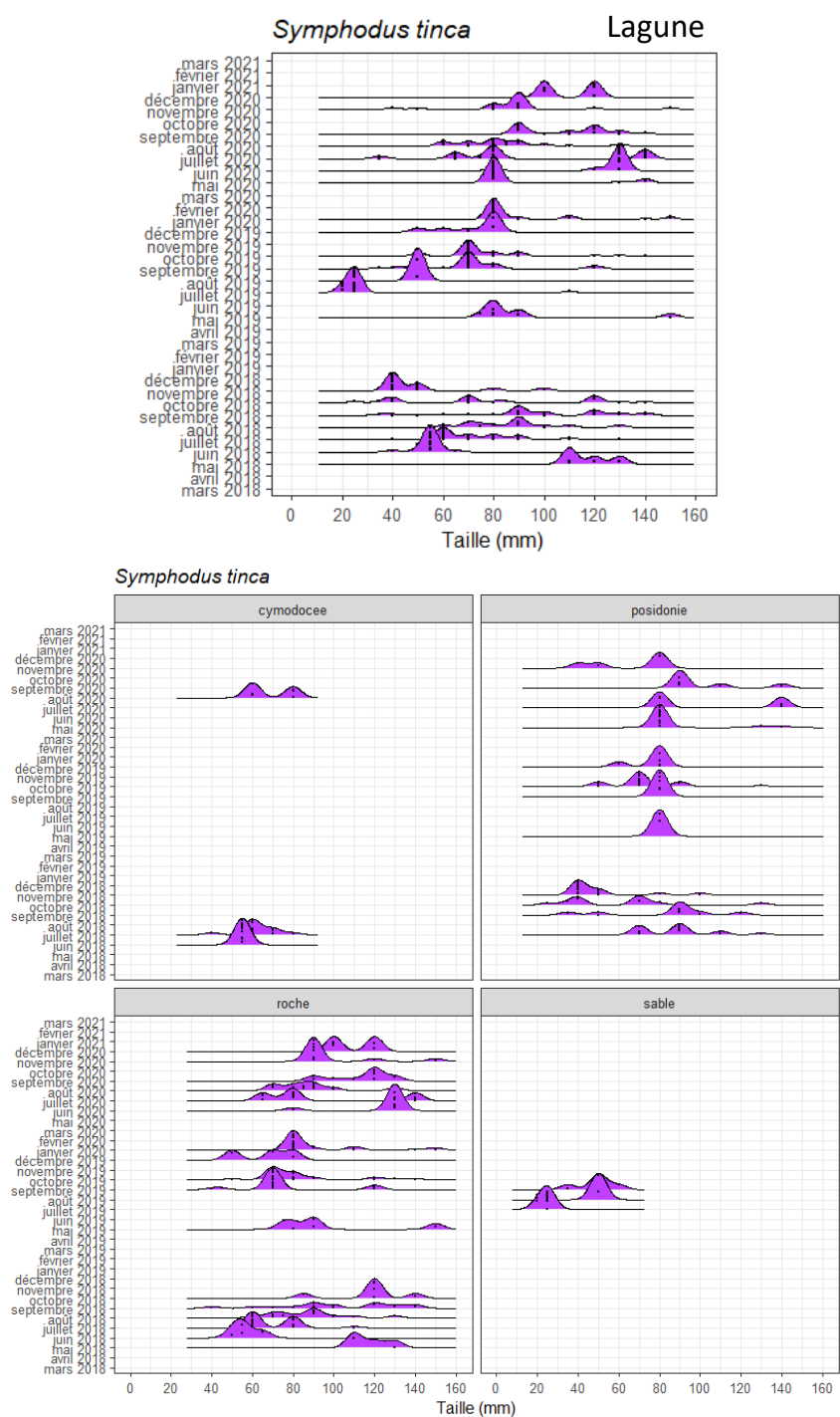


Figure 65 : Évolution temporelle des classes de taille juvéniles de *Symphodus tinca* dans la lagune du Brusc, tous habitats confondus (graphe du haut) ainsi que dans chacun des habitats étudiés (graphe du bas) entre 2018 et 2021.

Malgré la régression notable des habitats favorables la fonction de nurserie depuis la quasi-disparition des herbiers de *Cymodocea nodosa* au début des années 2010, la lagune continue de jouer un rôle attractif pour le recrutement de post-larves provenant du large. Ce phénomène a été mis en évidence par des pêches scientifiques réalisées en 2015 avec un filet de passe et qui ont permis de capturer 15 espèces de poissons au stade post-larvaire dans le flux d'eau entrant dans les passes de la lagune, témoignant d'un recrutement actif (Kirchhofer et al., 2016). Les travaux menés dans le cadre du programme SAR-LAB ont quant à eux permis de démontrer une fonction de nurserie effective pour une dizaine d'espèces parmi les 25 observées au stade juvénile dans la lagune (Figure 66). Au sein de la mosaïque d'habitats de la lagune du Brusc, les herbiers de cymodocée et de posidonie jouent un rôle essentiel dans le recrutement initial et la croissance de nombreuses espèces, en particulier les sparidés. L'habitat rocheux, bien que restreint aux marges de la lagune, est aussi un habitat structuré et fonctionnel. À l'inverse, les zones sableuses, devenues prédominantes dans certaines portions de la lagune, sont peu fréquentées par les juvéniles et ne semblent utilisées qu'en transition entre des habitats plus structurés. Ainsi, la diversité et la complémentarité des habitats conditionnent la capacité de la lagune à jouer pleinement son rôle de nurserie. Le rétablissement de vastes herbiers de cymodocée et la préservation du récif-barrière de Posidonie apparaissent donc comme des leviers essentiels pour restaurer les fonctionnalités écologiques de la lagune du Brusc.

Le rôle de nurserie de cette zone de petits fonds côtiers semble toutefois spécifique à certaines espèces, en particulier au sein de la famille des Sparidae, et ne concerne qu'une fraction des communautés de poissons adultes fréquentant le littoral environnant. En effet, 50 espèces de poissons ont été recensées par comptage visuel autour des Embiez au cours de la même période dans une d'étude de caractérisation des assemblages de poissons des petits fonds rocheux (Couvray et al., 2023), ce qui ne représente en soit qu'une fraction des 580 espèces de poissons méditerranéens (Goren, 2014). Ces observations soulignent que, si la lagune du Brusc constitue une zone fonctionnelle de nurserie pour certaines espèces, d'autres habitats pouvant être plus profonds à l'extérieur de la lagune sont nécessaires pour couvrir l'ensemble des besoins des assemblages côtiers.

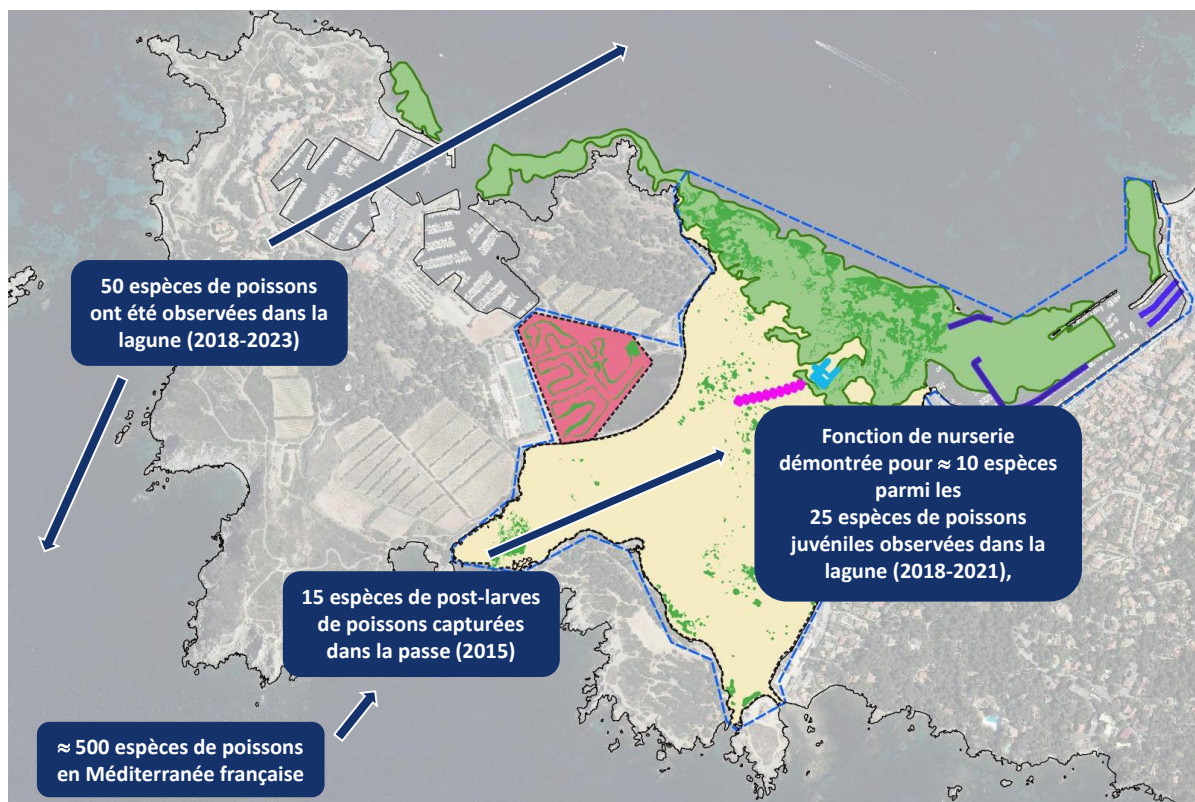


Figure 66 : Rôle fonctionnel de la lagune du Brusc pour les espèces de poissons utilisant les habitats des très petits fonds côtiers comme zones de nurserie.

4. Conclusion

La lagune du Brusc apparaît plus que jamais comme un écosystème singulier dont la pérennité dépend d'un jeu subtil d'équilibres morphologiques, hydrodynamiques et biologiques. Ce lagon, unique sur la façade méditerranéenne française grâce au grand récif barrière de *Posidonia oceanica*, crée un bassin semi-fermé de 44 hectares où les échanges avec la mer ouverte sont canalisés par trois passes étroites. Ce cloisonnement génère des conditions physico-chimiques particulières – fortes amplitudes thermiques, variations journalières de l'oxygène dissous – auxquelles seule une communauté adaptée peut s'y développer.

Ce caractère exceptionnel a toutefois pour contrepartie une très grande vulnérabilité aux pressions anthropiques. En l'espace de quelques décennies, l'urbanisation rapide de la frange littorale, l'artificialisation du trait de côte, l'extension des infrastructures portuaires et le mouillage anarchique ont réduit la surface des habitats naturels, transformé les flux d'eau, accéléré l'apport de sédiments exogènes et altéré la connectivité écologique interne. L'apport massif de sable terrigène lors des rechargements de plages voisins constitue un tournant : en remplaçant les sédiments sablo-vaseux historiques, il a provoqué la régression du vaste herbier de *Cymodocea nodosa* qui couvrait encore 30 hectares en 2004, entraînant la disparition de plus de 99 % de sa surface et la déstructuration des fonctions biogéochimiques et écologiques associées.

L'effondrement de la cymodocée a bouleversé la mosaïque d'habitats et compromis la fonction de nurserie pour de nombreuses espèces côtières. Si les passes sud continuent de drainer un flux annuel de post-larves, celles-ci ne trouvent plus, dans la plaine sableuse résultante, la protection et la ressource trophique nécessaires aux premiers stades de leur croissance. De 2018 à 2021, les suivis ichtyologiques ont néanmoins révélé que la lagune reste un site de recrutement et de résidence significatif : 25 taxons juvéniles et 35 taxons adultes ont été observés, avec une dominance d'espèces de Sparidés telles que *Sarpa salpa* et *Diplodus annularis*. La persistance de cette diversité tient à la complémentarité des derniers herbiers

relictuels, du récif barrière et des faciès rocheux périphériques, qui forment encore un réseau d'habitats fonctionnel mais très fragile : la perte d'un seul maillon accentuerait encore la déqualification écologique de l'ensemble.

Depuis 2013, les premières repousses de zostère (*Zostera noltii*) et les minuscules patchs de cymodocée témoignent d'un début de résilience. Entre 2018 et 2022, la surface en zostère a presque triplé, atteignant 12 788 m², tandis que la cymodocée, portée par des initiatives de transplantation (corridor SARLAB) et par une légère amélioration des paramètres sédimentaires, recouvre désormais 2 657 m². Pourtant, ces deux espèces ne totalisent encore qu'environ 5 % du tapis végétal disparu ; leurs patchs isolés ne fournissent qu'un service de nurserie incomplet et restent exposés aux mouvements de sable et aux remises en suspension lors des coups de vent ou lors de travaux portuaires.

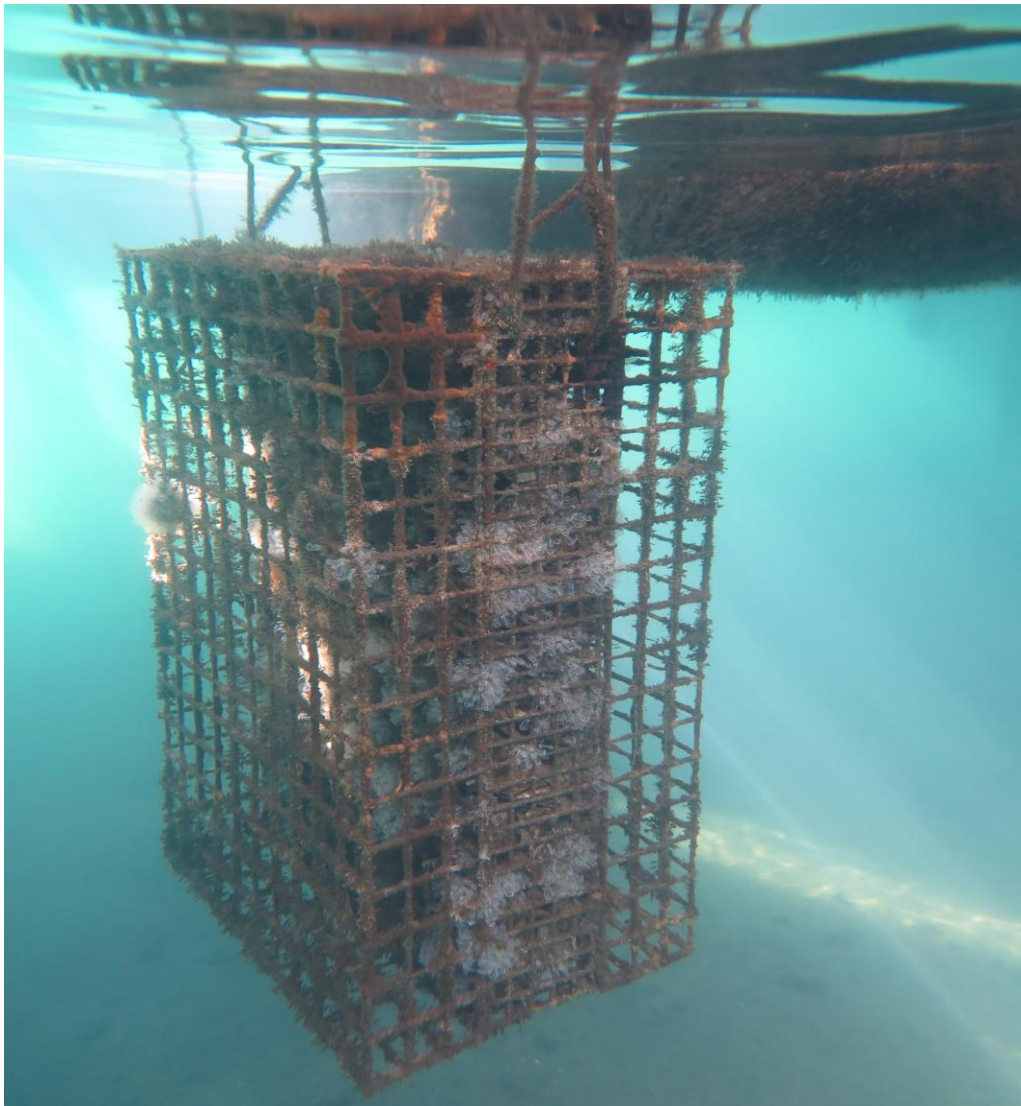
Les analyses granulométriques confirment que la dynamique sédimentaire est entrée dans une phase de transition : on observe, depuis 2018, une légère augmentation des fractions fines et de la teneur organique dans plusieurs secteurs, signe d'un début de stabilisation lié à la reprise végétale. Cependant, la signature d'un sable fin pauvre en vase domine toujours la plupart des points, témoignant de l'impact durable des rechargements passés. Tant que des herbiers denses n'auront pas retrouvé leur emprise et enrichi ces sédiments, la lagune restera vulnérable à la remobilisation du sable et à une faible accumulation de matière organique, conditions peu favorables au retour d'un habitat lagunaire complet.

Les actions de gestion engagées au cours des vingt dernières années – interruption des rechargements en sable sur les plages avoisinantes, organisation de la ZMEL, retrait d'épaves, limitation du piétinement – montrent leurs premiers effets positifs en restaurant passivement des continuités écologiques et en ralentissant la régression sédimentaire. Néanmoins, la lenteur intrinsèque de ces processus de recolonisation végétale et la persistance des pressions extérieures imposent une gestion renforcée du site afin de garantir l'abandon définitif des rechargements en sable inapproprié et de toute extension future du port du Brusc, le contrôle strict des rejets portuaires ainsi que la régulation encadrée de la fréquentation.

En définitive, la lagune du Brusc illustre à la fois la fragilité et la capacité de résilience des systèmes côtiers méditerranéens. Elle rappelle que la protection d'une mosaïque d'habitats fonctionnelle – depuis le récif barrière millénaire jusqu'aux jeunes pousses de cymodocée – est indissociable d'une gestion raisonnée des usages littoraux. Restaurer durablement ce paysage écologique suppose de poursuivre les efforts engagés, de coordonner science et gouvernance locale, et d'inscrire chaque décision dans une temporalité longue, conforme aux processus naturels. En effet, les dynamiques benthiques (installation, croissance, succession et stabilisation des herbiers, évolution des sédiments, renouvellement des communautés animales) se déroulent naturellement sur plusieurs années, voire des décennies ; leurs résultats ne sont donc ni immédiats ni linéaires. Toutefois, les actions de restauration actives mises en œuvre sur le site peuvent accélérer ces processus. C'est à ce prix que le Brusc pourra, à nouveau, offrir le visage d'un lagon méditerranéen pleinement fonctionnel : refuge de biodiversité, puits de carbone, laboratoire naturel et patrimoine vivant.

CHAPITRE 2

REHABILITATION DE LA FONCTION DE NURSERIE DE POISSONS DANS LES PORTS DU BRUSC ET DES EMBIEZ



Contributions

Conceptualisation : Sylvain Couvray, Sébastien Fonbonne, Gilles Lecaillon, Pierre Boissery, Jean-Luc Bonnefont

Terrain : Aurélie Vion, Clément Madelaine, Damien Kirchhofer, Sylvain Couvray

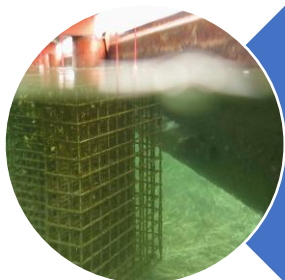
Traitement de données : Sylvain Couvray

Rédaction : Sylvain Couvray, Rémy Simide

Points clés



Le port du Bruscia, avec ses 7,85 ha de plan d'eau et ses 800 m de linéaire bétonné, a été implanté sur le récif barrière de posidonie. La quasi-totalité de l'herbier de Posidonie est maintenant morte dans ce bassin, compromettant sa fonction de nurserie. Les impacts directs sur la matrice d'une part et la modification de la courantologie par les infrastructures portuaires d'autre part, impacte négativement le fonctionnement hydrologique et sédimentaire de la lagune.



L'installation de microrécifs nurserie Biohub a généré un gain partiel de fonction de nurserie, malgré la destruction des Biohub qui équipaient les quais lors de travaux portuaires de 2018. Ce gain reste toutefois faible aux regards de la perte d'habitats naturels fonctionnels provoquée par les aménagements récents du port.



Au port des Embiez, implanté dans d'anciens marais salants, les 82 Biohub ont généré un gain de fonction de nurserie des infrastructures portuaires, surtout le long des quais, renforçant ainsi la fonction de nurserie globale du port initialement concentrée dans une zone rocheuse naturelle fonctionnelle. Cette action bénéficie principalement à quatre espèces de Sparidae.



Les travaux portuaires dans le port du Bruscia et la turbidité estivale dans le port des Embiez, liée aux confinements du plan d'eau combinée aux activités portuaires ont réduit l'efficacité des actions restauratives en altérant la qualité de l'eau et en dégradant les habitats naturels.



Pour la continuité des travaux de restauration de la fonction de nurserie dans ces ports, il apparaît indispensable de garantir l'absence de nouveaux aménagements destructeurs d'habitats naturels, d'améliorer la gestion environnementale (réseaux d'eaux usées, pompes à eaux grises, sensibilisation) avant de planifier de futures installations de nurserie artificielle dans ces ports. Au regard des résultats acquis dans ce programme, ces structures devraient préférentiellement être installées le long des quais pour optimiser leur efficacité.

Chapitre 2

REHABILITATION DE LA FONCTION DE NURSERIE DE POISSONS DANS LES PORTS DU BRUSC ET DES EMBIEZ

Sommaire

1. Contexte et objectifs	83
2. Réhabilitation écologique de la fonction de nurserie de poissons dans le port du Brusco.....	84
2.1. Caractéristiques du port et opportunité de mise en place d'actions restauratives	84
2.2. Déroulé des opérations de réhabilitation de la fonction de nurserie de poissons dans le port du Brusco	86
2.3. Protocoles des suivis des communautés de poissons	89
2.4. <i>Communauté de poissons adultes et juvéniles du port du Brusco</i>	90
2.5. Variations temporelles des assemblages de juvéniles.....	92
2.6. Fonction de nurserie du port du Brusco	96
2.7. Evaluation de l'efficacité de la réhabilitation de la fonction de nurserie de poissons dans le port du Brusco.....	99
ATTRACTIVITE DES DISPOSITIFS DE NURSERIE ARTIFICIELLE A L'ECHELLE DU MICRO HABITAT.	99
ATTRACTIVITE DES DISPOSITIFS DE NURSERIE ARTIFICIELLE A L'ECHELLE DE LA ZONE DE NURSERIE.....	102
PRISE EN COMPTE DE LA SURFACE DES HABITATS DANS L'EVALUATION DE LA FONCTION DE NURSERIE.....	103
2.8. Conclusion sur l'efficacité de l'action restaurative dans le port du Brusco, retour d'expérience et recommandations	107
3. Réhabilitation écologique de la fonction de nurserie de poissons dans le port Saint-Pierre des Embiez	109
3.1. Caractéristiques du port et opportunité de mise en place d'actions restauratives	109
3.2. Déroulé des opérations de réhabilitation de la fonction de nurserie de poissons dans le port des Embiez.....	111
3.3. Protocoles de suivis des communautés de poissons	115
3.4. <i>Communautés de poissons adultes et juvéniles du port du Brusco</i>	117
3.5. Fonction de nurserie du port des Embiez	119
3.6. Évaluation de l'efficacité de l'opération de réhabilitation de la fonction de nurserie dans le port des Embiez.....	120
ATTRACTIVITE DES DISPOSITIFS DE NURSERIE ARTIFICIELLE A L'ECHELLE DU MICROHABITAT	120
ATTRACTIVITE DES DISPOSITIFS DE NURSERIE ARTIFICIELLE A L'ECHELLE DE LA ZONE DE NURSERIE.....	123
PRISE EN COMPTE DE LA SURFACE DES HABITATS DANS L'EVALUATION DE LA FONCTION DE NURSERIE.....	125
3.7. Turbidité, qualité de l'eau et conséquences sur la fonction de nurserie	128
3.8. Conclusion sur l'efficacité de l'action restaurative dans le port des Embiez, retour d'expérience et recommandations	130
4. Conclusion	132

1. Contexte et objectifs

Le taux d'occupation des petits fonds côtier par les ports a plus que doublé entre 1960 et 1985 et le nombre d'aménagements gagnés sur la mer a triplé au cours de cette période. Entre 1985 et 2010, la construction de ces infrastructures a cependant connu un ralentissement significatif, particulièrement pour les ports, en grande partie en raison de l'arrêté du 19 juillet 1988 interdisant la destruction des phanérogames marines *Posidonia oceanica* et *Cymodocea nodosa* (MEDAM).

Les infrastructures portuaires constituent la principale source d'artificialisation du littoral. Actuellement, 11 % des petits fonds côtiers (0-10 m de profondeur) en région PACA sont artificialisés, dont 8,8 % spécifiquement occupés par des ports et ports abris. Leur implantation entraîne la destruction, la transformation et l'homogénéisation des habitats côtiers. En plus de la dégradation des conditions environnementales associée aux activités portuaires (pollution, nuisances sonores), ces infrastructures sont généralement défavorables à la biodiversité en raison de leurs pentes abruptes, de leur faible complexité structurelle et de leur homogénéité (De Boer et al., 2019).

Les ports sont principalement construits dans des baies ou des criques relativement abritées, qui, en l'absence de pressions anthropiques, constituent des habitats propices aux fonctions de nurserie pour de nombreuses espèces de poissons côtiers (Cheminée et al., 2021). La disparition de ces habitats de nurserie a des conséquences significatives sur le renouvellement des communautés de poissons adultes. Cependant, certaines études ont montré que les ports peuvent malgré tout être utilisés comme zones de nurserie par certaines espèces de poissons côtiers (Pastor et al., 2013 ; Bouchoucha et al., 2016 ; Mercader et al., 2018).

Depuis 2011, plusieurs études pilotes ont été menées, en particulier en Méditerranée, dans le but d'utiliser l'ingénierie écologique pour restaurer la fonction de nurserie à l'intérieur des ports (Lenfant et al., 2015). Cette approche consiste à pallier la faible structuration des habitats en fixant des microstructures artificielles complexes et tridimensionnelles sur les structures portuaires. Plusieurs études ont mis en évidence que l'ajout de microhabitats peut améliorer la fonctionnalité des ports en tant que nurseries (Lapinski et al., 2014 ; Mercader et al., 2018).

Dans le cadre du programme SAR-LAB, nous avons proposé d'équiper les ports du Brusc et des Embiez avec des microrécifs et d'évaluer leur efficacité. La société Ecocean a été chargée de cette implantation en utilisant les microrécifs nurserie Biohut®, conçus spécifiquement pour les infrastructures portuaires. Ces dispositifs, d'environ 1 m² chacun, visent à augmenter le potentiel de nurserie en créant des habitats plus complexes, permettant aux juvéniles de poissons de se protéger des prédateurs et d'accéder à des ressources alimentaires, améliorant ainsi leurs chances de survie.

Les Biohuts sont installés le long des quais ou sous les pontons, espacés de quelques mètres. Ils ne sont pas destinés à couvrir l'ensemble des infrastructures portuaires mais à créer des zones à fort potentiel de nurserie au sein des ports.

Dans cette action de restauration, l'attribut écosystémique clé est l'amélioration de la fonction de nurserie des poissons au sein des ports. L'indicateur retenu pour évaluer l'efficacité de cette démarche est l'abondance et la diversité des assemblages de juvéniles de poissons observées après l'installation des microrécifs.

2. Réhabilitation écologique de la fonction de nurserie de poissons dans le port du Brusc

2.1. Caractéristiques du port et opportunité de mise en place d'actions restauratives

Le port du Brusc est situé à l'extrémité nord-est de la lagune du Brusc (Figure 67). À l'origine, il s'agissait d'un petit port dédié à la pêche artisanale, principalement utilisé par une quinzaine de petites embarcations de moins de 12 mètres. Ce site, fortement ancré dans l'histoire locale, a longtemps été exclusivement à la pêche aux petits métiers, une activité à forte identité culturelle, destinée à approvisionner le commerce local. Plusieurs générations de pêcheurs s'y sont succédé, perpétuant ces traditions au fil du temps.



Figure 67 : Localisation du port du Brusc dans la zone d'intervention du programme SARLAB.

Au cours des décennies, le port s'est progressivement agrandi pour répondre au développement des activités de plaisance et du tourisme (Figure 68). Plusieurs extensions ont été réalisées, principalement dans la partie sud-ouest, en partie sur le récif barrière de posidonie de la lagune du Brusc. Ces aménagements ont entraîné une artificialisation significative du littoral, avec environ 800 mètres de côte modifiés et la création d'un plan d'eau artificialisé couvrant environ 7,85 hectares. Les terre-pleins, quais et digues représentent une surface de 1,76 hectare gagnée sur l'espace marin (Figure 69).



Figure 68: Vue aériennes des aménagements du port du Brusc en 1955 (photo de gauche) et en 2017 (photo de droite) (Données : IGN).

Les aménagements successifs des infrastructures portuaires ont entraîné une perte directe d’habitats, ainsi que des modifications hydrologiques et sédimentaires (Simide et Abello, 2020). Ces altérations ont conduit à la destruction ou à la dégradation de plus de 8 hectares d’habitats marins à fort potentiel de fonction de nurserie pour les poissons.

Le port du Brusc est situé à proximité d’habitats rocheux, sableux et d’herbiers de posidonies, caractéristiques des petits fonds côtiers de la région. Ces habitats jouent un rôle essentiel dans le cycle de vie des poissons en hébergeant une grande diversité et abondance de juvéniles et d’adultes (voir chapitre « Dynamique et fonctionnement de la lagune du Brusc »). Ce port, relativement peu confiné, bénéficie d’un bon renouvellement de l’eau, ce qui favorise une connectivité potentielle entre les peuplements de poissons du bassin portuaire et ceux des habitats naturels environnants.

Actuellement, le port compte plus de 800 places pour les embarcations et est labellisé « Port Propre ». Lors de la phase d’élaboration du projet SARLAB, des actions de restauration de la fonction de nurserie y étaient déjà en cours. En effet, dans le cadre du programme NAPPEX, neuf microrécifs nurserie Biohut avaient été installés. Les suivis scientifiques menés dans le cadre du programme RESPIRE avaient déjà mis en évidence leur efficacité en termes d’amélioration de la fonction de nurserie.

Compte tenu des caractéristiques décrites ci-dessus, le port du Brusc a été identifié comme un site pertinent pour la mise en œuvre d’une opération de réhabilitation écologique visant à restaurer la fonction de nurserie. Ainsi, dans le cadre du programme SARLAB, nous avons proposé d’équiper ce port en nurseries artificielles Biohut, en complément de celles déjà installées dans le cadre du programme NAPPEX.



ID	Région	Département	Commune	Masses d'eau DCE	
589	PACA	Var	Six-Fours-les-Plages	(DC7e) DC07e - Ilot Pierreplane - Pointe du Gao	Enrochements extérieurs aux ouvrages
Surface gagnée totale (ha)				7,85	Littoral artificialisé
Surface couverte (ha)				1,76	Plan d'eau artificiel
Surface du plan d'eau (ha)				7,85	Surface gagnée
Linéaire de côte artificialisée (m)				802,17	
Linéaire extérieur de l'ouvrage (m)				348,01	
Historique de construction				Cet ouvrage a été construit vers 1960 (date approximative)	Source: medam.org, modifié

Figure 69 : Caractéristiques du port du Brusac et illustration de l'artificialisation du littoral par sa construction (Sources : medam.org, modifié).

2.2. Déroulé des opérations de réhabilitation de la fonction de nurserie de poissons dans le port du Brusac

La société Ecocean a été chargée de l'équipement du port du Brusac en microrécifs nurserie, ainsi que de l'entretien des dispositifs et de leur désinstallation en fin d'opération.

Le plan d'équipement du port en microrécifs Biohuts a été élaboré par Ecocean en concertation avec le capitaine du port, les agents portuaires et l'équipe scientifique de l'IOPR. La définition du nombre de Biohuts, des modèles utilisés et de leur répartition au sein du bassin portuaire a pris en compte plusieurs critères :

- Les conditions bathymétriques et la courantologie (confinement des masses d'eau),
- Les caractéristiques techniques des infrastructures portuaires existantes,
- Les différentes activités portuaires et les exigences de sécurité,
- La quantité de Biohut estimée a priori suffisante pour restaurer la fonction de nurserie,
- Les Biohut déjà présentes dans le cadre du programme NAPPEX,
- Le budget alloué à cette opération.

Au total, 57 Biohuts ont été installés au cours du mois de décembre 2017. Ces équipements se répartissent comme suit : 12 Biohuts quai, 39 Biohuts ponton et 6 Biohuts Kelp ponton (Figure 70). En raison des faibles profondeurs rencontrées le long des quais, la majorité des structures (45 unités) ont été fixées sous des pontons flottants, tandis que 12 ont été installées directement contre les quais (Figure 71). L'installation

des Biohuts sous les pontons s'est révélée moins contraignante que leur fixation aux quais, puisqu'elle ne nécessite pas d'intervention en travaux sous-marins : les Biohuts sont simplement attachées aux pontons à l'aide de cordes.



Figure 70 : Photos des différents types de Biohut®.

Sous les pontons, les Biohuts sont espacés d'environ 10 mètres les uns des autres, tandis que le long des quais, ils sont installés par lots de quatre, accolés les uns aux autres. La distance entre deux lots est également d'environ 10 mètres.

Au début de l'année 2018, le port du Brusc comptait ainsi un total de 66 Biohuts. La répartition de ces équipements est illustrée dans la figure suivante (Figure ?). L'installation de ces dispositifs a permis de créer un linéaire total de 325 mètres de nurseries artificielles, répartis comme suit :

- 35 mètres de quais équipés,
- 290 mètres de pontons équipés.

Au total, environ 1000 m² de surfaces ont ainsi été considérées comme des zones de nurserie restaurées au sein du port.

En novembre 2018, l'ensemble des Biohuts Quai a été détruit par une barge de travaux sous-marins stationnée le long du quai. Cette barge était impliquée dans des travaux d'aménagement visant l'installation de trois nouvelles pannes sur pilotis ainsi qu'une opération de dragage au centre du port. L'entreprise chargée des travaux sous-marins n'avait pas été informée de la présence des microrécifs nurserie le long du quai, et cette phase de travaux n'avait pas été mentionnée lors des concertations préalables à l'équipement du port en Biohuts.

À la suite de cet incident, une concertation a eu lieu entre les différents acteurs du programme SARLAB. Compte tenu des circonstances, il a été décidé de limiter les dépenses en matériel et en entretien des Biohuts aux besoins essentiels de l'étude. Ainsi, les Biohuts détruits n'ont pas été remplacés.

En août 2020, la société Ecocean a réalisé une inspection de l'ensemble des Biohuts restants et assuré la maintenance des équipements nécessitant une intervention. Les Biohuts Kelp ont été désinstallés en raison de la détérioration du bois qui les composait. De plus, les six Biohuts Ponton installés sur le ponton situé au niveau du récif barrière de posidonie ont également été retirés.



Figure 71 : Schéma de répartition des Biohuts installés dans le port du Brusc en décembre 2017.

À partir d'août 2020, le port du Brusc comptait un total de 42 Biohut Ponton encore en place, répartis comme suit :

- 33 Biohut Ponton du programme SAR-LAB
- 9 Biohut Ponton du programme RESPIRE

La répartition de ces équipements est illustrée dans la Figure 72.



Figure 72 : Schéma de répartition des dispositifs Biohut dans le port du Brusc après la maintenance effectuée par la société Ecocean en août 2020.

Le retrait de l'ensemble des structures Biohuts était initialement prévu pour la fin de l'année 2022. Toutefois, une inspection menée en 2021 a révélé des dommages sur plusieurs Biohuts, nécessitant soit des réparations, soit leur remplacement par de nouvelles unités.

Compte tenu de l'avancement du calendrier du programme SARLAB, de l'absence de suivis scientifiques en cours sur cette zone et de la décision de ne pas engager de frais supplémentaires pour l'entretien des équipements dans ce port, il a été décidé de ne pas procéder au remplacement des Biohuts endommagés. En conséquence, le retrait de l'ensemble des Biohuts a été organisé.

La désinstallation des Biohuts restants dans le port du Brusc a été réalisée par la société Ecocean en décembre 2021.

2.3. Protocoles des suivis des communautés de poissons

Les suivis scientifiques visant à évaluer l'efficacité de cette action de restauration écologique ont consisté en plusieurs types de suivis des assemblages de poissons, réalisés par comptage visuel en plongée libre (palmes, masque, tuba) à la fois dans le port et dans les zones naturelles adjacentes.

Un suivi des communautés de poissons juvéniles et adultes a été mené de mars 2018 à février 2021, couvrant ainsi une période de trois ans. Les comptages ont été effectués deux fois par mois (lorsque les conditions météorologiques le permettaient), chaque mois durant ces trois années. L'acquisition de données à haute fréquence sur une longue durée permet de prendre en compte les fluctuations saisonnières et interannuelles de la composition et de l'abondance des assemblages de poissons. Cette approche est essentielle pour évaluer le gain en fonction de nurserie induit par l'installation des Biohuts.

L'intensité de ces suivis – combinant une haute fréquence d'échantillonnage et une durée prolongée – se justifie par leur intégration dans une étude scientifique visant à approfondir les connaissances sur la fonction de nurserie des ports et l'efficacité des actions de restauration mises en place pour améliorer cette fonction écologique en milieu portuaire.

Deux types de protocoles complémentaires ont été mis en œuvre :

- Les comptages sur points fixes, permettant de caractériser les assemblages de juvéniles à l'échelle du microhabitat et de comparer l'attractivité de chaque type de Biohut par rapport aux infrastructures portuaires non équipées (quais et pontons).
- Les comptages sur transects, permettant de caractériser les assemblages de poissons juvéniles et adultes fréquentant les zones équipées de microrécifs ainsi que les zones non équipées, à l'échelle de l'habitat (quais, pontons, enrochements, habitats naturels).

Les comptages sur points fixes ont été réalisés dans le port du Brusc sur :

- 3 Biohuts Quai
- 3 Biohuts Kelp Quai
- 3 Biohuts Ponton
- 3 Biohuts Kelp Ponton
- 3 points Quai non équipé
- 3 points Ponton non équipé

Les comptages sur transects ont été réalisés aux mêmes dates et avec la même fréquence que ceux effectués sur points fixes. Pour chaque zone, les comptages ont été réalisés en triplicats, soit :

- 3 transects de 10 mètres de long sur des pontons équipés de Biohuts,
- 3 transects de 10 mètres de long sur des pontons non équipés.

Le plan d'échantillonnage est illustré en Figure 73.



Figure 73 : Plan d'échantillonnage des comptages de poissons réalisés sur points fixes et transects permanents dans le port du Brusc.

Les données ont été collectées au cours de 55 sorties terrain réalisées sur une période de trois ans, entre le 14 mars 2018 et le 24 février 2021. Les suivis ont été temporairement interrompus en avril et octobre 2020 en raison des restrictions liées à la pandémie de COVID-19.

Les données ont été consignées sous forme de tableaux dans le logiciel Excel. Le traitement des données, incluant le tri, la manipulation, les analyses statistiques et la production des représentations graphiques associées, a été réalisé à l'aide du logiciel R, dans l'environnement RStudio.

2.4. Communauté de poissons adultes et juvéniles du port du Brusc

Avant d'évaluer l'efficacité de l'opération de réhabilitation de la fonction de nurserie, une caractérisation des assemblages de poissons présents dans le bassin portuaire a été réalisée sur l'ensemble des trois années d'étude. Cette analyse porte à la fois sur les individus juvéniles et adultes.

Dans cette section, seules les données issues des comptages sur transects ont été utilisées, car cette méthode est la plus adaptée pour caractériser les peuplements de poissons juvéniles et adultes à l'échelle du site. Les données ont été collectées dans des zones équipées et non équipées de microrécifs nurserie. Toutefois, aucune distinction entre ces zones n'a été faite dans les analyses, l'objectif étant de dresser un portrait global de la communauté de poissons à l'échelle du bassin portuaire.

Au cours des trois années de suivi, 28 taxons ont été recensés dans le port du Brusc, dont 21 observés au stade juvénile et 23 au stade adulte.

La richesse taxonomique en poissons du port du Brusc est plus faible que celle de la lagune du Brusc, où 45 taxons ont été recensés sur la même période, dont 32 au stade juvénile. Cette différence s'explique par la diversité d'habitats présents dans la lagune, qui offre une plus grande variété de niches écologiques. À

l'inverse, les comptages sur transects dans le port du Brusc ont été réalisés sur un seul type d'habitat artificiel : les pontons.

Au total, 27 087 poissons ont été comptabilisés à l'aide des comptages sur transects, parmi lesquels 14 970 juvéniles et 13 006 adultes. En complément, 891 post-larves appartenant à des taxons indéterminés ont également été observées.

Si la majorité des espèces sont présentes aux deux stades de vie, certaines fréquentent exclusivement le port à un stade particulier. Ainsi, *Labrus viridis*, *Oblada melanura*, *Syngnathus* spp., *Tripterygion melanurus* et *Trachurus mediterraneus* n'ont été observés qu'au stade adulte. À l'inverse, *Sphyræna viridensis* et *Spicara* spp. n'ont été recensés qu'au stade juvénile (Tableau 4).

D'une manière générale, les valeurs d'occurrence sont faibles, la plus élevée étant de 25,76 % pour le sar à museau pointu (*Diplodus puntazzo*) au stade juvénile et de 29,09 % pour le sar à tête noire (*D. vulgaris*) au stade adulte. L'observation d'un même taxon sur un transect donné reste donc relativement rare. Cependant, certaines espèces présentent des abondances maximales élevées sur certains transects, notamment les athérines (*Atherina* spp.), avec jusqu'à 295 individus juvéniles et 555 adultes par transect. De même, les saupes (*Sarpa salpa*) peuvent atteindre jusqu'à 100 individus juvéniles par transect. Cette forte variabilité est attribuable à la biologie et au comportement de ces espèces, qui se déplacent en bancs de plusieurs dizaines, voire centaines d'individus.

Famille	Genre	Nom commun	Taxon	Juvéniles			Adultes		
				Densité (Ind/10m ²) moy ± ES	Densité max.	Occurrence (%)	Densité (Ind/10m ²) moy ± ES	Densité max.	Occurrence (%)
Atherinidae	Atherina	Athérine	<i>Atherina boyeri</i>	12,926 ± 2,180	295,0	16,36	17,115 ± 3,344	555,0	19,70
Blenniidae	Indéterminé	Indéterminé	blenniidae	0,002 ± 0,002	0,5	0,30	0,026 ± 0,007	1,0	4,55
Centracanthidae	Spicara	Mendole-gerle-picarel	<i>Spicara</i> spp.	0,079 ± 0,034	10,0	4,55	0,000 ± 0,000	0,0	0,00
Gobiidae	Indéterminé	Indéterminé	Gobiidae	0,005 ± 0,003	0,5	0,91	0,009 ± 0,004	0,5	1,82
Indéterminé	Indéterminé	Indéterminé	Post larves indéterminées	1,350 ± 0,449	75,0	6,67	0,000 ± 0,000	0,0	0,00
Labridae	Labrus	Labre vert	<i>Labrus viridis</i>	0,000 ± 0,000	0,0	0,00	0,002 ± 0,002	0,5	0,30
	Symphodus	Crénilabre ocellé	<i>Symphodus ocellatus</i>	0,014 ± 0,008	2,5	1,21	0,006 ± 0,005	1,5	0,61
	Symphodus	Crénilabre à cinq taches	<i>Symphodus roissali</i>	0,002 ± 0,002	0,5	0,30	0,011 ± 0,004	0,5	2,12
	Symphodus	Crénilabre-tanche	<i>Symphodus tinca</i>	0,011 ± 0,005	1,0	1,52	0,082 ± 0,022	5,0	8,79
	Symphodus	Crénilabre méditerranéen	<i>Symphodus mediterraneus</i>	0,000 ± 0,000	0,0	0,00	0,005 ± 0,003	1,0	0,61
	Symphodus	Crénilabre cendré	<i>Symphodus cinereus</i>	0,003 ± 0,002	0,5	0,61	0,020 ± 0,006	1,0	3,64
Moronidae	Dicentrarchus	Loup	<i>Dicentrarchus labrax</i>	0,094 ± 0,055	15,0	1,82	0,089 ± 0,026	6,0	7,88
Mugilidae	Indéterminé	Mulet	Mugilidae	0,571 ± 0,135	21,0	7,58	0,202 ± 0,061	13,5	6,67
Mullidae	Mullus	Rouget-barbet de roche	<i>Mullus surmuletus</i>	0,035 ± 0,022	6,0	1,21	0,064 ± 0,026	7,5	5,15
Scorpaenidae	Scorpaena	Rascasse brune	<i>Scorpaena porcus</i>	0,018 ± 0,017	5,5	0,61	0,008 ± 0,003	0,5	1,52
Sparidae	Diplodus	Sparailon	<i>Diplodus annularis</i>	0,856 ± 0,289	85,0	16,06	0,174 ± 0,038	7,5	13,94
	Diplodus	Sar à museau pointu	<i>Diplodus puntazzo</i>	0,356 ± 0,045	5,5	25,76	0,056 ± 0,011	1,5	8,18
	Diplodus	Sar commun	<i>Diplodus sargus</i>	0,061 ± 0,016	2,5	6,97	0,050 ± 0,011	1,5	7,27
	Diplodus	Sar à tête noire	<i>Diplodus vulgaris</i>	0,365 ± 0,073	14,5	20,00	1,245 ± 0,177	30,0	29,09
	Oblada	Oblade	<i>Oblada melanura</i>	0,000 ± 0,000	0,0	0,00	0,018 ± 0,008	2,0	2,42
	Pagellus	Pagot	<i>Pagellus</i> spp.	1,950 ± 0,620	150,0	9,39	0,020 ± 0,011	3,0	1,82
	Sarpa	Saupe	<i>Sarpa salpa</i>	3,715 ± 0,659	100,0	21,21	0,277 ± 0,075	16,0	8,18
	Sparus	Daurade royale	<i>Sparus aurata</i>	0,039 ± 0,022	5,5	1,21	0,020 ± 0,009	2,5	2,73
Sphyrænidae	Sphyræna	Bécune à bouche jaune	<i>Sphyræna viridensis</i>	0,002 ± 0,002	0,5	0,30	0,000 ± 0,000	0,0	0,00
Tripterygiidae	Tripterygion	Triptérygion nain	<i>Tripterygion melanurus</i>	0,000 ± 0,000	0,0	0,00	0,002 ± 0,002	0,5	0,30

Tableau 4: Liste des taxons observés au stade adulte et juvénile dans le port du Brusc au cours des trois années de suivi. Les valeurs indiquées correspondent à la densité moyenne (moyenne ± erreur standard), la densité maximale observée, ainsi que l'occurrence d'observation (fréquence d'observation en % sur l'ensemble des unités d'échantillonnage).

L'espèce la plus abondante, aussi bien au stade adulte qu'au stade juvénile, est l'athérine (*Atherina boyeri*), également appelée joël. Sa densité moyenne est de 12,9 ± 2,2 ind./10m² au stade juvénile et de 17,1 ± 3,3 ind./10m² au stade adulte (Figure 74). Les adultes sont présents toute l'année, tandis que les juvéniles sont principalement observés entre les mois d'avril et d'octobre.

Cette espèce est très commune en Méditerranée et se caractérise par une grande tolérance aux variations de salinité et de température (euryhaline et eurytherme). Elle est fréquemment rencontrée dans les lagunes côtières, les estuaires et certains ports. Ce petit poisson côtier, mesurant généralement entre 7 et 10 cm,

se nourrit principalement de zooplancton. Il joue un rôle clé dans le réseau trophique en tant que poisson fourrage pour de nombreuses espèces de poissons prédateurs ainsi que pour plusieurs espèces d'oiseaux marins.

Au stade juvénile, la communauté de poissons du port du Brusc est principalement composée d'espèces appartenant à la famille des Sparidae, parmi lesquelles la saupe (*Sarpa salpa*) avec $3,7 \pm 12,0$ ind./10m², les pageots (*Pagellus* spp.) avec $2,0 \pm 11,3$ ind./10m², le sparillon (*Diplodus annularis*) avec $0,9 \pm 5,2$ ind./10m², le sar à tête noire (*Diplodus vulgaris*) avec $0,4 \pm 1,3$ ind./10m² et le sar à museau pointu (*Diplodus puntazzo*) avec $0,4 \pm 0,8$ ind./10m² (Figure ? et Tableau ??).

Le groupe *Pagellus* spp. comprend les deux espèces *Pagellus bogaraveo* et *Pagellus acarne*, difficiles à distinguer au stade juvénile.

Les valeurs précédentes sont exprimées sous la forme moyenne \pm déviation standard. Les fortes valeurs de déviation standard indiquent une forte variabilité des densités entre les unités d'échantillonnage. Chaque unité correspondant à un transect pour un type d'habitat à une date donnée. Cette variabilité des densités peut ainsi s'expliquer par des différences spatiales et/ou temporelles.

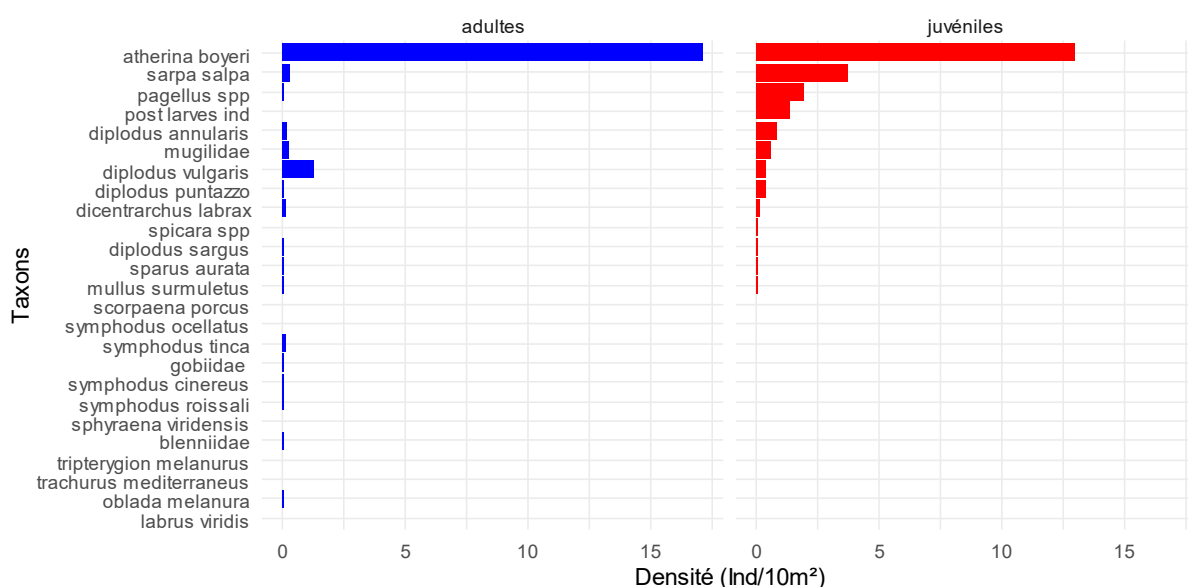


Figure 74 : Densité moyenne de chaque taxon au stade adulte et juvénile sur l'ensemble de la période d'étude (moyenne \pm déviation standard).

Le port du Brusc est fréquenté par de nombreuses espèces de poissons côtiers qui l'utilisent comme habitat aux différents stades de vie. Par ailleurs, des bancs de post-larves indéterminées, parfois composés de plusieurs centaines d'individus, ont également été observés. Cela témoigne de l'attractivité du port pour ces stades précoces, au moment critique de la transition entre le stade larvaire et le stade juvénile, lorsqu'ils s'installent temporairement dans leur habitat de nurserie.

2.5. Variations temporelles des assemblages de juvéniles

Afin de mieux analyser les variations de composition des assemblages de poissons, les athérines (*Atherina boyeri*) ont été exclues du jeu de données. En raison de leurs fortes abondances et occurrences, leur présence aurait pu masquer les tendances des autres espèces. Les post-larves indéterminées ont aussi été retirées du jeu de données, car comme leur nom l'indique, leur taxon n'est pas identifiable ce qui ne permet pas de les inclure dans les analyses des assemblages des peuplements.

Au cours des trois années d'observation, les densités de poissons, tant au stade adulte qu'au stade juvénile, ont montré de fortes fluctuations (Figure 75). Ces fluctuations marquées peuvent être attribuées au passage ponctuel de bancs d'individus d'une même espèce au moment du comptage, notamment pour les saupes (*Sarpa salpa*) et les pageots (*Pagellus* spp.), entraînant localement des valeurs élevées de densité.

De manière générale, les densités de juvéniles sont souvent plus élevées que celles des adultes. Les pics d'abondance maximale sont principalement observés en été, en particulier pour les individus adultes.

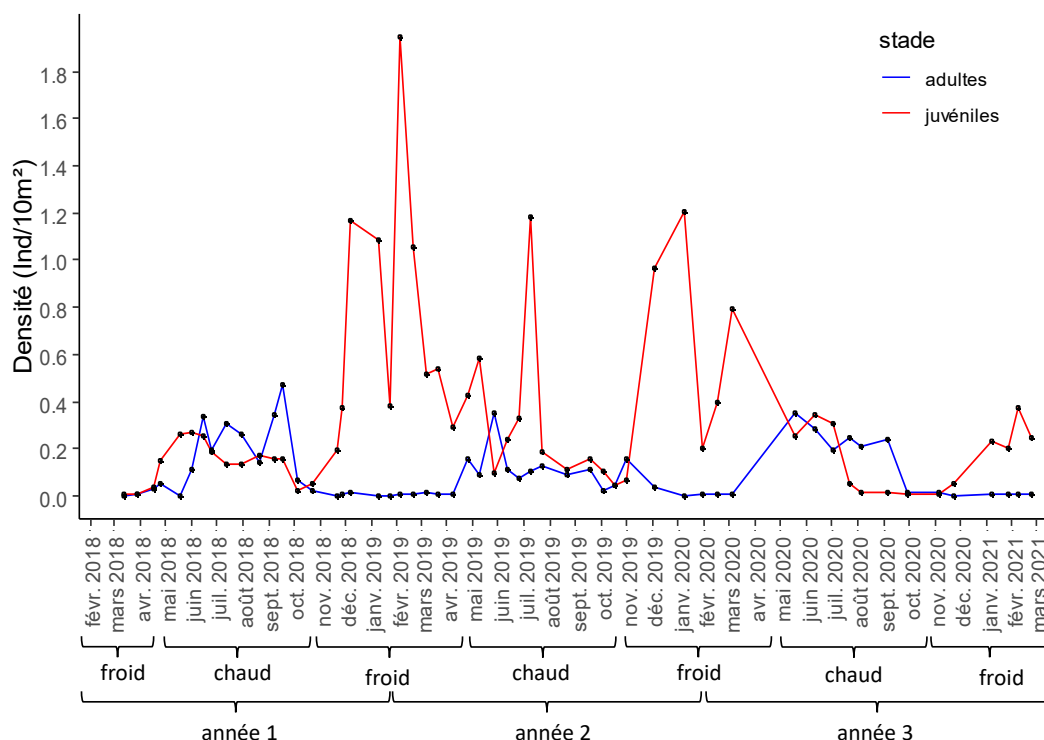


Figure 75 : Évolution des densités de poissons juvéniles et adultes (sans les Athérines et les post-larves indéterminées) dans le port du Brusc au cours des trois années de suivis sur transects.

Afin d'identifier des tendances de structuration temporelle des assemblages juvéniles, nous avons analysé les variations de plusieurs indicateurs à l'échelle interannuelle et intra-annuelle. Pour l'analyse intra-annuelle, nous avons distingué deux périodes au sein d'une année :

- La période chaude (mai à octobre), durant laquelle la température de l'eau est supérieure à 20°C dans la lagune,
- La période froide (novembre à avril), où la température de l'eau est inférieure à 20°C dans la lagune.

Les indicateurs étudiés incluaient la densité des juvéniles, la richesse spécifique, l'indice de diversité de Shannon (H'), ainsi que la composition spécifique des assemblages.

Des tests PERMANOVA (fonction `adonis2` du package `vegan`) (Anderson, 2001) ont été réalisés sous leurs formes univariée et multivariée pour évaluer l'effet des facteurs année et période de l'année sur ces indicateurs de peuplement. L'interaction entre ces deux facteurs n'a pas été testée, car chaque période de l'année chevauche deux années civiles (voir figure précédente). Pour chaque résultat significatif ($p < 0,05$), un test post-hoc de comparaison par paires (`pairwise.adonis`) a été effectué afin d'identifier les modalités entre lesquelles les valeurs des indicateurs différaient significativement.

En complément de la PERMANOVA multivariée, le test SIMPER (Clarke, 1993) (fonction `simper` du package `vegan`) a été utilisé pour estimer la contribution de chaque espèce à la dissimilarité des assemblages de juvéniles entre les différentes périodes testées. Les tests PERMANOVA multivariés, prenant en compte les densités de chaque taxon, permettent de détecter des différences potentielles dans la composition des assemblages de poissons, y compris dans des conditions où les indices globaux de diversité ne sont pas significativement différents. Les résultats détaillés de ces analyses sont présentés en annexe.

Sur l'ensemble de la période d'étude, les densités totales de juvéniles ont significativement fluctué, à la fois entre les années (PERMANOVA, $p = 0,030$) et entre les périodes intra-annuelles (PERMANOVA, $p = 0,001$) (Figure 76 et Annexe 1). Les densités les plus élevées ont été enregistrées lors de la deuxième année de suivi ($9,98 \pm 16,38$ ind./10m²), avec des valeurs significativement supérieures (p ajusté = 0,012) à celles de la troisième année ($3,77 \pm 7,83$ ind./10m²).

À l'échelle intra-annuelle, les densités étaient significativement plus importantes durant la période froide que durant la période chaude. La richesse taxonomique ponctuelle et la diversité des assemblages (H' de Shannon) ont également varié de manière significative entre les années d'étude (respectivement $p = 0,002$ et $p = 0,01$), avec des valeurs maximales observées lors de la deuxième année. En revanche, la richesse taxonomique ponctuelle ne présentait pas de différence significative entre les périodes chaudes et froides, alors que l'indice de diversité de Shannon était significativement plus élevé en période chaude ($p = 0,011$).

De manière générale, les abondances et la diversité des assemblages de juvéniles du port du Brusac fluctuent d'une année sur l'autre. Ces assemblages sont plus abondants mais moins diversifiés en période froide qu'en période chaude.

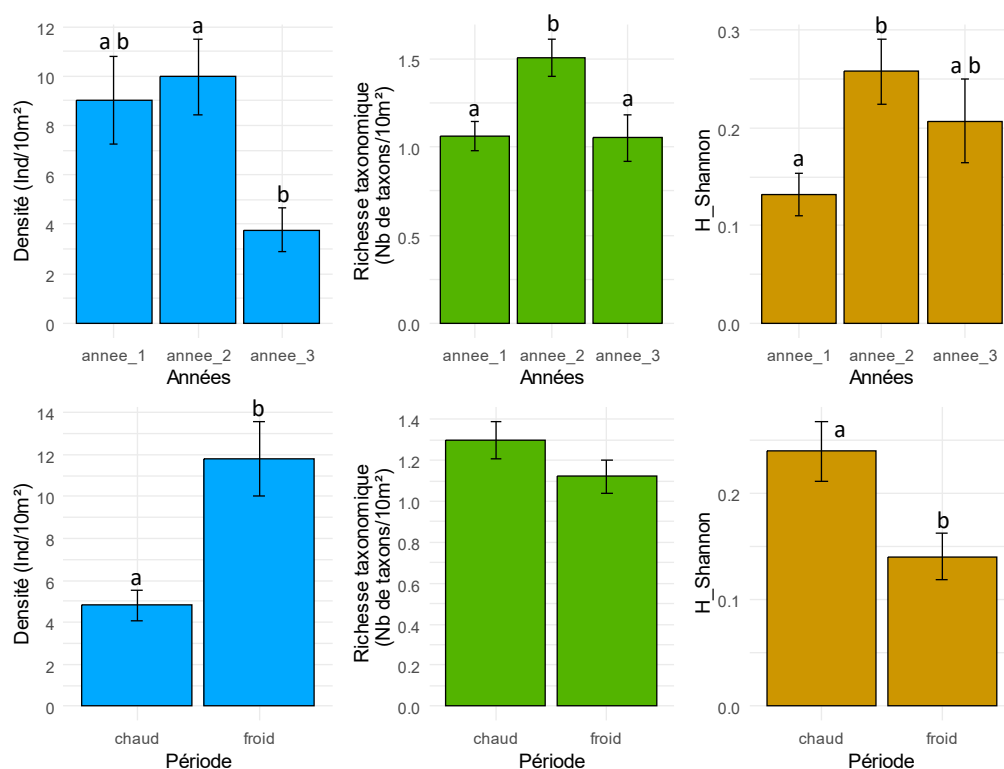


Figure 76 : Moyenne (\pm erreur standard) de la densité, de la richesse spécifique et de l'indice de diversité de Shannon en fonction des années et des périodes (chaude / froide). Les lettres indiquent les groupes significativement différents selon les tests de comparaison par paires.

La composition des assemblages de juvéniles (basée sur la densité de chaque taxon) a significativement varié entre les années (PERMANOVA, $p = 0,001$) ainsi qu'entre les périodes chaudes et froides (PERMANOVA, $p = 0,001$) (Figure 77 et Annexe 1).

La dissimilarité entre les assemblages de juvéniles entre la période chaude et la période froide est principalement expliquée par cinq taxons, qui contribuent à plus de 80 % de la dissimilarité cumulée (Annexe 2) : *Sarpa salpa* (23 %), *Pagellus spp.* (9,9 %), *Diplodus annularis* (8,9 %), *Diplodus puntazzo* (5,9 %), Mugilidae (5,6 %).

Les densités moyennes de *Sarpa salpa* et *Pagellus spp.* sont plus élevées en période froide, tandis que celles de *Diplodus annularis*, *Diplodus puntazzo*, *Diplodus vulgaris* et des Mugilidae sont plus importantes en période chaude.

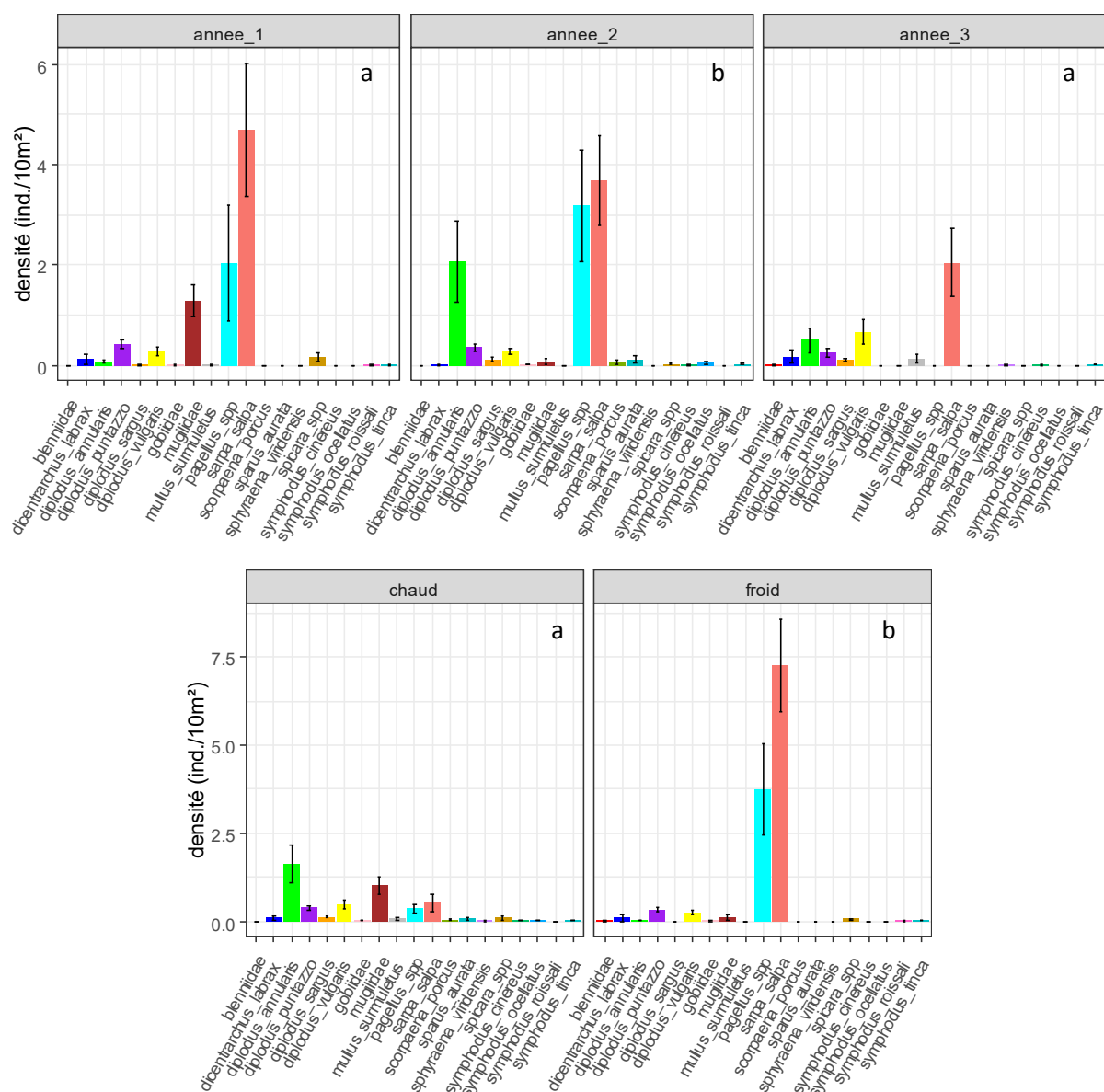


Figure 77 : Assemblage des densités des taxons en fonction des années et des périodes (chaude / froide). Les lettres indiquent les groupes significativement différents selon les tests de comparaison par paires des assemblages de juvéniles pour chaque modalité des facteurs testés.

Les variations temporelles de densité de juvéniles peuvent être plus ou moins marquée en fonction des espèces et leur présence plus ou moins régulière d'une année sur l'autre.

Par exemple, pour *Diplodus annularis*, un seul pic de forte densité a été observé au cours des trois années d'étude, survenant à l'été 2019 (Figure 78). En revanche, pour les pageots (*Pagellus spp.*), deux pics marqués ont été retrouvés, l'un en hiver 2019 et l'autre en hiver 2020. De manière similaire, les saupes (*Sarpa salpa*) ont présenté deux pics de densité élevés, entre l'hiver et le printemps des années 2019 et 2020.

Ces variations interannuelles de densité influencent significativement la composition des communautés de juvéniles d'une année à l'autre (Figure ? et Annexe 2).

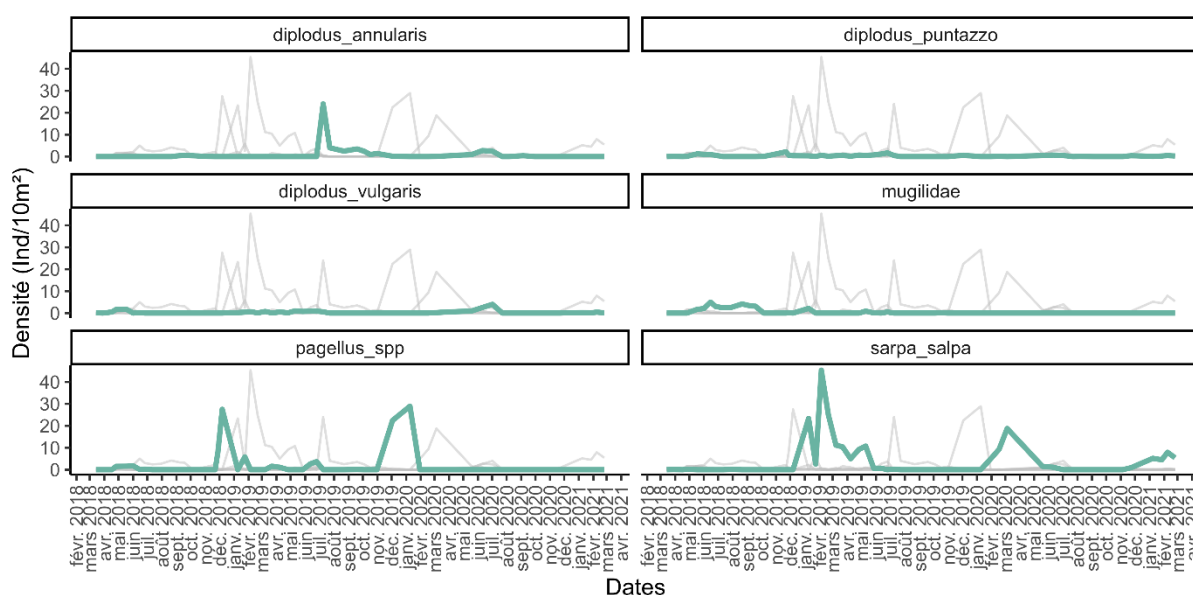


Figure 78 : Évolution des densités de chacune des six espèces les plus abondantes au stade juvénile dans le port du Brusc au cours des trois années d'observation comparée à l'évolution de la densité totale. Pour chaque graphique, le trait fin correspond à l'évolution de la densité totale du peuplement de poissons juvéniles et le trait en gras représente l'évolution de densité spécifique à l'espèce présentée dans le graphique.

Quelle que soit la période de l'année, le port du Brusc est fréquenté par des juvéniles de poissons appartenant à différentes espèces. Cependant, la composition de ces assemblages varie au cours des saisons ainsi que d'une année sur l'autre.

Ces résultats soulignent l'importance de réaliser des suivis couvrant toutes les périodes de l'année et sur une durée minimale de trois ans afin de caractériser de manière fiable les assemblages de juvéniles de poissons au sein d'un site ou d'un habitat donné.

2.6. Fonction de nurserie du port du Brusc

Même si plusieurs espèces de poissons fréquentent le port du Brusc à différentes périodes de l'année et à différents stades de vie, leur présence ne signifie pas nécessairement qu'elles utilisent cet habitat comme une zone de nurserie.

Un habitat nurserie doit répondre à plusieurs critères spécifiques en lien avec la morphologie et les besoins des espèces (Beck et al., 2001 dans Gudeffin et al., 2022) :

- Offrir des ressources alimentaires adaptées aux juvéniles.

- Constituer un habitat favorable à l'installation des post-larves, assurant une protection contre les prédateurs et les pressions environnementales jusqu'à ce qu'elles atteignent une taille refuge.
- Fournir un environnement propice à la croissance rapide et à un taux de survie plus élevé que dans d'autres habitats.
- Être situé à proximité d'habitats propices aux adultes, facilitant la dispersion vers ces zones.

Le critère de présence (sous forme de densité) de juvéniles est souvent utilisé comme un proxy pour évaluer et comparer la fonction de nurserie de différents habitats lorsque les données sont collectées à un instant *T*, sans suivi temporel (Pastor et al., 2013 ; Cheminée et al., 2017 ; Mercader et al., 2018).

Notre jeu de données, basé sur une moyenne de deux observations par mois sur trois ans, avec des estimations de densité et de taille des individus à une précision de 5 mm, permet d'analyser l'évolution des classes de tailles au cours du temps pour les différents taxons observés.

Pour chacun des cinq taxons de Sparidae les plus abondants au stade juvénile dans le port du Brusc, des individus étaient présents sur plusieurs mois consécutifs, avec une augmentation progressive de leur taille moyenne et une faible diminution des effectifs (Figure ?). Ce phénomène n'a pas été mis en évidence pour les autres taxons étudiés.

Pour les saupes (*Sarpa salpa*), des juvéniles ont été observés pendant sept mois consécutifs, de janvier 2019 à juillet 2019, avec une augmentation de leur taille moyenne de $30,6 \pm 2,6$ mm à $75 \pm 5,5$ mm (Figure 79).

Les juvéniles de pageots (*Pagellus erythrinus*) ont été recensés entre novembre 2018 et juillet 2019, avec une augmentation de leur taille moyenne de 25 ± 0 mm à 80 ± 0 mm, après quoi ils n'ont plus été observés les mois suivants.

Pour *Diplodus annularis*, la croissance des individus a été suivie sur une période de 15 mois. Entre juillet et octobre 2019, la taille moyenne est passée de $16,8 \pm 6,4$ mm à $42,4 \pm 4,6$ mm, suivie d'une absence de huit mois pendant la période froide. En mai 2020, des individus de $60,0 \pm 0$ mm ont de nouveau été observés, leur présence se prolongeant jusqu'en septembre 2020, où ils atteignaient une taille moyenne de $90,0 \pm 0$ mm.

Les juvéniles de sar à tête noire (*Diplodus vulgaris*) ont été observés sur une période de dix mois consécutifs, de janvier à octobre 2019, au cours de laquelle leur taille moyenne a augmenté de $13,8 \pm 3,53$ mm à $99,7 \pm 1,9$ mm. Aucun juvénile de taille similaire n'a été recensé dans le port durant les mois suivants.

Pour *Diplodus puntazzo* (sar à museau pointu), la plus longue période d'observation de juvéniles présentant une croissance continue s'étend d'octobre 2018 à juillet 2019, avec une augmentation de leur taille moyenne de 14,01 mm à 71,5 mm.

Ces résultats suggèrent que ces groupes de juvéniles, caractérisés par un temps de résidence prolongé, une croissance et une survie dans le port, forment des cohortes exploitant cet habitat comme une véritable zone de nurserie.

Ces cohortes se sont installées dans le bassin portuaire dès le début de leur phase juvénile, voire potentiellement dès le stade post-larvaire (bien que cela ne puisse être confirmé avec ces données). Elles ont utilisé cet habitat comme une zone de nurserie sur une période prolongée, y ont grandi jusqu'au stade sub-adulte, correspondant à la *taille refuge* à partir de laquelle leur vulnérabilité à la prédation diminue, avant de quitter cette zone. Le stade sub-adulte représente une phase intermédiaire entre le juvénile et l'adulte, caractérisée par une livrée définitive, une moindre dépendance aux habitats de nurserie et une intégration progressive à la population adulte.

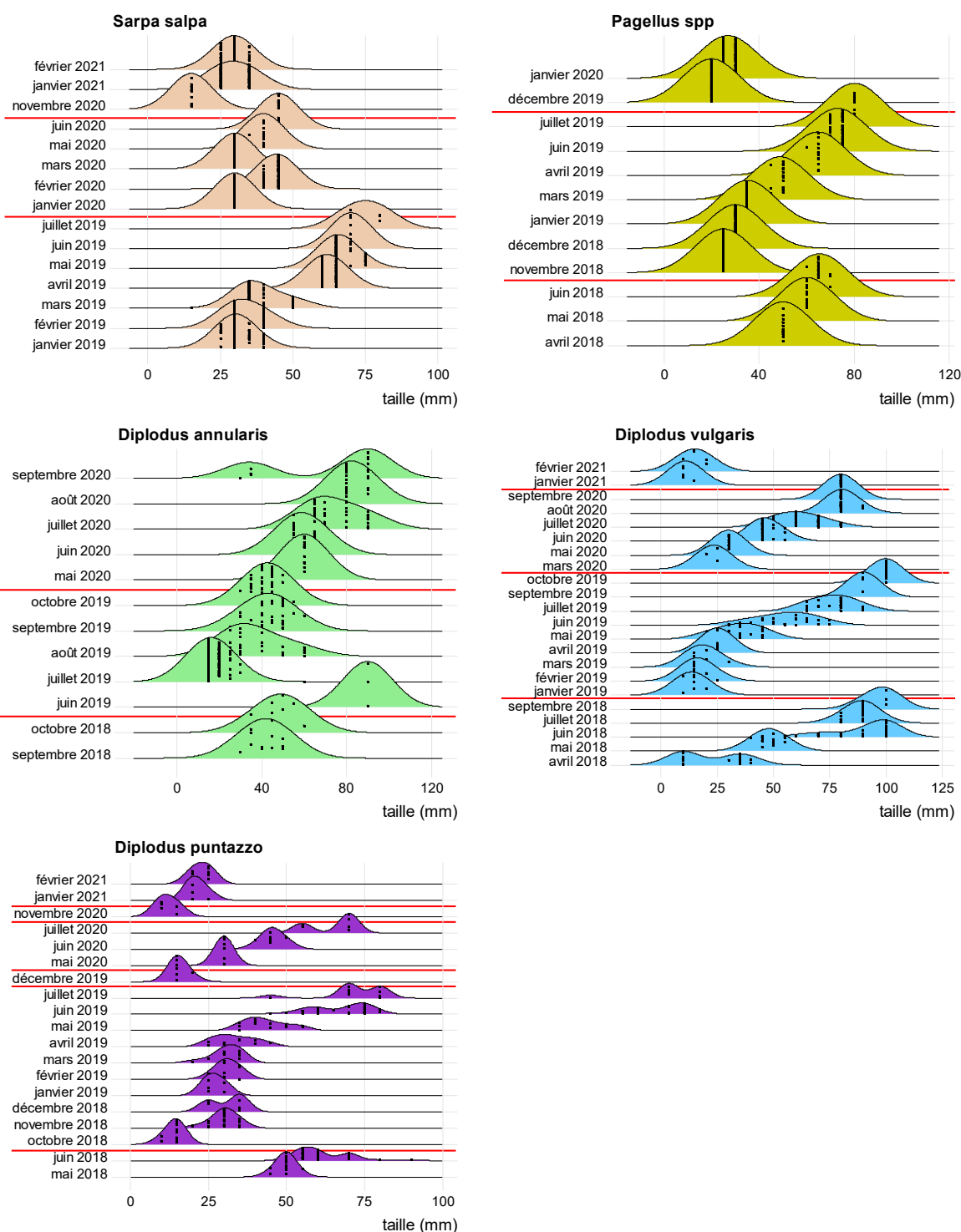


Figure 79: Évolution de la répartition des classes de tailles des cinq taxons de Sparidae les plus abondants dans le port du Brusc au cours de la période d'étude. Les points dans les zones colorées représentent les valeurs brutes des données. Les traits rouges indiquent les ruptures de successions temporelles, correspondant aux mois où l'espèce n'était pas observée et qui ne sont donc pas représentés.

Pour chacun des cinq taxons de Sparidae, plusieurs cohortes se sont succédé dans le port du Brusc au cours des trois années de suivi. Cependant, leur régularité de présence d'une année sur l'autre ainsi que leurs abondances ont montré une forte variabilité.

Le cas de *Diplodus annularis* est particulier. Il semble qu'une cohorte de juvéniles se soit installée au début de sa phase juvénile, ait séjourné plusieurs mois dans le port, puis l'ait quitté durant toute la saison froide avant d'y revenir la période chaude suivante, jusqu'à atteindre le stade sub-adulte. Il est probable que, durant l'hiver, cette espèce utilise d'autres habitats de nurserie.

Ces observations mettent en évidence que le port du Brusc joue un rôle de nurserie pour plusieurs espèces de poissons côtiers, principalement des Sparidae. Certaines de ces espèces, présentant une valeur commerciale car elles sont ciblées par la pêche locale aux petits métiers.

2.7. Evaluation de l'efficacité de la réhabilitation de la fonction de nurserie de poissons dans le port du Brusc.

Attractivité des dispositifs de nurserie artificielle à l'échelle du micro habitat.

Dans le cadre de cette action de restauration, quatre modèles de microrécifs nurserie Biohut ont été installés afin d'améliorer la fonction de nurserie dans le port du Brusc. Cette section vise à évaluer l'attractivité des différents modèles de Biohut pour les juvéniles de poissons, ainsi que celle des infrastructures portuaires non équipées (quais et pontons). Les analyses sont basées sur les comptages réalisés sur points fixes, après exclusion des athérines et des post-larves indéterminées du jeu de données.

Comme mentionné précédemment, les Biohut Quai ont été détruits en novembre 2018, environ 11 mois après leur installation, lors de travaux d'aménagement portuaire. Afin de comparer l'attractivité des différents types de Biohut, l'étude a été scindée en deux périodes :

- Avant les travaux et donc avant la destruction des Biohut Quai (du 14/03/2018 au 24/10/2018),
- Après le début des travaux, (du 22/11/2018 au 24/02/2021).

Sur l'ensemble de la période d'étude, tous les types de Biohut ont été fréquentés par plusieurs espèces de poissons juvéniles. La richesse taxonomique maximale a été observée sur les Biohut Quai (12 taxons), suivie des Biohut Ponton (10 taxons) et des Biohut Kelp Ponton (7 taxons). Les zones non équipées présentaient des valeurs comparables, avec 9 taxons observés sous les pontons et 11 le long des quais.

Avant les travaux, les Biohut Quai se sont révélés significativement plus attractifs que les autres types de Biohut en termes de densité moyenne de juvéniles ($8,87 \pm 1,32$ ind./comptage) et de richesse taxonomique ponctuelle ($1,47 \pm 0,15$ taxon/comptage) (Test de Kruskal-Wallis, $P < 0,05$, suivi d'un test post-hoc de Dunn) (Figure 80). Ils étaient également significativement plus attractifs que les quais et pontons non équipés. En outre, la diversité des communautés de juvéniles y était plus élevée.

L'assemblage de juvéniles observé sur les Biohut Quai était significativement différent de celui des autres types de Biohut et des infrastructures portuaires non équipées (Test PERMANOVA multivarié, distance de Bray-Curtis, $P < 0,001$, comparaisons multiples par paires, Figure 81 et Annexe 3).

Les principaux taxons contribuant à la dissimilarité des assemblages entre les Biohut Quai d'une part, et les Biohut Kelp Ponton et Biohut Ponton d'autre part, sont *Diplodus vulgaris*, *D. annularis*, les Mugilidae, *Pagellus spp.* et *Symphodus tinca* (test de SIMPER, données non transformées, voir Annexe 4). Ces cinq taxons expliquent plus de 80 % de la dissimilarité cumulée. Leurs densités étaient systématiquement plus élevées au niveau des Biohut Quai.

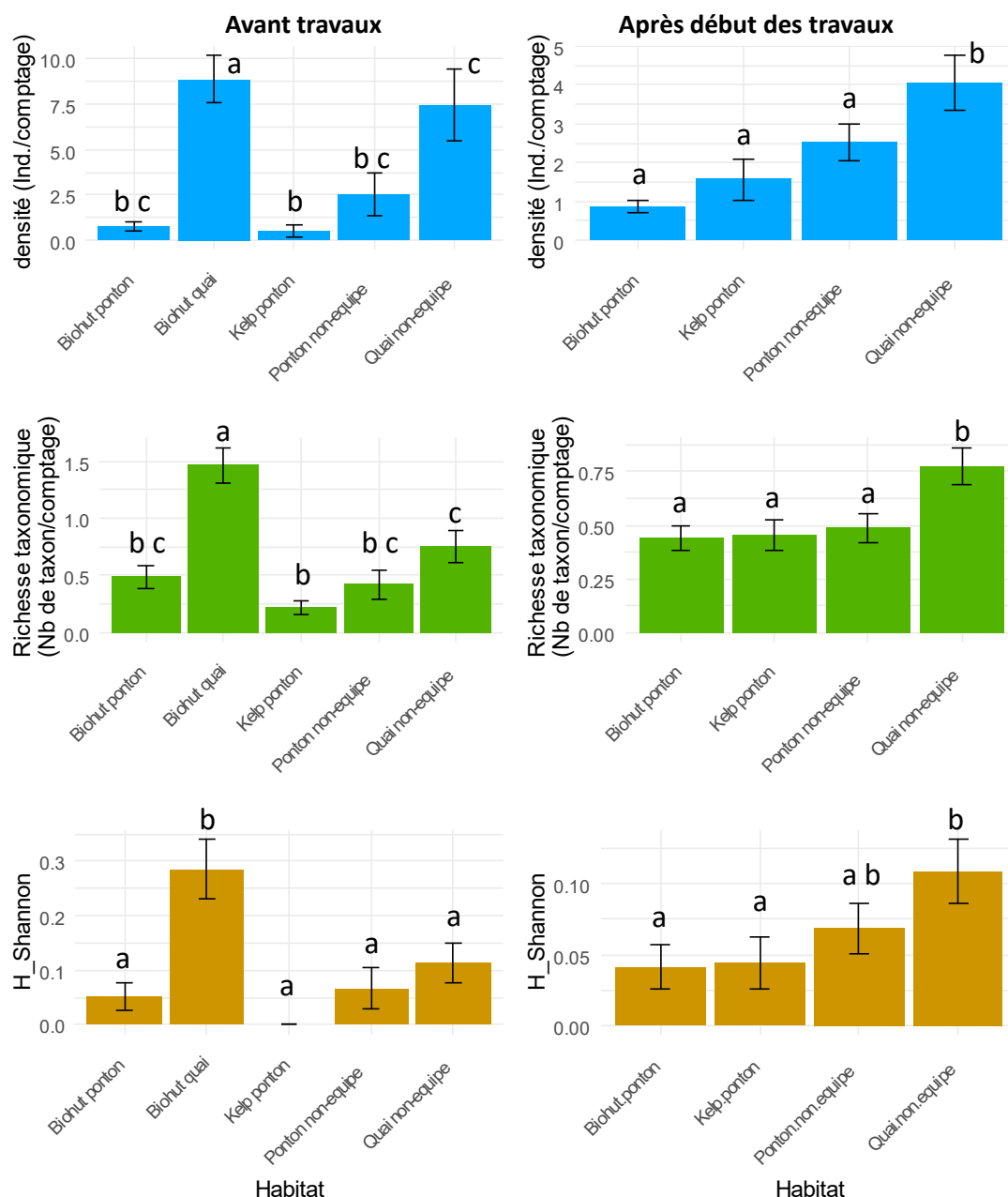


Figure 80 : Comparaison de la densité, de la richesse taxonomique ponctuelle et de l'indice de diversité de Shannon avant et après le début des travaux, pour chaque type de Biohut ainsi que pour les quais et pontons non équipés dans le port du Brusc. Les lettres indiquent les groupes significativement différents selon les résultats des tests post-hoc de Dunn.

Entre les Biohut Quai et les quais non équipés, 76 % de la dissimilarité totale des assemblages de juvéniles étaient imputables à *Diplodus vulgaris* (19,4 %), aux Mugilidae (16,7 %), à *Diplodus annularis* (9,5 %) et à *Pagellus* spp. (6,4 %). À l'exception des pageots (*Pagellus* spp.), la densité des Sparidae était plus élevée au niveau des Biohut Quai que le long des quais non équipés.

Les Biohut Ponton et Biohut Kelp Ponton ont présenté des assemblages de juvéniles similaires à ceux des pontons non équipés, en termes de densité, de richesse taxonomique ponctuelle, de diversité de Shannon et de composition des assemblages (Tests de Kruskal-Wallis et test post-hoc de Dunn, Tests PERMANOVA multivariés, distance de Bray-Curtis, $P < 0,001$) (Figure 80, Figure 81 et Annexe 3).

Après le début des travaux, les assemblages de juvéniles étaient globalement plus abondants et plus diversifiés le long des quais que sur les Biohut restants (Biohut Ponton et Biohut Kelp Ponton) ainsi que sous les pontons non équipés.

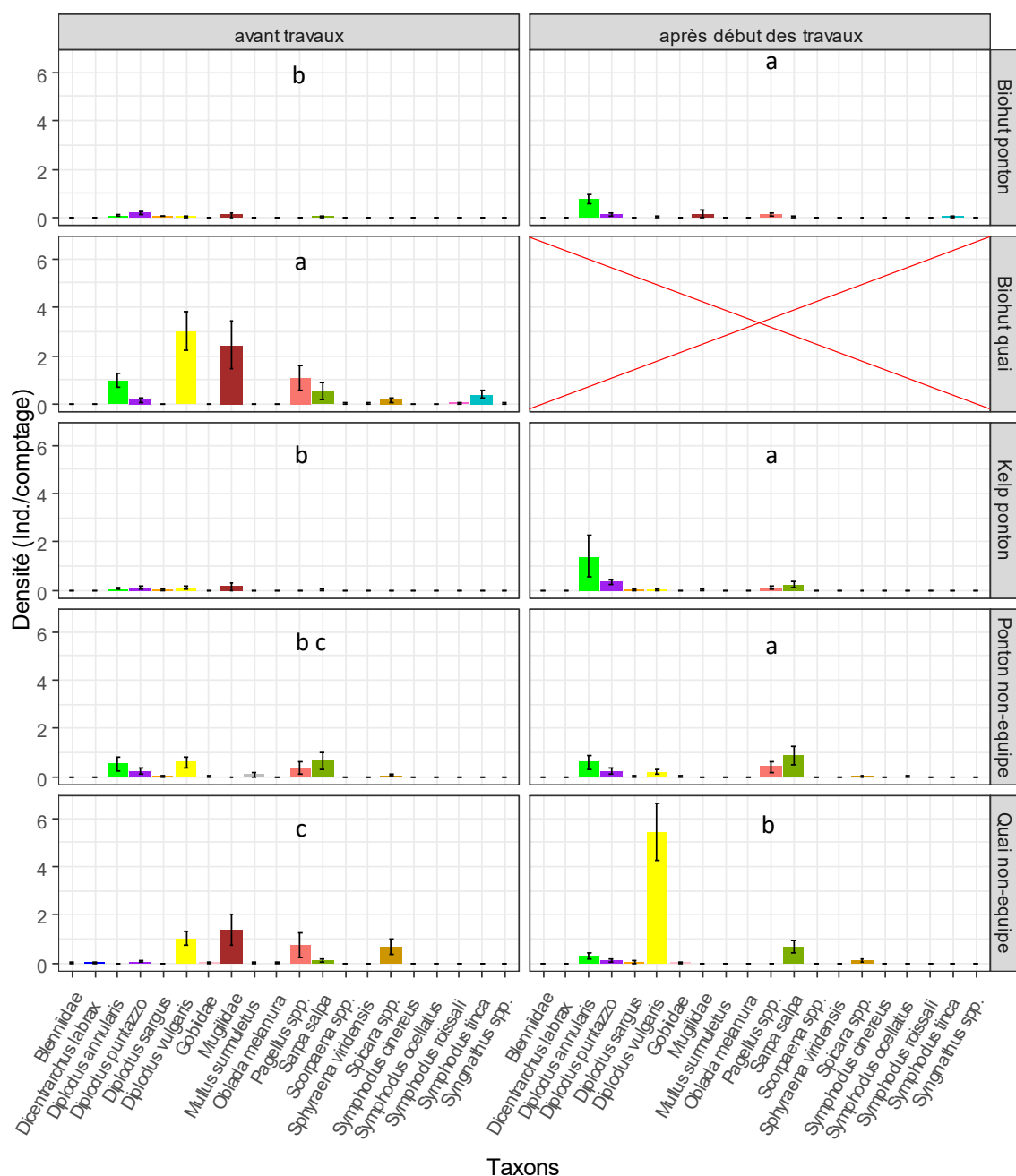


Figure 81 : Assemblage de densités des taxons entre types de Biohut installés dans le port du Brusc ainsi que pour les quais et pontons non équipés, avant et après le début de la période de travaux. Les lettres représentent les groupes significativement différents, issus des résultats de tests de comparaisons par paires des assemblages de juvéniles entre chaque modalité de facteur testé.

Bien que la structuration des assemblages de juvéniles diffère entre les Biohut Ponton et les Biohut Kelp Ponton avant la période de travaux, ces deux types de Biohut n'hébergent pas des assemblages significativement distincts de ceux des pontons non équipés, quelle que soit la période considérée.

De manière générale, les assemblages de juvéniles de poissons dans le port du Brusc sont plus riches et plus abondants le long des quais que sous les pontons. Ceux observés sur les Biohut Quai se distinguent de ceux

recensés le long des portions de quai non équipées, en étant à la fois plus riches, plus abondants et plus diversifiés.

Dans le port du Brusc, les Biohut Quai sont les seuls dispositifs ayant induit un gain significatif de fonction de nurserie à l'échelle du microhabitat. Toutefois, ce gain ne concerne pas l'ensemble des espèces fréquentant le port au stade juvénile, mais bénéficie principalement aux espèces appartenant à la famille des Sparidae.

Attractivité des dispositifs de nurserie artificielle à l'échelle de la zone de nurserie.

Pour rappel, l'équipement des ports en microrécifs nurserie est réalisé le long des quais ou sous les pontons, qui sont des infrastructures linéaires. L'espacement entre les microrécifs est de l'ordre de quelques mètres. Ainsi, une zone de nurserie portuaire « restaurée » peut être définie comme une zone de plusieurs dizaines de mètres de long comportant des habitats favorables à la fonction de nurserie grâce à la présence d'équipements spécialement implantés à cet effet.

Afin d'évaluer l'efficacité de l'équipement en Biohut dans le port du Brusc à l'échelle de la zone de nurserie restaurée, nous comparons ici les indicateurs des communautés de juvéniles entre les zones équipées et les zones non équipées. Cette analyse repose sur les données issues des comptages réalisés sur transects.

Dans ce protocole, aucun comptage sur transects n'a été effectué le long des quais, car la distance linéaire des quais équipés était insuffisante pour obtenir le nombre minimum de réplicats requis (soit trois) pour une interprétation statistique fiable. Par conséquent, la comparaison porte uniquement sur les zones de nurserie "restaurées" situées sous les pontons.

Au cours des trois années de suivi, les zones de pontons équipées en Biohut ont présenté des abondances moyennes ($11,9 \pm 1,7$ ind./comptage) et une richesse taxonomique moyenne ($1,5 \pm 0,1$ taxons/comptage) significativement plus élevées que celles observées sous les pontons non équipés ($4,4 \pm 0,7$ ind./comptage et $1,0 \pm 0,1$ taxon/comptage, respectivement) (Test de Kruskal-Wallis, $P < 0,001$; Figure 82). Les assemblages sous les pontons équipés présentaient également une diversité taxonomique significativement plus élevée (Test de Kruskal-Wallis, $P < 0,001$).

Les assemblages de juvéniles (caractérisés par la densité de chaque taxon) différaient également de manière significative entre les zones équipées et non équipées (Test de PERMANOVA multivarié, distance de Bray-Curtis, $P < 0,001$; Annexe 5). Quatre taxons ont contribué à plus de 70 % de la dissimilarité cumulée entre ces assemblages :

- Les saupes (*Sarpa salpa*) avec une contribution moyenne de 21 %,
- Les sparillons (*Diplodus annularis*) avec 10 %,
- Les pageots (*Pagellus* spp.) avec 9 %,
- Les mulets (Mugilidae) avec 7 % (Annexe 6).

Pour chacune de ces espèces, les densités moyennes observées dans les zones équipées de microrécifs nurserie étaient systématiquement supérieures à celles des zones non équipées.

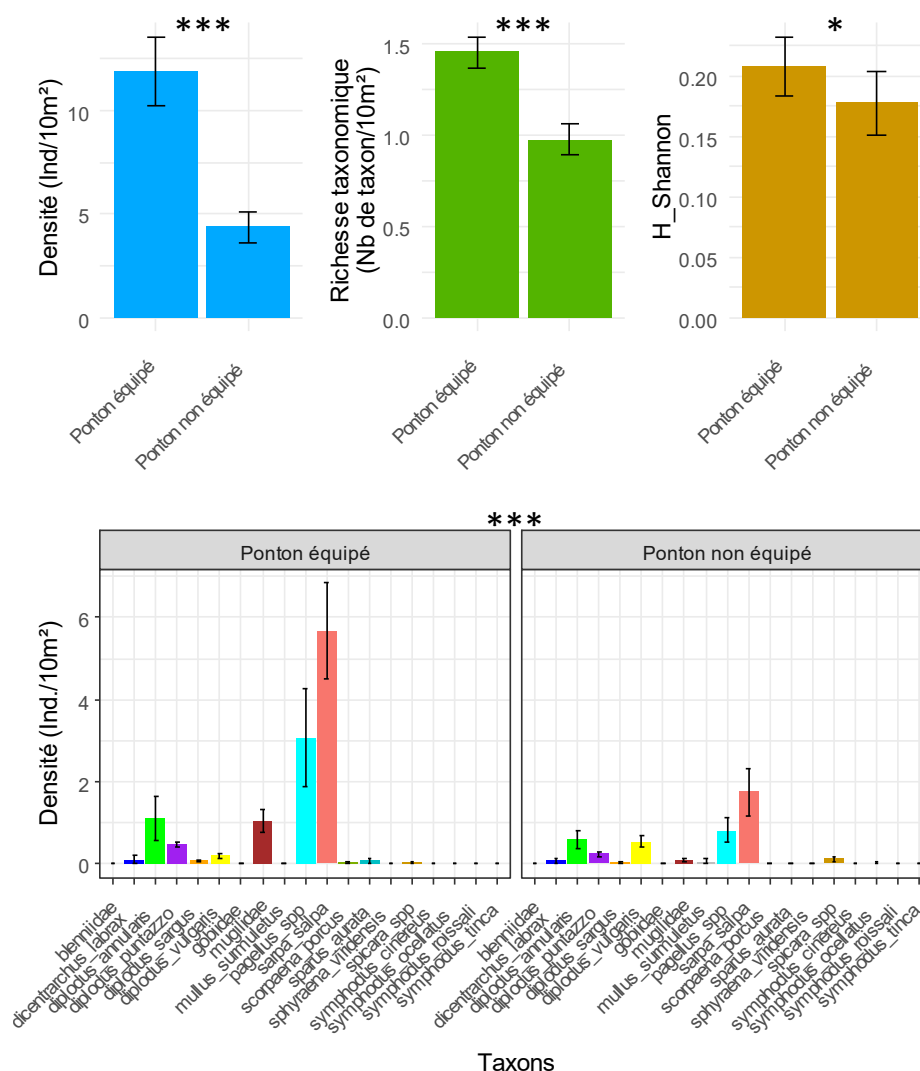


Figure 82 : Comparaison de la densité, de la richesse taxonomique ponctuelle, de l'indice de diversité de Shannon et de la composition en densité des assemblages de juvéniles entre les zones équipées et non équipées en microrécifs nurserie dans le port du Brusc. Les étoiles indiquent la significativité des tests de Kruskal-Wallis pour la densité, la richesse taxonomique ponctuelle et l'indice de diversité de Shannon, ainsi que celle du test PERMANOVA multivarié (distance de Bray-Curtis) pour la composition des assemblages : * $P < 0,05$; ** $P < 0,01$; *** $P < 0,001$.

À l'échelle de la zone de nurserie, la présence de Biohut sous les pontons du port du Brusc entraîne un gain de fonction de nurserie, principalement au bénéfice des espèces appartenant à la famille des Sparidae. Parmi celles-ci, plusieurs présentent une valeur commerciale élevée et sont ciblées par la pêche artisanale locale, notamment les pageots (*Pagellus* spp.) et les sars à museau pointu (*Diplodus puntazzo*).

Prise en compte de la surface des habitats dans l'évaluation de la fonction de nurserie.

Afin d'évaluer et de comparer le rôle de nurserie des différents habitats présents dans l'enceinte portuaire du Brusc et d'estimer l'efficacité de l'opération restaurative, nous avons caractérisé la répartition spatiale des juvéniles de poissons sur les différents habitats naturels et infrastructures portuaires, en tenant compte de la surface de chacun d'entre eux. Pour ce faire, une cartographie des habitats et des structures portuaires a été réalisée, associée à des comptages de poissons sur l'ensemble de ces habitats.

Cartographie des habitats et infrastructures portuaires :

La cartographie a été réalisée à partir de photographies aériennes de 2020, soit après la phase de travaux. Cette approche a permis de calculer la surface occupée par chaque habitat et infrastructure portuaire, ainsi que leur proportion par rapport à la superficie totale du bassin portuaire (Figure 83 et Tableau 5).

Les habitats et infrastructures pris en compte sont les suivants :

- Sédiment sablo-vaseux,
- Matte morte de posidonie,
- Posidonie vivante,
- Ponton,
- Quai,
- Enrochements.

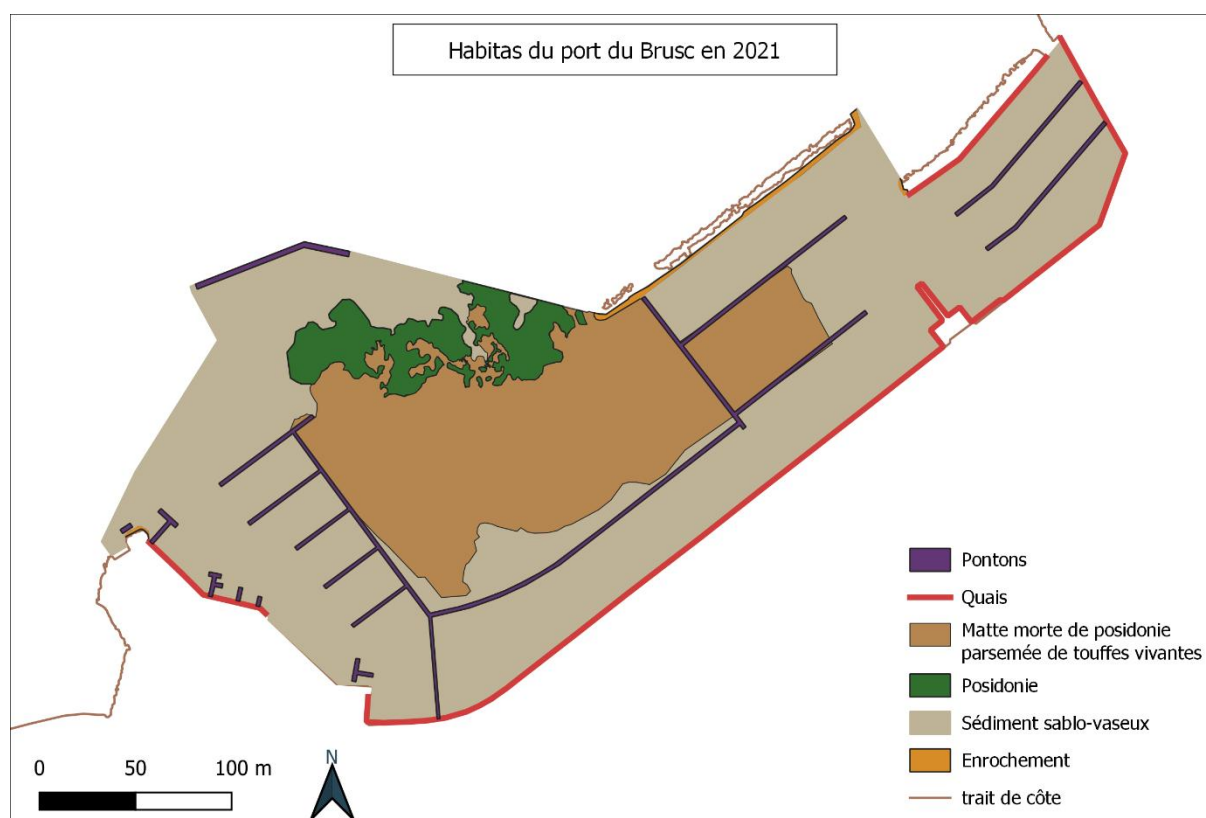


Figure 83 : Cartographie des habitats du port du Brusc en 2020.

Le sédiment sablo-vaseux comprenant à la fois les zones de vase portuaire et les zones sableuses avec présence de vase et de débris organiques (notamment des feuilles mortes de posidonie). Il est à préciser que dans la zone de matte morte de posidonie, des faisceaux vivants subsistent en plusieurs endroits. De plus dans la partie sud du port, une partie de la surface du fond qui est actuellement du sédiment sablo-vaseux recouvre en réalité de la matte morte de posidonie, relique du récif barrière de posidonie qui était se développait autrefois dans cette zone (Simide and Abello, 2020b).

Les quais étant des structures verticales, leur surface a été estimée à partir de leur emprise au sol, mesurée horizontalement. Pour cela, nous avons multiplié la longueur totale des quais par une largeur standard de 1 mètre. Ainsi, la surface calculée représente un proxy permettant de comparer leur emprise avec celle des autres habitats du port.

Comptages des poissons :

Les comptages de poissons ont été réalisés au début du mois de septembre 2021 sur 27 transects de 10 m de long et 2 m de large (Figure 84). La répartition des transects a été ajustée en fonction de la répartition spatiale des différents habitats au sein de l'enceinte portuaire :

- 9 transects sous les pontons
- 6 transects le long des quais
- 6 transects sur sédiment sablo-vaseux
- 3 transects dans la matre de posidonie
- 3 transects le long des enrochements de la digue

En complément, nous avons intégré dans l'analyse les données de comptages réalisés sur 10 transects situés dans les herbiers de posidonie du récif barrière, en périphérie immédiate de l'enceinte portuaire. Ces herbiers étant similaires à ceux présents dans le port, ils constituent un point de comparaison pertinent.

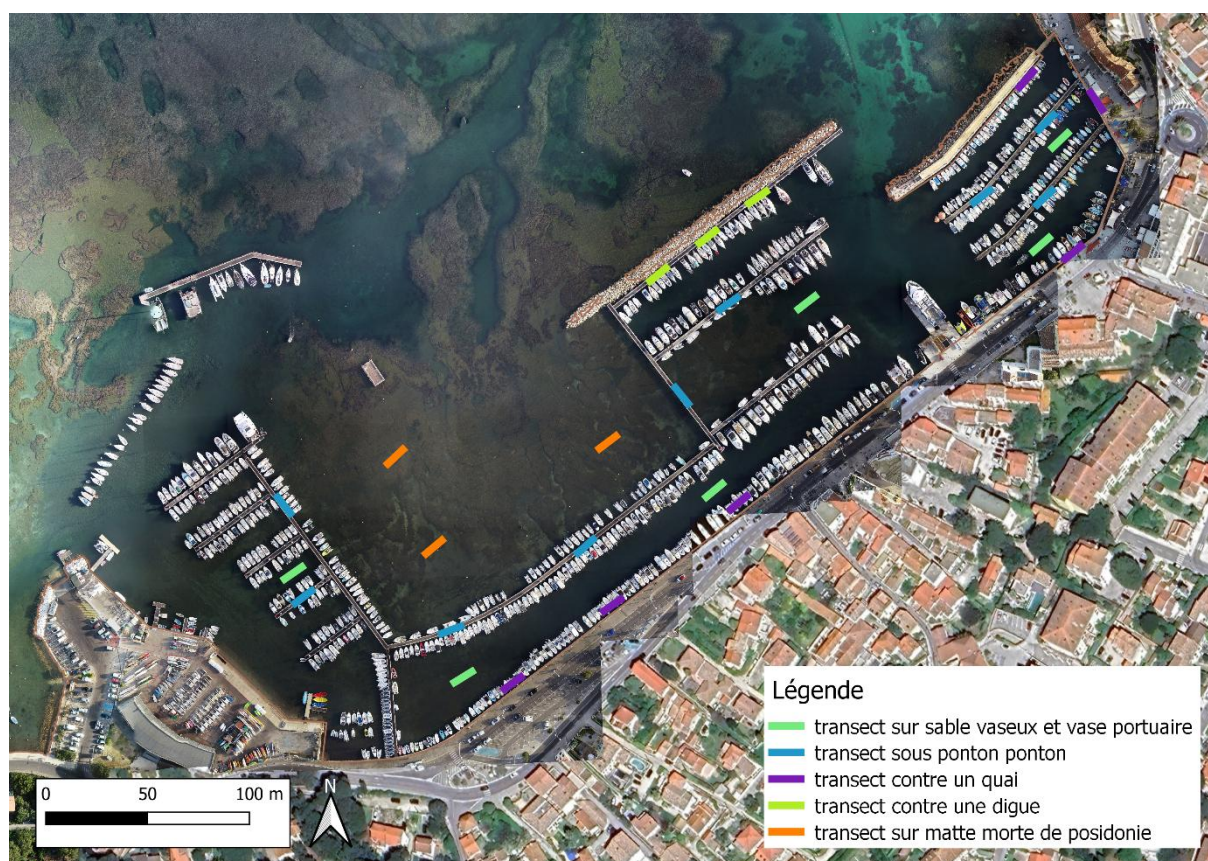


Figure 84 : Localisation des transects de comptages de poissons réalisés en été 2021 dans le port du Brusson.

L'habitat qui occupe la plus grande surface dans l'enceinte portuaire est le sédiment sablo-vaseux, couvrant 5,27 ha, soit 63 % de la surface totale du port. Lors des comptages, aucun juvénile n'a été observé sur cet habitat.

La matre morte de posidonie occupe actuellement 2,13 ha, soit 25,7 % de la surface portuaire. Tout comme pour le sédiment sablo-vaseux, aucun juvénile n'y a été recensé.

En revanche, dans la posidonie vivante, qui représente 4 115 m² (5 % de la surface totale), cinq espèces de poissons ont été observées avec une densité moyenne de $0,36 \pm 0,28$ ind./10m² et une richesse taxonomique ponctuelle de $1,00 \pm 0,28$ taxon/10m².

Les enrochements de la digue constituent l'habitat où les plus fortes densités de juvéniles ont été observées, avec $4,33 \pm 2,19$ ind./10m² appartenant à deux taxons (hors athérines et post-larves indéterminées). Cet habitat, d'une superficie de 527 m², représente seulement 0,6 % de la surface totale du port.

Les pontons et les quais représentent ensemble 5,4 % de la surface totale du bassin portuaire (4,0 % pour les pontons et 1,4 % pour les quais). Sur ces structures, des juvéniles ont été recensés avec des densités similaires à celles observées dans la posidonie vivante ($0,67 \pm 0,33$ ind./10m² sous les pontons et $0,33 \pm 0,33$ ind./10m² le long des quais), bien que la richesse taxonomique y soit plus faible (deux taxons sous les pontons et un seul le long des quais).

Habitat	Surface (m ²)	% surface	Densité (Ind./10m ²)	Richesse taxonomique ponctuelle (Nb taxon par transect)	Richesse taxonomique (Nb de taxon)	Nb de juvéniles estimé
Sédiment sablo-vaseux	52659	63,4	$0,00 \pm 0,00$	$0,00 \pm 0,00$	0	$0,00 \pm 0,00$
Matte morte	21307	25,7	$0,00 \pm 0,00$	$0,00 \pm 0,00$	0	$0,00 \pm 0,00$
Posidonie	4115	5,0	$0,36 \pm 0,28$	$1,00 \pm 0,28$	5	148 ± 115
Enrochement	527	0,6	$4,33 \pm 2,19$	$1,00 \pm 2,19$	2	228 ± 115
Ponton	3286	4,0	$0,67 \pm 0,33$	$0,44 \pm 0,33$	2	220 ± 108
Quai	1135	1,4	$0,33 \pm 0,33$	$0,17 \pm 0,33$	1	37 ± 37

Tableau 5: Surfaces totales et pourcentages de recouvrement de chacun des habitats présents dans le port du Brusc en 2021, ainsi que la densité moyenne par transect, la richesse taxonomique ponctuelle et la richesse taxonomique totale des juvéniles de poissons observés sur chaque habitat. Les athérines et les post-larves indéterminées ont été exclues des analyses. Les valeurs de densité et de richesse taxonomique ponctuelle sont exprimées en moyenne \pm erreur standard.

Ces inventaires ponctuels de juvéniles de poissons ne reflètent qu'une fraction de la communauté réelle, celle-ci étant constituée d'une succession d'assemblages qui varient au cours de l'année. Toutefois, ces comptages ont été réalisés en période chaude, correspondant à la période où la diversité des assemblages est la plus élevée. Ces données permettent ainsi d'estimer et de comparer l'effet nurserie relatif de chaque habitat étudié. Ainsi, sur chaque habitat, nous avons estimé le nombre total de juvéniles présents au moment du comptage en multipliant la densité moyenne observée (ind./m²) par la surface totale de l'habitat concerné.

Selon ces estimations, les enrochements de la digue constituent l'habitat abritant le plus grand nombre de juvéniles avec 228 ± 115 individus. L'herbier de posidonie, les pontons et les quais hébergent respectivement 148 ± 115 individus, 220 ± 108 individus et 37 ± 37 individus.

Si l'on prend en compte la surface des habitats dans l'évaluation de la fonction de nurserie, l'herbier de posidonie apparaît comme le deuxième habitat jouant un rôle majeur de nurserie dans le port du Brusc. Or, cet habitat est en constante régression. Il y a une vingtaine d'années, la zone actuellement occupée par de la matte morte était encore constituée d'un herbier vivant (Figure 85). Ce sont ainsi plus de 2 hectares d'habitat de nurserie fonctionnel qui ont disparu à la suite de travaux d'aménagement du port dans les années 2000, remplacés par des habitats sans fonction de nurserie apparente, tels que la matte morte et le sédiment sablo-vaseux.



Figure 85 : photos aériennes prises en 1997, avant les travaux d'aménagement du port du Brusc et en 2020, après les travaux. Les rectangles rouges délimitent la zone concernée par la mortalité de l'herbier de posidonie dans l'enceinte portuaire.

2.8. Conclusion sur l'efficacité de l'action restaurative dans le port du Brusc, retour d'expérience et recommandations

Le port du Brusc couvre une superficie d'environ 7,85 hectares de plan d'eau artificialisé, bordé par environ 800 mètres de linéaire côtier artificialisé et 1,76 hectare d'aménagements gagnés sur l'espace marin. Sa construction, ses extensions successives et son exploitation ont entraîné la destruction de vastes surfaces d'habitats naturels, pourtant essentiels à la fonctionnalité écologique et aux services écosystémiques, notamment en tant que zones de nurserie pour de nombreuses espèces de poissons côtiers.

Dans le cadre du programme SARLAB, une opération de réhabilitation de la fonction de nurserie a été déployée dans le port du Brusc par installation de microrécif nurserie Biohut.

Les suivis scientifiques réalisés pour évaluer l'efficacité de cette action restaurative ont démontré que le port du Brusc constitue un site favorable à la fonction de nurserie pour plusieurs espèces de poissons côtiers, en particulier celles de la famille des Sparidae. La présence en grand nombre de post-larves indéterminées suggère que ce port joue également un rôle de site de recrutement pour les larves de poissons en phase de métamorphose vers le stade juvénile. En parallèle, une communauté de poissons adultes a également été recensée.

Parmi les trois types de Biohut installés dans le port, les Biohut Quai ont présenté le plus fort gain de fonction de nurserie. Leur destruction en novembre 2018, lors des travaux d'aménagement du port, a donc entraîné une perte d'efficacité de l'action restaurative.

Bien que les deux types de Biohut installés sous les pontons n'aient pas montré de gain significatif de fonction de nurserie à l'échelle du microhabitat, leur présence a tout de même généré un gain de fonction à l'échelle de la zone équipée. Ainsi, l'ensemble de l'opération d'équipement en Biohut a permis une amélioration de la fonction de nurserie dans le port du Brusc. Toutefois, ce gain a probablement été amoindri une partie du temps de l'étude par les perturbations induites par les travaux d'aménagement portuaire, qui ont engendré une forte turbidité de l'eau et un environnement bruyant susceptible de réduire l'attractivité du site pour les juvéniles de poissons.

Les travaux d'aménagement portuaire, réalisés pendant la période de réalisation du programme SARLAB, ont consisté en l'ajout de nombreux piliers et palplanches brise clapot servant de socles à l'aménagement

de nouveaux pontons au milieu du bassin portuaire. Une opération de dragage a également été menée, impliquant l'excavation des sédiments et de matte de posidonie dans la partie centrale du port. Les enrochements de la digue ont été rehaussés et consolidés. Une plateforme ainsi qu'un ponton ont été construits au niveau de la zone d'amarrage des navettes qui font la liaison entre le Brusca et les Embiez.

Lors des suivis scientifiques réalisés dans le cadre d'un inventaire écologique pour l'OFB, nous avons constaté que ces travaux ont entraîné une détérioration de l'herbier de posidonie à proximité du port (Figure 86). De plus, une partie de l'opération de dragage a consisté à creuser dans la matte afin de gagner en profondeur, action directe de destruction d'une du récif-barrière de posidonie.



Figure 86 : photo prise 2019 illustrant l'implantation des nouveaux pontons dans le récif barrière de posidonie, la destruction d'une partie de la matte morte par l'opération de dragage et la mortalité de patches de posidonie induite par les travaux de renforcement de la digue.

Ces perturbations environnementales et la dégradation des habitats s'ajoutent aux impacts cumulés des aménagements portuaires réalisés au cours des 20 dernières années dans le port du Brusca. Avant ces transformations, la majeure partie des fonds marins situés dans l'actuelle enceinte portuaire était constituée de récif-barrière de posidonie vivante. Cet herbier couvrait presque intégralement les surfaces qui sont aujourd'hui occupées par de la matte morte de posidonie (Figure 85). Ces travaux ont ainsi conduit à la destruction de près de 2 hectares de posidonie vivante à l'intérieur du port, sans compter la perte de matte morte et les impacts indirects sur les herbiers de posidonie et de cymodocée dans la lagune du Brusca.

L'objectif d'une action restaurative telle que la réhabilitation d'une fonction écosystémique est d'améliorer rapidement et significativement une fonction écologique dans un milieu dégradé, où un retour à l'état initial n'est pas envisageable et où les pressions anthropiques ayant causé cette dégradation ont été maîtrisées ou éliminées. Lors de la phase de conception du programme SARLAB, ces conditions semblaient réunies pour le port du Brusca. Ce port était labellisé *Port Propre*, bénéficiait déjà d'une action de restauration écologique, et lors des réunions de concertation avec les parties prenantes, aucun projet de travaux portuaires n'avait été mentionné pour la période de mise en œuvre de l'action restaurative.

A posteriori, il apparaît clairement que la pertinence de cette action de réhabilitation dans le port du Brusca est remise en question. Les bénéfices écologiques générés par l'installation des Biohut, bien que mis en évidence dans cette étude, semblent négligeables en comparaison des impacts environnementaux causés par les activités portuaires et travaux, qui ont affecté des habitats naturels fonctionnels et remarquables du site.

Compte tenu de ces enseignements, dans l'état actuel des choses, il ne semble pas opportun de mettre en place de nouvelles actions de ce type dans ce port. Pour que le port du Brusca puisse à nouveau être candidat à une action restaurative, il serait impératif de garantir, en amont, l'absence de nouveaux aménagements susceptibles d'entraîner une dégradation directe ou indirecte des habitats naturels situés à l'intérieur du port et à proximité. De plus, une amélioration de la politique de gestion environnementale du port constituerait un prérequis essentiel.

3. Réhabilitation écologique de la fonction de nurserie de poissons dans le port Saint-Pierre des Embiez

3.1. Caractéristiques du port et opportunité de mise en place d'actions restauratives

Le port des Embiez se situe au nord de l'île des Embiez, à environ 1km à l'ouest du port du Brusc (Figure 87).



Figure 87 : Localisation du port du Brusc dans la zone d'intervention du programme SARLAB.

Avant l'an 950, l'actuelle île des Embiez était composée de deux îles distinctes : l'île des Embiez et l'île de la Tour Fondue, séparées par un haut-fond (Figure 91A). La partie centrale de ce haut-fond formait une extension de la lagune située entre les deux îles. Au nord, s'étendait une portion du grand récif-barrière de posidonies, reliant l'actuelle plage des Salins, au nord des Embiez, à la plage du Cros, au Brusc.

À partir de 1068, la zone entre l'île des Embiez et l'île de la Tour Fondue fut aménagée en plusieurs bassins formant des salines destinées à la production de sel. Ces aménagements firent progressivement fusionner les deux îles en une seule entité : l'île des Embiez (Figure 88B).

Lorsque Paul Ricard acquit l'île des Embiez en 1958, la zone correspondant à l'actuel port des Embiez était en grande partie constituée des vestiges des anciens marais salants, exploités jusqu'en 1938. Dès 1960, il entreprit la construction du port Saint-Pierre des Embiez. Enclavé au nord de l'île, ce port offre un abri sûr aux bateaux, quelles que soient les conditions météorologiques. Il fut mis en eau en 1963 et agrandi vers l'est dans les années 1970 (Figure 88C et D).

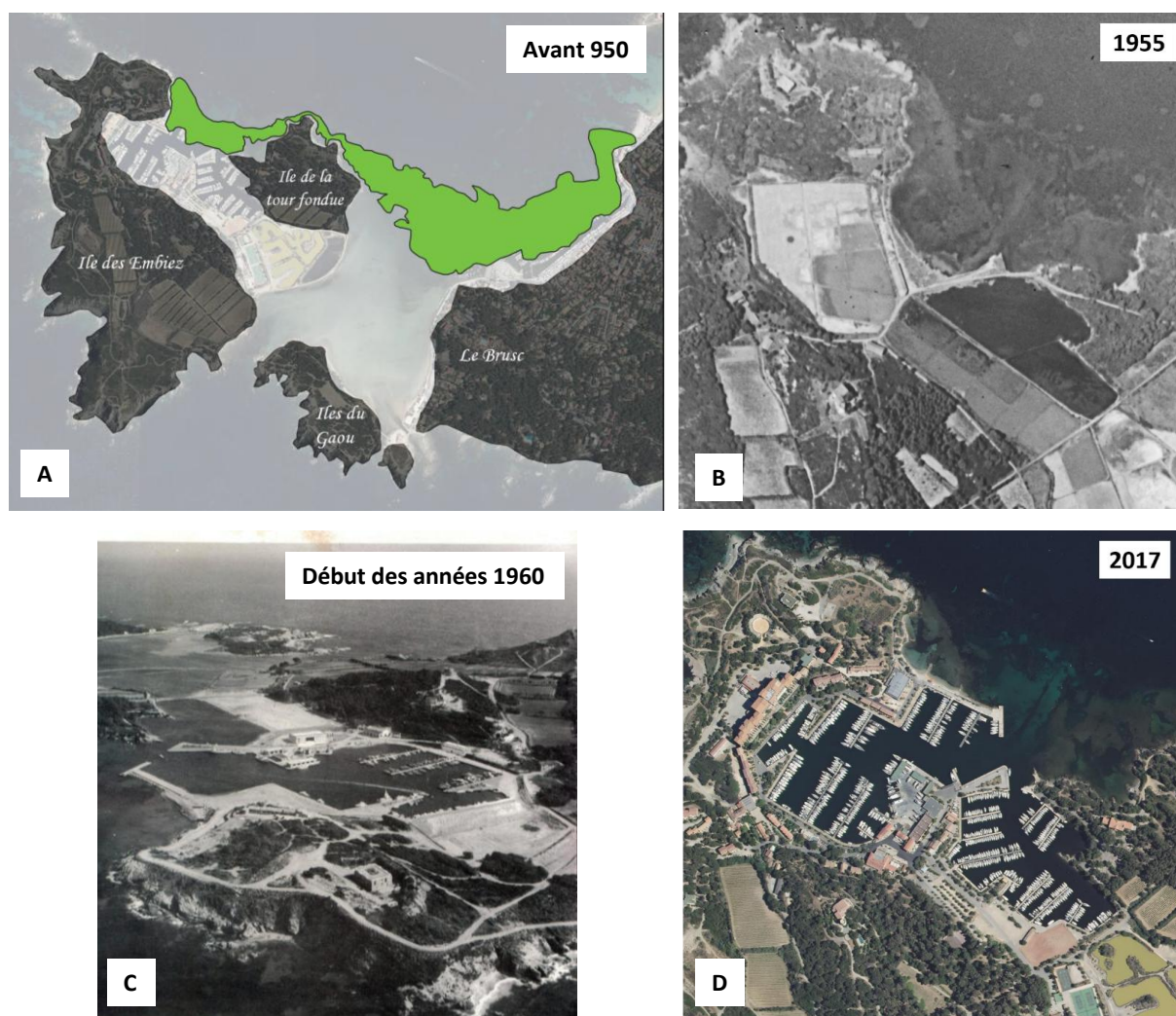


Figure 88 : A : schéma théorique de l'archipel des Embiez avant 1950 ; B : vue aérienne des Embiez avant la construction du port (1955). En place de l'actuel port se trouvaient des marais salants ; C : photo de la construction du port des Embiez au début des années 1960 ; D : photo aérienne du port des Embiez au début en 2017. (Sources : Données IGN ; Google Earth pro).

La construction du port des Embiez présente une particularité, car contrairement à la plupart des ports aménagés directement sur un espace littoral naturel, celui-ci a été implanté sur un site déjà artificialisé : les anciens marais salants. Cependant, ces marais salants ayant été créés sur un espace littoral naturel, l'ensemble de l'espace portuaire est ici considéré comme une zone littorale artificialisée.

La surface totale artificialisée s'étend sur environ 15 hectares, comprenant 6,3 hectares d'espace terrestre et environ 9 hectares de plan d'eau artificialisé (Figure 89).

Actuellement, le port des Embiez dispose de 750 anneaux et peut accueillir jusqu'à 150 escales par jour en saison estivale.

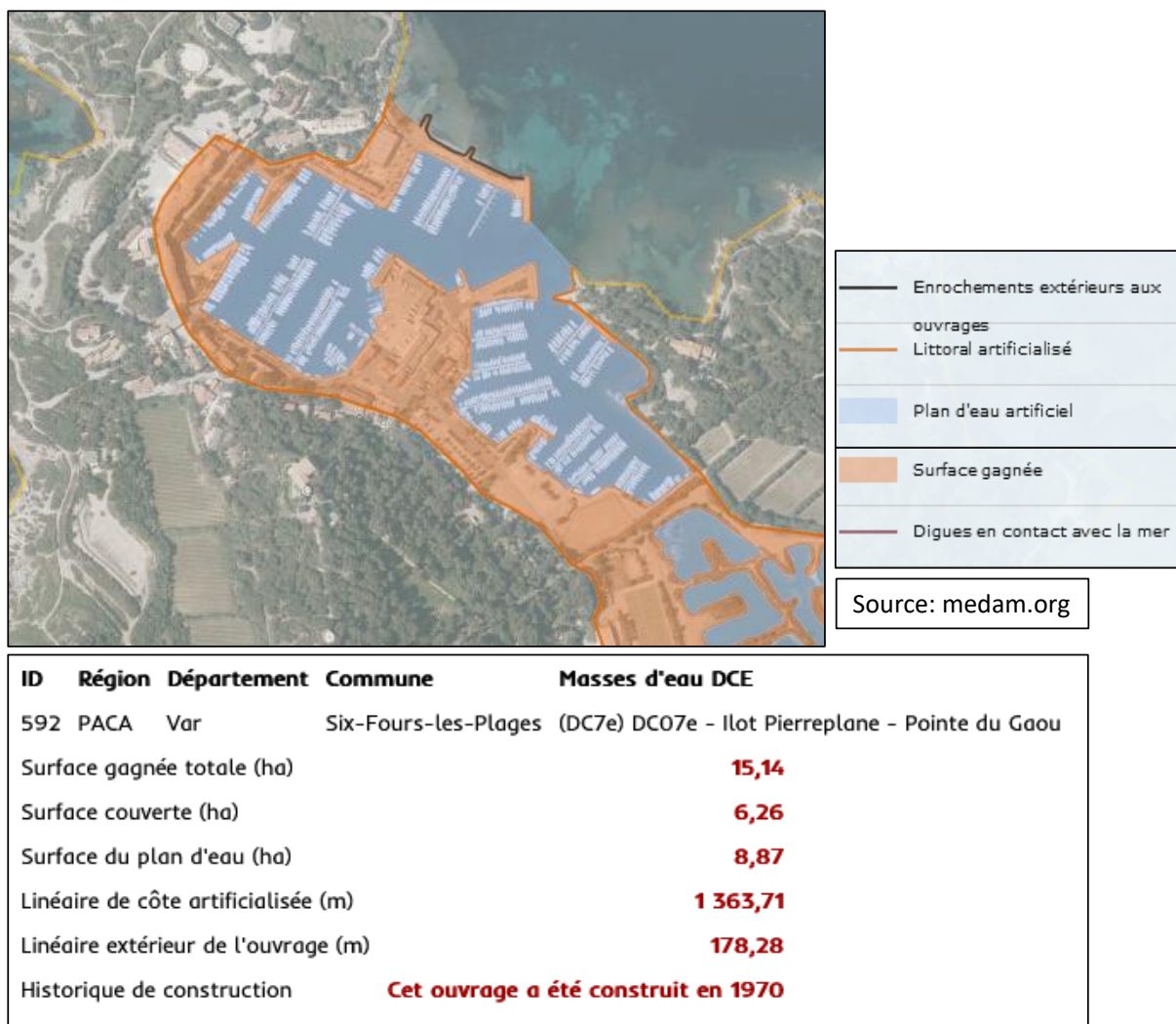


Figure 89 : Artificialisation du littoral par la construction du port des Embiez (Sources : medam.org).

Au cours des dernières années, les efforts de gestion du port Saint-Pierre des Embiez lui ont permis d'obtenir plusieurs certifications et labels environnementaux, notamment *Port Propre*, *Pavillon Bleu* et la certification *ISO 14001*.

Compte tenu de ses caractéristiques historiques et géographiques, ainsi que de la politique de gestion environnementale mise en place pour les activités portuaires, le port des Embiez présente des conditions favorables à la mise en œuvre d'une action de réhabilitation écologique de la fonction de nurserie des poissons. Ainsi, dans le cadre du programme SARLAB, nous avons proposé d'équiper ce port en nurseries artificielles.

3.2. Déroulé des opérations de réhabilitation de la fonction de nurserie de poissons dans le port des Embiez

La société Ecocean a eu en charge d'équiper ce port en microrécif nurserie, ainsi que l'entretien et la désinstallation des équipements en fin d'opération.

Le plan d'équipement en microrécifs Biohut a été élaboré par la société Ecocean en concertation avec la S.A. Paul Ricard, les agents portuaires et l'équipe scientifique de l'IOPR. Le nombre de Biohut installés, les modèles retenus et leur répartition dans le bassin portuaire ont été déterminés en tenant compte de plusieurs paramètres :

- La bathymétrie du site,
- Les conditions hydrodynamiques et courantologiques,
- Les caractéristiques techniques des infrastructures portuaires,
- Les différentes activités portuaires et les contraintes de navigation,
- La planification des travaux d'entretien prévus durant la période de l'opération restaurative,
- La quantité de Biohut estimée a priori nécessaire pour une restauration efficace de la fonction de nurserie,
- Les contraintes financières associées au projet (Figure 90).

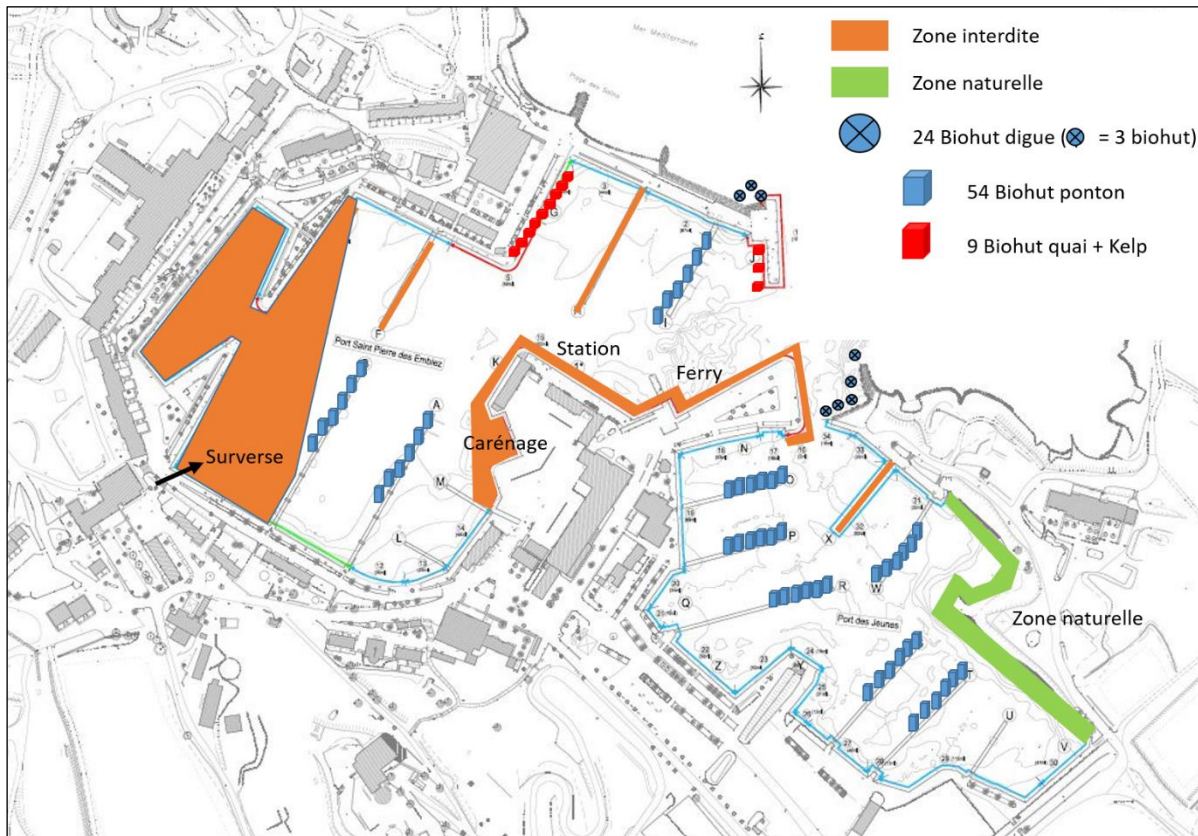


Figure 90 : Exemple de plan d'équipement en Biohut dans le port des Embiez élaboré lors de la phase de concertation.

En décembre 2017, le port Saint-Pierre des Embiez a été équipé de 82 microrécifs nurserie Biohut (Figure 35). Les types de structures installées sont similaires à ceux utilisés dans le port du Brus, avec l'ajout de modules de type Biohut Kelp Quai. Les dispositifs installés comprennent :

- 45 Biohut Ponton,
- 6 Biohut Kelp Ponton,
- 12 Biohut Quai,
- 6 Biohut Kelp Quai,
- 12 Biohut Digue, ces derniers servant d'habitats artificiels de transition entre le port et les habitats naturels environnants.

Comme pour le port du Brus, la configuration et les infrastructures portuaires ont représenté une contrainte dans le choix des types de Biohut, leur nombre et leur emplacement. La majorité des Biohut ont

L'installation de Biohut le long des quais a été plus limitée en raison des matériaux utilisés pour leur construction ainsi que de leur état de conservation. En effet, de nombreux quais étaient équipés de palplanches, dont certaines, en mauvais état, ne permettaient pas la fixation sécurisée des Biohut.



L'agencement de ces dispositifs permet de créer environ 440 mètres linéaires de nurseries artificielles, soit environ 1 000 m² de surface fonctionnelle, répartis comme suit :

- 380 mètres linéaires sous les pontons,
- 40 mètres le long des quais,
- 20 mètres le long des digues.

En août 2020, une équipe d'Ecocean a réalisé une vérification et une maintenance des installations. Lors de cette intervention, il a été constaté que, sur le quai X, les tiges en bois constituant en grande partie les Biohut Kelp Quai s'étaient dégradées avec le temps, rongées par des vers marins. Une dégradation similaire a été observée sur les six Biohut Kelp Ponton du bassin du port Saint-Pierre.

Les premiers suivis réalisés lors de la première année d'étude avaient montré que les Biohut Kelp Quai, lorsqu'ils étaient associés aux Biohut Quai, étaient plus attractifs pour les juvéniles de poissons que les Biohut Kelp Ponton (Figure 92, voir section Évaluation de l'efficacité de la réhabilitation de la fonction de nurserie). Sur la base de ces résultats, il a été décidé, lors de l'opération de maintenance, de ne pas remplacer les Biohut Kelp Ponton.

En revanche, les Biohut Kelp Quai du quai X ont été remplacés par huit nouveaux Biohut Kelp Quai, conçus avec des matériaux plus résistants tout en conservant leur forme initiale. De plus, trois Biohut Kelp Quai supplémentaires ont été installés au niveau du quai Y, sous les quatre Biohut Quai déjà présents (Figure 93). Ce choix visait à maintenir un nombre constant de microrécifs dans le port tout en optimisant l'efficacité de l'action restaurative.

Enfin, les 21 Biohut Digue, situés sur les digues à l'extérieur du port, à proximité du chenal de navigation, ont été retirés. Leur structure en bois s'était fortement détériorée. Il a été décidé de ne pas les remplacer, car les observations réalisées en plongée avaient montré qu'ils n'étaient pas fréquentés par des juvéniles de poissons et n'apportaient donc pas de bénéfice significatif à la fonction de nurserie dans ces zones.

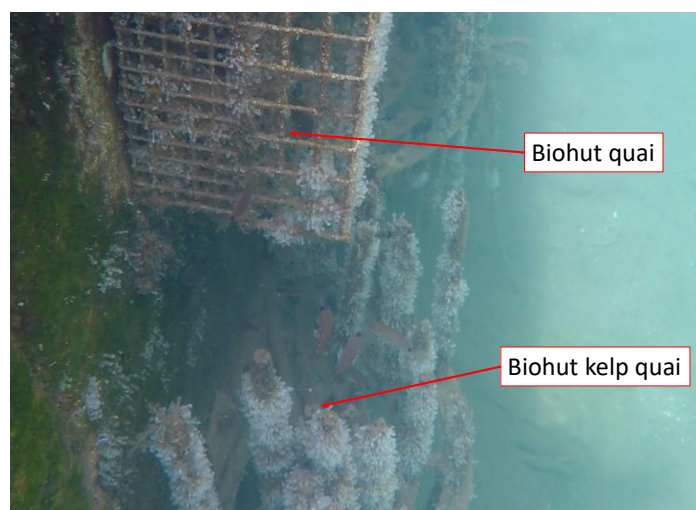
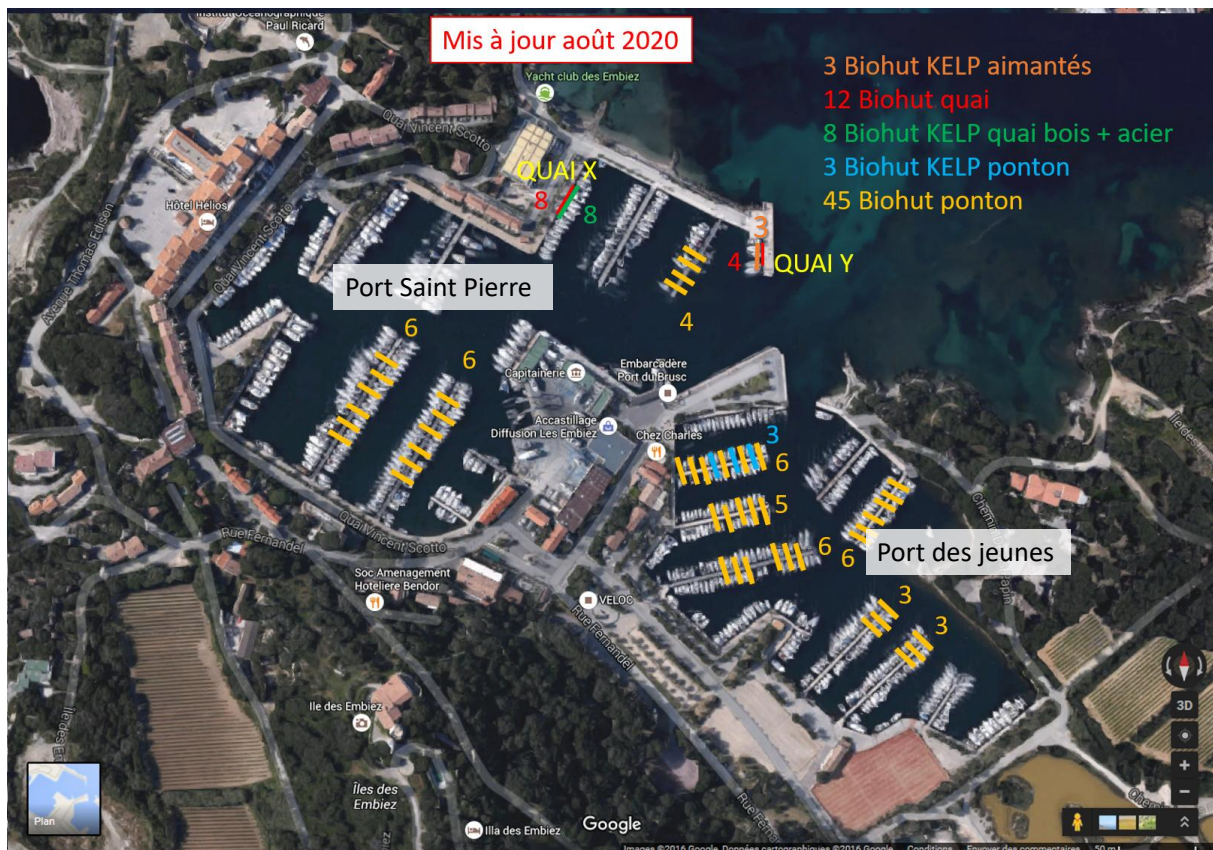


Figure 92 : Association de Biohut Quai et de Biohut Kelp quai dans le port des Embiez

Le 2 février 2022, sept des huit Biohut Quai situés au niveau du quai X ont été désinstallés, et quatre d'entre eux ont été remplacés par de nouveaux Biohut Quai. Le huitième Biohut Quai, non retiré, est resté en place, à environ 2 mètres des autres dispositifs.

Parallèlement, l'ensemble des autres modules installés dans le port a été inspecté afin de s'assurer de leur maintien jusqu'à la fin du programme SARLAB.

En décembre 2022, la société Ecocean a procédé au retrait de l'ensemble des Biohut du port des Embiez, comme cela était initialement prévu dans le programme SARLAB.



3.3. Protocoles de suivis des communautés de poissons

Les suivis des assemblages de poissons dans le port des Embiez ont été réalisés selon les mêmes protocoles que ceux mis en place dans le port du Brusc.

Les comptages sur points fixes ont été effectués sur les structures suivantes :

- Biohut Quai + Kelp,
- Biohut Ponton,
- Biohut Kelp Ponton,
- quais non équipés,
- pontons non équipés.

Les comptages sur transects de 10 mètres de long ont été réalisés dans les zones suivantes :

- Sous un ponton équipé,
- Sous un ponton non équipé,
- Le long d'un quai non équipé.

Aucun comptage sur transects n'a été réalisé le long des quais équipés, car la distance linéaire des quais équipés était insuffisante pour garantir un nombre minimal de réplicats (trois), condition nécessaire pour une analyse statistique robuste.

Tous les comptages ont été réalisés en triplicats. Le plan d'échantillonnage est présenté en Figure 94.

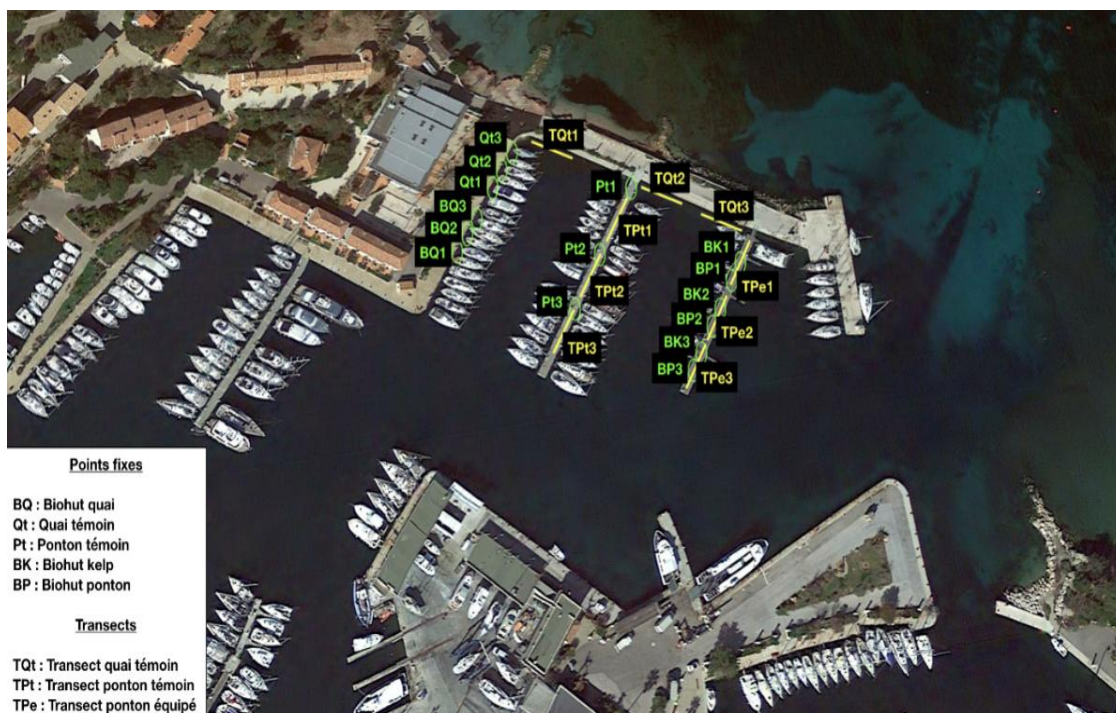


Figure 94 : Plan d'échantillonnage de comptage de poissons en points fixes et transects permanents dans le port des Embiez.

Les suivis scientifiques visant à évaluer cette action restaurative ont été menés de mars 2018 à mars 2021. Durant cette période, un total de 548 comptages sur points fixes et 283 comptages sur transects ont été réalisés lors de 37 sorties terrain dans le port des Embiez.

Le nombre de sorties terrain effectuées dans le port des Embiez est nettement inférieur à celui du port du Brus, bien que l'étude ait couvert la même période et suivi des protocoles similaires. Cette différence s'explique par plusieurs interruptions, plus ou moins longues, survenues au cours des trois années de suivi. En effet, en période estivale, une forte turbidité de l'eau a fréquemment empêché les observations, entraînant l'arrêt temporaire des comptages (Figure 95). Ce phénomène s'est produit durant les deux premières années d'étude sur une période allant de juillet à décembre. Lors de la troisième année, les comptages ont été interrompus dès le mois de juillet.

Par ailleurs, en avril et en octobre 2020, les suivis ont été suspendus en raison des restrictions liées à la pandémie de COVID-19.



Figure 95 : Eau trouble dans le port des Embiez le 17/09/2020 rendant les suivis de poissons impossibles.

La caractérisation des peuplements de poissons juvéniles, l'évaluation de l'attractivité potentielle des différents habitats ainsi que la mesure du gain de fonction de nurserie se sont avérées délicates en raison d'un jeu de données incomplet. En effet, plusieurs mois de données sont manquants pour chacune des trois années de suivi (Figure 96), limitant ainsi l'interprétation des résultats.

Malgré ces lacunes, nous avons choisi d'analyser ces données afin d'identifier les tendances générales observées dans ce port.

3.4. Communautés de poissons adultes et juvéniles du port du Brusc

Comme pour le port du Brusc, les données issues des comptages sur transects ont été utilisées pour caractériser les assemblages de poissons, aussi bien juvéniles qu'adultes, présents dans le bassin portuaire au cours des trois années d'étude.

Au total, 6 344 individus ont été observés sur les transects, comprenant 3 480 juvéniles et 2 864 adultes. Les densités de juvéniles plus élevées que celles des adultes quel que soit la période au cours des trois années de comptage (Figure 96)

Au cours des trois années de suivi, 17 taxons de poissons ont été identifiés dans le port des Embiez, parmi lesquels 12 ont été observés au stade juvénile et 16 au stade adulte. Certaines espèces, telles que les blennies (*Blenniidae*), les rougets-barbets de roche (*Mullus surmuletus*), les serrans écriture (*Serranus scriba*), les oblades (*Oblada melanura*) et les dorades royales (*Sparus aurata*), n'ont été recensées qu'au stade adulte.

À l'inverse, les *Spicara* spp., regroupant les deux espèces *Spicara maena* (mendole) et *Spicara smaris* (picarel), ont uniquement été observées au stade juvénile, ces deux espèces étant indiscernables à ce stade de développement (Tableau 6).

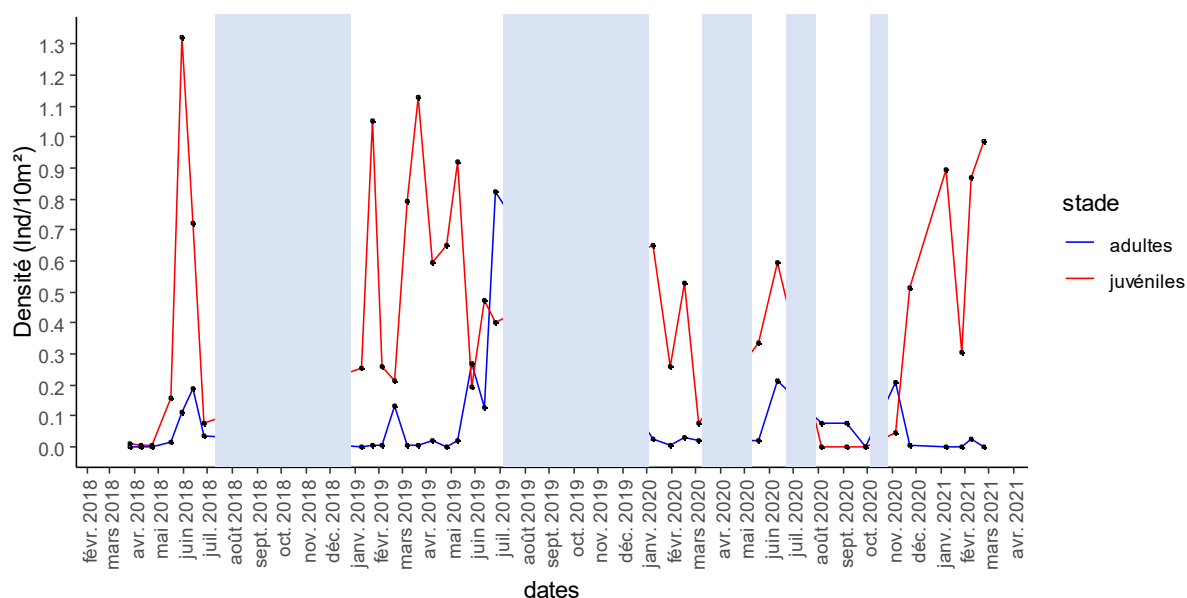


Figure 96 : Évolution des densités de poissons juvéniles et d'adultes au cours de la période de suivi. Les zones colorées marquent les périodes d'interruption de suivi.

Famille	Genre	Nom commun	Taxon	Juvéniles			Adultes		
				Densité (Ind/10m ²) moy ± ES	Densité max.	Occurrence (%)	Densité (Ind/10m ²) moy ± ES	Densité max.	Occurrence (%)
Atherinidae	Atherina	athérine	<i>Atherina boyeri</i>	1,40 ± 0,49	70	3,91	5,72 ± 1,02	125	17,38
Blenniidae	Ind.	Ind.	blenniidae	0,00 ± 0,00	0	0,00	0,04 ± 0,01	2	4,26
Centracanthidae	Spicara	Mendole-gerle-picarel	<i>Spicara sp.</i>	0,04 ± 0,02	3	2,48	0,00 ± 0,00	0	0,00
Gobiidae	Indéterminé	Indéterminé	Gobiidae	0,14 ± 0,09	18	1,42	0,05 ± 0,02	3	3,90
Indéterminé	Indéterminé	Indéterminé	Post larves ind.	2,51 ± 1,79	500	4,96			
Labridae	Symphodus	Crénilabre-tanche	<i>Symphodus tinca</i>	0,01 ± 0,01	3	0,71	0,01 ± 0,01	2	0,35
Moronidae	Dicentrarchus	Loup	<i>Dicentrarchus labrax</i>	0,01 ± 0,02	2	0,71	0,04 ± 0,02	3	3,19
Mugilidae	Indéterminé	Mulet	mugilidae	0,21 ± 0,13	26	1,77	0,05 ± 0,03	8	2,13
Mullidae	Mullus	Rouget-barbet de roche	<i>Mullus surmuletus</i>	0,00 ± 0,00	0	0,00	0,04 ± 0,02	4	1,42
Serranidae	Serranus	Serran-écriture	<i>Serranus scriba</i>	0,00 ± 0,00	0	0,00	0,004 ± 0,004	1	0,35
Sparidae	Diplodus	Sparillon	<i>Diplodus annularis</i>	0,18 ± 0,08	20	3,90	0,14 ± 0,06	11	3,55
	Diplodus	Sar à museau pointu	<i>Diplodus puntazzo</i>	0,31 ± 0,06	9	16,31	0,03 ± 0,01	3	1,77
	Diplodus	Sar commun	<i>Diplodus sargus</i>	0,04 ± 0,03	6	1,42	0,15 ± 0,06	11	5,32
	Diplodus	Sar à tête noire	<i>Diplodus vulgaris</i>	1,84 ± 0,30	34	19,15	0,01 ± 0,00	1	1,06
	Oblada	Oblade	<i>Oblada melanura</i>	0,00 ± 0,00	0	0,00	0,03 ± 0,03	7	0,71
	Pagellus	Pageot	<i>Pagellus sp.</i>	0,89 ± 0,29	58	6,74	0,05 ± 0,05	13	0,35
	Sarpa	Saupe	<i>Sarpa salpa</i>	3,35 ± 0,75	100	15,25	0,29 ± 0,12	25	4,26
	Sparus	Daurade royale	<i>Sparus aurata</i>	0,00 ± 0,00	0	0,00	0,01 ± 0,00	1	1,06

Tableau 6 : liste des taxons observés au stade adulte et juvénile dans le port des Embiez lors des trois années de suivis ainsi que leur densité moyenne (moyenne ± erreur standard), la valeur maximale de densité observée et leur occurrence d'observation (fréquence en % d'observation pour l'ensemble des unités d'échantillonnage).

Comme observé dans le port du Brusc, les occurrences des taxons dans le port des Embiez sont globalement faibles. Les valeurs les plus élevées concernent les sars à tête noire (*Diplodus vulgaris*) au stade juvénile avec une occurrence de 19,15 %, et les athérines adultes (*Atherina boyeri*) avec 17,38 %.

En revanche, certains taxons présentent des abondances maximales relativement élevées par transect. C'est particulièrement le cas des athérines, avec jusqu'à 70 individus par transect au stade juvénile et 125 au stade adulte. Pour les saupes (*Sarpa salpa*), jusqu'à 100 individus juvéniles et 25 adultes ont été observés sur un même transect. Ces valeurs élevées s'expliquent par la biologie et le comportement de ces espèces, qui se déplacent en bancs de plusieurs dizaines à plusieurs centaines d'individus.

Par ailleurs, des bancs de post-larves indéterminées, parfois constitués de plusieurs centaines d'individus, ont également été observés, attestant de l'attractivité du port pour ces stades précoces. Ces observations indiquent que le port constitue une zone de recrutement pour de nombreuses espèces lors du passage du stade larvaire au stade juvénile.

Au stade juvénile, les taxons les plus abondants dans le port des Embiez, pendant les périodes d'acquisition de données, sont :

- Les saupes (*Sarpa salpa*) avec $3,35 \pm 0,75$ ind./10m²,
- Les sars à tête noire (*Diplodus vulgaris*) avec $1,84 \pm 0,30$ ind./10m²,
- Les athérines (*Atherina boyeri*) avec $1,40 \pm 0,49$ ind./10m²,
- Les pageots (*Pagellus* spp.) avec $0,89 \pm 0,29$ ind./10m² (Figure 97).

Ainsi, une large majorité des juvéniles présents dans ce port appartiennent à la famille des Sparidae.

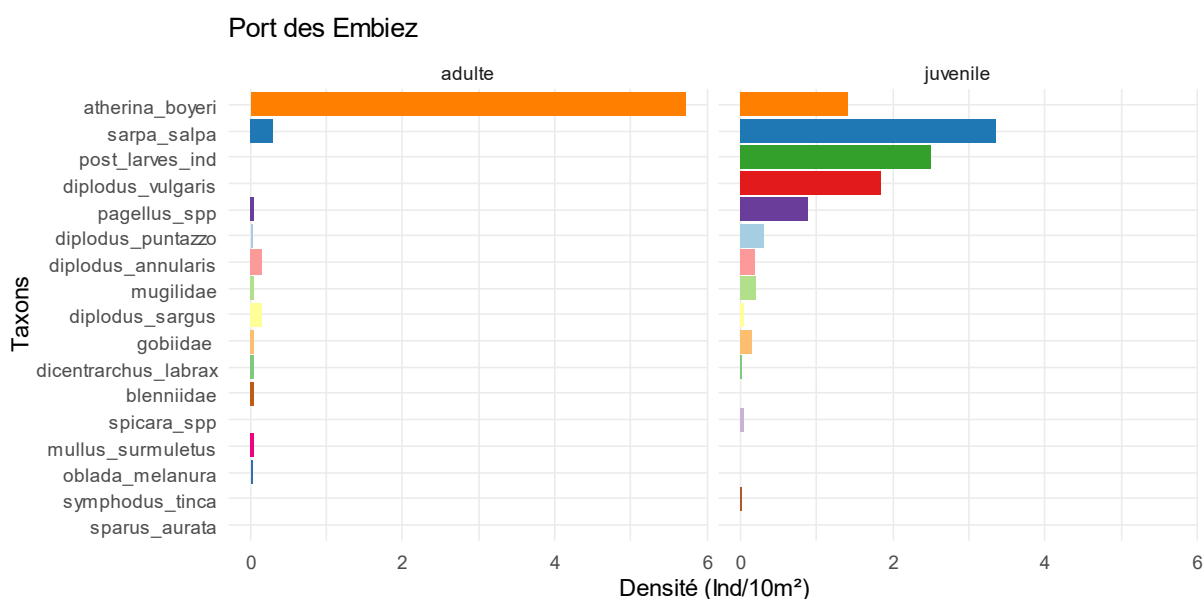


Figure 97 : Densité moyenne de chaque taxon au stade adulte et juvénile pour l'ensemble de la période d'étude dans le port des Embiez.

3.5. Fonction de nurserie du port des Embiez

De la même manière que pour le port du Brusc, nous avons cherché à déterminer si le port des Embiez était utilisé comme zone de nurserie par les espèces les plus abondantes au stade juvénile. En raison des nombreuses interruptions dans les suivis, il n'a pas été possible de comparer les classes de taille des taxons sur l'ensemble des trois années d'étude. L'analyse a donc été restreinte à la période comprise entre janvier et juillet 2019.

Malgré cette limitation, les données mettent en évidence la présence de cohortes de juvéniles appartenant à trois taxons de la famille des Sparidae, qui résident dans le port, y survivent et y grandissent (Figure 98).

Pour les saupes (*Sarpa salpa*), la taille moyenne des individus est passée de 35 ± 0 mm en février 2019 à 80 ± 0 mm en juin 2019.

Pour les sars à tête noire (*Diplodus vulgaris*), la taille moyenne est passée de $16,3 \pm 3$ mm en janvier à $53,6 \pm 7,1$ mm en juin 2019.

Pour les sars à museau pointu (*Diplodus puntazzo*), la taille moyenne des juvéniles est passée de $27,0 \pm 2,7$ mm en janvier à $71,5 \pm 10,6$ mm en juillet 2019.

Ces résultats mettent en évidence que le port des Embiez joue un rôle de nurserie pour plusieurs espèces de poissons côtiers, en particulier des Sparidae. Toutefois, en raison des lacunes dans le jeu de données, principalement causées par les interruptions de suivi liées à la forte turbidité de l'eau, il n'est pas possible de déterminer si d'autres espèces utilisent également ce port comme zone de nurserie.

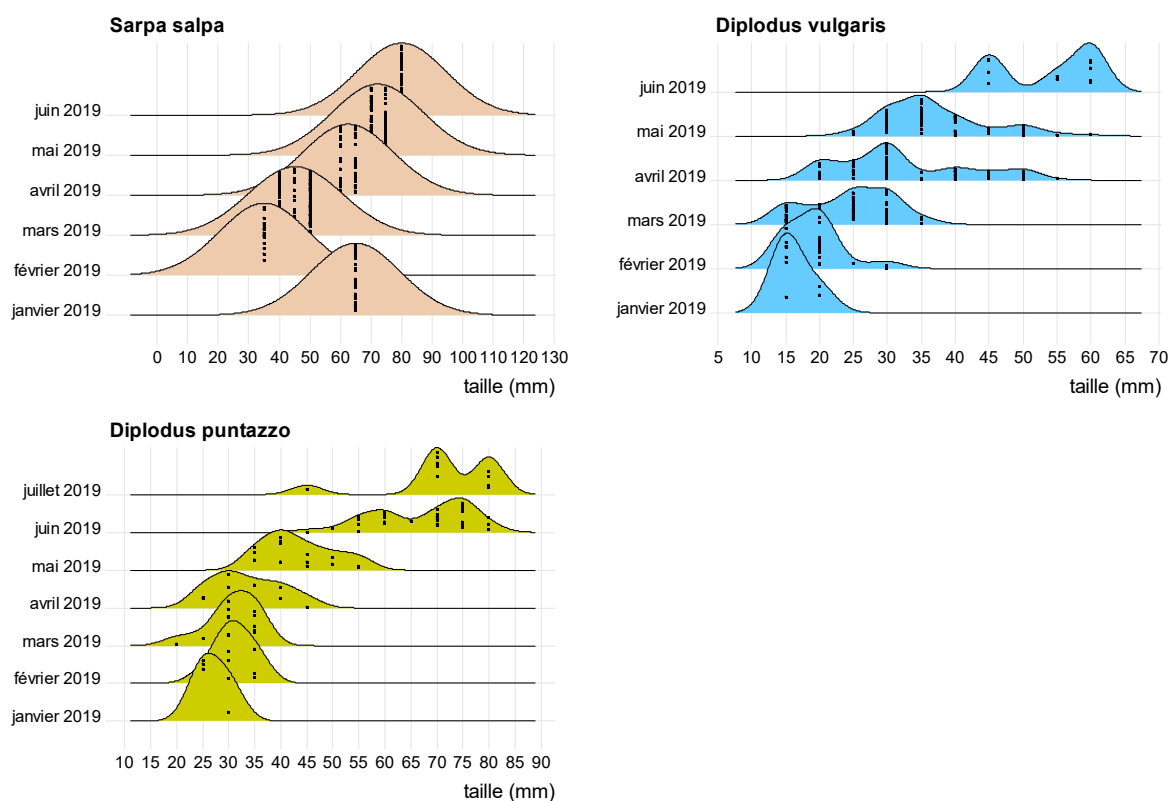


Figure 98 : évolution de la répartition des classes de tailles entre janvier et juillet 2019 pour 3 taxons de Sparidae dans le port des Embiez. Les points dans les zones colorées correspondent aux valeurs brutes des données.

3.6. Évaluation de l'efficacité de l'opération de réhabilitation de la fonction de nurserie dans le port des Embiez

Attractivité des dispositifs de nurserie artificielle à l'échelle du microhabitat

Dans le cadre de cette action restaurative, trois types de microrécifs nurserie Biohut ont été utilisés pour améliorer la fonction de nurserie dans le port des Embiez. Il est important de noter que l'association des Biohut Quai et des Biohut Kelp positionnés sous ces derniers est ici considérée comme un seul type de microrécif.

Par ailleurs, les Biohut Digue n'ont pas été intégrés aux analyses suivantes, car ces structures, situées à l'extérieur du port, ont principalement attiré des poissons adultes. Les suivis sur ce type de dispositif ont donc été interrompus après quelques mois.

L'évaluation de l'attractivité des différents modèles de Biohut pour les juvéniles de poissons ainsi que celle des infrastructures portuaires non équipées (quais et pontons) a été réalisée à partir des données issues des comptages sur points fixes, après exclusion des athérines et des post-larves indéterminées. Dans le port des Embiez, l'ensemble des dispositifs Biohut a été fréquenté par plusieurs taxons de poissons au stade juvénile. Trois taxons ont été observés sur les Biohut Kelp Ponton, quatre sur les Biohut Ponton, et la plus forte richesse taxonomique a été enregistrée sur les Biohut Quai + Kelp, avec 11 taxons. Les zones non équipées présentent des valeurs similaires, avec trois taxons observés sous les pontons et neuf le long des quais.

Les densités moyennes et la richesse taxonomique varient significativement entre les différents habitats (Test de Kruskal-Wallis, $p\text{-value} < 0,001$; test post-hoc de Dunn). Les peuplements de poissons sont plus abondants, plus riches et plus diversifiés le long des quais (Biohut Quai + Kelp et quais témoins) que sous

les pontons non équipés (Figure 99). Les valeurs les plus élevées de densité, de richesse taxonomique ponctuelle et d'indice de diversité de Shannon ont été enregistrées sur les Biohut Quai + Kelp, avec une densité moyenne de $16,8 \pm 2,5$ individus par comptage, une richesse taxonomique ponctuelle de $1,4 \pm 0,1$ taxon par comptage et un indice de diversité de Shannon de $0,26 \pm 0,03$. À l'inverse, les valeurs les plus faibles ont été observées sous les pontons non équipés, avec une densité moyenne de $0,3 \pm 0,2$ individu par comptage, une richesse taxonomique ponctuelle de $0,05 \pm 0,02$ taxon par comptage et un indice de diversité de Shannon de 0.

Ces résultats indiquent que les Biohut Quai + Kelp sont les dispositifs les plus attractifs pour les juvéniles de poissons dans le port des Embiez, tandis que les pontons non équipés constituent l'habitat le moins favorable à la fonction de nurserie.

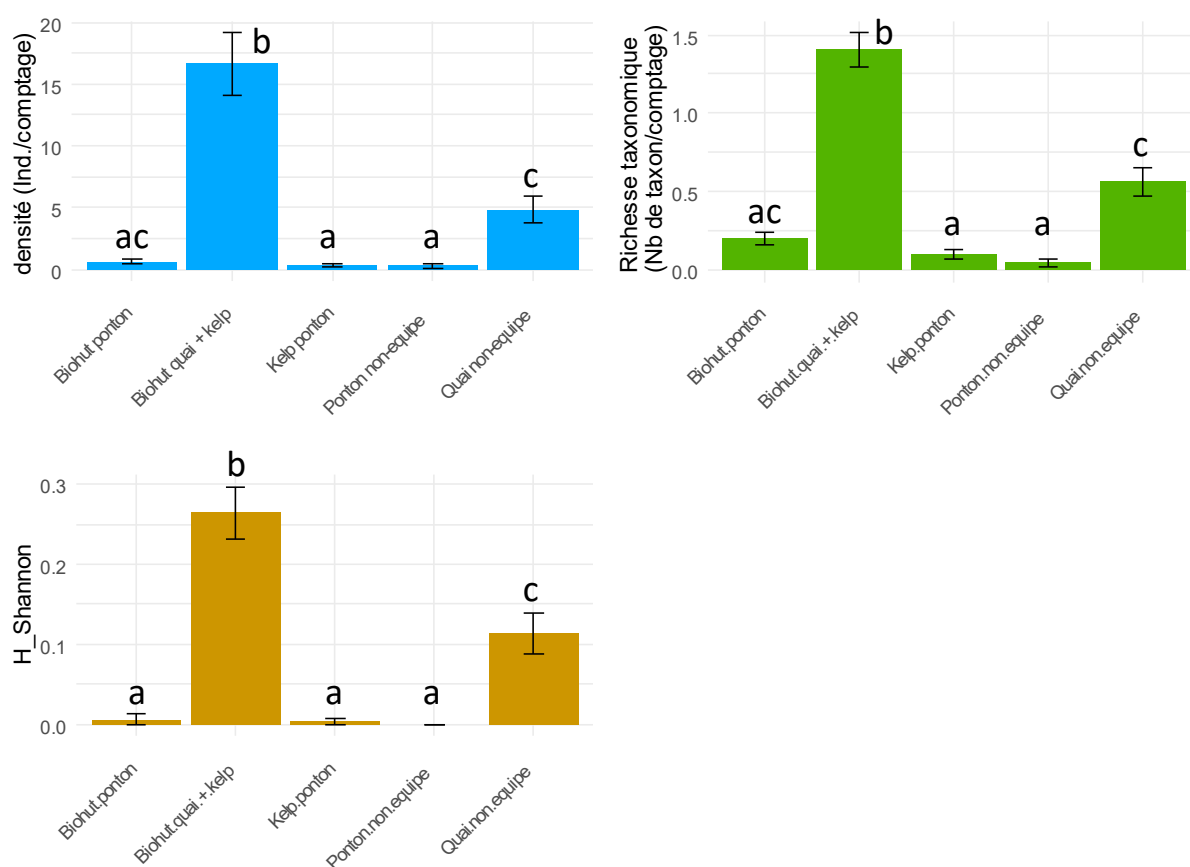


Figure 99 : moyenne (Moy. ± SD) de densité, richesse taxonomique ponctuelle et indice de diversité de Shannon pour chaque type de Biohut installé dans le port des Embiez ainsi que pour les quais et pontons non équipés. Les lettres représentent les groupes significativement différents issus des résultats des tests de Dunn.

Les assemblages de juvéniles observés sur les différents types de Biohut et les structures portuaires non équipées varient significativement les uns des autres (Test PERMANOVA multivarié, distance de Bray-Curtis, P value < 0,001, voir Annexe 7). L'assemblage de juvéniles observé sur les Biohut Quai + Kelp se distingue particulièrement, étant significativement différent de celui des autres types de Biohut ainsi que des structures portuaires non équipées (Figure 100 et Figure 101).

Entre les Biohut Quai + Kelp et les quais non équipés, plus de 74 % de la dissimilarité totale cumulée des assemblages de juvéniles est attribuable à trois taxons : *Sarpa salpa* (44,4 %), *Diplodus annularis* (16,3 %)

et *Pagellus* spp. (16,6 %) (Annexe 8). Les densités de *S. salpa* et *D. annularis* sont significativement plus élevées sur les Biohut Quai + Kelp, tandis que celles de *Pagellus* spp. y sont légèrement inférieures.

En comparant les assemblages entre les Biohut Quai + Kelp et les Biohut Ponton ainsi que les Biohut Kelp Ponton, plus de 90 % de la dissimilarité totale cumulée est expliquée par les mêmes taxons : *S. salpa*, *D. annularis*, *Pagellus* spp. et *D. puntazzo*, dont les densités sont systématiquement plus élevées sur les Biohut Quai + Kelp.

Ces résultats indiquent que les Biohut Quai + Kelp offrent un habitat particulièrement favorable aux juvéniles de Sparidae, contribuant ainsi de manière significative à la fonction de nurserie dans le port des Embiez.

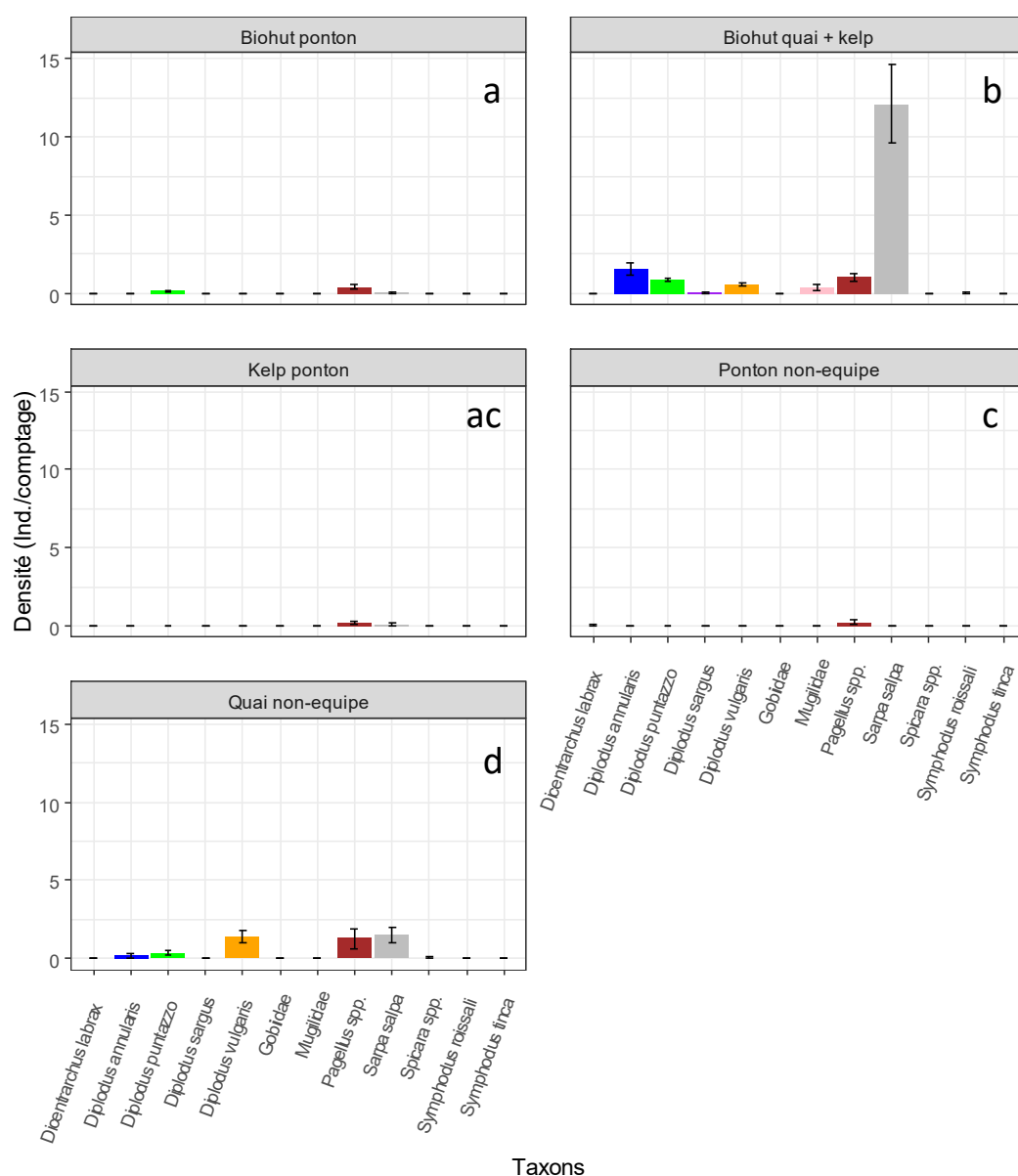


Figure 100 : Comparaison des assemblages de densités des taxons des différents types de Biohut ainsi que des quais et pontons non équipés dans le port des Embiez. Les lettres représentent les groupes significativement différents, issus des résultats de tests de comparaisons par paires entre chaque modalité de facteur testé.

Concernant les équipements installés sous les pontons, les assemblages de juvéniles observés au niveau des pontons non équipés ne diffèrent pas significativement de ceux des Biohut Kelp Ponton, mais ils sont distincts de ceux des Biohut Ponton. À l'échelle du microhabitat, les suivis des assemblages de juvéniles n'ont pas mis en évidence de gain significatif de fonction de nurserie généré par ces deux types de Biohut dans ce port.



Figure 101 : Juvéniles de poissons dans des Biohut Quai + Kelp dans le port des Embiez.

Globalement, les assemblages de juvéniles de poissons dans le port des Embiez sont plus abondants et diversifiés le long des quais que sous les pontons. Parmi les équipements en microrécifs, seuls les Biohut Quai + Kelp génèrent un gain significatif de fonction de nurserie à l'échelle du microhabitat. Ce gain se traduit par une augmentation de la densité de juvéniles, une plus grande richesse spécifique et une diversité accrue des assemblages. Cet effet bénéfique concerne particulièrement certaines espèces de Sparidae, qui semblent trouver dans ces structures des conditions favorables à leur développement.

Cependant, ces résultats doivent être interprétés avec prudence. Les suivis n'ayant pas été réalisés sur l'ensemble des mois de l'année, il est possible que l'effet nurserie des différents microhabitats ait été sous-estimé, notamment en raison des variations saisonnières des peuplements de juvéniles.

Attractivité des dispositifs de nurserie artificielle à l'échelle de la zone de nurserie.

De la même manière que pour le port du Brusc, nous avons évalué l'efficacité de l'équipement en Biohut dans le port des Embiez à l'échelle de la zone de nurserie restaurée. L'analyse repose sur les données issues des comptages sur transects. Pour rappel, aucun suivi sur transects n'a pu être réalisé le long des quais équipés, limitant ainsi la comparaison aux trois zones suivantes : les quais non équipés, les pontons équipés et les pontons non équipés.

Sur l'ensemble des trois années de suivi, les densités moyennes de juvéniles, la richesse taxonomique ponctuelle, l'indice de diversité de Shannon ainsi que la composition des assemblages diffèrent significativement entre ces trois zones (Tests de Kruskal-Wallis, P value < 0,01 ; test post-hoc de Dunn ; test PERMANOVA, P value < 0,01, avec tests post-hoc de comparaison par paires) (Figure 102 et Annexe 9).

Les plus fortes valeurs de densité moyenne et de richesse taxonomique ponctuelle ont été enregistrées le long des quais non équipés, avec respectivement $20,19 \pm 3,09$ ind./10m² et $2,0 \pm 0,14$ taxon/10m².

Sous les pontons, les densités moyennes, la richesse taxonomique ponctuelle et l'indice de Shannon sont nettement plus faibles. Toutefois, des valeurs significativement plus élevées sont observées sous les pontons équipés par rapport aux pontons non équipés. La densité moyenne sous les pontons équipés est de $3,20 \pm 1,02$ ind./10m², contre $0,22 \pm 0,14$ ind./10m² sous les pontons non équipés. La richesse taxonomique ponctuelle atteint $0,28 \pm 0,05$ taxon/10m² sous les pontons équipés, contre $0,06 \pm 0,03$ taxon/10m² sous les pontons non équipés.

Ces valeurs très faibles indiquent que, dans la majorité des comptages réalisés sous les pontons, aucun taxon n'a été observé, ce qui signifie l'absence de juvéniles dans ces zones. Ainsi, bien que l'équipement en Biohut sous les pontons semble légèrement améliorer la densité et la richesse taxonomique ponctuelle, leur efficacité reste limitée comparée à l'attractivité des quais non équipés.

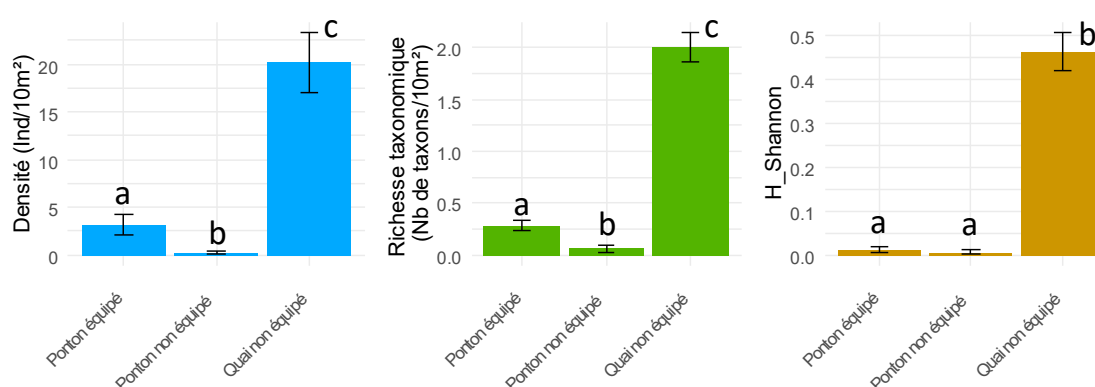


Figure 102 : Comparaison entre zones équipées en Biohut et zones non équipées en termes de densité moyenne, de richesse taxonomique ponctuelle et d'indice de diversité de Shannon. Les lettres représentent les groupes significativement différents, issus des tests post hoc de Dunn lorsque le test de Kruskal-Wallis est significatif ($P < 0,05$).

Les dissimilarités entre les assemblages de juvéniles observés le long des quais non équipés et ceux des pontons (équipés ou non) sont principalement attribuables à deux taxons : *Diplodus vulgaris* et *Sarpa salpa*, qui contribuent à plus de 70 % de la dissimilarité totale (Figure 103 et Annexe 10). Il est également notable que, pour presque tous les taxons, les densités moyennes sont plus élevées le long des quais non équipés que sous les pontons, qu'ils soient équipés de Biohut ou non.

Les différences entre les assemblages de juvéniles sous les pontons équipés et non équipés sont quant à elles principalement imputables à *Pagellus* spp. et *Sarpa salpa*, qui expliquent plus de 82 % de la dissimilarité totale. Ces deux taxons présentent des densités moyennes plus élevées sous les pontons équipés en Biohut (Annexe 10).

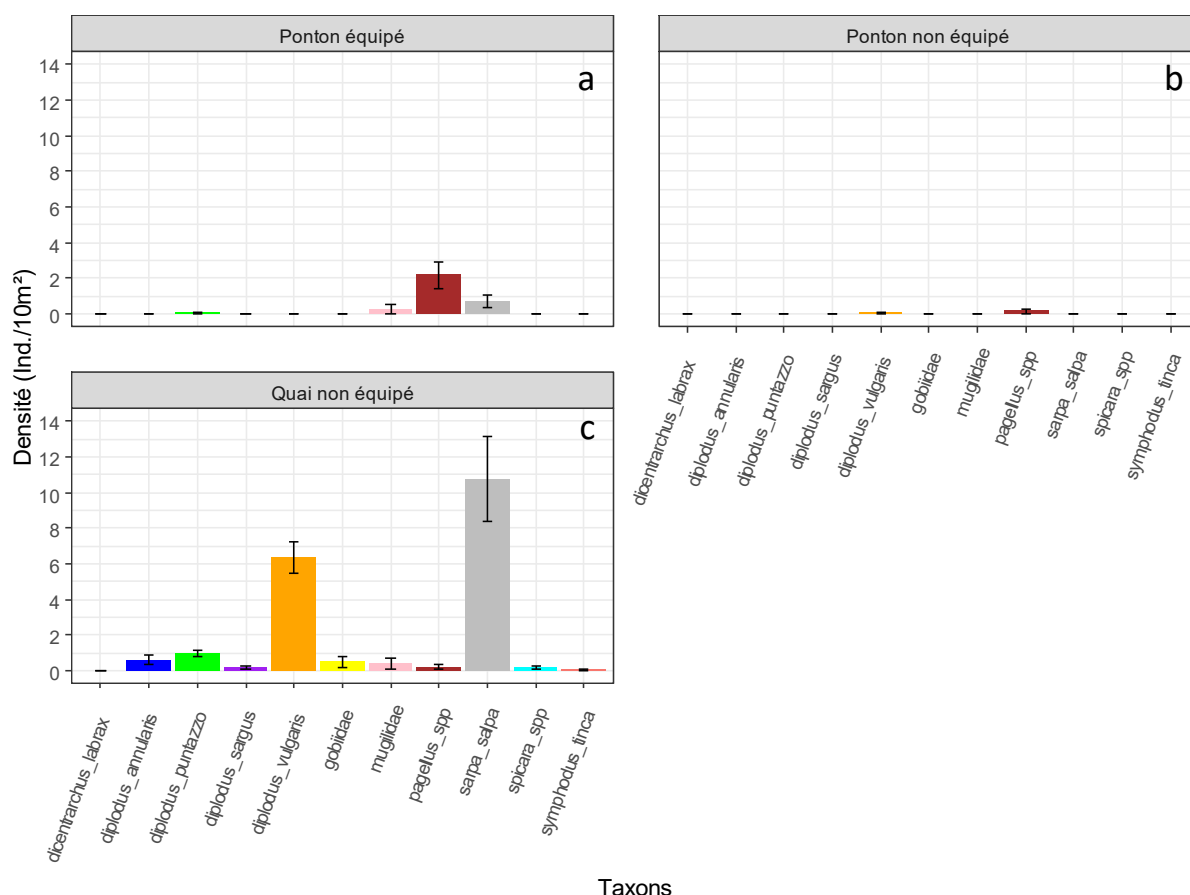


Figure 103 Figure 1: Comparaison entre zones équipées en Biohut et zones non équipées de la composition des assemblages de juvéniles dans le port des Embiez. Les lettres représentent les groupes (significativement différents si les lettres diffèrent) issus des tests post hoc de comparaison par paires.

À l'échelle de la zone de nurserie, la présence de Biohut sous les pontons du port des Embiez engendre un gain de fonction de nurserie par rapport aux pontons non équipés, en bénéficiant principalement à deux espèces de Sparidae : *Pagellus* spp. et *Sarpa salpa*. Toutefois, ce gain de fonction reste relativement modeste en comparaison avec la fonction de nurserie assurée par les quais non équipés.

Comme pour l'interprétation des résultats à l'échelle des microhabitats, il est important de considérer que l'effet nurserie des zones étudiées pourrait être sous-estimé en raison des lacunes dans le jeu de données, notamment en période estivale, ce qui limite l'appréciation complète de la dynamique saisonnière des assemblages de juvéniles.

Prise en compte de la surface des habitats dans l'évaluation de la fonction de nurserie.

Afin d'évaluer et de comparer plus précisément le rôle de nurserie des différents habitats présents dans l'enceinte portuaire des Embiez, nous avons réalisé une caractérisation de la répartition spatiale des juvéniles de poissons en suivant la même méthodologie que pour le port du Brusc. Cette approche prend en compte les différents habitats naturels et infrastructures portuaires en intégrant leur surface respective.

Les habitats et infrastructures considérés dans la cartographie du port des Embiez incluent le sédiment sablo-vaseux, les enrochements (naturels et artificiels), les pontons et les quais (Figure 104).

Les comptages de poissons ont été réalisés en juin 2021 sur un total de 21 transects de 10 m de long et 2 m de large (Figure 105). La répartition des transects était la suivante :

- 6 transects sous les pontons,

- 6 transects le long des quais,
- 6 transects sur le sédiment sablo-vaseux, répartis dans les deux bassins du port (port des Jeunes et port Saint-Pierre), avec 3 transects par bassin,
- 3 transects sur les enrochements, situés dans la zone naturelle à l'est du port des Jeunes.

L'habitat dominant dans l'enceinte portuaire est le sédiment sablo-vaseux, principalement constitué de vase portuaire, qui couvre plus de 8,6 hectares, soit 90,6 % de la surface du plan d'eau. Cet habitat s'est révélé peu attractif pour les juvéniles de poissons, avec une densité moyenne de seulement 0,33 ind./10m² enregistrée lors des comptages (Tableau 7).

Les deux types d'infrastructures portuaires présentent des surfaces comparables, avec 2 481 m² occupés par les pontons (2,6 % du plan d'eau) et 2 988 m² par les quais (3,1 % du plan d'eau). Concernant leur fonction de nurserie, les résultats des comptages sont cohérents avec ceux des suivis réalisés sur transects au cours des trois années d'étude. Les quais montrent une plus forte attractivité en termes de densité de juvéniles ($8,17 \pm 4,64$ ind./10m²) et de richesse taxonomique (4 espèces présentes, hors athérines) que les pontons. Sous les pontons, les densités de juvéniles sont plus faibles, avec une moyenne de $1,66 \pm 1,66$ ind./10m², appartenant à une seule espèce.

L'habitat le plus attractif pour les juvéniles de poissons dans le port des Embiez, et donc celui qui joue le plus grand rôle de nurserie, est la zone rocheuse (enrochement), avec une densité moyenne de $26,66 \pm 12,78$ ind./10m², répartis entre cinq espèces (hors athérines). Cet habitat couvre environ 3 500 m², soit 3,7 % de la surface du port.

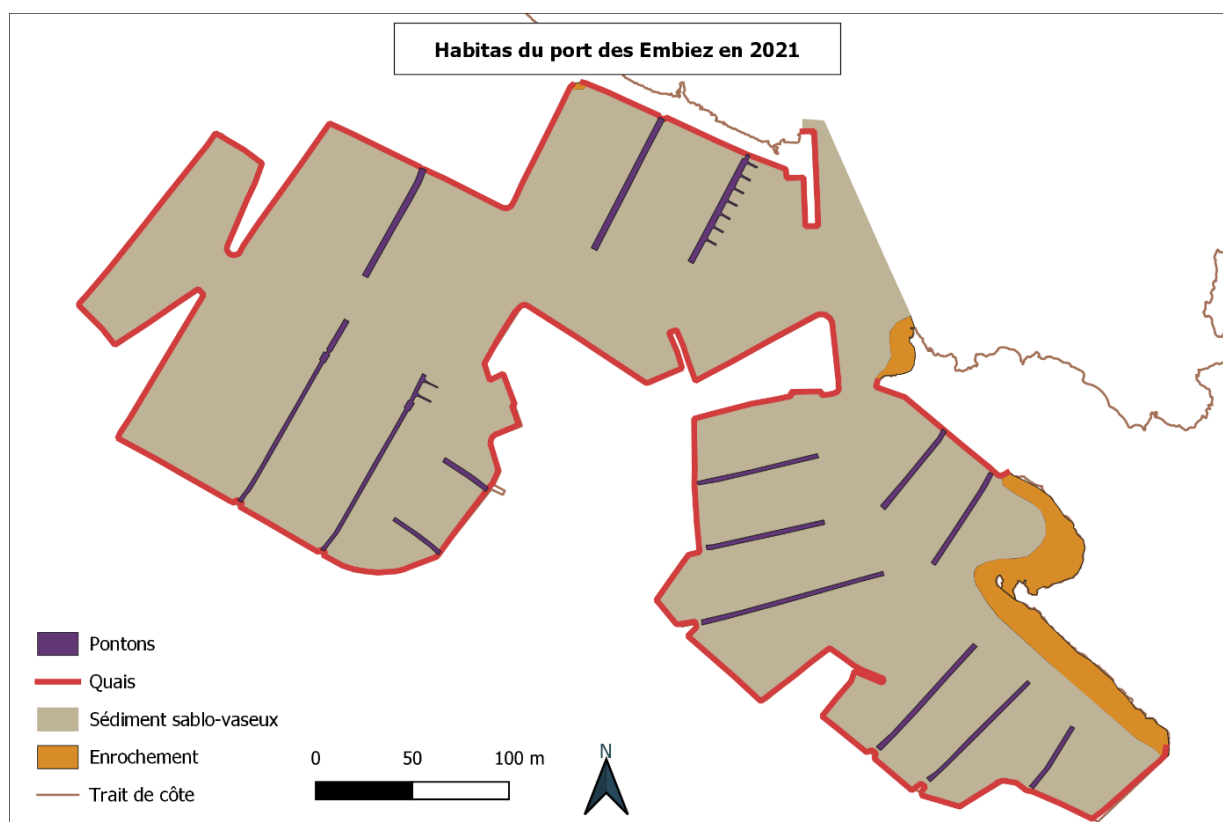


Figure 104 : cartographie des habitats du port des Embiez en 2021.

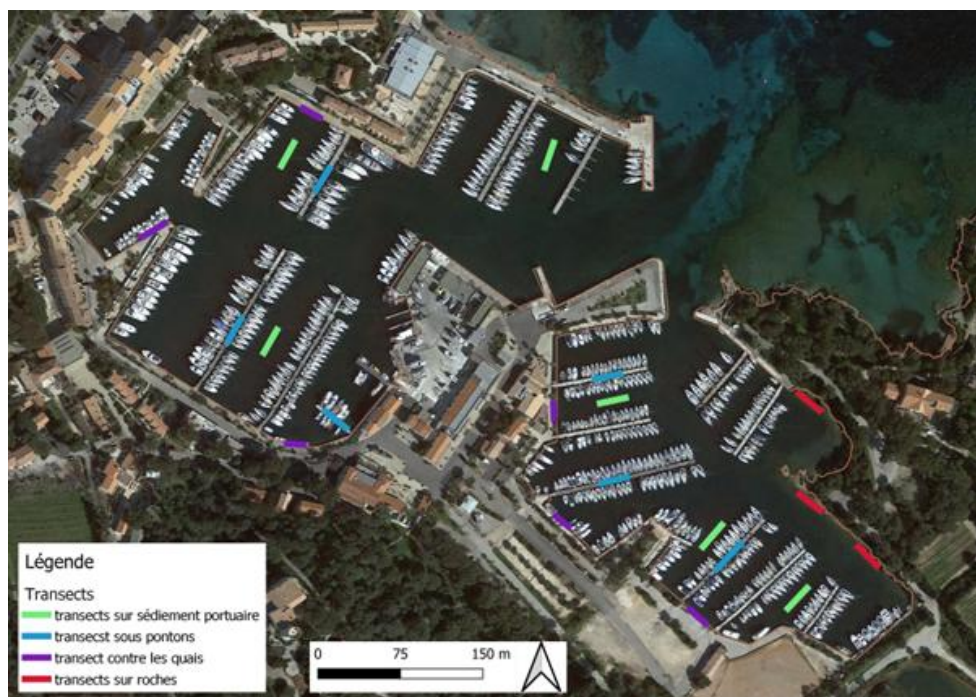


Figure 105 : Localisation des transects de comptages de poissons réalisés en été 2021 dans le port des Embiez.

Habitat	Surface (m ²)	% surface	Densité (Ind./10m ²)	Richesse taxonomique ponctuelle (Nb taxon par transect)	Richesse taxonomique (Nb de taxon)	Nb de juvéniles estimé
Sédiment sablo-vaseux	86695	90,6	0,33 ± 0,33	0,17 ± 0,33	1	2861 ± 2861
Enrochement	3518	3,7	26,66 ± 12,78	2,66 ± 12,78	5	9378 ± 4496
Ponton	2481	2,6	1,66 ± 1,66	0,17 ± 1,67	1	412 ± 412
Quai	2988	3,1	8,17 ± 4,64	1,33 ± 4,64	4	2441 ± 1386

Tableau 7 : Surfaces totales et pourcentages de recouvrement de chacun des habitats présents dans le port du des Embiez ainsi que la densité moyenne par transect, la richesse taxonomique ponctuelle et la richesse taxonomique totale pour les juvéniles de poissons présents sur chaque habitat. Les athérines et les post-larves indéterminées ont été retirées du jeu de données. Les valeurs de densité et de richesse taxonomique ponctuelle et nombre de juvéniles estimé sont donnés sous forme moyenne ± erreur standard.

Comme dans de nombreux ports, certaines zones rocheuses des Embiez sont constituées d'enrochements artificiels, souvent mis en place sous forme de digues de protection. Un tel enrochement est présent le long du côté est de l'entrée du port des Jeunes, bien que sa superficie soit relativement réduite (environ 40 mètres de long).

La plus grande zone rocheuse du port des Embiez est d'origine naturelle. Elle se situe dans la partie est du port des Jeunes, où une frange littorale de plus de 260 mètres est restée non aménagée. Le fond y est constitué d'éboulis rocheux et de dalles, progressivement recouverts par des sédiments sablo-vaseux à partir d'environ 1,5 m de profondeur (Figure 106). Cette zone rocheuse peu profonde constitue une nurserie naturelle fonctionnelle au sein même du port.

Le nombre estimé de juvéniles présents sur les zones rocheuses lors du comptage est de 9 378 individus, représentant plus de 60 % des juvéniles potentiellement présents dans l'ensemble du port. Ces résultats soulignent l'importance de cet habitat dans le fonctionnement écologique du port. Il apparaît donc essentiel de prendre en compte cette zone dans la politique de gestion environnementale du port, notamment si de nouvelles opérations d'équipement en microrécifs nurserie venaient à être envisagées.

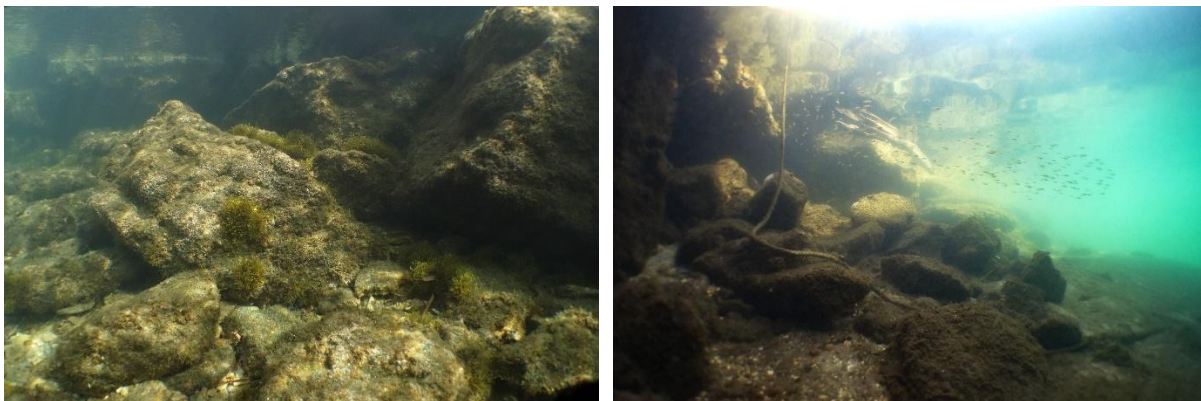


Figure 106 : Paysage sous-marin de la zone rocheuse naturelle dans le port des Jeunes aux Embiez.

3.7. Turbidité, qualité de l'eau et conséquences sur la fonction de nurserie

Comme mentionné précédemment, les suivis scientifiques visant à évaluer l'efficacité de l'opération de restauration de la fonction de nurserie dans le port des Embiez ont dû être interrompus à plusieurs reprises en période estivale en raison d'épisodes de forte turbidité des eaux. Lorsque l'eau était trop turbide, il était impossible d'observer les poissons, ce qui empêche de déterminer si des juvéniles étaient présents et si les différents habitats du port jouaient un rôle de nurserie durant ces périodes.

Étant donné que les peuplements de juvéniles de poissons sont généralement les plus abondants et diversifiés en été, la présence de conditions environnementales défavorables dans le port durant cette saison pourrait compromettre leur installation et leur développement. Dès lors, la pertinence de la mise en place d'une opération de restauration de la fonction de nurserie dans ce port est remise en question.

Afin de mieux comprendre les causes de cette forte turbidité estivale et d'évaluer si elle reflète des conditions environnementales défavorables aux communautés de poissons, en particulier aux juvéniles, un suivi des paramètres physico-chimiques de l'eau du port a été réalisé en 2022.

Les paramètres mesurés incluaient la température, le pH et l'oxygène dissous, à l'aide d'une sonde multiparamètres *Hanna Instruments HI9829*. Les relevés ont été effectués une fois par semaine, chaque jeudi matin entre 10h et 11h, du mois de février – lorsque l'eau est la plus froide – jusqu'au mois d'août, période où la température de l'eau est généralement maximale et où l'activité portuaire est la plus intense.

Les mesures ont été réalisées en cinq points stratégiques : à l'extérieur du port, derrière la digue d'entrée, à l'intérieur du port près des entrées des deux bassins portuaires, ainsi qu'au fond de chacun des deux bassins (Figure 107).

En hiver, la température de l'eau est d'environ 13°C, aussi bien à l'intérieur qu'à l'extérieur du port. À partir de mai, elle dépasse 20°C, atteignant un maximum en juillet avec des valeurs supérieures à 28°C. Globalement, les variations de température entre l'intérieur et l'extérieur du port restent faibles.

En revanche, les valeurs de pH et d'oxygène dissous présentent un gradient marqué, avec des niveaux plus élevés à l'extérieur du port et des valeurs minimales dans les fonds des bassins. Ce gradient devient plus accentué lorsque la température augmente. En été, lorsque la température dépasse 22°C, la saturation en oxygène dissous est inférieure de 20 à 30 % par rapport aux eaux extérieures, et le pH y est réduit de 0,2 à 0,3 unité.

Les valeurs d'oxygène dissous dans les fonds des bassins atteignent des niveaux hypoxiques, avec une saturation inférieure à 40 % en été. Cette chute de l'oxygénation est causée par un manque de brassage et de renouvellement de l'eau, ainsi qu'une consommation excessive d'oxygène due à des blooms phytoplanctoniques et bactériens. De plus, les températures élevées exacerbent cette baisse de saturation en oxygène dissous en réduisant la solubilité de l'oxygène dans l'eau.

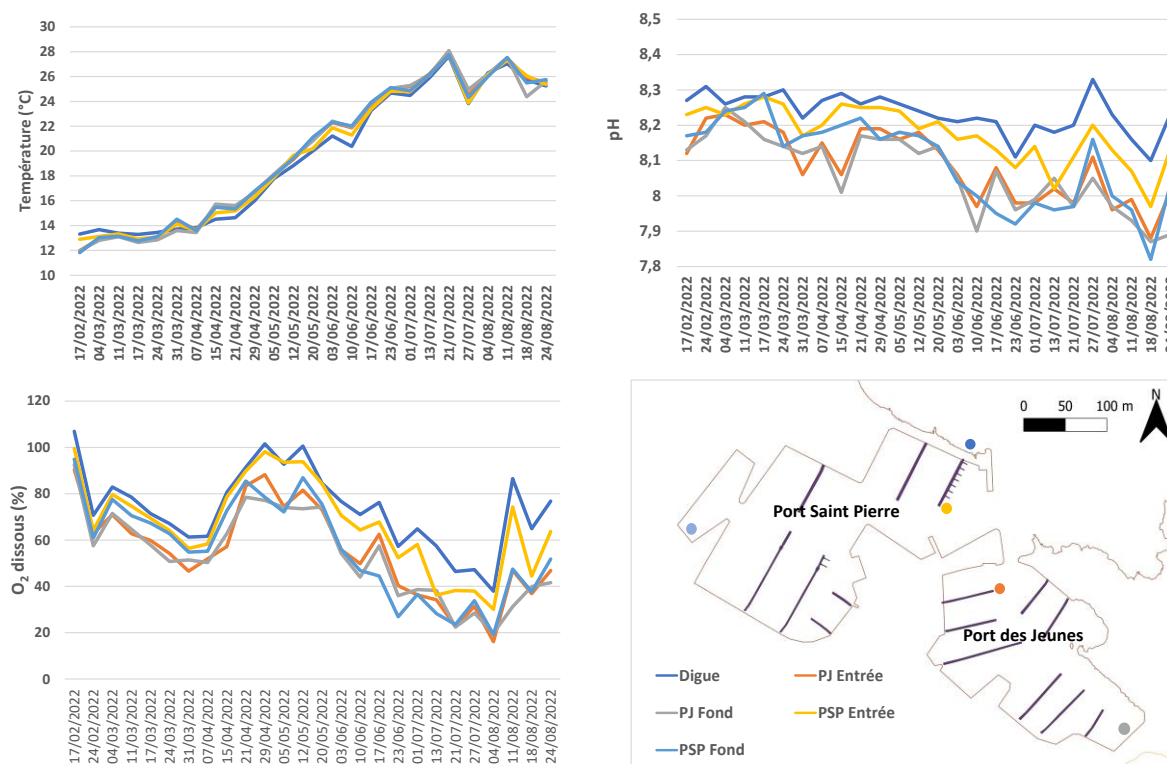


Figure 107 : Évolution de la température, de l'oxygène dissout et du pH entre le mois de février d'août 2022 en différents points du port des Embiez et localisation des points de prise de mesures.

Par ailleurs, les résultats des analyses d'eau commandées par le port des Embiez, réalisées chaque été par le Laboratoire départemental d'Analyses et d'Ingénierie du Var, confirment ces observations. Elles mettent en évidence :

- De faibles taux d'oxygène dissous,
- Une nette augmentation de la turbidité et des matières en suspension (MES) dans les eaux portuaires,
- Une contamination bactérienne d'origine intestinale en juillet 2021, avec des concentrations d'*E. coli* dépassant 100 bactéries/100 ml, indiquant une pollution fécale récente et récurrente,
- Des valeurs modérées de DCO (Demande Chimique en Oxygène, 69 mg/L O₂) et de matières en suspension totales (22 mg/L), traduisant une pollution organique d'intensité modérée.

Les sources de cette contamination pourraient provenir de rejets ponctuels d'eaux grises et noires de bateaux habités en été, ou encore d'incidents sur une pompe de relevage d'eaux usées située à l'entrée de la zone de carénage.

Impact sur la faune marine et la fonction de nurserie :

Pour la vie marine, et notamment les poissons, de faibles taux d'oxygène dissous peuvent rapidement devenir critiques et entraîner des phénomènes d'évitement des eaux hypoxiques. Les poissons adultes, qu'ils soient sédentaires ou de passage, peuvent fuir ces zones vers des habitats plus favorables situés en périphérie du port.

En revanche, la situation est plus préoccupante pour les juvéniles, qui utilisent les habitats portuaires comme zone de nurserie et y restent plusieurs mois. Dans ces conditions, la qualité de l'eau en période estivale semble être un facteur limitant majeur pour la fonction de nurserie dans le port des Embiez, surpassant la problématique du manque d'habitat favorables à la fonction de nurserie.

3.8. Conclusion sur l'efficacité de l'action restaurative dans le port des Embiez, retour d'expérience et recommandations

Le port des Embiez est un site unique de par sa conception et sa localisation. Contrairement aux autres ports du littoral environnant, qui ont été construits en aménageant le littoral et le plan d'eau naturel, les deux bassins du port des Embiez ont été creusés dans d'anciens marais salants. Ainsi, sa construction s'est faite dans une zone déjà artificialisée. Actuellement, ce port comprend un plan d'eau artificialisé d'environ 9 hectares, bordé par 1 300 mètres de littoral artificialisé.

Lors de l'élaboration du programme SARLAB, ce port remplissait tous les critères pour y déployer une opération de restauration de la fonction de nurserie de poissons. Il a donc été équipé de 82 microrécifs nurserie Biohut et a fait l'objet de trois années de suivis scientifiques afin d'évaluer l'efficacité de l'opération.

Gain de fonction de nurserie induit par l'action restaurative :

Les suivis ont révélé que le port des Embiez accueille une communauté de poissons diversifiée, incluant des individus aux stades post-larvaire, juvénile et adulte. La fonction de nurserie a été confirmée pour plusieurs espèces de Sparidae, qui fréquentent principalement les bords des bassins portuaires, notamment les quais, qui constituent des habitats attractifs pour les juvéniles, ainsi que la zone rocheuse naturelle de 260 mètres de long, particulièrement favorable à la fonction de nurserie.

L'ajout de microrécifs sous les pontons a significativement augmenté leur fréquentation par les juvéniles, principalement les pageots, renforçant ainsi leur rôle de nurserie. Toutefois, ce gain de fonction de nurserie reste faible en comparaison avec celui des quais et de la zone rocheuse naturelle.

Parmi les équipements installés, les Biohut Quai + Kelp se sont révélés les plus attractifs pour les juvéniles, en particulier pour plusieurs espèces de Sparidae. Ces structures ont permis un gain significatif de fonction de nurserie à l'échelle du microhabitat. Certaines espèces bénéficiant de ce gain, telles que *Diplodus sargus*, *Diplodus puntazzo*, *Diplodus vulgaris* et *Pagellus spp.*, possèdent une valeur commerciale élevée et sont ciblées par la pêche professionnelle et amateur. Ainsi, l'implantation de ces Biohut pourrait indirectement contribuer à la reconstitution des stocks de ces espèces et soutenir l'économie locale.

Cependant, l'espèce qui a bénéficié le plus de ces récifs en termes de densité moyenne de juvéniles est la saupe (*Sarpa salpa*). Cette espèce herbivore, bien que très commune sur le littoral, n'a aucune valeur commerciale. De plus, la prolifération excessive des saupes peut poser un problème écologique, notamment en contribuant à la dégradation des herbiers de magnoliophytes (dont *Posidonia oceanica* et *Cymodocea nodosa*), particulièrement vulnérables dans la lagune du Brusc. Ainsi, l'amélioration de la fonction de nurserie pour cette espèce ne présente pas d'intérêt écologique ou économique.

Limites et impact de la qualité de l'eau :

Ces conclusions doivent toutefois être interprétées avec précaution, car elles sont basées sur un jeu de données tronqué. En raison d'une turbidité excessive des eaux en été, les suivis ont dû être interrompus pendant plusieurs mois, empêchant les comptages visuels des poissons.

Chaque été, des blooms phytoplanctoniques et bactériens sont responsables de cette forte turbidité, exacerbée par des apports en matière organique, principalement issus des eaux usées provenant des bateaux ; le faible renouvellement des eaux en raison de la configuration relativement fermée des bassins ; ainsi que par les températures élevées de l'eau en été, qui accentuent la baisse de l'oxygène dissous. Ces conditions entraînent une altération de la qualité chimique de l'eau, se traduisant par une diminution du pH et de l'oxygène dissous, atteignant parfois des niveaux critiques pour les organismes aquatiques, notamment les juvéniles de poissons.

Dans ce contexte, la pertinence de réaliser une opération de restauration de la fonction de nurserie dans ce port est remise en question. En effet, la réussite de ce type d'action repose sur une bonne qualité de l'eau et le maintien des pressions anthropiques à des niveaux permettant d'avoir des habitats fonctionnels, conditions qui ne semblaient pas réunies lors du déroulement de cette opération.

Réflexions pour l'avenir :

Bien que le port des Embiez ait obtenu plusieurs labels environnementaux (Pavillon Bleu, Port Propre, certification ISO 14001), les résultats de cette étude montrent qu'il reste un milieu confiné soumis à d'importantes pressions anthropiques, notamment en période estivale, où l'activité nautique atteint son apogée. Ces conditions peuvent générer des perturbations écologiques significatives, bien plus marquées qu'en mer ouverte, avec des conséquences directes sur les communautés aquatiques et le potentiel de nurserie du port.

Il est important de préciser que lors de la conception du programme SARLAB, ces phénomènes de turbidité excessive n'avaient pas été observés. De plus, les efforts de gestion engagés du port et ses labels environnementaux laissaient présager de bonnes conditions environnementales, propices à une action de réhabilitation de la fonction de nurserie.

Face à cette situation, les gestionnaires du port ont entrepris plusieurs actions d'amélioration de la qualité des eaux, en collaboration avec l'Institut océanographique Paul Ricard :

- Amélioration du réseau d'eaux usées,
- Installation de pompes de récupération des eaux grises, mises à disposition des plaisanciers,
- Renforcement des actions de sensibilisation auprès du public et des usagers du port,
- Modernisation de la zone de carénage, afin de limiter les rejets polluants.

Recommandations pour améliorer l'efficacité d'opération de réhabilitation de fonction de nurserie :

Dans l'optique de poursuivre le travail engagé dans ce programme de restauration de la fonction de nurserie dans ce port, il sera impératif de s'assurer que la qualité de l'eau est redevenue satisfaisante, y compris en période estivale.

Une attention particulière doit être portée à la préserver la zone rocheuse naturelle, qui joue déjà un rôle significatif en tant que nurserie fonctionnelle dans ce port.

L'installation de nouveaux microrécifs nurserie pourrait booster la fonction de nurserie de ce port dans les zones d'habitats structurés. Dans ce cas, en s'appuyant sur le retour d'expérience de cette étude, nous recommandons de les installer principalement le long des quais, à proximité de l'entrée du port.

Dans le cadre de futurs travaux sur les infrastructures portuaires (comme la digue ou certains quais), il serait pertinent d'évaluer la possibilité d'intégrer des structures plus complexes tridimensionnellement. Il pourrait aussi être envisagé d'ajouter des enrochements au pied des quais, là où cela ne gênerait pas le stationnement des bateaux, afin de renforcer durablement la fonction de nurserie des infrastructures portuaires.

Ces recommandations visent à optimiser les conditions écologiques du port, en tenant compte des contraintes liées à sa configuration et à sa gestion, pour maximiser le succès de futures actions de restauration.

Dans un contexte plus global de renforcement des populations naturelles, il serait aussi important de mieux gérer les pressions anthropiques subies par les populations adultes de l'archipel des Embiez notamment la pêche plaisancière. En effet, même si l'efficacité des actions de restauration de fonction de nurserie en zones portuaires est démontrée, la gestion de la pression de pêche dans les zones naturelles adjacentes pourrait s'avérer plus efficace pour restaurer les assemblages de poissons à l'échelle du site (Joubert et al. 2024). Ainsi, la mise en place d'une zone de non-prélèvement ainsi que le renforcement des contrôles des captures autour des Embiez permettrait de renforcer l'efficacité des actions de restauration de fonction de nurserie déployées dans la zone en optimisant la survie des individus produits lorsqu'ils rejoignent les populations adultes dans les habitats naturels adjacents.

4. Conclusion

Les ports méditerranéens constituent des espaces artificialisés où les aménagements côtiers ont entraîné la destruction d'habitats naturels essentiels aux cycles de vie de nombreuses espèces marines. Parmi ces fonctions écologiques altérées, la fonction de nurserie est particulièrement impactée, réduisant ainsi la capacité de renouvellement des populations de certaines espèces de poissons côtiers.

Dans le cadre du programme SARLAB, des opérations de réhabilitation de la fonction de nurserie ont été menées dans deux ports méditerranéens : le port du Brusc et le port des Embiez. Ces deux sites, aux caractéristiques environnementales et historiques différentes, ont été équipés de plusieurs dizaines de microrécifs nurserie Biohut et ont fait l'objet d'un suivi scientifique sur une période de trois ans afin d'évaluer leur efficacité.

Les résultats montrent que ces ports accueillent une biodiversité ichthyologique variée, incluant des espèces aux stades postlarvaire, juvénile et adulte. La fonction de nurserie y est confirmée, principalement pour plusieurs espèces de Sparidae, qui fréquentent prioritairement les structures verticales telles que les quais et, dans le cas du port des Embiez, une zone rocheuse naturelle et dans le cas du port du Brusc, les fractions de récif barrière de posidonie encore vivante. L'implantation de Biohut Quai + Kelp a permis d'améliorer localement l'attractivité de ces infrastructures pour certaines espèces, notamment les sars et les pageots, dont plusieurs ont une valeur commerciale importante. Cependant, l'effet positif des Biohut installés sous les pontons est resté limité, suggérant que l'efficacité de ces microrécifs nurserie dépend fortement de leur positionnement sur les infrastructures portuaires ainsi que des caractéristiques propres à chaque port (e.g. confinement, profondeur).

Malgré ces résultats encourageants, plusieurs limites ont été mises en évidence. Dans les deux ports, les activités anthropiques ont fortement influencé l'efficacité de l'action restaurative et la dynamique des peuplements de poissons. Au port du Brusc, des travaux d'aménagement non prévus ont détruit une partie des équipements et ont probablement réduit l'attractivité globale du site en générant une forte turbidité et des dégradations des habitats dans le port et en périphérie. Au port des Embiez, des blooms phytoplanctoniques et bactériens récurrents, provoqués par un faible renouvellement des eaux, une pollution aux matières organiques et des températures élevées, ont entraîné une turbidité excessive et des épisodes d'hypoxie, rendant les conditions de vie difficilement compatibles avec le développement des juvéniles.

Ces observations soulignent la difficulté de prendre en compte et maîtriser l'ensemble variables d'un site (e.g. géomorphologie, physico-chimique) et les pressions anthropiques avant et pendant le déploiement des actions de restauration écologique en milieu portuaire.

En conclusion, bien que l'installation de Biohut ait permis d'améliorer localement la fonction de nurserie, les conditions environnementales des ports étudiés ont fortement conditionné leur efficacité. Ces résultats mettent en évidence l'importance d'une approche intégrée, combinant actions d'aménagements propices à la fonction de nurserie et mesures de gestion environnementale, pour assurer le succès des stratégies de restauration de fonctions écologiques en milieu portuaire. Dans l'optique de poursuivre les efforts de restauration de fonction de nurserie dans les zones portuaires des Embiez, il conviendrait de définir un plan d'action mixant efficacement la préservation du bon état écologique de la zone rocheuse fonctionnelle et ajout de dispositif d'enrichissement d'habitat le long des quais dans les zones les moins confinées. Afin de conforter le gain écologique fournie par la production de juvéniles qui iront rejoindre les populations adultes de la zone autour des Embiez, il conviendrait de mettre en place une réelle gestion de la pression de pêche, notamment plaisancière, par le biais de la mise en place d'une zone de non-prélèvement et de contrôle des pêches.

CHAPITRE 3

REHABILITATION DE LA FONCTION DE NURSERIE DE POISSONS DANS L'ANCIEN PARC MYTILICOLE DE LA LAGUNE DU BRUSC



Contributions

Conceptualisation : Sylvain Couvray, Sébastien Fonbonne, Gilles Lecaillon, Jean-Luc Bonnefont, Pierre Boissery

Terrain : Aurélie Vion, Clément Madelaine, Damien Kirchhofer, Sylvain Couvray

Traitement de données : Sylvain Couvray

Rédaction : Sylvain Couvray

Points clés



Cette action s'inscrit dans le cadre des efforts de restauration de la lagune du Brusac et vise à recréer, à court terme, la fonction de nurserie dans une zone dégradée de l'ancien parc à moules par l'installation de microrécifs Biohut..



Les Biohut Quai, plus robustes, ont attiré nettement plus de juvéniles que les modèles Mouillage et Hérisson, dont l'usure du bois et l'attractivité pour des prédateur (loup : *Dicentrarchus labrax*) ont restreint l'efficacité.



Sur l'ensemble des trois années de suivi, les zones équipées présentent des assemblages juvéniles plus denses et plus variés que les zones non équipées, sans toutefois en modifier la composition spécifique, ce gain profitant principalement aux sparillons (*Diplodus annularis*) et aux crénilabres tanche (*Symphodus tinca*).



Les herbiers naturels de *Posidonia oceanica* et de *Cymodocea nodosa* restent les habitats de nurserie les plus performants, abritant des communautés juvéniles beaucoup plus diversifiées et structurées que les dispositifs artificiels.



L'action restauratrice, bien que partielle et temporaire, montre son efficacité comme mesure complémentaire ; elle s'inscrit dans une gestion adaptative où les microrécifs soutiennent provisoirement la nurserie, en attendant la régénération ou le renforcement des herbiers naturels à long terme.

Chapitre 3

REHABILITATION DE LA FONCTION DE NURSERIE DE POISSONS DANS L'ANCIEN PARC MYTILICOLE DE LA LAGUNE DU BRUSC

Sommaire

1. Caractéristique du site et justification de l'action restaurative	137
2. Objectif, conception et déroulé des opérations	138
3. Protocoles des suivis scientifiques.....	140
4. <i>Communauté de poissons adultes et juvéniles de poissons adultes et juvéniles du parc à moules</i>.....	142
4.1. Composition des assemblages	142
4.2. Variations temporelles des assemblages.....	144
4.3. Fonction de nurserie du parc à moules	145
5. Evaluation de l'efficacité de l'action restaurative.....	147
5.1. Attractivité des dispositifs de nurserie artificielle à l'échelle du micro habitat	147
5.2. Attractivité des dispositifs de nurserie artificielle à l'échelle de l'habitat.....	149
5.3. Conclusion sur l'efficacité de l'action restaurative, retour d'expérience et recommandations	150

1. Caractéristique du site et justification de l'action restaurative

Au nord-est de la lagune du Busc, les vestiges d'un ancien parc mytilicole sont encore visibles. Il ne subsiste que des piquets en métal et quelques planches de bois (Figure 108). Les fonds marins de cette zone sont principalement constitués de sédiments sablo-vaseux mêlés à des débris coquilliers. De nombreux macrodéchets, tels que des morceaux de coques de bateau ou des pneus, jonchent également le fond entre les piquets.

Depuis l'arrêt de l'activité mytilicole, aucun herbier n'a recolonisé cette portion de la lagune, malgré la présence d'un herbier de posidonie bien développé à proximité immédiate. Cette zone se situe au sud du récif barrière de posidonie, à proximité d'une étendue sableuse qui, jusqu'au début des années 2000, était occupée par un vaste herbier de cymodocée.

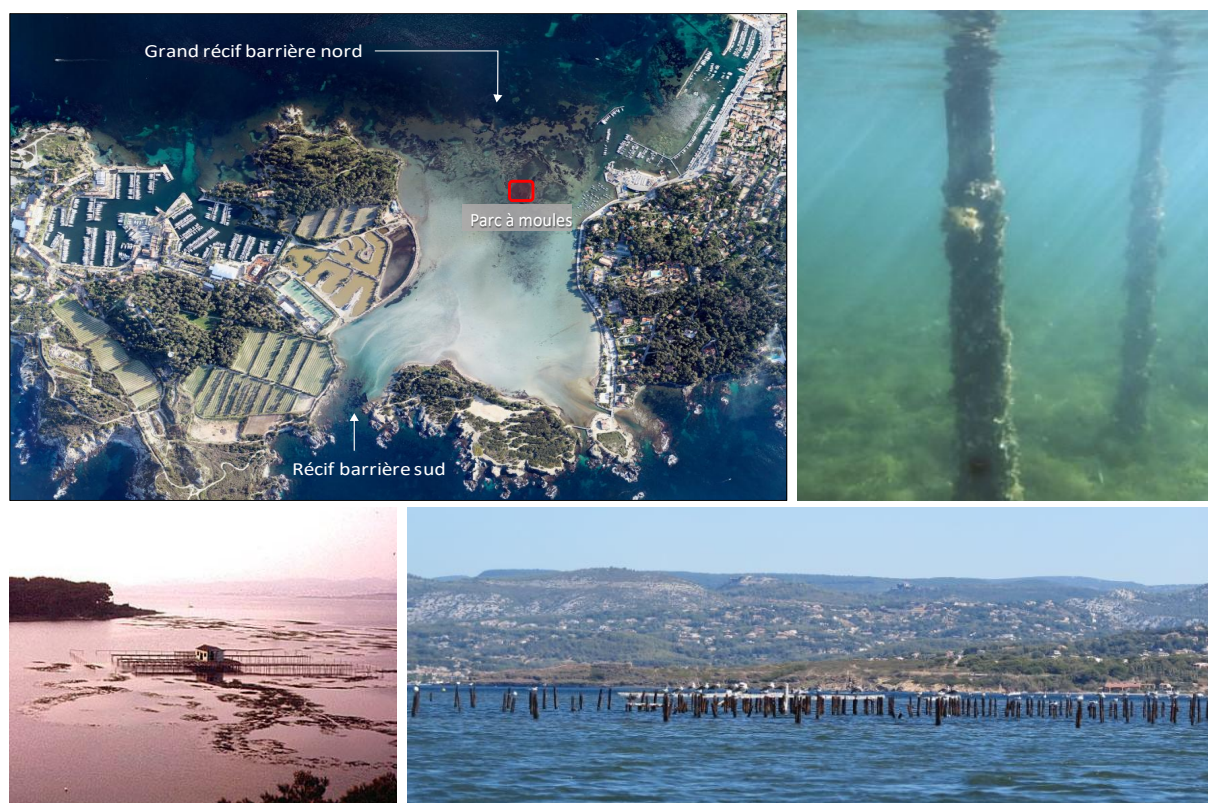


Figure 108 : Localisation du parc à moule dans la lagune du Busc et illustrations du parc à moules lorsqu'il était en activité ainsi que dans son état actuel.

Dans le cadre du programme SARLAB, plusieurs actions restauratives ont été menées dans la lagune du Busc, avec pour objectif principal de restaurer l'écosystème à cymodocée et la fonction de nurserie pour les poissons qui lui est associée. Une opération de transplantation d'herbier de cymodocée a été conduite en 2018, au cœur de la lagune, au sud-ouest du parc à moules. La restauration de ce type d'écosystème, ainsi que des fonctions écologiques qu'il supporte, s'inscrit dans une temporalité longue, de plusieurs années voire décennies. Dans l'objectif d'accélérer le retour de la fonction de nurserie dans cette zone, une action complémentaire a été mise en œuvre : la réhabilitation écologique de la fonction de nurserie de l'ancien parc mytilicole.

2. Objectif, conception et déroulé des opérations

Cette action visait à équiper temporairement le parc à moules de microrécifs artificiels dans l'objectif d'enrichir la zone en habitats favorables à la fonction de nurserie. Ce dispositif devait permettre de compenser le déficit de fonction de nurserie causé par l'absence d'herbiers de cymodocée, le temps que les herbiers de cymodocée transplantés se développent, ou que des herbiers naturels recolonisent la zone sableuse et assurent pleinement leur rôle écologique (Figure 109).

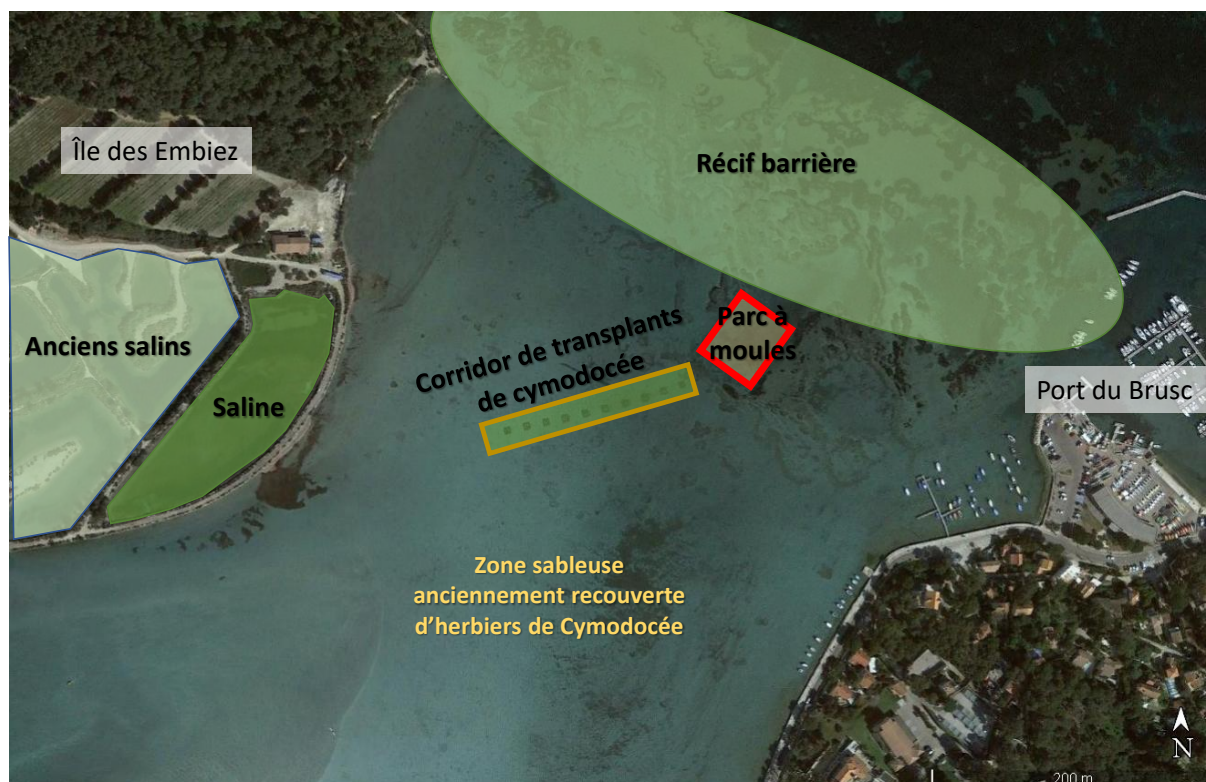


Figure 109 : Localisation du parc à moules entre le récif barrière de posidonie, la zone de transplantation d'herbier de cymodocée et la zone sableuse dans la lagune du Brusc.

Plusieurs modèles de microrécifs ont été spécifiquement conçus par la société Ecocean pour cette opération. Pour respecter la réglementation en vigueur sur le site, notamment l'interdiction de navigation motorisée et de piétinement, le transport des structures a été réalisé à l'aide de kayaks (Figure 110). Les microrécifs ont ensuite été fixés directement sur les piquets métalliques déjà présents dans le parc à moules.

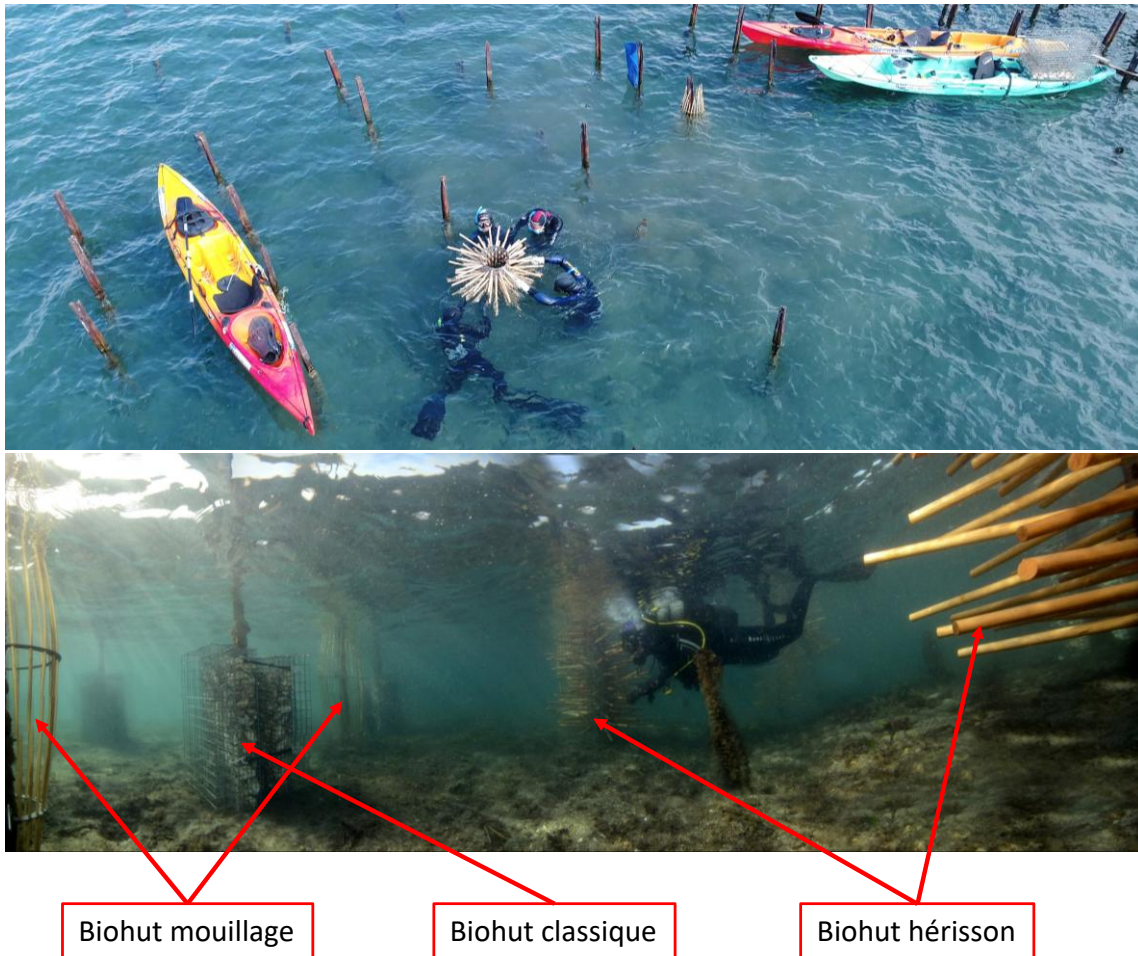


Figure 110 : Installation des microrécifs nurserie Biohut dans le parc à moules.

En février 2018, la société Ecocéan, en collaboration avec l'équipe de l'IOPR, a procédé à l'installation de 40 unités Biohut réparties de la manière suivante (Figure 111) :

- 10 Biohut Mouillage,
- 10 Biohut Hérisson,
- 20 Biohut Quai (ou Biohut Classique), installés deux par deux sur des pieux, soit 10 pieux équipés.



Figure 111: Plan de répartition des microrécifs nurserie dans le parc à moules en février 2018.

Dès la première année, les éléments en bois des modèles Mouillage et Hérisson ont commencé à être dégradés par des vers marins, entraînant une désagrégation progressive des structures. (Figure 112).



Figure 112 : Biohut Hérisson au premier plan et Biohut Mouillage en arrière-plan dans le parc à moules en 2019. Les parties en bois de ces structures qui ont tendance à rapidement se désagréger.

En août 2020, une opération de maintenance a été réalisée par les équipes d'Ecocean. Les Biohut Hérisson et Biohut Mouillage ont été retirés en raison de la dégradation avancée de leurs composants bois. Ils ont été remplacés par des Biohut Quai, également installés deux par deux sur les pieux, à l'identique des équipements déjà en place (Figure 113). Ce réajustement, intégré à la programmation initiale, a permis de maintenir un niveau constant d'équipement en microrécifs dans la zone, jusqu'à la fin de la période d'intervention prévue.

Le retrait complet des structures Biohut du parc à moules a été effectué à la fin de l'année 2022, conformément au calendrier initialement établi.



Figure 113: Plan de répartition des microrécifs nurserie dans le parc à moules en août 2020.

3. Protocoles des suivis scientifiques

L'objectif principal de cette action de restauration est d'améliorer la fonction de nurserie pour les poissons au sein du parc à moules. L'évaluation de cette fonctionnalité repose sur des indicateurs clés tels que l'abondance, la richesse et la diversité taxonomique ainsi que la composition des assemblages de juvéniles de poissons observés après l'installation des microrécifs.

Les suivis scientifiques ont été réalisés selon les mêmes méthodes de comptage que celles appliquées dans les ports du Brusc et des Embiez (voir chapitre 3). Deux types de protocoles ont été mis en œuvre : des suivis sur points fixes et des suivis sur transects.

Les suivis en points fixes ont été menés sur les structures suivantes :

- 3 Biohut Hérisson,
- 3 Biohut Mouillage,
- 3 Biohut Quai,
- 3 piquets témoins non équipés.

À partir d'août 2020, suite au retrait des Biohut Hérisson et Mouillage (voir section précédente), les suivis sur points fixes ont été poursuivis uniquement sur les Biohut Quai et les piquets non équipés (Figure 114).

Parallèlement, des comptages sur transects ont été effectués dans deux types de zones : les zones équipées de microrécifs et les zones témoins non équipées. Ces suivis ont été réalisés de mars 2018 à mars 2021, avec deux interruptions temporaires en avril et octobre 2020, dues aux restrictions liées à la pandémie de COVID-19.

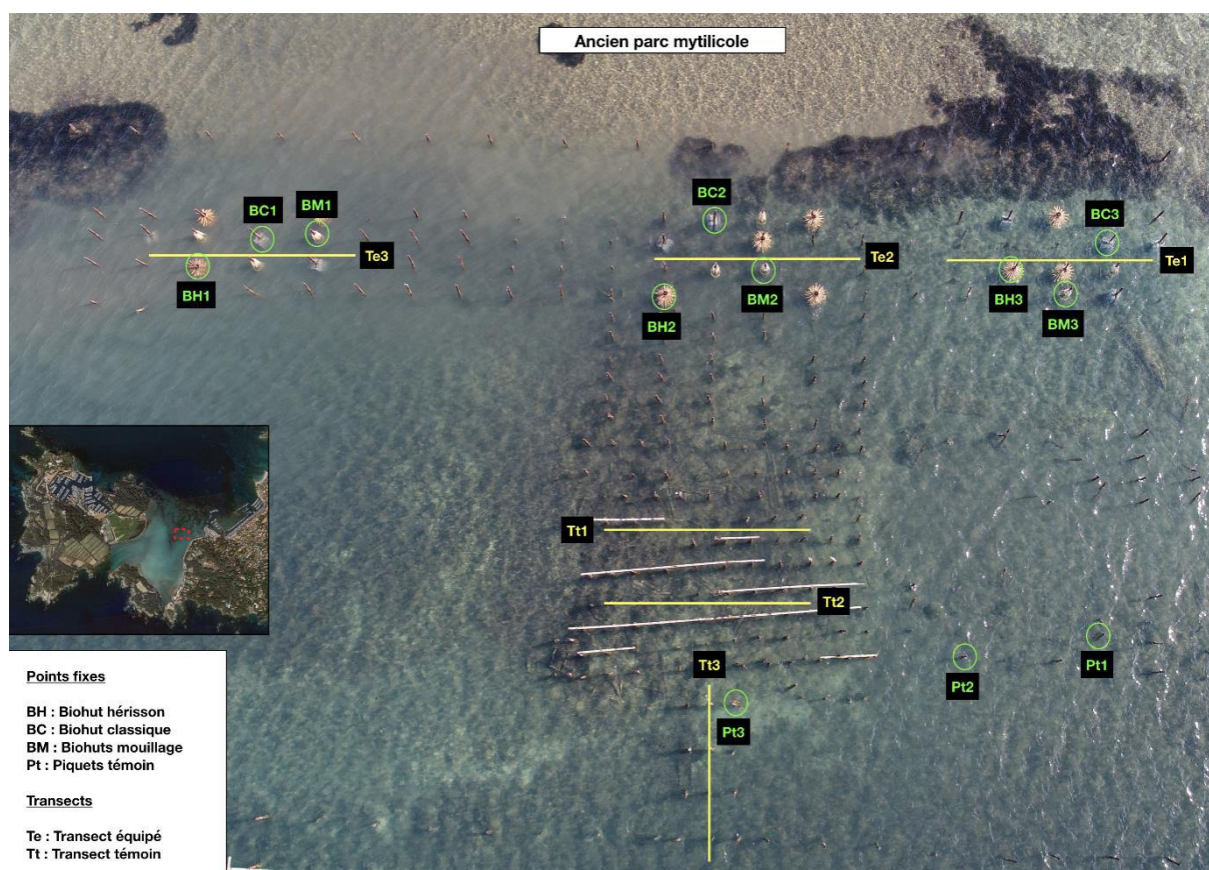


Figure 114 : Plan d'échantillonnage de comptage de poissons en points fixes et sur transects dans le parc à moules.

4. Communauté de poissons adultes et juvéniles de poissons adultes et juvéniles du parc à moules

4.1. Composition des assemblages

Au total, 14 taxons au stade juvénile et 24 taxons au stade adulte ont été recensés dans l'ensemble du parc à moules, incluant à la fois les zones équipées et non équipées (voir Tableau 8 et Figure 115). Les abondances moyennes observées s'élèvent à $1,22 \pm 0,31$ individus pour 10 m^2 chez les juvéniles, contre $10,3 \pm 1,23$ individus pour 10 m^2 chez les adultes, indiquant une nette domination des poissons adultes dans les peuplements (Figure 116).

Toutes les espèces identifiées au stade juvénile ont également été observées au stade adulte, à l'exception de la girelle paon *Thalassoma pavo* et du denti *Dentex dentex*, où un individu pour chacune de ces deux espèces ont été détectés uniquement au stade juvénile. Pour les espèces présentes aux deux stades de développement, les abondances moyennes sont systématiquement plus élevées chez les adultes. Par ailleurs, 11 taxons observés à l'âge adulte n'ont pas été détectés sous forme juvénile.

Famille	Taxon	Nom commun	Juvéniles			Adultes		
			Densité (Ind/10m ²) moy ± ES	Densité max.	Occurrence (%)	Densité (Ind/10m ²) moy ± ES	Densité max.	Occurrence (%)
Atherinidae	<i>Atherina boyeri</i>	Athérine	$0,38 \pm 0,24$	75,00	0,79	$5,74 \pm 1,16$	200,00	14,81
Blenniidae	Blenniidae	Indéterminé	$0,00 \pm 0,00$	0,00	0,00	$0,01 \pm 0,00$	0,50	1,32
Gobiidae	Gobiidae	Indéterminé	$0,00 \pm 0,00$	0,00	0,00	$0,02 \pm 0,01$	1,00	2,65
Labridae	<i>Coris julis</i>	Girelle	$0,00 \pm 0,00$	0,00	0,00	$0,33 \pm 0,04$	6,00	21,69
	<i>Labrus viridis</i>	Labre vert	$0,00 \pm 0,00$	0,00	0,00	$0,00 \pm 0,00$	0,50	0,26
	<i>Symphodus cinereus</i>	Crénilabre cendré	$0,01 \pm 0,01$	2,50	0,79	$0,07 \pm 0,01$	2,00	9,52
	<i>Symphodus melops</i>	Crénilabre mélops	$0,00 \pm 0,00$	0,00	0,00	$0,01 \pm 0,00$	0,50	1,06
	<i>Symphodus ocellatus</i>	Crénilabre ocellé	$0,01 \pm 0,01$	2,00	1,85	$0,05 \pm 0,02$	3,50	4,23
	<i>Symphodus roissali</i>	Crénilabre à cinq taches	$0,03 \pm 0,01$	4,50	2,38	$0,09 \pm 0,02$	5,50	8,20
	<i>Symphodus rostratus</i>	Sublet	$0,00 \pm 0,00$	0,00	0,00	$0,00 \pm 0,00$	0,50	0,26
	<i>Symphodus tinca</i>	Crénilabre-tanche	$0,16 \pm 0,05$	12,00	6,61	$0,88 \pm 0,10$	15,00	41,53
	<i>Thalassoma pavo</i>	Girelle paon	$0,00 \pm 0,00$	0,50	0,26	$0,00 \pm 0,00$	0,00	0,00
Moronidae	<i>Dicentrarchus labrax</i>	Loup	$0,00 \pm 0,00$	0,00	0,00	$0,10 \pm 0,02$	4,50	8,20
Mugilidae	Mugilidae	Indéterminé	$0,00 \pm 0,00$	0,00	0,00	$0,03 \pm 0,01$	1,50	3,17
Mullidae	<i>Mullus surmuletus</i>	Rouget-barbet de roche	$0,03 \pm 0,03$	11,50	0,79	$0,70 \pm 0,16$	35,00	12,96
Serranidae	<i>Serranus scriba</i>	Serran-écriture	$0,00 \pm 0,00$	0,00	0,00	$0,01 \pm 0,00$	0,50	1,06
Sparidae	<i>Dentex dentex</i>	Denti	$0,00 \pm 0,00$	0,50	0,26	$0,00 \pm 0,00$	0,00	0,00
	<i>Diplodus annularis</i>	Sparaillon	$0,42 \pm 0,08$	15,00	17,20	$0,27 \pm 0,05$	8,00	15,34
	<i>Diplodus puntazzo</i>	Sar à museau pointu	$0,01 \pm 0,01$	1,00	2,12	$0,02 \pm 0,01$	1,00	3,97
	<i>Diplodus sargus</i>	Sar commun	$0,01 \pm 0,00$	0,50	1,06	$0,13 \pm 0,02$	4,00	15,08
	<i>Diplodus vulgaris</i>	Sar à tête noire	$0,04 \pm 0,01$	2,00	6,08	$1,18 \pm 0,21$	41,50	25,93
	<i>Oblada melanura</i>	Oblade	$0,01 \pm 0,00$	1,50	0,53	$0,24 \pm 0,05$	7,00	12,43
	<i>Pagellus spp.</i>	Pageot	$0,00 \pm 0,00$	0,50	0,26	$0,00 \pm 0,00$	0,50	0,53
	<i>Sarpa salpa</i>	Saupe	$0,42 \pm 0,16$	44,00	5,56	$0,38 \pm 0,09$	17,50	11,38
	<i>Sparus aurata</i>	Daurade royale	$0,00 \pm 0,00$	0,00	0,00	$0,01 \pm 0,00$	1,00	1,59
	<i>Spondylusoma cantharus</i>	Canthare	$0,00 \pm 0,00$	0,00	0,00	$0,00 \pm 0,00$	0,50	0,26

Tableau 8 : Liste des taxons observés au stade juvénile et adulte dans le parc à moules au cours des trois années de suivi. Les valeurs indiquées correspondent à la densité moyenne (moyenne ± erreur standard), la densité maximale observée, ainsi que l'occurrence d'observation (fréquence d'observation en % sur l'ensemble des unités d'échantillonnage).

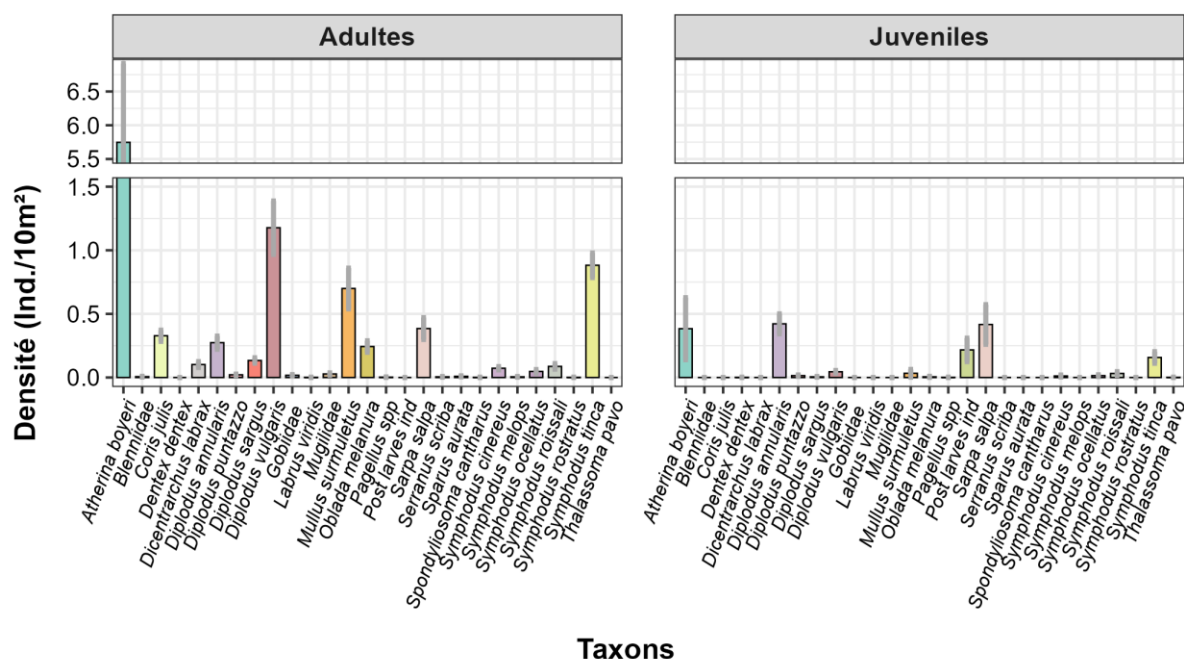


Figure 115 : Abondances moyennes et erreurs standards de chaque taxon observé en comptage sur transect aux stades adultes et juvéniles, tous habitats et années confondus dans le parc à moules.

Chez les adultes, *Atherina boyeri* est l'espèce la plus abondante, avec une densité moyenne de $5,74 \pm 1,16$ ind./10 m². Elle est fréquemment observée en bancs de plusieurs dizaines à centaines d'individus, avec une densité maximale atteignant 200 ind./10 m². Les espèces suivantes les plus abondantes sont *Diplodus vulgaris* ($1,18 \pm 0,21$ ind./10 m²), *Symphodus tinca* ($0,88 \pm 0,10$ ind./10 m²), et *Mullus surmuletus* ($0,70 \pm 0,16$ ind./10 m²). *Symphodus tinca* est l'espèce la plus fréquemment observée, avec une occurrence de 41,53 %.



Figure 116 : photo de poissons, majoritairement adultes, autour des Biohut dans le parc à moules.

Chez les juvéniles, le peuplement est dominé par *Diplodus annularis* ($0,42 \pm 0,08$ ind./10 m²), qui est également l'espèce la plus fréquemment détectée (occurrence : 17,20 %), suivie de *Sarpa salpa* ($0,42 \pm 0,16$ ind./10 m²) et *Atherina boyeri* ($0,38 \pm 0,24$ ind./10 m²).

4.2. Variations temporelles des assemblages

Comme pour les analyses de composition des assemblages présentées dans les chapitres précédents, les athérines (*Atherina boyeri*) ainsi que les post-larves non identifiées ont été exclues du jeu de données afin de ne pas biaiser l'interprétation des variations de structure des peuplements.

Au cours des trois années de suivi, les densités de poissons ont présenté d'importantes fluctuations, tant pour les stades adultes que juvéniles (Figure 117). Ces variations marquées s'expliquent en partie par la présence ponctuelle de bancs importants d'une même espèce au moment du comptage, comme c'est le cas pour les saupes (*Sarpa salpa*), pouvant générer localement des pics de densité.

Globalement, les densités de poissons dans le parc à moules sont plus élevées chez les adultes que chez les juvéniles, en particulier durant la période estivale.

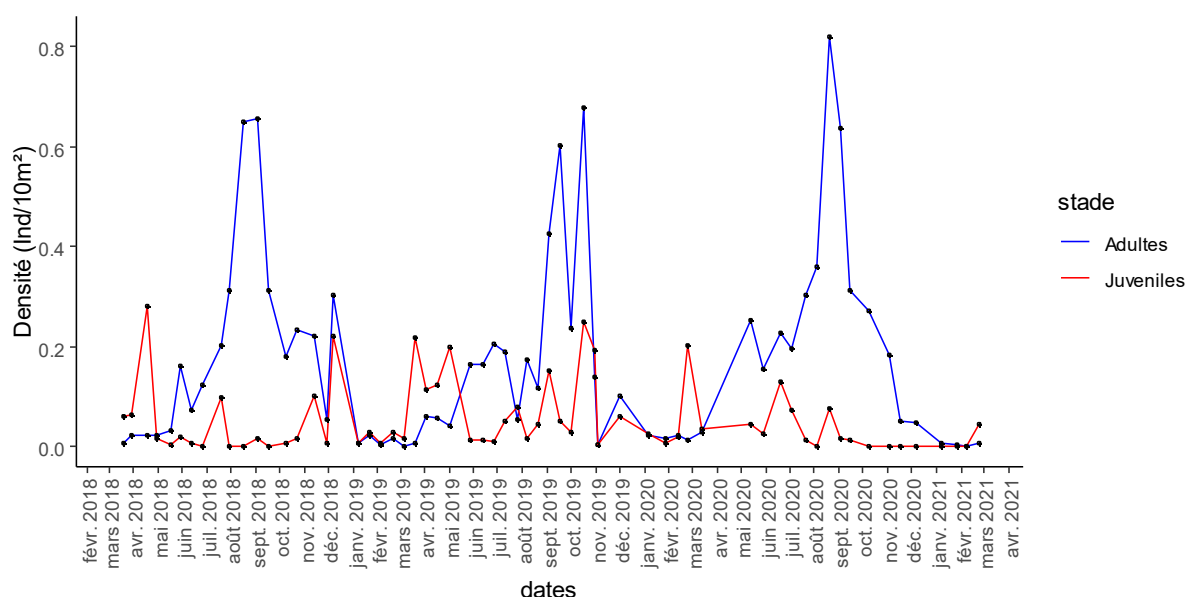


Figure 117: Évolution des densités de poissons juvéniles et adultes (sans les Athérines et les post-larves indéterminées) dans le parc à moules au cours des trois années de suivis sur transects.

Des juvéniles ont été observés au cours de chaque saison pendant les trois années de suivi, bien que les espèces présentes et leurs abondances aient varié d'une année à l'autre. Par exemple, les juvéniles de *Diplodus annularis* ont été abondamment observés entre juin et décembre 2019, mais étaient peu présents en 2018 et 2020. Les juvéniles de *Sarpa salpa* ont été détectés chaque année entre février et juin, bien que leurs abondances aient fortement fluctué selon les périodes. Le principal pic d'abondance de juvéniles de *Diplodus vulgaris* a été observé en juillet 2020, tandis que celui de *Symphodus tinca* a été enregistré en décembre 2018 (Figure 118).

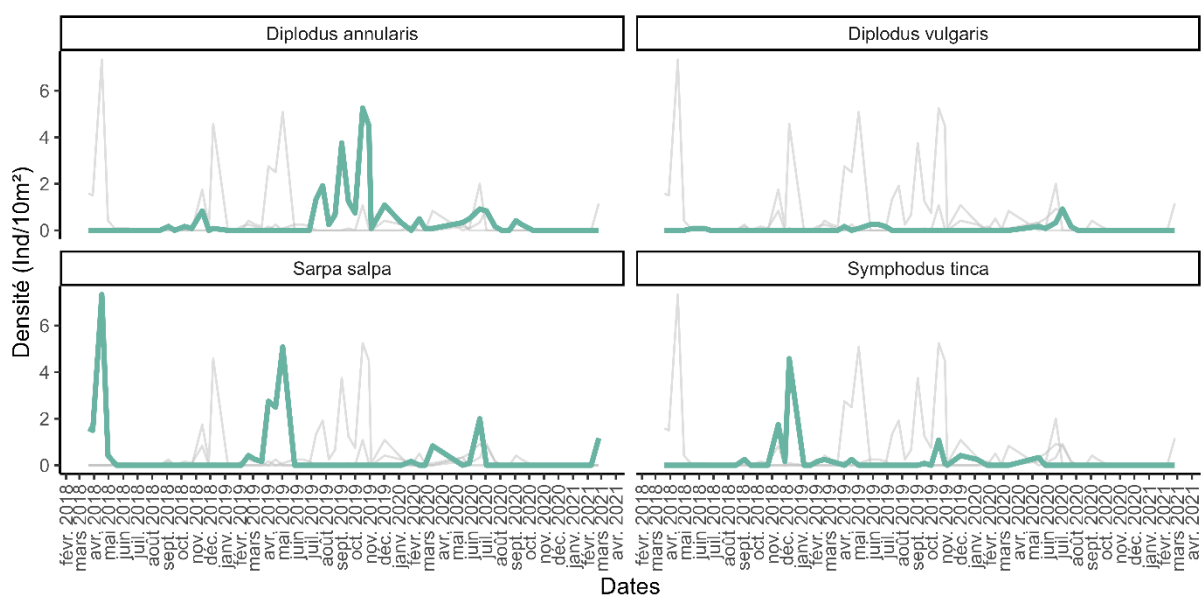


Figure 118 : Évolution des densités des quatre espèces les plus abondantes au stade juvénile dans le parc à moules au cours des trois années d'observation. Pour chaque graphique, le trait fin correspond à l'évolution de la densité totale du peuplement de poissons juvéniles et le trait en gras représente l'évolution de densité spécifique à l'espèce présentée dans le graphique.

4.3. Fonction de nurserie du parc à moules

Les suivis réalisés sur trois années consécutives indiquent que le parc à moules assure une fonction de nurserie pour plusieurs espèces de poissons côtiers. Quatre espèces en particulier — *Diplodus annularis*, *Diplodus vulgaris*, *Sarpa salpa* et *Symphodus tinca* — ont été observées de manière répétée au stade juvénile, avec une présence prolongée dans le temps, une augmentation progressive des tailles moyennes et une faible diminution des effectifs au cours de la saison (Figure 119). Ces caractéristiques sont typiques de la présence de cohorte de juvéniles dans d'un habitat fonctionnel de nurserie. Ce schéma n'a pas été observé pour les autres taxons.

Pour la cohorte de *D. annularis* en 2019, les premiers individus ont été détectés en juillet, avec des tailles comprises entre 15 et 25 mm. Leur présence a été maintenue jusqu'en septembre, période à laquelle la majorité mesurait entre 80 et 85 mm. Cette dynamique de croissance est similaire à celle observée dans les herbiers de posidonie situés à proximité du site, au cours de la même période (voir chapitre 1).

En ce qui concerne *S. salpa*, de jeunes individus d'environ 40 mm ont été observés dès février 2019 (ou au moins à partir de cette date). Leur croissance s'est poursuivie jusqu'en septembre, atteignant une taille moyenne d'environ 120 mm. Cette évolution est comparable à celle observée dans les habitats rocheux et dans les herbiers de posidonie et de cymodocée de la lagune du Brus.

Pour *D. vulgaris*, trois cohortes de juvéniles ont été identifiées, une par année de suivi. Les premiers individus sont apparus en mai, avec des tailles initiales de 30 à 45 mm. Ils ont ensuite poursuivi leur croissance jusqu'en septembre pour les années 2018 et 2020 et jusqu'en octobre en 2019, atteignant des tailles finales comprises entre 100 et 120 mm. Comparativement, les herbiers de posidonie adjacents présentaient des cohortes apparaissant plus tôt, dès février (en 2019 et 2020), avec des tailles initiales plus petites (10 à 20 mm). Ces différences suggèrent que *D. vulgaris* peut utiliser différents types d'habitats nurserie au cours de leur phase juvénile, et que le parc à moules semble être fréquenté à un stade plus avancé que les herbiers de posidonie.

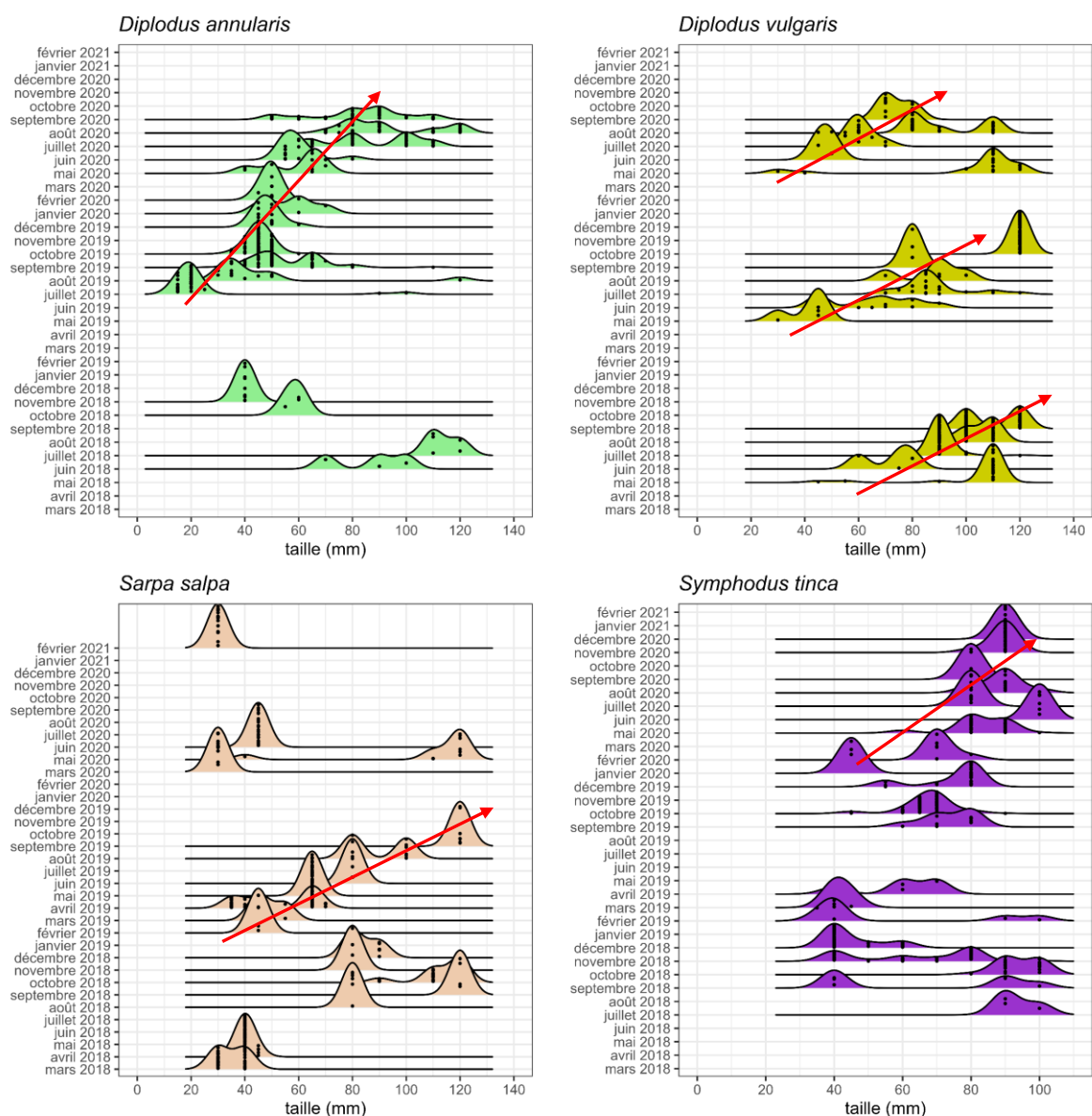


Figure 119 : Évolution de la répartition des classes de taille des quatre taxons les plus abondants au stade juvénile dans le parc à moules au cours des trois années d'étude. Les points dans les zones colorées représentent les valeurs brutes.

Dans le cas de *Symphodus tinca*, la fonction de nurserie est plus difficile à caractériser. Des juvéniles de tailles variées (40 à 100 mm) ont été observés tout au long des trois années, avec une tendance générale à l'augmentation des tailles. L'absence d'individus très jeunes ne signifie pas nécessairement qu'ils étaient absents, mais peut s'expliquer par la difficulté à identifier jusqu'à l'espèce les juvéniles précoces du genre *Symphodus*.

Enfin, des juvéniles d'*Atherina boyeri* ont également été observés dans le parc à moules, principalement durant l'été. Il est probable que cette espèce utilise également la zone comme habitat de croissance juvénile, comme elle le fait dans de nombreux autres secteurs de la lagune. Toutefois, les données disponibles ne permettent pas de confirmer de manière concluante son utilisation du site en tant que nurserie.

5. Evaluation de l'efficacité de l'action restaurative

5.1. Attractivité des dispositifs de nurserie artificielle à l'échelle du micro habitat

Dans le cadre de cette action de restauration, trois modèles de microrécifs nurserie Biohut ont été installés dans le parc à moules afin de renforcer sa fonction de nurserie. Cette section vise à évaluer l'attractivité de ces différents dispositifs pour les juvéniles de poissons, en comparaison des structures existantes sur site (piquets métalliques). L'analyse repose sur les données issues des suivis en points fixes réalisés entre le 20 mars 2018 et le 20 août 2020, après exclusion des individus d'*Atherina boyeri* et des post-larves indéterminées. Au-delà de cette période, les modèles Biohut Hérissou et Mouillage ont été retirés en raison de leur dégradation.

Les analyses révèlent des différences significatives entre les habitats pour les indicateurs de densité moyenne de juvéniles, de richesse taxonomique ponctuelle (nombre moyen de taxons par comptage) et de diversité spécifique (tests de Kruskal-Wallis ; $p < 0,001$) (Figure 120). Les dispositifs Biohut Quai (ou "classique") présentent systématiquement les valeurs les plus élevées pour l'ensemble de ces indicateurs. À l'inverse, les piquets non équipés affichent les valeurs les plus faibles, que ce soit en densité, en richesse ou en diversité. La richesse taxonomique totale (nombre cumulé de taxons sur l'ensemble des comptages) varie peu entre les différents modèles de Biohut, mais reste extrêmement faible pour les piquets non équipés, avec une seule espèce recensée.

L'analyse de la composition des assemblages montre également des différences marquées selon le type de structure (test PERMANOVA multivarié ; $p < 0,001$) (Figure 120, Annexe 11). Les Biohut Quai accueillent principalement des juvéniles de *Symphodus tinca* (densité moyenne : $0,42 \pm 0,11$ ind./10 m²), *Diplodus annularis* ($0,39 \pm 0,09$ ind./10 m²) et *Symphodus roissali* ($0,19 \pm 0,08$ ind./10 m²), formant un assemblage relativement diversifié et équilibré. À l'opposé, les piquets non équipés sont très peu fréquentés, voire totalement inoccupés.

Ces résultats mettent en évidence l'attractivité marquée des Biohut Quai pour plusieurs espèces de poissons juvéniles. Les deux autres types de Biohut, Mouillage et Hérissou, montrent un effet attractif plus modéré. Toutefois, les trois modèles de Biohut sont globalement fréquentés par *D. annularis* et *S. tinca*, deux espèces fréquemment observées et parmi les plus abondantes.

Dans le cas des Biohut Mouillage, les fortes abondances globales sont en réalité dues à quelques passages ponctuels de bancs de *Sarpa salpa*, ce qui induit une surreprésentation de cette espèce malgré sa rareté d'observation. L'attractivité réelle de ces structures pour les juvéniles reste donc inférieure à celle observée pour les Biohut Quai et les Biohut Hérissou.

Par ailleurs, les performances des Biohut Hérissou et Mouillage semblent avoir été compromises par la dégradation rapide de leurs composants. Moins d'un an après leur mise en place, les parties en bois fixées aux structures métalliques s'étaient désagrégées, réduisant significativement le volume et la complexité de l'habitat proposé aux juvéniles. Cette altération a probablement limité leur efficacité en tant que micro-habitats fonctionnels.

Enfin, il est à noter que lors des suivis, des individus de *Dicentrarchus labrax* (loup de mer) ont été observés à plusieurs reprises à l'intérieur des Biohut Hérissou. Ces individus semblaient utiliser la structure comme poste d'affût pour la prédation sur les juvéniles. Dans ce contexte, la structure ne semble pas offrir un véritable gain de fonction de nurserie et pourrait même constituer un facteur de pression supplémentaire.

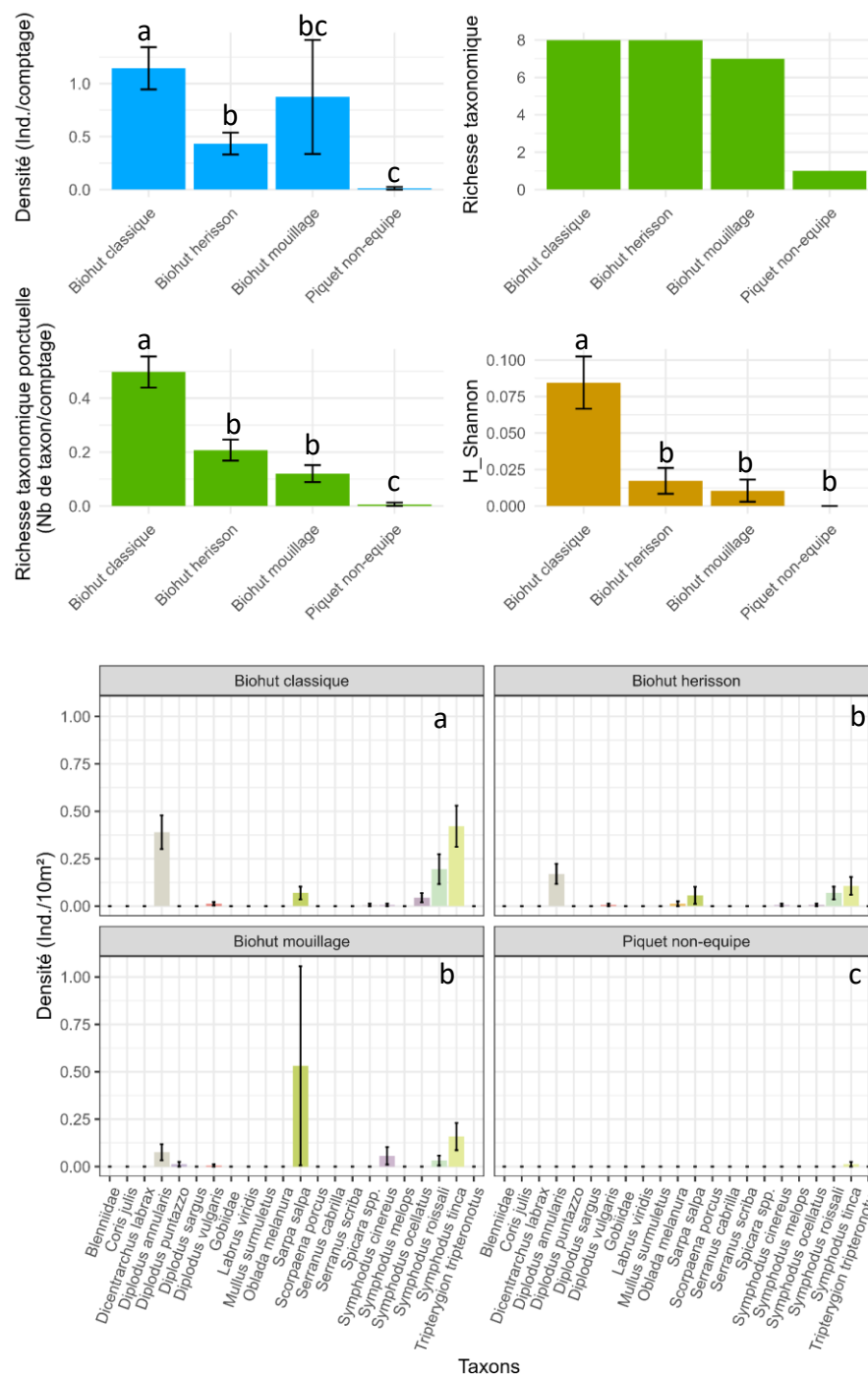


Figure 120 : Comparaison de la densité, de la richesse taxonomique totale et ponctuelle, de l'indice de diversité de Shannon et des assemblages de densités des taxons entre les différents types de Biohut ainsi que pour les piquets non équipés dans le parc à moules. Les lettres indiquent les groupes significativement différents selon les résultats des tests post-hoc de Dunn ou issus des résultats de tests de comparaisons par paires des assemblages de juvéniles entre chaque modalité de facteur testé.

5.2. Attractivité des dispositifs de nurserie artificielle à l'échelle de l'habitat

Pour évaluer l'efficacité de ces équipements à l'échelle de l'habitat, cette section compare les assemblages de juvéniles observés dans les zones équipées à ceux des zones non équipées, ainsi qu'aux herbiers naturels de posidonie et de cymodocée présents dans la lagune du Brusuc.

La période d'analyse s'étend du 20 mars 2018 au 24 février 2021, couvrant l'ensemble des trois années de suivi. Contrairement à la section précédente, cette analyse inclut la période postérieure au remplacement des dispositifs détériorés. En effet, ces ajustements ont permis de maintenir un effort d'équipement constant dans la zone équipée, garantissant ainsi la validité des comparaisons à l'échelle de l'habitat (Figure 121).

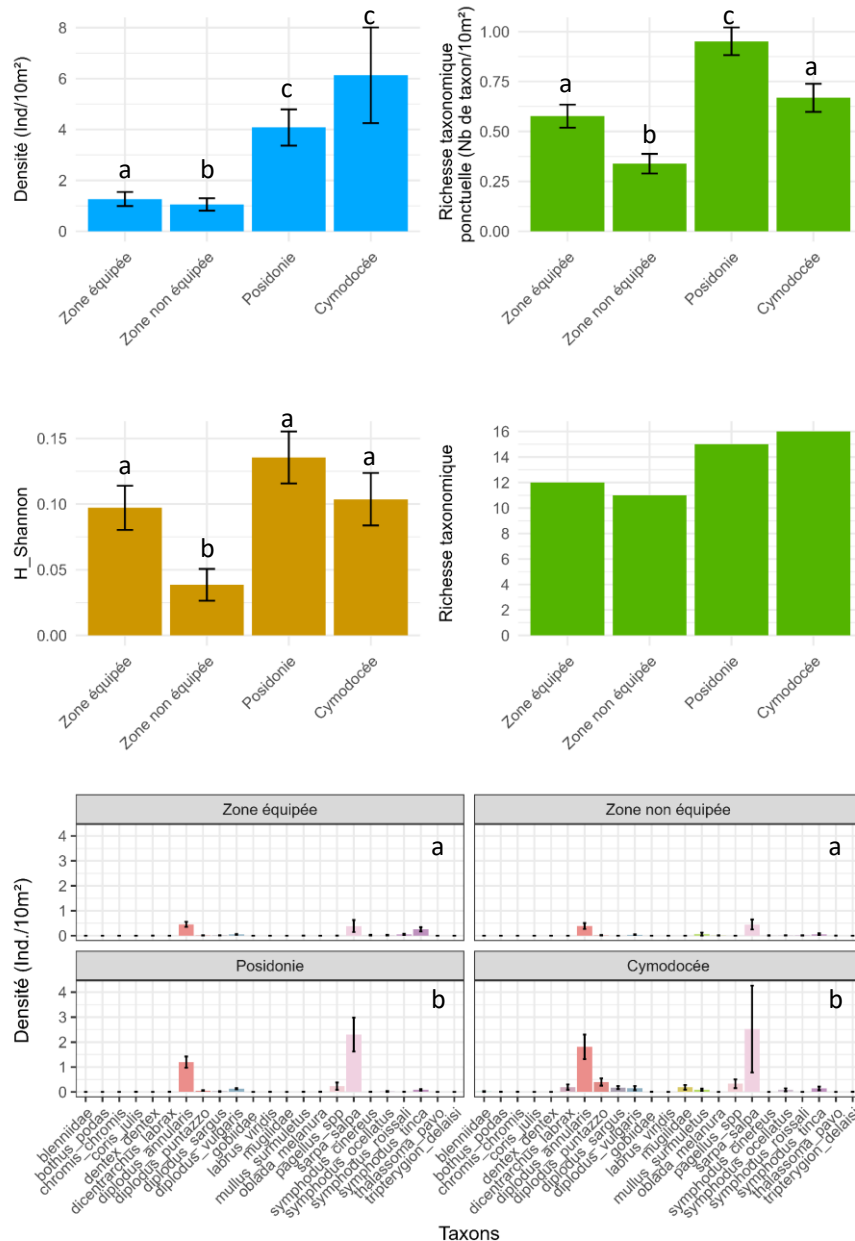


Figure 121 : Comparaison de la densité, de la richesse taxonomique totale et ponctuelle, de l'indice de diversité de Shannon et des assemblages de densités des taxons entre la zone équipée et non équipée en microrécifs nurserie dans le parc à moules et les herbiers de posidonie et de cymodocée. Les lettres indiquent les groupes significativement différents selon les résultats des tests post-hoc de Dunn ou issus des résultats de tests de comparaisons par paires des assemblages de juvéniles entre chaque modalité de facteur testé.

Sur l'ensemble de la période étudiée, les zones équipées présentent des assemblages de juvéniles plus abondants (densité), plus riches (richesse taxonomique globale et ponctuelle), et plus diversifiés (indice de Shannon) que les zones non équipées (tests de Kruskal-Wallis suivis de tests post-hoc de Dunn ; $p < 0,05$) (Figure 121). Ces résultats indiquent un gain de fonction de nurserie apporté par les microrécifs Biohut.

En revanche, l'analyse multivariée des compositions spécifiques (test PERMANOVA et comparaisons par paires) ne révèle pas de différence significative entre les zones équipées et non équipées en termes de composition des assemblages, mesurée par la densité de chaque taxon (Figure 121 et Annexe 12). Cela suggère que les dispositifs Biohut ont principalement un effet quantitatif, en augmentant la densité et la diversité, sans modifier fondamentalement la structure des assemblages juvéniles.

Malgré cette amélioration, les assemblages de juvéniles observés dans le parc à moules (équipé ou non) restent moins abondants, moins riches et moins diversifiés que ceux observés dans les herbiers naturels de posidonie et de cymodocée de la lagune. Les deux types d'herbiers présentent des assemblages similaires entre eux, mais significativement différents de ceux des zones du parc à moules (tests PERMANOVA et test de comparaison par paires ; $p < 0,05$) (Figure 121 et Annexe 12). Ces résultats mettent en évidence que les herbiers offrent une fonction de nurserie plus complète que les structures artificielles, même équipé pour l'amélioration de leur fonction de nurserie.

5.3. Conclusion sur l'efficacité de l'action restaurative, retour d'expérience et recommandations

Cette action de restauration s'inscrit dans le cadre des efforts de restauration écologique menés dans la lagune du Brus, et vise plus particulièrement à renforcer la fonction de nurserie dans une zone dégradée située dans l'ancien parc à moules. L'objectif principal était de compenser l'absence d'herbiers dans cette zone en créant des habitats artificiels temporaires à l'aide de microrécifs Biohut, afin d'y rétablir, à court terme, une fonctionnalité écologique essentielle pour les juvéniles de poissons côtiers.

L'ensemble des résultats présentés dans ce chapitre permet de conclure que cette intervention a généré un gain mesurable de fonction de nurserie, bien que ce gain demeure partiel et variable selon les dispositifs utilisés.

À l'échelle du micro-habitat, les dispositifs Biohut Quai ont démontré une attractivité significativement supérieure à celle des piquets non équipés, avec des assemblages de juvéniles plus abondants, plus riches et plus diversifiés. En revanche, les modèles Mouillage et Hérisson se sont révélés moins efficaces. Leur dégradation rapide, due à la détérioration des éléments en bois, a vraisemblablement réduit la complexité structurale de l'habitat, limitant ainsi leur capacité à accueillir durablement des juvéniles. Par ailleurs, la présence de prédateurs comme *Dicentrarchus labrax* utilisant certaines structures comme poste d'affût pourrait également avoir réduit leur efficacité. Le choix du modèle de récif artificiel est donc déterminant. Les structures plus robustes et offrant une complexité durable (comme les Biohut Quai) se montrent plus efficaces pour attirer et maintenir des juvéniles. Le choix de remplacer les Biohut hérisson et mouillage dégradé en cours de programmation de l'opération s'est avéré pertinent pour maintenir une attractivité pour les juvéniles de poissons dans cette zone sur la durée totale prévue pour cette opération.

À l'échelle de l'habitat, les zones équipées en microrécifs présentent, sur l'ensemble des trois années de suivi, des assemblages juvéniles plus denses, plus riches et plus diversifiés que les zones non équipées. Cependant, la composition spécifique des assemblages reste relativement similaire entre les deux types de zones. Autrement dit, les microrécifs Biohut n'ont pas modifié les espèces présentes, mais ont amplifié la capacité d'accueil pour les espèces déjà capables de coloniser ce secteur. Ce gain de fonction de nurserie profite essentiellement à deux espèces : le sparillon *Diplodus annularis* et le crénilabre tanche *Symphodus tinca*.

En comparaison, les herbiers naturels de posidonie et de cymodocée hébergent des assemblages de poissons juvéniles plus diversifiés et plus structurés, confirmant leur rôle central et irremplaçable dans le fonctionnement de la lagune en tant que nurserie naturelle. Les dispositifs artificiels ne permettent pas, à eux seuls, de recréer la complexité écologique d'un habitat naturel — c'est-à-dire la diversité des

microhabitats, des structures physiques, et des interactions biologiques qui caractérisent des milieux comme les herbiers — mais ils peuvent jouer un rôle complémentaire dans des zones dégradées où ces conditions sont absentes ou altérées.

En résumé, l'efficacité écologique de cette action restaurative a été démontrée, bien qu'elle reste limitée par la nature artificielle et temporaire des dispositifs. Les microrécifs Biohut ont permis de rétablir partiellement une fonction de nurserie dans une zone appauvrie, en attendant un éventuel retour ou renforcement des herbiers de cymodocée à proximité. Cette démarche s'inscrit dans une logique de gestion adaptative, où les solutions techniques peuvent temporairement soutenir des fonctions écologiques critiques, tout en laissant place, à plus long terme, à la régénération des milieux naturels.

CHAPITRE 4

RESTAURATION D'UN HERBIER DE *CYMODOCEA NODOSA* DANS LA LAGUNE DU BRUSC



Contributions

Conceptualisation : Thomas Miard, Damien Kirchhofer, Sylvain Couvray, Rémy Simide, Jean-Luc Bonnefont, Pierre Boissery

Terrain : Damien Kirchhofer, Aurélie Vion, Sylvain Couvray, Rémy Simide, Clément Madelaine

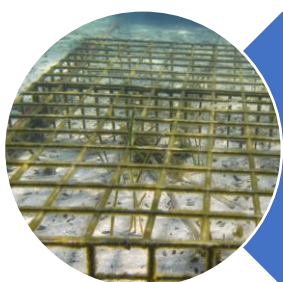
Traitement de données : Sylvain Couvray, Aurélie Vion, Clément Madelaine

Rédaction : Sylvain Couvray, Rémy Simide

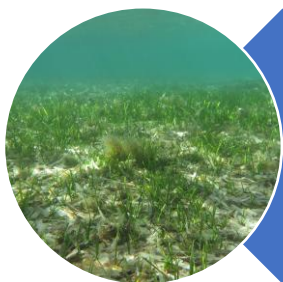
Points clés



L'opération a démontré la faisabilité technique de la restauration d'un herbier de *Cymodocea nodosa* par transplantation, malgré un cadre réglementaire strict (8 000 faisceaux autorisés) qui a limité son ampleur tout en assurant la rigueur scientifique et administrative du protocole.



Les plants protégés par des cages anti-broutage ont rapidement densifié le corridor transplanté et recréé une fonction de nurserie dès les premiers mois, avec des cohortes juvéniles parfois plus marquées que dans l'herbier naturel de référence.



La variabilité du succès entre secteurs—meilleure expansion à l'ouest sur substrat grossier et flux sédimentaire modéré, échec à l'est en raison de l'accumulation de débris végétaux—souligne l'importance cruciale de diagnostics hydrosédimentaires pour optimiser l'emplacement de ce type d'opération. De plus, le succès de la modification des cages anti-broutage en cours de projet démonte l'importance d'une gestion adaptative de ce type d'actions de restauration.



Le prélèvement initial dans la saline des Embiez n'a laissé aucune trace durable: la résilience rapide du site donneur valide la méthode et encourage, à l'avenir, d'envisager des volumes de prélèvement plus importants pour accroître la surface restaurée.



Cinq ans après le lancement de l'opération, la surface cumulée de *C. nodosa* transplantée a été multipliée par 4,5, mais reste modeste comparée aux 30 ha historiques, rappelant que la transplantation doit être perçue comme un levier complémentaire — et non un substitut — à la recolonisation naturelle, dans une dynamique de restauration à long terme.

Chapitre 4

RESTAURATION D'UN HERBIER DE CYMODOCEA NODOSA DANS LA LAGUNE DU BRUSC

Sommaire

1. Contexte et objectifs	Erreur ! Signet non défini.
2. Montage administratif du projet	Erreur ! Signet non défini.
3. Planification et réalisation de l'opération de transplantation.....	Erreur ! Signet non défini.
3.1. Site donneur et modalité de prélèvement.....	Erreur ! Signet non défini.
3.2. Design des modules de transplantation et stratégie spatiale	Erreur ! Signet non défini.
3.3. Entretien et ajustements intermédiaires.....	Erreur ! Signet non défini.
3.4. Retrait des dispositifs et suivi post-protection	Erreur ! Signet non défini.
3.5. Impact sur le site donneur et viabilité à long terme.....	Erreur ! Signet non défini.
4. Evaluation de l'efficacité de l'action	Erreur ! Signet non défini.
4.1. Suivis des herbiers transplantés	Erreur ! Signet non défini.
DENSIFICATION.....	ERREUR ! SIGNET NON DEFINI.
EVOLUTION SURFACIQUE DES HERBIERS	ERREUR ! SIGNET NON DEFINI.
COMPARAISON DE LA DYNAMIQUE DE SURFACE DES HERBIERS NATURELS ET TRANSPLANTES	ERREUR ! SIGNET NON DEFINI.
INFLUENCE DES CONDITIONS HYDRO-SEDIMENTAIRES SUR LE DEVELOPPEMENT DES HERBIERS TRANSPLANTES ...	ERREUR ! SIGNET NON DEFINI.
4.2. Peuplements de juvéniles de poissons associés aux herbiers transplantés et gain de fonction de nurserie	Erreur ! Signet non défini.
OBJECTIFS ET PROTOCOLES DES SUIVIS DES PEUPELEMENTS DE POISSONS.....	ERREUR ! SIGNET NON DEFINI.
FREQUENTATION DU CORRIDOR DE CYMODOCEE TRANSPLANTE PAR DES JUVENILES DE POISSONS .	ERREUR ! SIGNET NON DEFINI.
ROLE DE NURSERIE DU CORRIDOR DE CYMODOCEE TRANSPLANTE	ERREUR ! SIGNET NON DEFINI.
5. Conclusion sur l'efficacité de l'action restaurative, retour d'expérience et recommandations....	Erreur ! Signet non défini.

1. Contexte et objectifs

Historiquement, les fonds sableux de la lagune du Brusc étaient largement recouverts par un vaste herbier de *Cymodocea nodosa*. Entre 2002 et 2014, cet herbier a subi une régression presque totale avant de se stabiliser et de montrer de légers signes de reprise (Voir chapitre 2). Seul l'herbier de cymodocée de la saline des Embiez, jouxtant la lagune du Brusc, a été épargné et maintenu en bon état au cours de cette période. La digue séparant la saline des Embiez de la lagune a probablement protégé cet espace des remaniements sédimentaires à l'origine de la quasi-disparition des herbiers dans la lagune.

Cymodocea nodosa est une magnoliophyte marine répandue en Méditerranée et dans l'Atlantique est, du Portugal au Sénégal ainsi qu'autour des îles Canaries (Pérez-Llorens et al., 2014). Elle se développe principalement sur des substrats sableux (sable fin bien calibré ou sable grossier), sablo-vaseux calmes ou vaseux (Auguier, 2007 ; Pergent, 2012). L'écosystème associé à cet herbier abrite une macrofaune riche : bien qu'il soit moins diversifié qu'un herbier de posidonie, il l'est nettement plus que les fonds détritiques dépourvus d'herbier (Como et al., 2008). De plus, ce type d'herbier joue un rôle de nurserie pour de nombreuses espèces de poissons côtiers. *Cymodocea nodosa* n'est pas considérée comme menacée à l'échelle mondiale, mais bénéficie d'un statut de protection important en Méditerranée : elle figure aux annexes des conventions de Berne et de Barcelone, engageant les États (dont la France) à assurer sa conservation en tant qu'espèce et habitat d'intérêt prioritaire.

La régression d'environ 30 hectares d'herbiers dans la lagune du Brusc s'est traduite par la perte quasi-totale de cette plante et de ses services écosystémiques, en tant qu'ingénieur d'écosystème. L'absence de continuum entre les autres habitats du site et la présence de vastes étendues sableuses ont fragilisé la biodiversité locale et réduit la fonction nurserie pour les poissons. Dans ce contexte, des essais de restauration par transplantation ont été menés en 2014 et 2015 dans le cadre du programme LANDEAU (Miard et al., 2015 ; Kirchhofer et al., 2016). Ces travaux ont démontré la faisabilité de recréer un herbier de *Cymodocea nodosa* à condition de réaliser la transplantation en début de période végétative (mars), d'adopter une densité et une surface de transplant appropriées (au moins 1 m²) et de protéger les transplants du broutage par les saupes jusqu'à leur forte densification. Parallèlement, en 2015–2016, le programme Saline a testé l'efficacité de microrécifs comme nurserie artificielle en milieu lagunaire (Miard et al., 2016). Forts de ces résultats concluants, le programme SAR-LAB a envisagé une opération de transplantation plus vaste.

Cette action de restauration s'inscrit dans la notion de « renforcement de population », définie comme la réintroduction d'individus d'une espèce dans une région où elle n'a pas totalement disparu mais où ses effectifs sont jugés insuffisants (Boudouresque et al., 2006). Elle consiste à transplanter un herbier sur une zone autrefois colonisée avant qu'une perturbation ne provoque sa disparition, perturbation aujourd'hui résorbée et conditions environnementales redevenues favorables. Les objectifs de cette restauration sont doubles : valider la capacité de recréer un habitat « herbier de cymodocée » par transplantation à une échelle spatiale significative par transplantation, et potentialiser la fonction nurserie de la lagune du Brusc en fournissant un habitat favorable à l'installation des post-larves de poissons. Ce nouvel habitat pourra non seulement directement servir de nurserie pour les juvéniles, mais aussi jouer un rôle de zone de transition et d'interaction écologique entre l'ancien parc à moules, le récif barrière de posidonie, les patchs d'herbiers de zostère se développant au cœur de la lagune et les herbiers de cymodocée de la saline des Embiez (Figure 122).

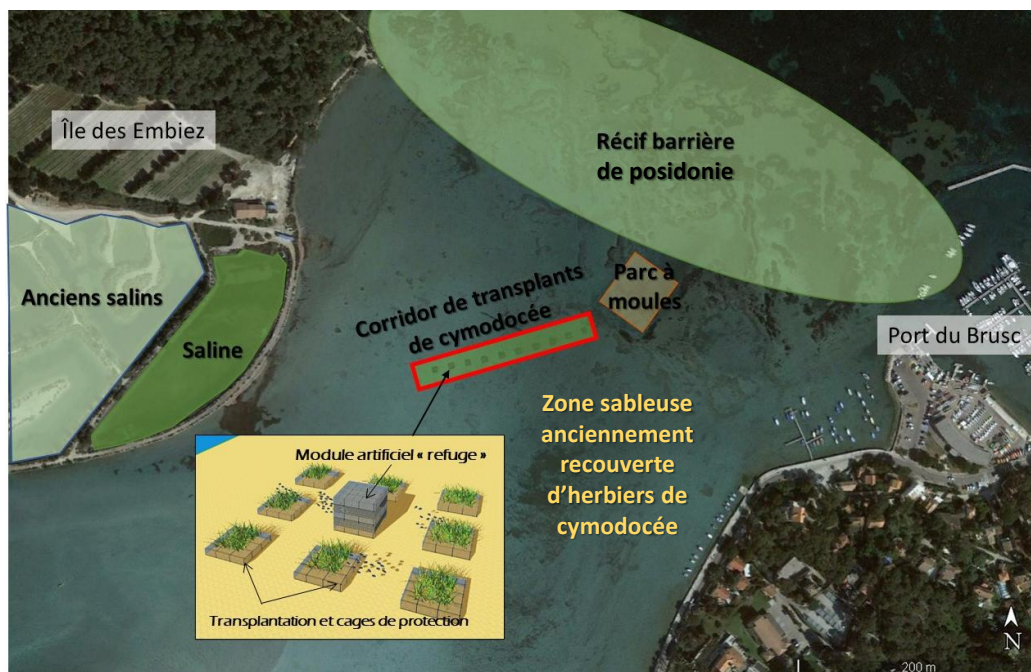


Figure 122 : Localisation du corridor de transplantation de *Cymodocea nodosa* dans la lagune du Brusc, servant de zone de transition fonctionnelle entre différents habitats côtiers et schéma des modules de transplantation.

2. Montage administratif du projet

Avant d'engager la phase opérationnelle de transplantation de *Cymodocea nodosa*, une série de démarches administratives a été déposée et instruite afin de garantir la légalité et la compatibilité environnementale de l'intervention. Tout d'abord, un dossier de déclaration au titre de la loi sur l'eau (articles L.214-1 à L.214-6 du Code de l'Environnement) a été soumis aux services compétents pour évaluer les impacts potentiels sur le régime hydrologique et la qualité des eaux de la lagune. Parallèlement, une demande d'examen au cas par cas a été engagée, afin de déterminer si des études d'impact complémentaires étaient nécessaires, eu égard aux activités antérieures dans la zone et aux pressions existantes.

Étant donné que *Cymodocea nodosa* figure parmi les végétaux protégés en Méditerranée, nous avons sollicité une dérogation pour la récolte, le transport et l'utilisation de spécimens prélevés dans des zones de référence (notamment la saline des Embiez) en vue de leur transplantation dans le corridor retenu. Cette démarche a impliqué la constitution d'un dossier détaillé décrivant le protocole de prélèvement (localisation précise, densité des plants, période autorisée) ainsi que les mesures destinées à limiter l'impact sur les populations sources. Dans le même esprit, une notice d'incidence a été rédigée dans le cadre du réseau Natura 2000, afin d'apprécier l'éventuelle influence du projet sur les habitats et espèces d'intérêt communautaire, et de proposer, le cas échéant, des mesures compensatoires ou d'accompagnement.

En outre, une demande d'Autorisation d'Occupation Temporaire (AOT) du domaine maritime a été déposée auprès des autorités portuaires et préfectorales pour encadrer juridiquement l'implantation des modules de transplantation, des cages de protection et des microrécifs nurserie en zone lagunaire. Des compléments d'information ont été fournis à plusieurs reprises aux services instructeurs, notamment sur la logistique du prélèvement, le calendrier précis des opérations (effectuées en début de saison végétative), les modalités de suivi des impacts et le protocole de surveillance post-transplantation.

Dans ce cadre, des audits et réunions de concertation ont été organisés, associant des scientifiques spécialisés en écologie marine, des représentants de l'administration (DDTM, préfecture maritime, Agence de l'eau, OFB, Conservatoire du littoral) et des parties prenantes locales (collectivités territoriales,

associations de protection de l'environnement, professionnels de la pêche et clubs d'activités nautiques). L'objectif était de s'assurer que le projet satisfasse non seulement aux exigences réglementaires, mais aussi aux attentes et contraintes locales : maintien des usages en toute sécurité, acceptabilité sociétale et adéquation avec les schémas de gestion de la lagune. Les retours issus de ces échanges ont permis d'ajuster finement le protocole : modalités de collecte des transplants, calibrage et dimensionnement des cages de protection, balisage du site, calendrier détaillé pour limiter les perturbations pendant les périodes sensibles de reproduction de la faune associée, procédure d'entretien et de nettoyage régulier des dispositifs, etc.

Ainsi, l'ensemble de ces démarches administratives et concertations a constitué un prérequis indispensable pour lancer la phase opérationnelle de transplantation, garantissant la conformité légale et l'intégration des enjeux écologiques et socio-économiques locaux. Cette préparation minutieuse a permis d'obtenir les autorisations requises avant mars 2018, date finalement retenue pour démarrer la transplantation en début de saison végétative, conformément aux bonnes pratiques dégagées lors des études pilotes antérieures.

3. Planification et réalisation de l'opération de transplantation

3.1. Site donneur et modalité de prélèvement

Le site donneur retenu est l'herbier dense de la saline des Embiez, épargné par les remaniements sédimentaires qui ont conduit à la quasi-disparition de *C. nodosa* dans le reste de la lagune. Ce site, relié à la lagune du Brusca via deux buses, présente un herbier vigoureux, avec des densités comprises entre 1 250 et 1 500 faisceaux·m⁻² au pic de croissance, sur un substrat sablo-vaseux, où les rhizomes s'entrelacent sur plusieurs dizaines de centimètres d'épaisseur. Les transplants prélevés proviennent donc d'une population représentative de l'herbier historique de la lagune. La zone de prélèvement, d'environ 4 m², a été choisie de manière à minimiser l'impact sur l'aire donneuse tout en fournissant le nombre de faisceaux nécessaire pour le corridor (Figure 2).



Figure 2 : Localisation de la zone de prélèvement des transplants.

Le prélèvement a eu lieu en mars 2018, au début de la saison végétative, garantissant la vitalité des plants et leur capacité à se rétablir rapidement sur le site donneur. La proximité entre la zone de prélèvement et la zone de transplantation (quelques dizaines à centaines de mètres) a permis un transport rapide en kayak, conformément à la réglementation interdisant les unités motorisées dans la lagune. Dès les mois qui ont suivi, la parcelle donneuse a montré une recolonisation rapide, attestant de l'absence d'impact durable lié au prélèvement.

3.2. Design des modules de transplantation et stratégie spatiale

La faisabilité de réaliser une transplantation de cymodocée dans des unités de 1 m² a été démontrée dans le programme LANDEAU (2014–2015) sous condition de protéger les transplants de cages de protections contre le broutage des saupes (Miard et al., 2015 ; Kirchhofer et al., 2016). De plus, il avait été démontré dans le programme SALINE (2015 – 2016) que les cages de protection ne causaient aucun dommage au développement de l’herbier de cymodocée, tant pour le feuillage que pour le développement des rhizomes. Les expériences avaient été menées dans la saline des Embiez (Figure 123). Dans ce dernier programme, nous avons aussi testé et démontré l’efficacité de différents récifs nurserie à proximité d’herbier de cymodocée. Ces récifs étaient constitués d’empilement de Biohuts avec une alternance entre Biohuts vides, constituant des zones de cachette pour les juvéniles de poissons et de Biohuts remplis de coquilles d’huître, support au développement algal et à la colonisation par de petits organismes comme des crustacés, pouvant servir de nourriture aux juvéniles de poissons (Miard et al., 2016) (Figure 123).

Fort de ces retours d’expérience, nous avons en premier lieu designer un module type de transplantation pour ensuite le dupliquer pour former une zone de transplantation adaptée aux ambitions et contraintes de l’opération. Chaque module est un carré de 5 m × 5 m (25 m²), contenant à son intérieur huit unités de transplantation de 1 m² chacune, accueillant chacune 100 faisceaux de *C. nodosa*. Les cages de protection positionnées dessus chaque unité de transplantation ont pour fonction de prévenir le broutage des saupes (*Sarpa salpa*), herbivore très abondant autour des Embiez et susceptible de compromettre l’établissement des jeunes plants. Les unités de transplantation sont disposées en patchs espacés les uns des autres d’environ un mètre pour permettre la densification des transplants sous les cages et laisser de l’espace libre entre ces unités pour que les herbiers puissent s’étendre naturellement autour des cages. Ces unités de transplantation ont été réparties autour d’un module central – un microrécif nurserie –, formé d’enceintes métalliques alternant espaces vides et coquilles d’huîtres, conçues pour accroître immédiatement la complexité de l’habitat et attirer les juvéniles de poissons (Figure 123 et Figure 124). Ces récifs ont été conçus selon le même principe que ceux testés dans le programme SALINE en adaptant leur taille (emprise au sol, volume et hauteur) au module de transplantation et à la hauteur d’eau de la zone de transplantation. Une des contraintes était qu’il ne dépasse pas de la surface et que leur emplacement soit visible afin d’éviter tout type d’accident avec les personnes navigant en kayak ou paddle dans la lagune. Chaque récif a donc été équipé d’une bouée de signalisation et/ou d’un panneau informatif de l’opération de transplantation.

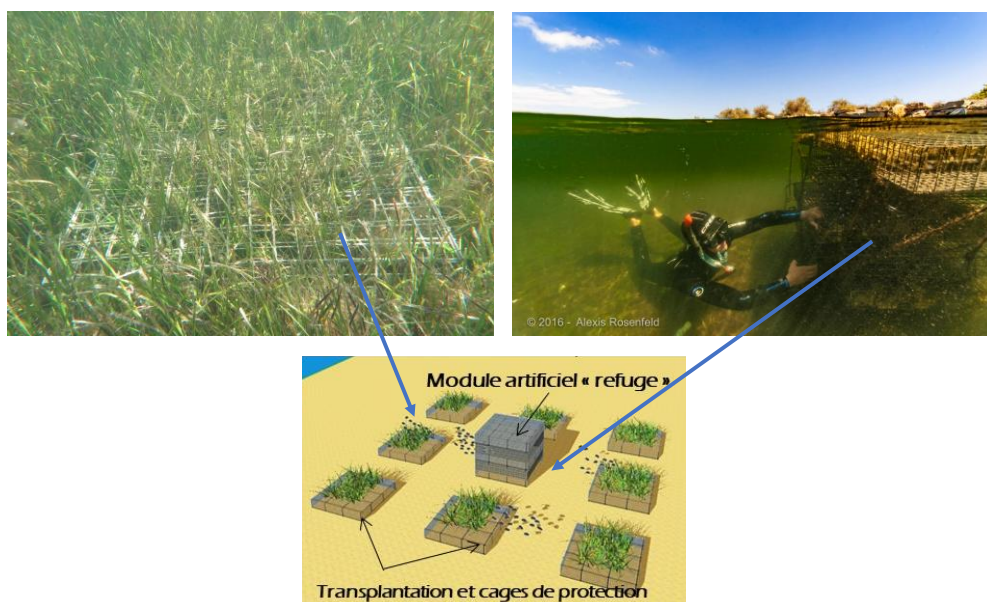


Figure 123 : À gauche : test de développement d’un herbier de *Cymodocea nodosa* sous cage anti-broutage (programme SALINE, 2015–2016) ; à droite, photo d’un microrécif nurserie conçu avec des « Biohut » et testé dans le même programme ; en bas, schéma du module type de transplantation conçu spécifiquement pour le site de la lagune du Brusc (5 × 5 m, 8 patchs de 1 m² sous cage et microrécif central).

Pour maximiser l'utilité écologique de l'opération tout en limitant le nombre de faisceaux prélevés (critère déterminant pour l'obtention des autorisations), il a été décidé de créer un corridor linéaire de 140 m de long, reliant la saline des Embiez à l'ancien parc à moules, et jouant à la fois le rôle de zone de transition fonctionnelle et de nurserie pour les juvéniles de poissons. Cette bande visait à restaurer un continuum entre les habitats existants (récif-barrière de *Posidonia oceanica*, zone de zostère au centre de la lagune, herbier de *C. nodosa* de la saline), tout en concentrant la transplantation dans un espace ciblé afin d'optimiser la croissance et la résilience du nouvel herbier. Ce corridor de cymodocée transplanté est constitué de dix modules de transplantation. Ces 10 modules ainsi disposés en alignement est-ouest représentent une surface totale de 250 m², dont 80 m² de transplantation d'herbier dans lesquels sont répartis les 8 000 faisceaux de *C. nodosa* transplantés.

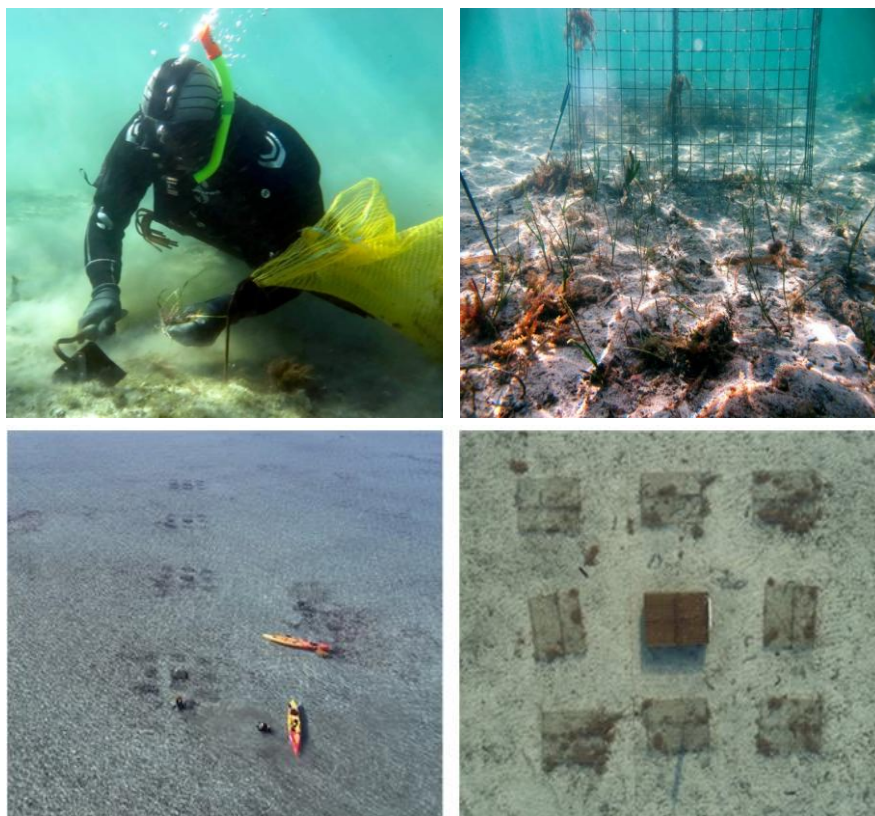


Figure 124: Photographies du chantier de transplantation en avril 2018 : transplantation des faisceaux, pose des cages de protection, mise en place du module central (microrécif nurserie).

L'opération de pose des microrécifs nurserie, de transplantation des faisceaux et d'installation des cages de protection s'est déroulée au cours d'avril 2018. L'ensemble des interventions a été réalisé en kayak, la lagune n'étant pas accessible aux embarcations motorisées. Cette phase initiale a également prévu le marquage précis des emplacements de chaque module afin de faciliter le suivi annuel de l'évolution en densité et en surface.

3.3. Entretien et ajustements intermédiaires

Au printemps 2020, deux années après le démarrage, il a été installé 74 grilles de protection complémentaires intercalés entre les modules existants, afin de protéger les stolons ayant colonisé les pourtours des modules transplantés (Figure 125). Ces stolons, révélateurs de la capacité du nouvel herbier à s'étendre, étaient néanmoins très exposés au broutage avant de former un tapis suffisamment dense. Par ailleurs, plusieurs opérations d'entretien des cages de protection ont été conduites régulièrement entre

2018 et 2021 pour retirer les algues épiphytes se développant à leur surface et susceptibles de réduire la lumière disponible pour les plants.

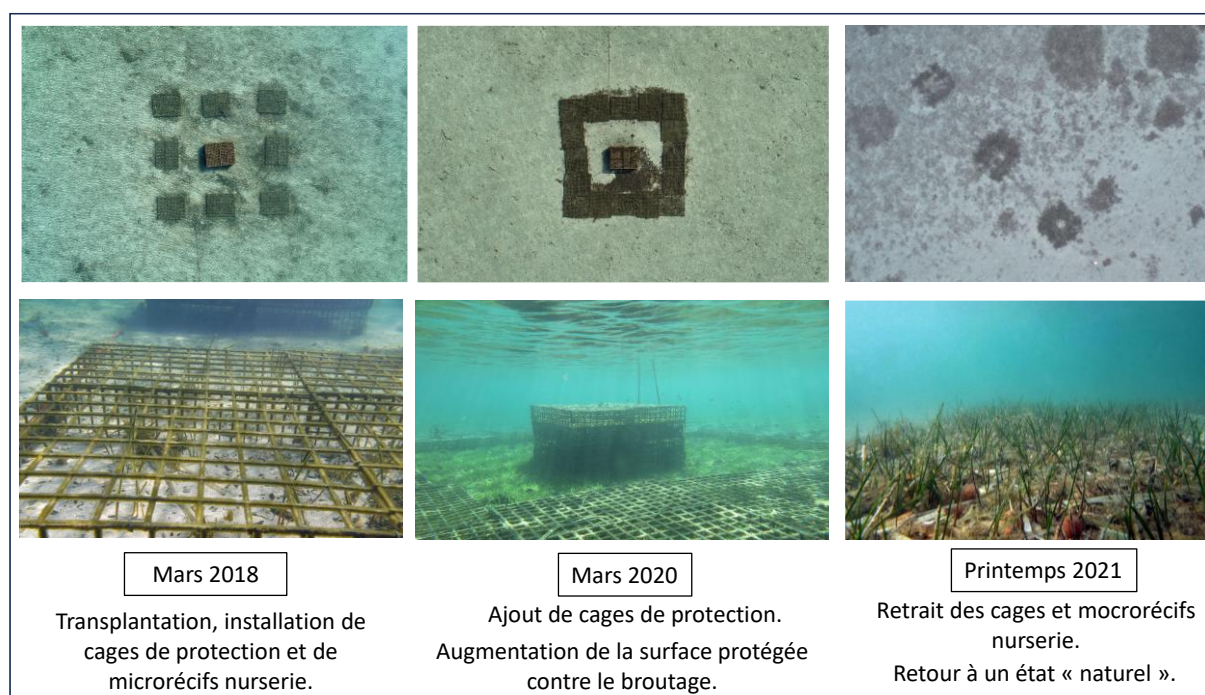


Figure 125 : Module de transplantation en mars 2018 (à gauche), au milieu, le même module après ajout de grilles de protection complémentaires au printemps 2020, et à droite, après le retrait des cages de protection et des récifs nurserie au printemps 2021.

3.4. Retrait des dispositifs et suivi post-protection

Après trois années (avril 2018–printemps 2021), les dispositifs de protection (cages et grilles) et les microrécifs nurserie ont été retirés (Figure 125). Ce calendrier a été guidé par les résultats des suivis de densité et de résilience du nouvel herbier : la biomasse sous-terrainne (rhizomes et racines) et la biomasse aérienne (faisceaux et feuilles) avaient atteint un niveau suffisamment élevé sous protection pour autoriser la poursuite de l'expansion sans intervention mécanique. Le retrait au printemps 2021 a permis d'observer la dynamique naturelle de l'herbier transplanté, notamment la capacité de résistance au broutage et aux conditions environnementales locales (hydrodynamisme, sédimentation, dépôt de débris de *Posidonia*). Parallèlement, les peuplements de poissons associés ont continué à y être suivis, afin d'évaluer la persistance de la fonction nurserie une fois les structures temporaires supprimées.

La période de retrait coïncide avec la troisième année de suivi sous protection et ouvre une fenêtre de deux années supplémentaires d'observation (mars 2021–février 2023) en l'absence de cages et microrécifs, documentant l'autonomie de l'herbier transplanté.

3.5. Impact sur le site donneur et viabilité à long terme

Le suivi de la zone de prélèvement dans la saline des Embiez a montré une recolonisation rapide, confirmant que le prélèvement de 8 000 faisceaux (zone d'environ 4 m² dans un herbier de plus d'un hectare) n'entraînait pas d'impact durable à moyen terme (Figure 126). Cette observation renforce l'adéquation de la source comme site donneur pour des opérations de renforcement de population, en respectant les bonnes pratiques de prélèvement limité spatialement et synchronisé avec la phase végétative.



Figure 126 : Recolonisation de la zone donneuse (saline des Embiez) observée en juillet 2022, montrant l'absence d'impact durable du prélèvement de faisceaux.

En définitive, la planification et la réalisation de l'opération de transplantation ont respecté les contraintes administratives et logistiques (navigation en kayak, autorisations de prélèvement, calendrier végétatif), tout en intégrant une stratégie modulée : implantation de modules alignés, protection initiale, microrécifs temporaires, entretien régulier, et retrait des dispositifs au terme d'une période de consolidation. Cette approche a permis de mettre en place un nouvel herbier structuré, apte à se poursuivre naturellement vers une recolonisation plus large de la lagune, tout en fournissant une opportunité de mesurer précisément, via des suivis réguliers, l'évolution de la densité, de la surface et de la fonction nurserie associée.

4. Evaluation de l'efficacité de l'action

L'efficacité de cette action de restauration écologique a été évaluée au moyen de suivis scientifiques portant sur la densification et la croissance des herbiers transplantés, sur la caractérisation des sédiments de la zone ainsi que sur les peuplements de poissons qui les colonisent. Ces suivis ont été menés sur une période de cinq ans, entre mars 2018 et mars 2023.

4.1. Suivis des herbiers transplantés

Densification

Le suivi des herbiers transplantés a porté sur deux axes complémentaires : la densification (densité des faisceaux) et l'expansion spatiale (surface occupée, traité dans la section suivante). Les relevés de densité ont été effectués deux fois par mois, de mars 2018 à mars 2023, sur trois unités de transplantation (chacune regroupant trois modules ; voir Figure 127). Pour chaque relevé, la densité a été évaluée par des comptages en triplicat de tous les faisceaux présents dans un carré de 20 cm de côté positionné de façon aléatoire sur la zone transplantée. Les valeurs sont exprimées en faisceaux·m⁻².

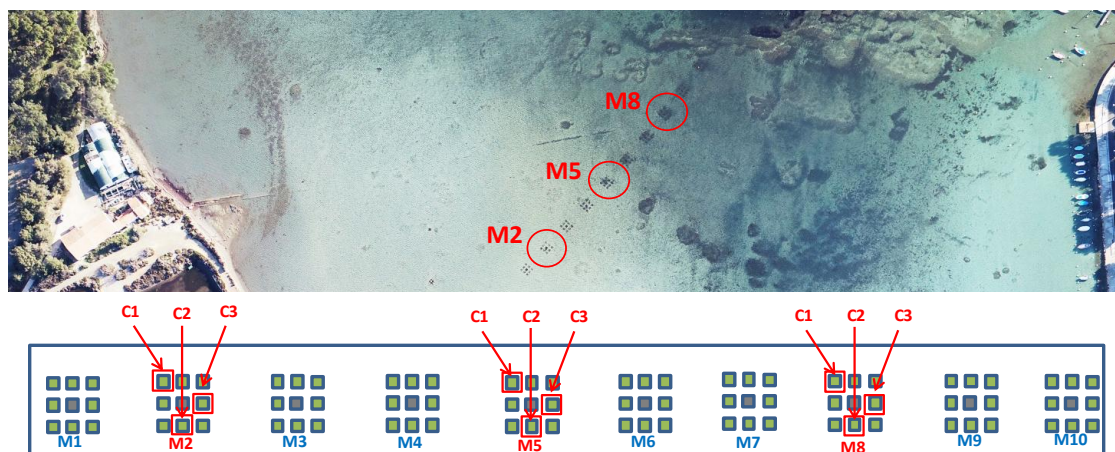


Figure 127 : Localisation des modules suivis des herbiers transplantés au sein du corridor et plan d'échantillonnage de la densité des herbiers de cymodocée transplantés.

Dès les deux premières semaines suivant la transplantation (avril 2018), une densification rapide a été constatée, passant de 80 faisceaux·m⁻² le 6 avril à 125 ± 68 faisceaux·m⁻² le 20 avril (Figure 128). Cela atteste de la bonne survie et vitalité initiale des transplants. Au cours du premier été, la phase de croissance végétative maximale s'est traduite par un pic de 599 ± 255 faisceaux·m⁻² en juillet, puis par une densité maximale de 643 ± 211 faisceaux·m⁻² en août. Ce schéma traduit un démarrage de cycle analogue à celui des herbiers naturels de *Cymodocea nodosa* : dès que la température de l'eau dépasse environ 15 °C (généralement au début du printemps), les rhizomes s'allongent rapidement et produisent de nouveaux entrenœuds portant de jeunes faisceaux, d'où une montée continue de la densité jusqu'au cœur de l'été (Pérez & Romero, 1994).

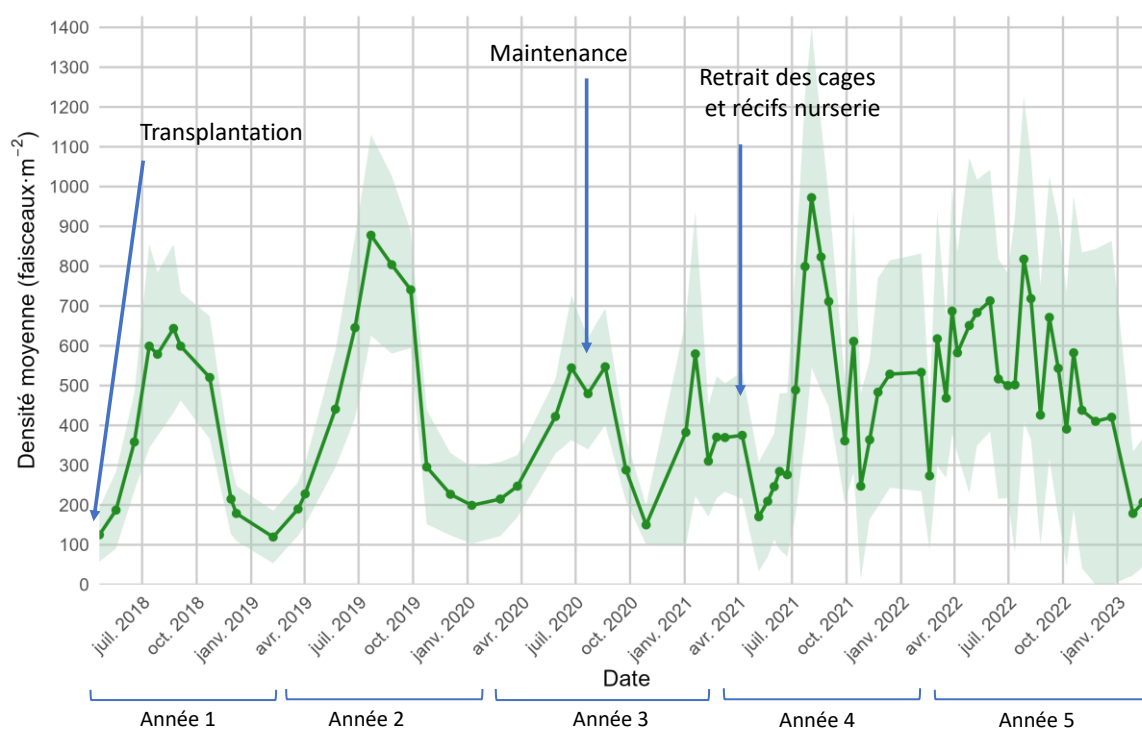


Figure 128 : Évolution temporelle (mars 2018–mars 2023) de la densité moyenne (trait vert) et variabilité (espace vert clair) des faisceaux de *Cymodocea nodosa* transplantée sous protection (jusqu'à février 2021) et après retrait des dispositifs.

Ensuite, la densité a décliné au cours de la sénescence saisonnière : le minimum annuel suivant est intervenu en février 2019, à 119 ± 66 faisceaux·m⁻² — valeur néanmoins supérieure à la densité initiale, ce qui confirme l'installation rapide et la capacité de résilience du nouvel herbier. Durant l'automne et l'hiver, la biomasse aérienne régresse, les faisceaux se dégarnissent et la densité apparente diminue, tandis que les réserves demeurent stockées dans les rhizomes. Cette phase de dormance protège les tissus contre le froid et prépare la relance printanière suivante. Ainsi se répète chaque année le schéma : montée rapide au printemps, plateau estival élevé, puis chute automno-hivernale, tant que les conditions environnementales restent favorables (Pérez & Romero, 1994).

Sous protection grillagée (cages de protection contre le broutage de *Sarpa salpa*), jusqu'au printemps 2021, chaque cycle annuel a vu croître à la fois le maximum estival et le minimum hivernal. Par exemple, en juillet 2019 la densité a atteint 878 ± 252 faisceaux·m⁻², soit +35 % par rapport à l'été 2018. À titre de comparaison, la densité moyenne des herbiers naturels de *C. nodosa* au niveau de la passe du Gaou atteignait alors $1\,279 \pm 947$ faisceaux·m⁻². Cette augmentation progressive des densités maximales d'une année sur l'autre reflète le caractère clonal de l'espèce : tant que la biomasse rhizomienne reste intacte, chaque saison végétative élargit la banque de rhizomes, favorisant un recrutement de faisceaux supérieur à la saison précédente.

Néanmoins, la densification saisonnière a ralenti en 2020 : la croissance a repris en février (215 ± 93 faisceaux·m⁻²), a culminé en juin à 544 ± 188 faisceaux·m⁻², puis a décliné à environ 480 ± 140 faisceaux·m⁻² en juillet. Ces valeurs sont inférieures aux pics saisonniers des deux années précédentes, tandis que les herbiers naturels de la lagune affichaient environ $1\,854 \pm 479$ faisceaux·m⁻² sans anomalie apparente. Dans le corridor transplanté, cette diminution s'est expliquée par un développement algal sur les cages et l'accumulation de feuilles mortes de *Posidonia oceanica*, réduisant l'irradiance sous les dispositifs, en particulier dans la partie est du corridor (modules 7 à 10).

En l'absence de forts épisodes de vent ou de courant, ces débris pouvaient s'accumuler sur plusieurs centimètres d'épaisseur et perturber la croissance. Pour remédier à ce phénomène, une opération de nettoyage des cages a été menée fin juillet 2020 : les algues fixées ont été arrachées et les débris évacués vers la zone sableuse voisine à l'aide du courant généré par l'hélice d'un scooter sous-marin (Figure 129). Cette intervention n'a pas détérioré les patches de *C. nodosa*, qui ont rapidement bénéficié de l'éclaircissement rétabli, comme le montre la reprise de densification à mi-août 2020 (547 ± 146 faisceaux·m⁻²). Cet épisode souligne l'importance d'un entretien périodique des dispositifs afin de conjuguer protection contre le broutage et bonne transmission lumineuse.

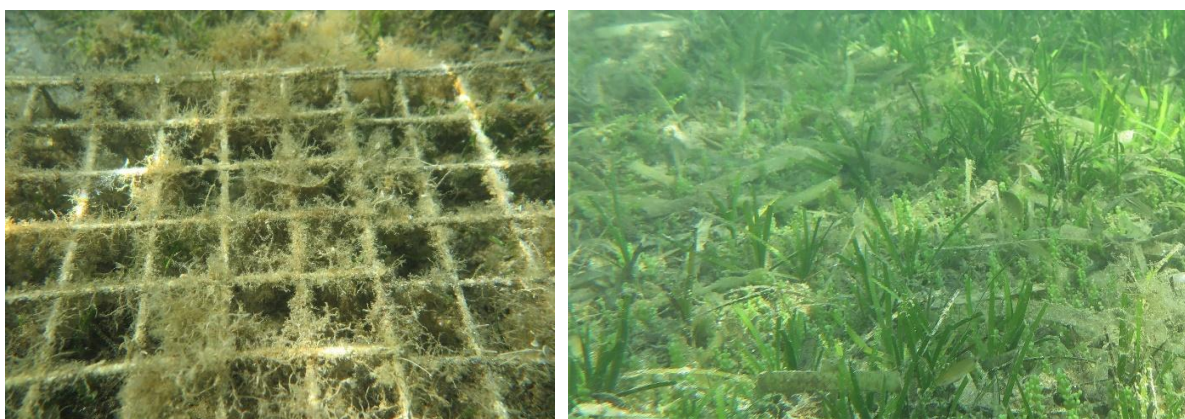


Figure 129 : Photo de gauche : accumulation d'algues sur une cage de protection début été 2020. Photo de droite : herbier transplanté après nettoyage de la cage (cage temporairement retirée pour la prise de vue).

Au printemps 2021, les grilles et cages ont été retirées, trois ans après l'installation initiale. Le suivi post-retrait a montré que l'herbier transplanté conservait un profil saisonnier similaire, mais avec une amplitude

des variations plus marquée. L'analyse spatiale a mis en évidence un gradient Ouest–Est de densification. Dans le module M2 (ouest), les densités sont restées élevées et soutenues après retrait (par exemple jusqu'à $1\,244 \pm 206$ faisceaux·m⁻² en août 2021) (Figure 130). Dans le module central M5, la densité moyenne a pu culminer autour de $1\,053$ faisceaux·m⁻², mais avec un écart-type élevé (± 509 faisceaux·m⁻² au pic), traduisant une forte hétérogénéité entre unités. Plus à l'est, le module M8 est demeuré plus clairsemé (pic à 619 ± 242 faisceaux·m⁻²) et a présenté des variations spatiales plus prononcées. Cette variabilité s'est accrue après suppression des protections : sans abri et sans entretien, les herbiers sont plus sensibles aux microconditions locales (lumière, hydrodynamisme, sédimentation). En particulier, la zone est du corridor subit fréquemment un recouvrement par les feuilles mortes de *Posidonia*, limitant l'éclairement et nuisant à l'enracinement, d'où des densités plus faibles et des régressions occasionnelles dans M8. À l'inverse, les modules occidentaux conservent de fortes densités, si bien que la moyenne globale apparaît parfois moins élevée (plus grand écart-type). Malgré ces disparités, la tendance générale reste à une densification progressive de l'herbier transplanté.

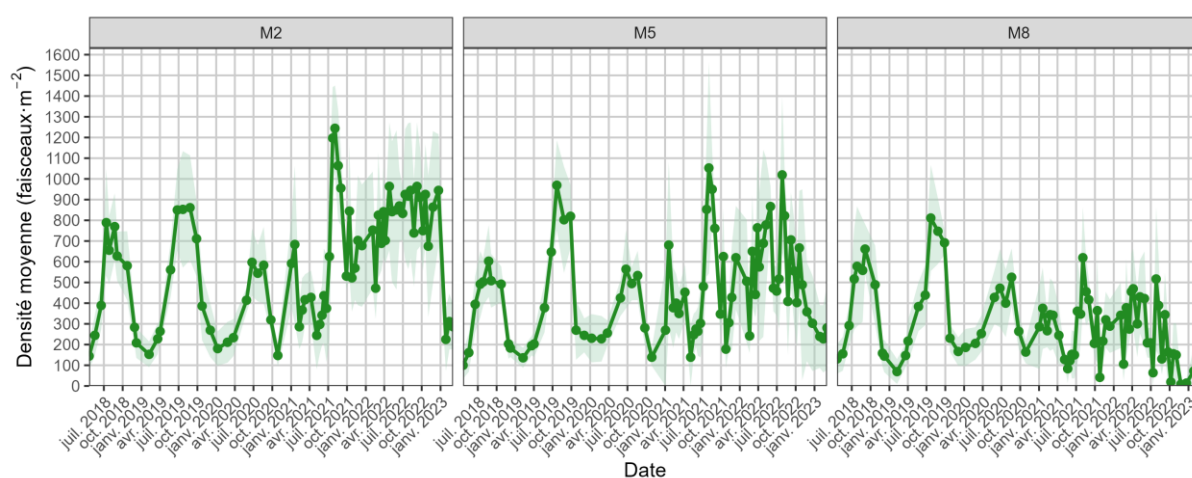


Figure 130 : Évolution temporelle de la densité moyenne (trait vert) et variabilité (espace vert clair) de faisceaux de *Cymodocea nodosa* dans les modules M2, M5 et M8.

Par ailleurs, nous avons observé une prolifération estivale récurrente de l'algue invasive *Caulerpa cylindracea* dans la zone du corridor (Figure 131). *C. cylindracea* forme des tapis d'environ 3–4 cm d'épaisseur, mais, contrairement à certaines études ayant signalé des interactions négatives entre *Caulerpa* et herbiers de phanérogames (Ceccherelli & Cinelli, 1999 ; Tuya et al., 2013), nous n'avons pas relevé d'impact durable sur la densification de *C. nodosa*. Malgré des recouvrements ponctuels, la dynamique printanière et estivale de densification est restée conforme aux schémas naturels, sans ralentissement durable attribuable à l'algue invasive. Il est probable que la vitalité initiale des rhizomes transplantés et la nature hétérogène de la coexistence entre patches de *C. nodosa* et tapis de *C. cylindracea* aient permis au nouvel herbier de se maintenir.



Figure 131 : Présence de tapis de *Caulerpa cylindracea* entre et autour des faisceaux de *C. nodosa* transplantée (période estivale), sans impact apparent sur la densification.

Evolution surfacique des herbiers

La dynamique d'expansion des herbiers de *Cymodocea nodosa* générée par l'action de transplantation a été évaluée à l'aide d'outils de Système d'Information Géographique (SIG). Chaque année, une cartographie de haute précision et haute résolution a été produite à partir d'images acquises par drone (DJI Phantom 4 Pro), assemblées en photomosaïques via DroneDeploy puis traitées dans QGIS (version 3.18) (Figure 132). Ces cartes, validées par des observations de terrain, ont permis de quantifier la surface colonisée par l'herbier

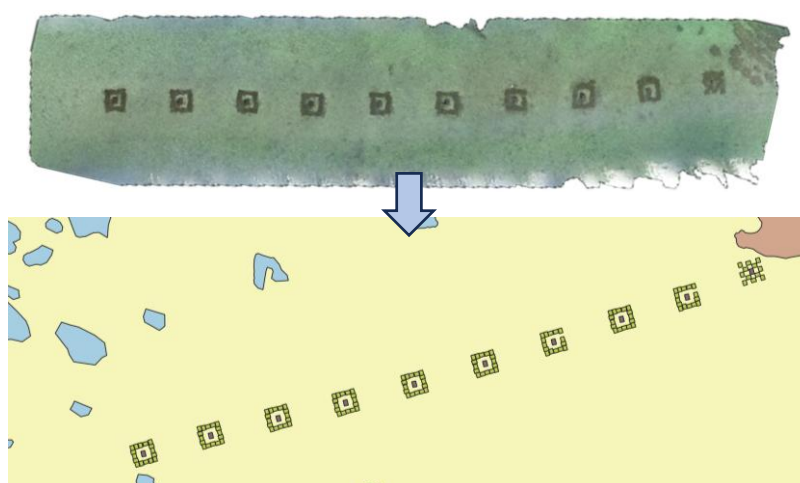


Figure 132 : Exemple d'assemblage photomosaïque du corridor (en haut) utilisé pour réaliser les cartographies des herbiers transplantés (en bas).

Les cartographies annuelles des herbiers transplantés de *C. nodosa* mettent en évidence trois phases successives : une phase de latence initiale (2018–2019), une expansion modérée (2020–2021) et une accélération spatiale marquée lors de la dernière année d'observation (2022) (Figure 133). Durant les deux premières années (2018 et 2019), la surface totale colonisée est demeurée stable autour de 80 m².

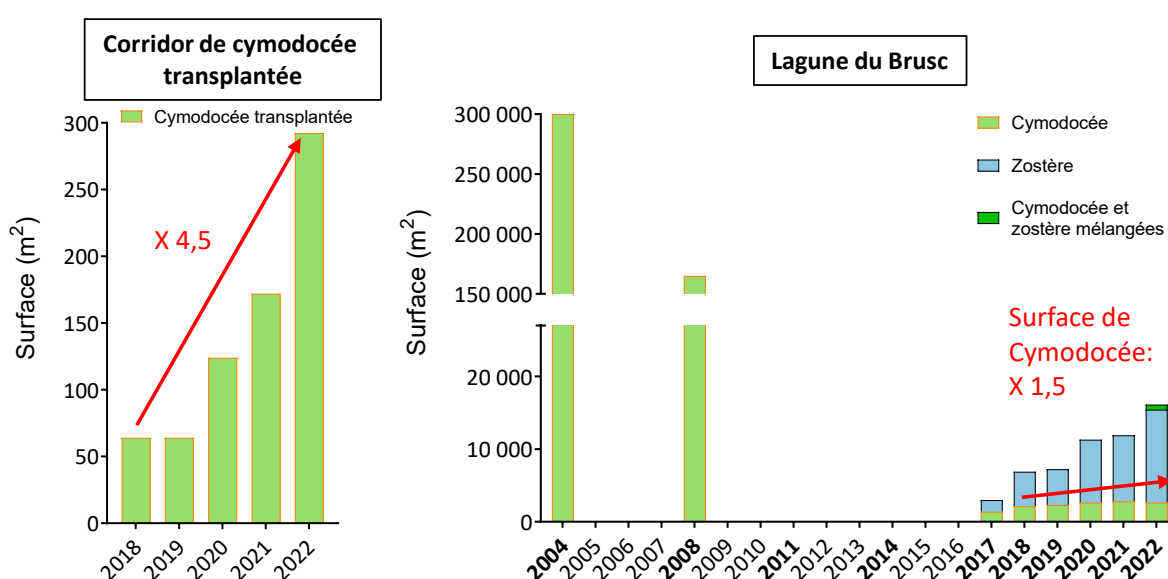


Figure 133 : Évolution annuelle de la surface colonisée par les herbiers transplantés de *Cymodocea nodosa* (2018–2022)

Sur les cartes, les patchs apparaissent strictement alignés sous les cages de protection, sans extension périphérique sensible (Figure 134). Cette stabilité reflète la phase d'établissement et de consolidation des rhizomes : bien que des stolons émergent occasionnellement en dehors des cages, ces pousses périphériques sont rapidement broutées par les saupes et n'entraînent pas d'extension durable (Figure 135).

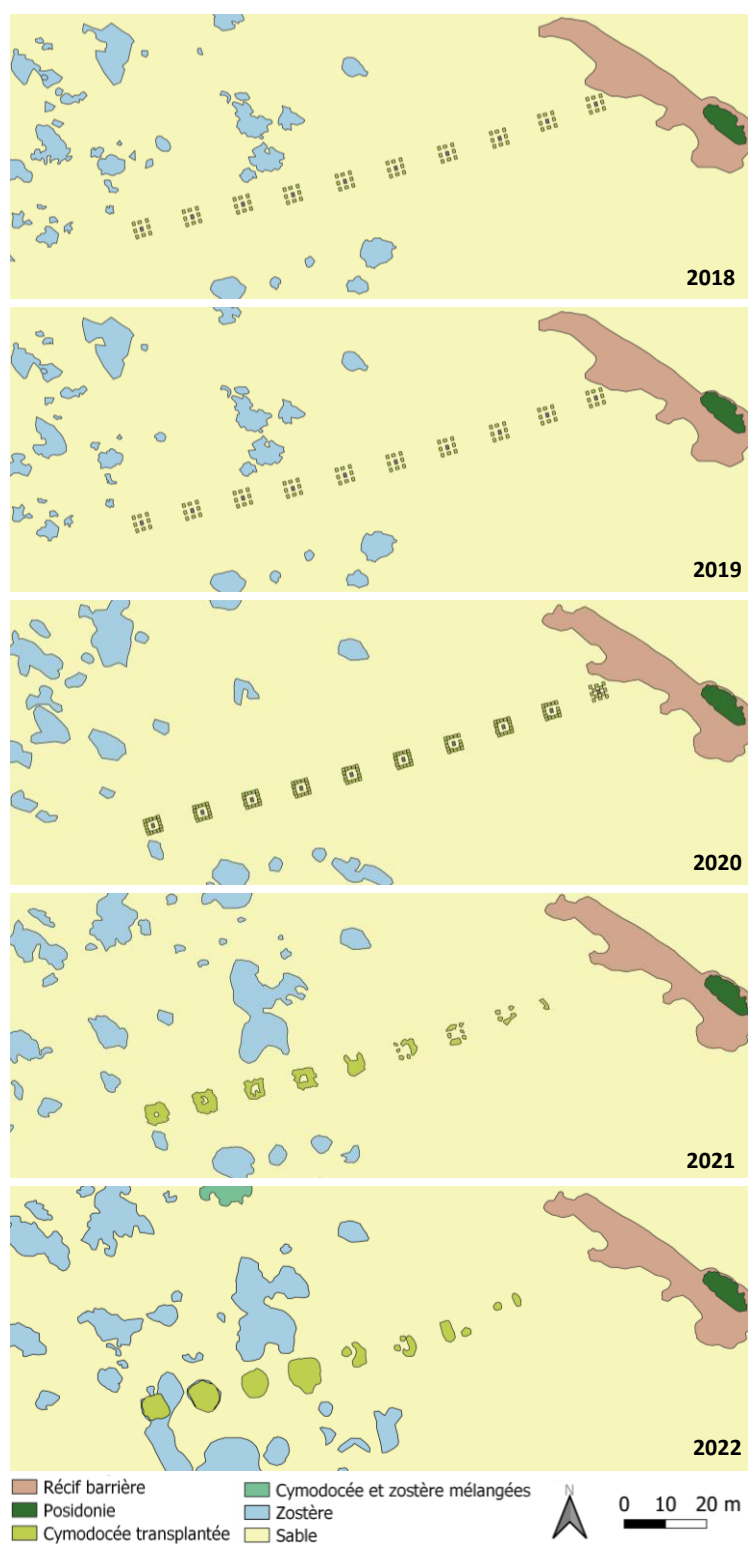


Figure 134 : Evolution des herbiers transplantés et des herbiers naturels dans la zone de restauration écologique d'herbier de cymodocée dans la lagune du Brusc.

En 2020, la surface colonisée progresse à 148,6 m², coïncidant avec l'installation de nouveaux dispositifs de protection au printemps (Figure 125). Les relevés terrain montrent que la densification sous les cages a été plus rapide et que, hors des zones protégées, les stolons émergents persistent plus longtemps avant d'être broutés.

En 2021, la surface occupée atteint 173 m², traduisant une progression continue mais plus modérée. Les contours des patchs deviennent moins géométriques et davantage conformes à un développement naturel. La cartographie, réalisée quelques mois après le retrait des cages de protection et des récifs nurserie, révèle que les herbiers évoluant sans protection résistent relativement bien à la pression de broutage et aux variations environnementales, attestant qu'une biomasse souterraine suffisante avait été accumulée. Cette étape marque également l'apparition d'une asymétrie de développement entre l'ouest et l'est du corridor : à l'est, des amas de feuilles mortes de *Posidonia* et de fragments de matte provenant de la zone de travaux du port du Brusc ont entraîné l'enfouissement progressif des herbiers résiduels, conduisant à la disparition des herbiers dans le module 10.



Figure 135 : Extension des faisceaux de cymodocée en dehors des zones de transplantation. Les feuilles sont marquées par le broutage des saupes.

L'année 2022 révèle un net bond de la surface totale à 292,3 m², signe d'une capacité renforcée de colonisation du substrat. Les cartes montrent de nombreux patchs plus étendus, avec une répartition variable selon les modules : les unités de la partie ouest du corridor conservent une forte extension, tandis que celles situées à l'est semblent régresser voire disparaître (les herbiers des modules 9 et 10 sont absents et ceux du module 8 très réduits). Cette hétérogénéité traduit des microconditions environnementales différenciées le long de l'axe : la partie est subit un apport accru de feuilles mortes de *Posidonia* et de fragments de matte, augmentant la charge sédimentaire, réduisant l'éclairement et gênant l'enracinement des pousses de *C. nodosa*, conditions délétères pour la survie et l'expansion. La zonation des dépôts de débris végétaux semble aussi conditionner la croissance des herbiers naturels de *C. nodosa* et de *Zostera noltei*, dont l'expansion au cours de la période d'étude est exclusivement concentrée dans la partie ouest de la zone (Figure 137).

Globalement, cette évolution confirme que la phase de protection initiale a permis d'accumuler une biomasse rhizomienne suffisante pour installer un herbier résilient, capable de poursuivre spontanément son expansion une fois les cages retirées. Le net accroissement observé en 2022 montre que, sous réserve de conditions locales favorables, la recolonisation du substrat peut se prolonger sans intervention permanente. Toutefois, la variabilité d'extension entre modules souligne l'existence de conditions environnementales contrastées, localement défavorables au développement des herbiers transplantés de *C. nodosa*.

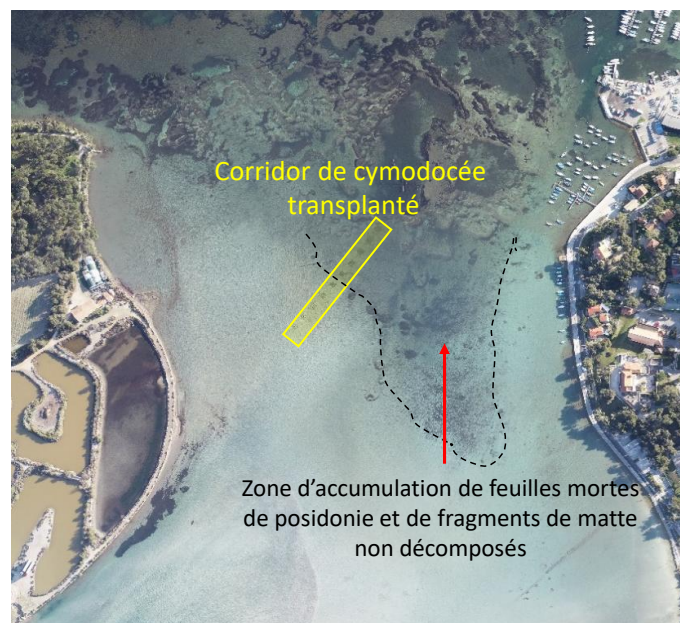


Figure 136 : Vue aérienne illustrant le corridor de transplantation de *Cymodocea nodosa* et la zone d'accumulation de débris végétaux.

Comparaison de la dynamique de surface des herbiers naturels et transplantés

Afin d'évaluer le gain effectif de l'opération de transplantation de *Cymodocea nodosa* à la résilience globale de la lagune, nous avons comparé l'évolution spatiale des surfaces d'herbiers naturels (zostère et cymodocée naturelles) et celle des patches transplantés sur la période 2018–2022. Les cartographies annuelles indiquent que la surface occupée par la zostère est passée de 4 742 m² en 2018 à 12 788 m² en 2022, tandis que l'aire des herbiers naturels de *Cymodocea nodosa* (hors corridor transplanté, en incluant les patches mixtes zostère/cymodocée) a varié de 2 145 m² à 3 357 m² sur la même période (Figure 133). Parallèlement, la surface cumulée des patches transplantés de *C. nodosa* est passée de 80 m² en 2018 à 292,3 m² en 2022, traduisant une augmentation de +265 % en quatre ans.

Bien que la contribution absolue des surfaces transplantées demeure modeste comparée aux surfaces globales des herbiers naturels, le rythme de croissance observé dans le corridor de transplantation est relativement élevé. Cette trajectoire contraste avec la dynamique plus lente, voire stagnante, de certains secteurs naturels de la lagune qui subissent des mouvements sédimentaires importants ou des dépôts fréquents de débris végétaux.

Influence des conditions hydro-sédimentaires sur le développement des herbiers transplantés

L'analyse des profils sédimentaires réalisée en 2022 dans la lagune du Brus, détaillée dans le chapitre « Fonctionnement et dynamique de la lagune du Brus », présente un paysage sédimentaire fortement contrasté, façonné par l'histoire des apports de sable, l'hydrodynamique des passes et chenaux ainsi que des modifications du flux hydrosédimentaire liées aux aménagements successifs du littoral dans la partie nord-est du site. La lagune, prise dans son ensemble, a subi depuis les années 2000 un ensablement accru lié à des apports de sable d'origine terrigène, appauvri en fractions vaseuses et en matières organiques pouvant être reminéralisé et donc appauvrissant le substrat des phanérogames. Historiquement, la quasi-totalité de la lagune était caractérisée par des sédiments sablo-vaseux riches en matière organique, mais les rechargements en sable ont substitué ce substrat, réduisant notablement la fraction fine et la réserve organique du fond. Néanmoins, une récente recolonisation partielle par les herbiers contribue à amorcer un lent retour à une stabilisation locale des particules fines et de la matière organique enfouie dans les poches végétalisées. Parallèlement, la lagune conserve des zones de courants intenses aux passes et chenaux, où les sédiments sont plus grossiers et la fraction de matière organique (MO) plus faible, tandis

que les secteurs abrités au centre-est du site accumulent davantage de fractions fines et de matière organique, ainsi que des dépôts de litière de posidonie en surface.

L'analyse des profils sédimentaires focalisée dans le corridor de transplantation et le point donneur naturel (saline des Embiez : SF) a été réalisée en 2022 en parallèle de celle à l'échelle de la lagune (Figure 137).

Les échantillons de sédiments superficiels révèlent pour les modules ouest (M1 à M3) une granulométrie plutôt dominée par des sables moyens à grossiers, avec une faible proportion de fractions fines ($< 63 \mu\text{m}$) et une teneur en MO relativement basse (de l'ordre de 1,8–2,6 %) (Figure 138). Ces conditions sont comparables à celles observées dans les zones de courant plus marqué de la lagune, confirmant que les modules ouest sont soumis à une certaine énergie sédimentaire qui empêche l'accumulation prolongée de fraction fine. Cette composition de sédiment peut favoriser un ancrage stable des rhizomes, comme c'est le cas le long de la corniche du Brus, où se développent des patchs naturels d'herbier de cymodocée. Toutefois, elle offre peu d'apports organiques pour soutenir la croissance de l'herbier, ce qui aurait pu limiter la vigueur initiale de l'herbier transplanté si la biomasse souterraine n'était pas suffisamment développée. De fait, les modules côté ouest du corridor ont montré une densification progressive sous les cages de protection, mais aussi après leur retrait, malgré le profil sédimentaire différent de celui du site donneur SF, où la teneur en MO avoisine 9 %.

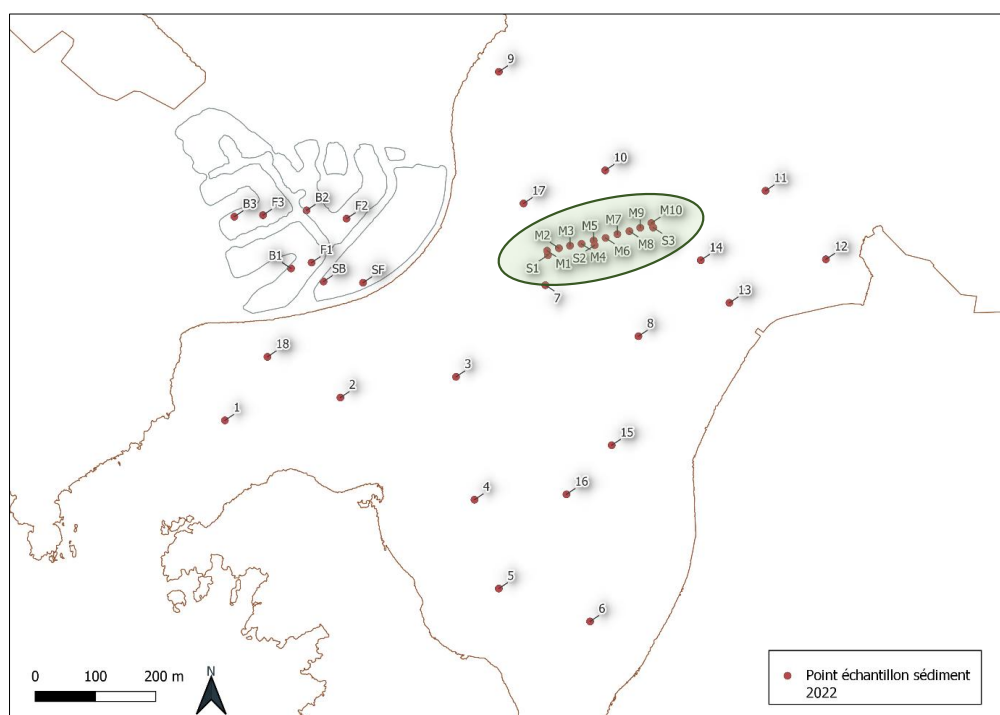


Figure 137 : Plan d'échantillonnage des sédiments superficiels dans la lagune du Brus et les anciens salins, et focus sur le plan d'échantillonnage dans le corridor de *Cymodocea nodosa* transplantée – campagne 2022.

Au centre du corridor (M4 et M5), les profils granulométriques présentent une proportion équilibrée de sables fins ($63\text{--}125 \mu\text{m}$) et moyens ($125\text{--}250 \mu\text{m}$), avec peu de sables grossiers $> 500 \mu\text{m}$, et une MO intermédiaire (environ 6–7 %). Ce profil sédimentaire rappelle partiellement les secteurs de relative stabilisation mis en évidence ailleurs dans la lagune, où le dépôt de fraction fine tend à s'accumuler suffisamment pour retenir la matière organique sans provoquer d'anoxie excessive du fond. Ces caractéristiques de fond se rapprochent davantage de celles du point donneur SF, ce qui pourrait expliquer pourquoi, dans ces modules centraux, l'implantation et la densification initiale des herbiers transplantés ont bénéficié d'un substrat à la fois stable et nutritif, tant que l'action de protection (cages) limitait le broutage.

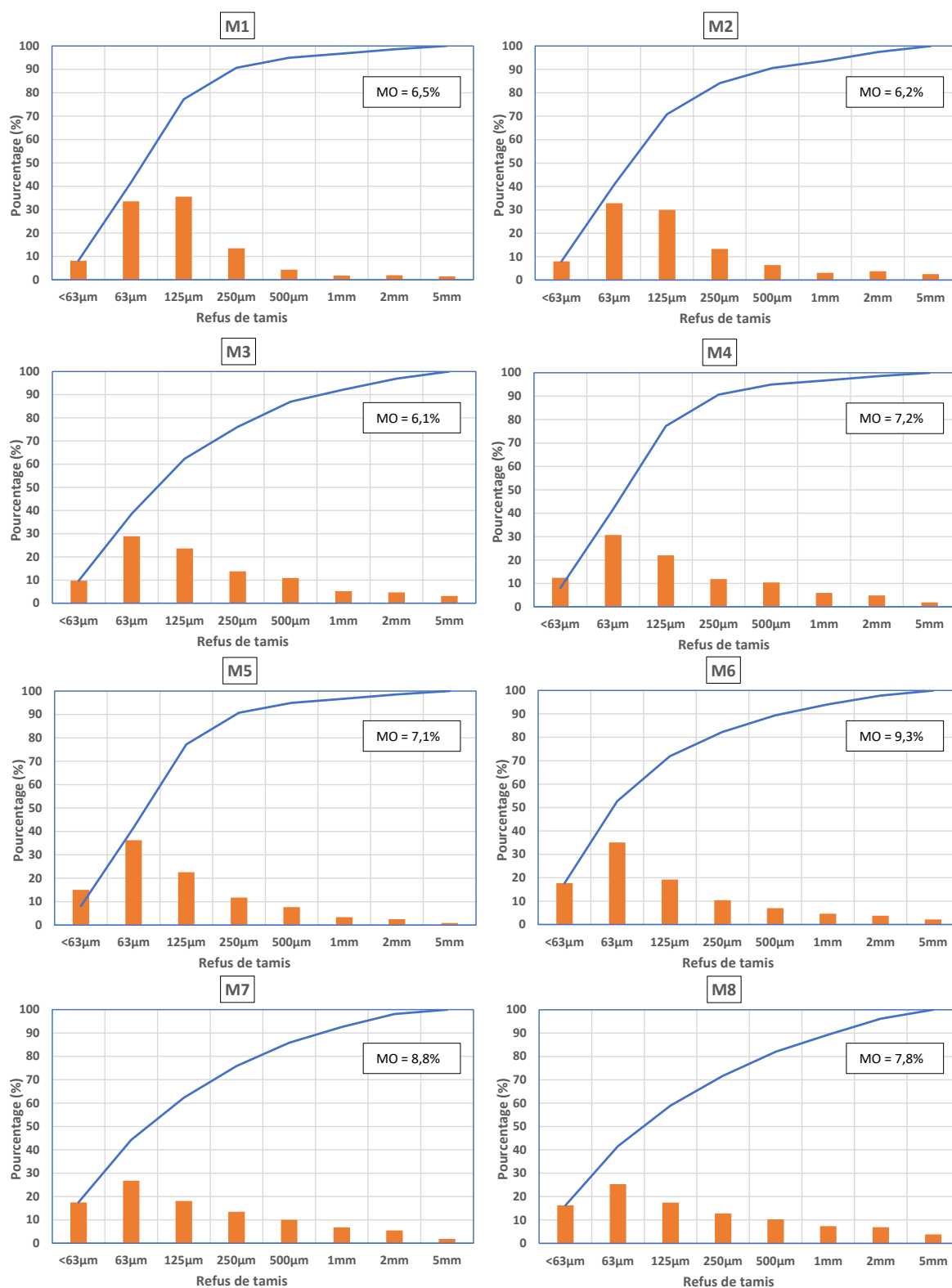


Figure 138 : Profil granulométrique et teneur en matière organique au sein de chacun des 10 module du corridor d'herbier de cymodocée transplant (M1 à M10) ainsi que sur trois points en zone sableuse à proximité (S1 à S3) ainsi que d'un point situé dans la zone donneuse (SF).

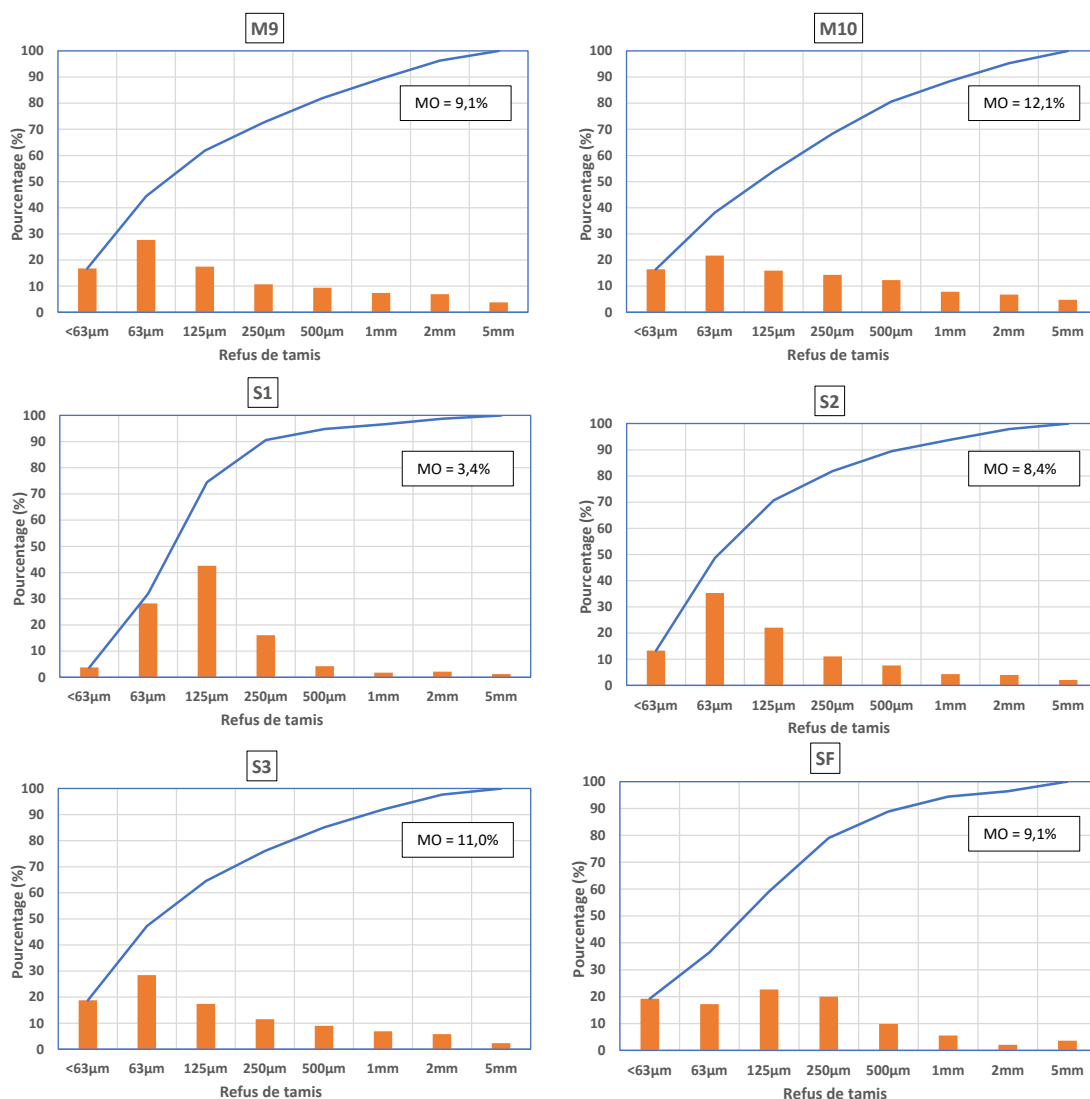


Figure 138 (suite).

Plus à l'est (M6 à M10), les profils sédimentaires montrent des teneurs en MO plus élevées (de l'ordre de 4–9 % selon le module), associées à une granulométrie plus riche en fractions fines (< 125 µm). En théorie, un tel sédiment de fond, plus chargé en matière organique, devrait être favorable à la croissance de *Cymodocea nodosa*, rappelant les conditions observées au site donneur SF (MO ~9 %, fraction fine en proportion comparable) et dans le centre de la lagune avant l'épisode de remaniement sédimentaire ayant entraîné la disparition des herbiers. Toutefois, cette zone fait l'objet d'accumulations fréquentes et importantes de feuilles mortes de posidonie et de fragments de matte non décomposés. Ces dépôts forment un tapis organique épais qui, sans être mesuré dans la composition du sédiment (puisqu'ils ne sont pas intégrés et décomposés), engendre un ombrage excessif et peut créer des zones de dysfonctionnements localisés (étouffement des herbiers). Ainsi, malgré un profil sédimentaire potentiellement favorable, la colonisation et la survie des herbiers dans les modules à l'est sont perturbées : M8 à M10 ont rapidement des régimes de plus faible ou des régressions voire disparition des herbiers transplantés, corrélée à ces dépôts superficiels.

Les points sableux adjacents au corridor (S1–S3) suivent le même profil de gradient de composition entre l'ouest et l'est que les points internes au corridor. S1 est plus grossier et très pauvre en MO (~1–2 %), S2 et S3 présentent des profils granulométriques et des teneurs en MO plus proches de celles des modules centraux et est (MO autour de 4–11 %).

Sur le plan granulométrique et hydrodynamique, la zone d'implantation du corridor de transplantation d'herbier de cymodocée se trouve donc à l'interface de deux zones aux caractéristiques hydrosédimentaires distinctes entre l'Ouest et l'Est, passant de conditions de flux actif et de transport sédimentaire important à l'ouest à des environnements plus calmes et propices à la sédimentation fine à l'est, avec une spécificité notable : l'accumulation récurrente de débris de feuilles et de fragments de mat de posidonie dans la partie est du corridor, qui forme un tapis organique superficiel non décomposé (). Ce contraste de conditions hydrosédimentaires a fortement influencé le succès de l'opération de transplantation.

En conclusion, l'approche intégrée – comparant la caractérisation granulométrique et la MO du corridor de transplantation à la répartition sédimentaire de l'ensemble de la lagune – éclaire les conditions favorables ou défavorables au développement des herbiers transplantés. Elle incite à poursuivre un suivi régulier des profils sédimentaires, non seulement du sédiment superficiel mais aussi des dépôts organiques.

4.2. Peuplements de juvéniles de poissons associés aux herbiers transplantés et gain de fonction de nurserie

Objectifs et protocoles des suivis des peuplements de poissons

Dans le cadre de l'évaluation de la fonction de nurserie offerte par le corridor de *Cymodocea nodosa* transplantée, des suivis des peuplements de poissons juvéniles ont été conduits de mars 2018 à février 2023, à raison de deux campagnes par mois lorsque les conditions le permettaient. L'objectif principal était d'estimer dans quelle mesure l'opération de restauration (transplantation, protection initiale et microrécifs) modifiait la fonction de nurserie de la zone comparativement à l'habitat témoin sableux et à l'herbier naturel de référence. Pour cela, deux approches de comptage ont été combinées afin de couvrir à la fois l'échelle du microhabitat et l'échelle de l'habitats dans son ensemble (Figure 139 et Figure 140).

La première méthode reposait sur des comptages sur points fixes d'un mètre carré, réalisés en triplicat à chaque date. Ces relevés ont concerné les unités de transplantation d'herbier, les microrécifs nurserie, ainsi que, pour comparaison, un herbier naturel de *Cymodocea nodosa* situé au niveau de la passe du Gaou et une zone sableuse proche du corridor.

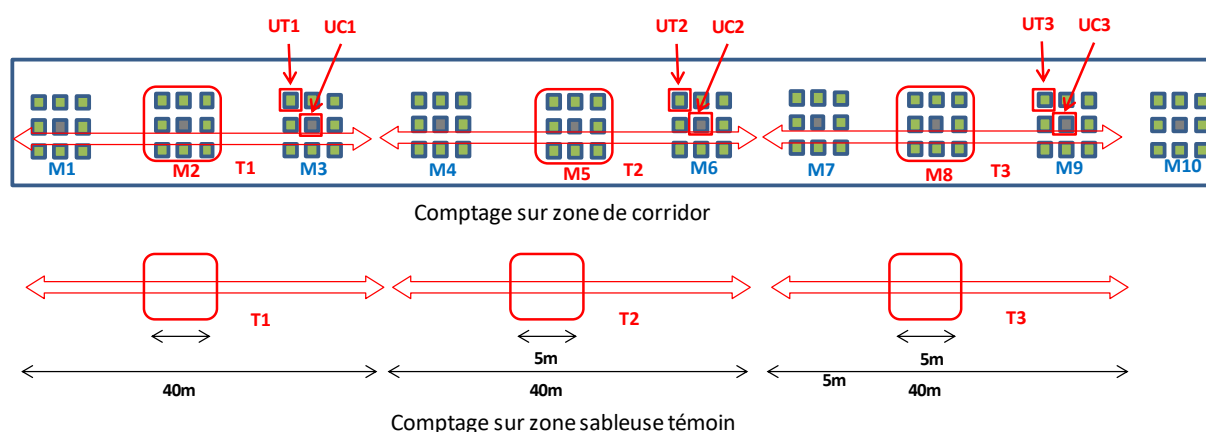


Figure 139 : Plan d'échantillonnage des peuplements ichthyologiques sur le corridor de transplantation d'herbier de cymodocée et sur une zone sableuse témoin.

La seconde méthode reposait sur des comptages par transects, également réalisés en triplicat à chaque date, afin de quantifier l'abondance juvénile à l'échelle du corridor et des habitats de comparaison. Sur le corridor transplanté et la zone sableuse témoin, les transects ont mesuré 40 mètres de long sur 2 mètres

de large, de manière à englober à la fois les patches transplantés et les interstices sableux entre eux. Dans l'herbier naturel de *Cymodocea nodosa*, où les patches sont peu étendus, les transects ont été réduits à 10 mètres de long sur 2 mètres de large pour rester adaptés à la configuration spatiale (Figure 140). Dans tous les cas, les abondances relevées ont été ramenées à une unité standardisée de juvéniles par 10 m². Cette normalisation permet de comparer directement les densités moyennes entre habitats et entre phases avec et sans dispositifs, tout en tenant compte des différences de longueur de transect. En intégrant la mosaïque « patches végétalisés + substrat sableux » dans le corridor, les relevés par transects reflètent la réalité écologique vécue par les juvéniles.



Figure 140 : Illustration d'un plongeur scientifique réalisant un comptage sur point fixe sur une unité de cymodocée transplantée recouverte d'une cage de protection (à gauche) et un comptage sur transect dans un herbier naturel de cymodocée (à droite).

Fréquentation du corridor de cymodocée transplanté par des juvéniles de poissons

Phase 1 : en présence des cages de protection et des récifs nurserie

Durant les trois premières années suivant l'opération de transplantation (mars 2018 – février 2021), les herbiers transplantés étaient systématiquement protégés par des cages anti-broutage, et chaque module disposait en son centre d'un microrécif destiné à renforcer la fonction de nurserie en attendant que le tapis végétal se développe suffisamment pour l'assurer naturellement.

Lors de cette première phase (trois premières années), le corridor transplanté a clairement favorisé la fonction nurserie comparé à la zone témoin sableuse. En effet, l'abondance moyenne de juvéniles y atteint $6,04 \pm 0,57$ Ind./10 m² contre seulement $0,09 \pm 0,03$ Ind./10 m² sur le sable (Kruskal-Wallis $p < 0,001$, Dunn $p < 0,01$), de même la richesse ponctuelle moyenne est de $3,45 \pm 0,15$ taxons/10 m² avec 22 taxons observés versus $0,15 \pm 0,04$ taxons/10 m² ($p < 0,001$) et 11 taxons observés sur le sable, et l'indice de Shannon y est de $0,78 \pm 0,04$ contre $0,03 \pm 0,01$ ($p < 0,001$) pour le sable (Figure 141). Ces écarts massifs témoignent d'une attractivité et d'un soutien de communautés juvéniles bien supérieurs dans l'habitat transplanté protégé que sur le sable. Par comparaison, l'herbier naturel présente une abondance comparable ($6,13 \pm 1,88$ Ind./10 m²) mais une richesse taxonomique ponctuelle ($0,67 \pm 0,07$ taxons/10 m²) et globale (18 taxons) ainsi qu'une diversité taxonomique (Shannon : $0,10 \pm 0,02$) plus faibles que le corridor d'herbiers transplantés.

La composition des assemblages corrobore ces tendances : la PERMANOVA sur distance Bray-Curtis montre un effet significatif de l'habitat ($F = 59,6$, $R^2 \approx 0,18$, $p < 0,001$), et les comparaisons par paires révèlent une dissimilarité très forte entre le corridor de cymodocée transplanté et le sable ($R^2 \approx 0,27$, $p_{\text{adjust}} = 0,003$) ainsi qu'une différence significative entre le corridor et l'herbier naturel ($R^2 \approx 0,074$, $p_{\text{adjust}} = 0,003$) (Figure 142 et Annexe 13). Le test de SIMPER identifie parmi les contributeurs majeurs à ces différences des taxons tels que *Diplodus annularis*, *Sarpa salpa*, *Symphodus tinca*, *Diplodus vulgaris* ou *Mullus surmuletus*, absents ou très rares sur le sable et dont l'abondance est plus élevée dans le corridor que dans l'herbier naturel.

Les données issues des comptages sur points fixes confirment le rôle prépondérant des microrécifs nurserie dans l'attractivité du corridor. Les abondances de juvéniles y sont significativement plus élevées qu'au niveau des patches de cymodocée transplantée sous cages, ainsi que par rapport au sable et à l'herbier naturel (tests de Kruskal–Wallis et post hoc de Dunn) (Figure 143). Les microrécifs, et dans une moindre mesure les herbiers transplantés sous cages, attirent non seulement des espèces naturellement associées aux herbiers de cymodocée mais aussi des espèces moins inféodées à cet habitat. C'est particulièrement net pour les Labridae (p. ex. *Symphodus cinereus*, *S. ocellatus*, *S. roissali*, *S. tinca*), dont les juvéniles semblent être fortement attirés par les structures métalliques des cages et des modules centraux (Tableau 9).

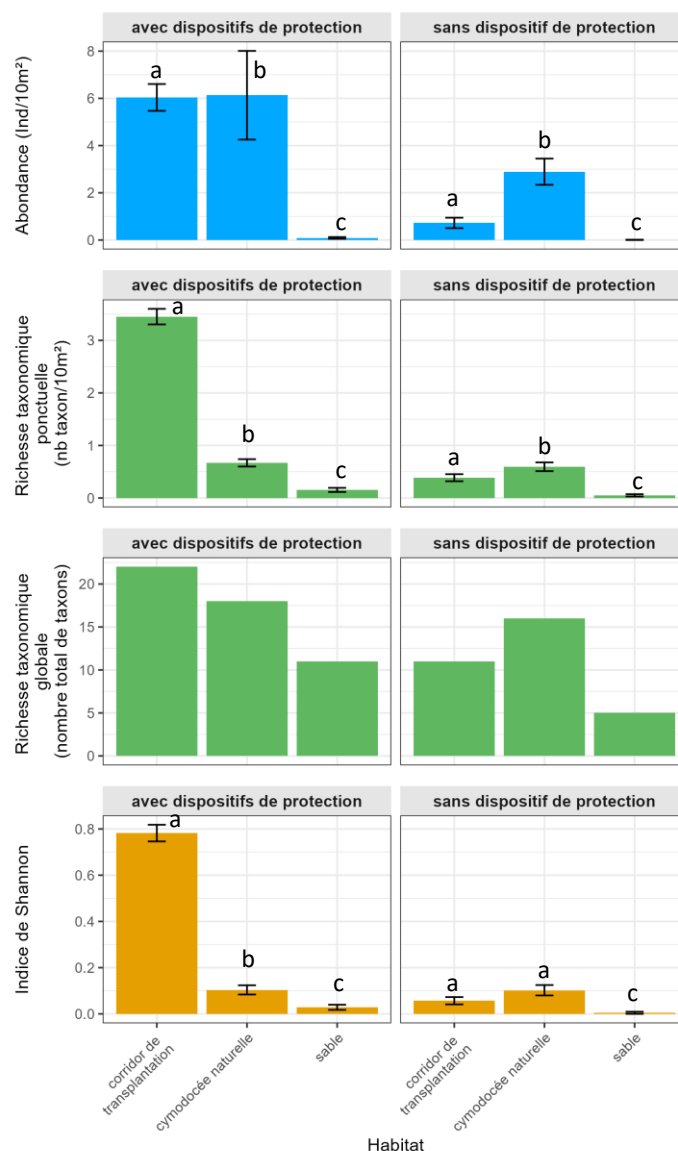


Figure 141: Abondances moyennes erreur standard, richesse taxonomique ponctuelle, richesse taxonomique globale et indice de Shannon des juvéniles de poissons dans trois habitats (corridor de transplantation de cymodocée, cymodocée naturelle, zone sableuse), comparés lors de la phase « avec dispositifs de protection et microrécifs nurserie » (trois premières années) et de la phase « sans dispositif de protection » (deux dernières années). Les barres d'erreur représentent l'erreur standard des moyennes calculées. Les lettres (a, b, c) indiquent les groupes homogènes déterminés par test de Kruskal–Wallis suivi de comparaisons multiples de Dunn (p ajusté $< 0,05$) au sein de chaque phase (avec ou sans protection).

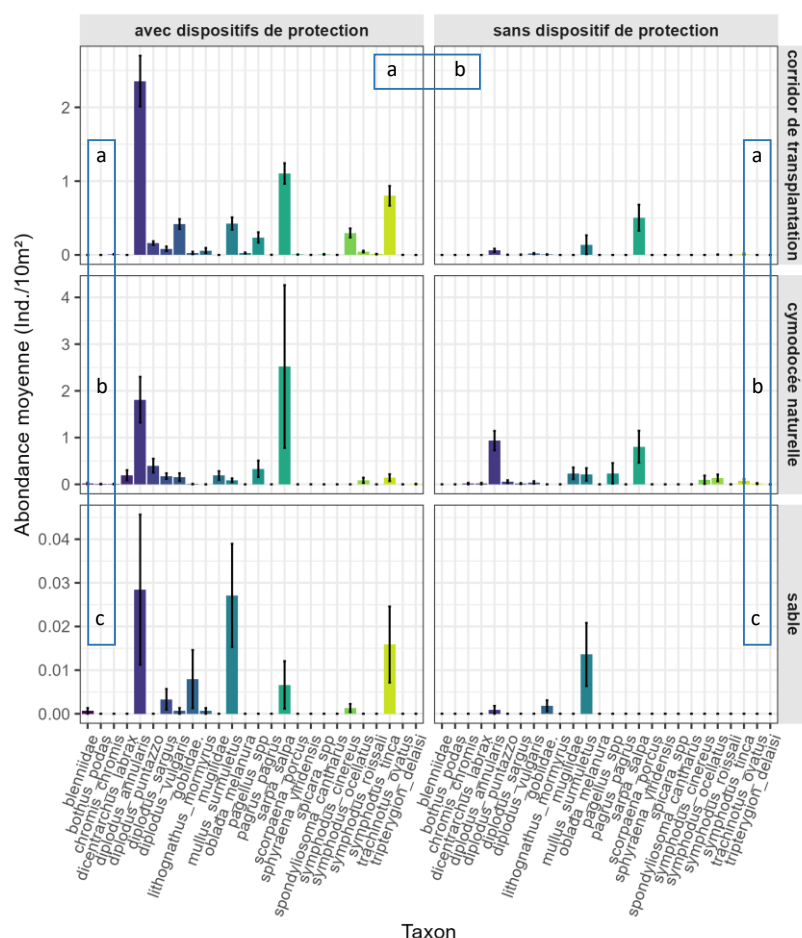


Figure 142: Abondances moyennes \pm erreur standard de juvéniles par taxon dans le corridor de cymodocée transplantée, l'herbier naturel et la zone sableuse, durant la phase avec dispositifs de protection et microrécifs nurserie (trois premières années) puis après retrait de ces dispositifs (deux dernières années).

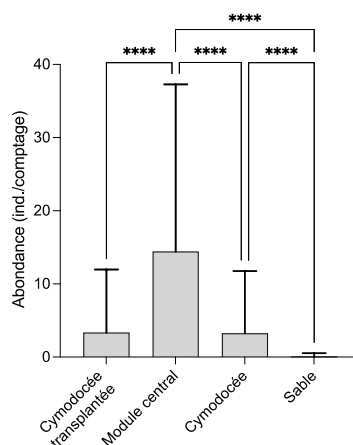


Figure 143 : Abondances moyennes de juvénile de chaque espèce pour les deux micro-habitats du corridor (cymodocée transplantée et module central), la cymodocée naturelle et la zone sableuse. Comparaison des abondances moyennes de juvéniles (Test de Kruskal-Wallis et Test ad hoc de comparaisons multiples de Dunn ; **** : P value < 0,0001, *** : P value < 0,001, ** : P value < 0,01, * : P value < 0,1) observées dans les deux micro-habitats du corridor (cymodocée transplantée et module central), la cymodocée naturelle et la zone sableuse au cours de la période mars 2018 à février 2021.

Taxons	Cymodocée transplantée	Modules centraux	Sable	Cymodocée naturelle	Global
<i>Atherina boyeri</i>	0,6%	2,9%	0,0%	5,8%	2,3%
Blenniidae	0,0%	2,9%	0,0%	0,0%	0,7%
<i>Chromis chromis</i>	0,0%	7,4%	0,0%	0,0%	1,9%
<i>Dicentrarchus labrax</i>	0,0%	0,0%	0,0%	0,6%	0,1%
<i>Diplodus annularis</i>	19,9%	44,0%	0,0%	15,2%	19,8%
<i>Diplodus puntazzo</i>	5,1%	16,6%	0,0%	6,4%	7,0%
<i>Diplodus sargus</i>	2,8%	5,7%	0,0%	1,8%	2,6%
<i>Diplodus vulgaris</i>	17,0%	22,9%	0,0%	4,7%	11,1%
Gobiidae	0,0%	0,0%	2,1%	0,6%	0,7%
<i>Lithognathus mormyrus</i>	0,6%	0,0%	0,0%	0,0%	0,1%
Mugilidae	0,0%	0,0%	0,0%	2,9%	0,7%
<i>Mullus surmuletus</i>	5,7%	8,6%	0,0%	0,6%	3,7%
<i>Oblada melanura</i>	0,0%	0,6%	0,0%	0,0%	0,1%
<i>Pagellus spp.</i>	2,3%	4,0%	0,0%	5,3%	2,9%
<i>Pagrus pagrus</i>	0,0%	2,3%	0,0%	0,0%	0,6%
<i>Sarpa salpa</i>	6,3%	33,1%	0,0%	3,5%	10,7%
<i>Scorpaena porcus</i>	0,0%	4,6%	0,0%	0,0%	1,1%
<i>Spicara spp.</i>	0,0%	1,1%	0,0%	0,0%	0,3%
<i>Symphodus cinereus</i>	6,8%	13,1%	0,0%	0,0%	5,0%
<i>Symphodus ocellatus</i>	1,1%	5,7%	0,0%	0,0%	1,7%
<i>Symphodus roissali</i>	0,6%	5,1%	0,0%	0,0%	1,4%
<i>Symphodus tinca</i>	13,1%	28,0%	0,0%	1,2%	10,6%
Nombre de taxons	13	18	1	12	24

Tableau 9 : Occurrence des différents taxons (en bleu clair : occurrence entre 0 et 5%, en bleu foncé : occurrence > 5%) dans la cymodocée transplantée et les modules centraux du corridor, sur le sable et sur la cymodocée naturelle.

L'attractivité des modules centraux paraît renforcée par le volume d'habitat et la multiplicité de cachettes offertes, comparativement aux patches de cymodocée transplantée recouverts de cages seules ou à l'herbier naturel et au sable (Figure 144). Les microrécifs ont ainsi rempli leur rôle d'habitat de nurserie de substitution au cours de cette première phase. Globalement, le corridor transplanté protégé a généré un gain d'attractivité pour les juvéniles de poissons par rapport à la zone sableuse, marqué par des abondances et une diversité taxonomique de juvéniles très supérieures, et même en offrant une richesse ponctuelle plus élevée que l'herbier naturel de référence.



Figure 144: Photos de juvéniles de poissons sur les grilles de protection des herbiers transplantés et dans les récifs nurserie.

Phase 2 : après le retrait des cages de protection et des récifs nurserie

Lors de la seconde phase, après retrait des cages de protection et des microrécifs nurserie (mars 2021–février 2023), le corridor de cymodocée transplanté conserve leur attractivité pour les juvéniles de poissons par rapport à la zone sableuse, mais celle-ci est nettement atténuée et n’atteint pas l’intensité observée dans l’herbier naturel. En effet, les données issues des comptages sur transects montrent que l’abondance moyenne de juvéniles dans le corridor sans dispositifs est de l’ordre de $0,72 \pm 0,22$ Ind./10 m², bien supérieure à celle du sable ($0,007 \pm 0,007$ Ind./10 m²), mais inférieure à celle relevée dans l’herbier naturel ($2,89 \pm 0,55$ Ind./10 m²). Le test de Kruskal–Wallis demeure significatif ($p < 0,001$) et les comparaisons post-hoc de Dunn confirment que, sans protection, le corridor accueille plus de juvéniles que la zone sableuse ($p < 0,01$) tout en restant en deçà de l’herbier naturel (p ajusté $< 0,01$). De même, la richesse taxonomique ponctuelle et la richesse globale sont plus élevées dans le corridor dépourvu de dispositifs ($0,39 \pm 0,07$ taxons/10 m² et 11 taxons observés) que sur le sable ($0,05 \pm 0,02$ taxons/10 m² et 5 taxons observés), mais elles demeurent inférieures à celles de l’herbier naturel ($0,59 \pm 0,08$ taxons/10 m² et 16 taxons observés). L’indice de Shannon suit la même tendance : environ $0,056 \pm 0,016$ dans le corridor sans protection, contre $0,0046 \pm 0,0046$ sur sable et $0,10 \pm 0,02$ en herbier naturel. Ces résultats témoignent d’une attractivité du corridor transplanté, toutefois moindre, dès lors que les dispositifs artificiels sont retirés et que l’herbier n’a pas encore atteint une maturité et une densité comparables à celles de l’habitat naturel.

La composition des assemblages corrobore cette évolution atténuée : la PERMANOVA sur distance Bray–Curtis reste significative pour l’effet habitat au sein de la phase sans protection ($F \simeq 16,3$; $R^2 \simeq 0,078$; $p < 0,001$) (Annexe 14). Les comparaisons par paires révèlent une dissimilarité significative entre corridor sans dispositifs et herbier naturel ($R^2 \simeq 0,039$; p ajusté = 0,003) ainsi qu’entre corridor et sable ($R^2 \simeq 0,038$; p ajusté = 0,003). Le test de SIMPER met en évidence que, dans le corridor sans protection, certaines espèces autrefois fréquentes en phase protégée ont vu leurs abondances chuter, voire disparaître : par exemple, *Diplodus annularis* passe d’une abondance notable sous protection à une moyenne très faible ($\sim 0,06$ Ind./10 m² sans dispositifs), *Sarpa salpa* diminue également (de $\sim 1,10$ Ind./10 m² protégé à $\sim 0,50$ Ind./10 m² sans) (Annexe 15). Toutefois, ces variations pour certaines espèces sont également sensibles dans l’herbier naturel, suggérant une part de variabilité interannuelle du recrutement. De plus, plusieurs Labridae (*Symphodus cinereus*, *S. ocellatus*, *S. roissali*, *S. tinca*), fortement associés aux microrécifs lors de la première phase, ne fréquentent plus ou très occasionnellement le corridor après retrait des dispositifs.

Par ailleurs, une observation importante concerne la disparité de croissance des herbiers transplantés le long du corridor : la croissance en densité et en surface varie entre la partie ouest et la partie est du corridor, la section est présentant un développement plus lent voire une régression en certains points. Cette hétérogénéité spatiale du développement de l’herbier peut avoir contribué à une attractivité globale différenciée, particulièrement moindre dans la partie est où la couverture végétale est encore insuffisante pour offrir un habitat propice aux juvéniles. Ainsi, la fonctionnalité nurserie apparaît d’autant plus réduite dans les zones où l’herbier n’a pas suffisamment progressé.

Pour conclure, durant cette deuxième phase, le corridor continue de jouer un rôle de nurserie, mais bien moindre que celui de l’herbier naturel. Ces observations soulignent l’importance des dispositifs structuraux temporaires pour maximiser la fonction nurserie au stade initial et montrent que le gain de fonctionnalité dépend du rythme de développement de l’herbier sur le long terme.

Role de nurserie du corridor de cymodocée transplanté

La fonction de nurserie d’un habitat se mesure non seulement par l’abondance de juvéniles qui l’y fréquentent, mais surtout par la capacité de ces juvéniles à y demeurer et à grandir suffisamment pour franchir les stades critiques avant de rejoindre les habitats des stades adultes. Deux indicateurs principaux permettent de caractériser cette fonction nurserie à partir des distributions de taille mensuelles des espèces présentes : (i) l’apparition successive de cohortes, où les distributions de taille se décalent vers des classes supérieures au fil des relevés ; (ii) l’abondance des individus de ces des modes de taille sur plusieurs relevés consécutifs, témoignant d’une mortalité modérée et de conditions favorables (abri, nourriture,

faible prédation). Cette approche permet d'évaluer simultanément l'attraction initiale des juvéniles pour un habitat, leur rétention ou croissance effective ainsi que leur survie.

Dans la première phase de l'opération (mars 2018 – février 2021), le corridor de *Cymodocea nodosa* transplantée, recouvert de cages anti-broutage et de microrécifs centraux, a offert des microhabitats structurés comparables, voire supérieurs, à l'herbier naturel de référence pour plusieurs espèces.

Après le retrait des cages de protection et des microrécifs (mars 2021 – février 2023), l'herbier transplanté a continué à se densifier, mais de façon hétérogène selon les modules. Cette évolution se reflète dans les distributions de taille des juvéniles : pour plusieurs espèces, on continue de détecter des cohortes dans le corridor, signe que le tapis de *Cymodocée* atteint progressivement une couverture suffisante pour offrir un habitat nurserie minimal. Toutefois, ces cohortes sont en général moins denses (pics de distribution plus modérés) et moins persistantes (modes de taille disparaissant plus vite ou moins clairement déplacés) que durant la phase protégée.

Pour *Diplodus annularis*, les distributions de taille montrent clairement, dès la première saison suivant la transplantation, l'apparition de cohortes de juvéniles autour de 30–40 mm, progressivement déplacées vers 60–80 mm au cours des mois suivants (Figure 145). Ces cohortes sont d'autant plus marquées et persistantes dans le corridor protégé que dans l'herbier naturel, suggérant une rétention accrue et une mortalité précoce réduite grâce à la complexité structurelle offerte par les cages et les micro-refuges. En zone sableuse, *D. annularis* reste marginal, avec de rares individus et des pics de distribution très fugitifs, confirmant le rôle très limité du sable nu comme nurserie pour cette espèce. Après le retrait des dispositifs artificiels, les cohortes apparaissent encore dans le corridor, notamment dans les modules où la densité végétale est élevée (partie ouest), mais y sont moins marquées et moins durables qu'auparavant. Leur progression vers des tailles supérieures est freinée et la persistance sur plusieurs relevés se réduit, indiquant une rétention moindre et/ou une mortalité accrue sans abri artificiel. En herbier naturel, l'abondance en juvéniles de cette espèce est aussi réduite, mais les distributions de *D. annularis* restent plus nettes et durables.

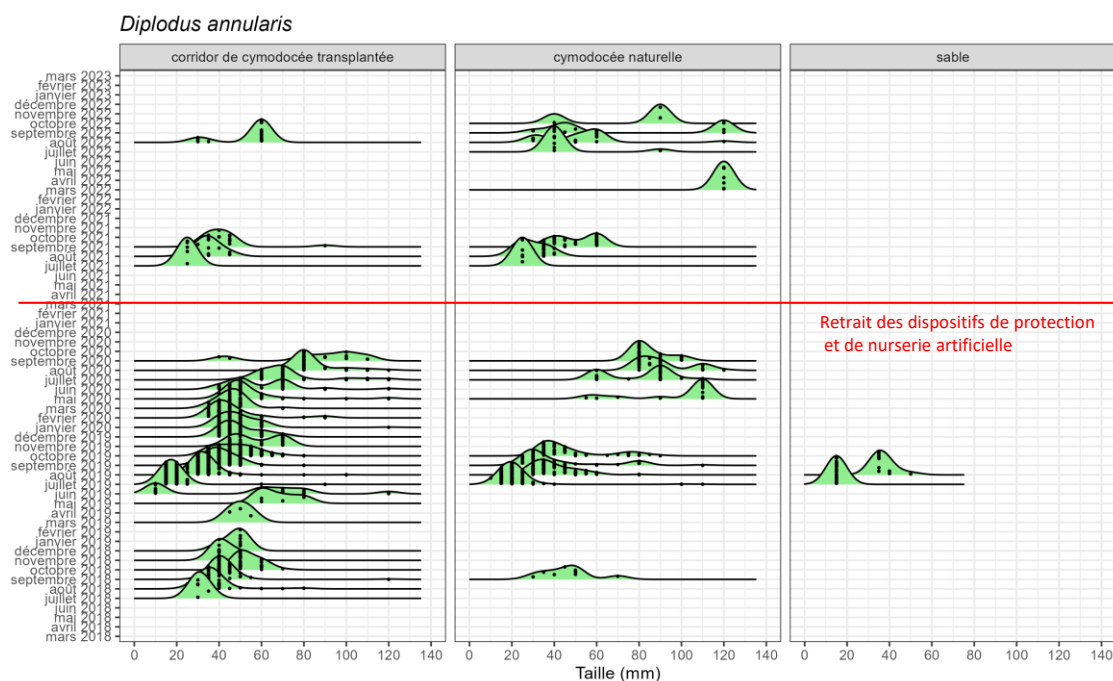


Figure 145 : Évolution temporelle des classes de taille juvéniles de *Diplodus annularis* dans le corridor de *cymodocée* transplantées ainsi que dans les herbiers naturels de *cymodocée* et sur le sable entre 2018 et 2023.

Pour *Sarpa salpa*, la phase protégée révèle également une fonction nurserie robuste dans le corridor : les cohortes juvéniles apparaissent annuellement entre 20 et 40 mm, puis progressent jusqu'à 80–100 mm selon les relevés, de façon souvent plus prononcée qu'en herbier naturel. La persistance de ces distributions de taille sur plusieurs relevés témoigne d'une résidence prolongée et d'une survie suffisante, rendues possibles par les cages de protection et les refuges artificiels. La zone sableuse, de nouveau, présente seulement des occurrences sporadiques de *S. salpa*, sans véritable cohorte durable (Figure 146). Après le retrait des dispositifs, des cohortes sont toujours observables dans le corridor, mais leur amplitude est plus faible et leur persistance limitée, surtout dans les secteurs où la végétation reste clairsemée ou encombrée par des débris de Posidonie. Dans l'herbier naturel, la résidence des juvéniles est meilleure, et globalement *S. salpa* y trouve une nurserie plus favorable.

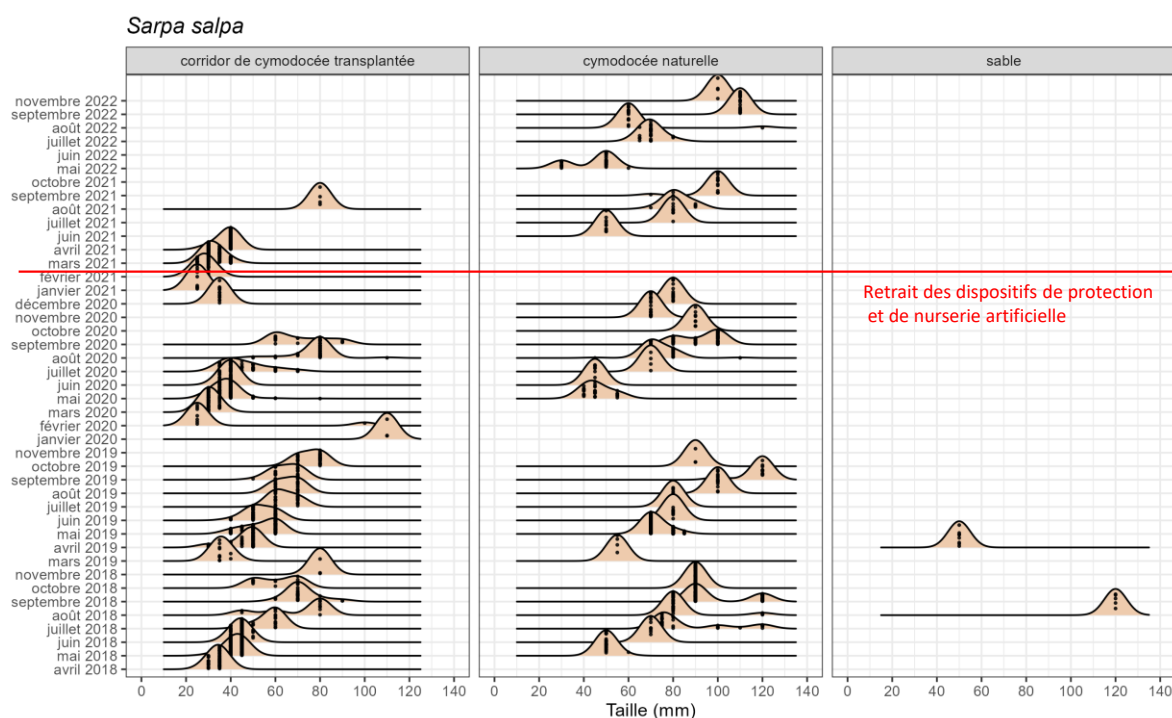


Figure 146 : Évolution temporelle des classes de taille juvéniles de *Sarpa salpa* dans le corridor de cymodocée transplantées ainsi que dans les herbiers naturels de cymodocée et sur le sable entre 2018 et 2023.

Pour *Diplodus puntazzo* et *Diplodus vulgaris*, les cohortes dans le corridor protégé sont présentes et bien marquées, mais moins intenses en termes d'abondance de juvéniles que pour *D. annularis* ou *S. salpa* : on détecte des juvéniles de 20–50 mm (pour *D. puntazzo*) ou 20–60 mm (pour *D. vulgaris*) dans le corridor, avec une progression vers des tailles supérieures (Figure 147 et Figure 148). L'existence même de ces cohortes, alors que la couverture végétale transplantée est encore jeune, indique que les structures artificielles compensent partiellement l'immaturité du tapis végétal en offrant abri et complexité. Dans le sable, ces espèces figurent quasi absentes, soulignant leur dépendance à un habitat structuré.

La phase post-protection dans le corridor montre des distributions de taille quasi marginales pour ces deux espèces : quelques juvéniles sont détectés, surtout dans les zones à couverture plus dense, mais les cohortes sont rares et de faible amplitude, traduisant que le tapis végétal transplanté n'a pas encore acquis partout la complexité et la continuité requises pour une nurserie robuste. L'herbier naturel continue de présenter des cohortes plus marquées.

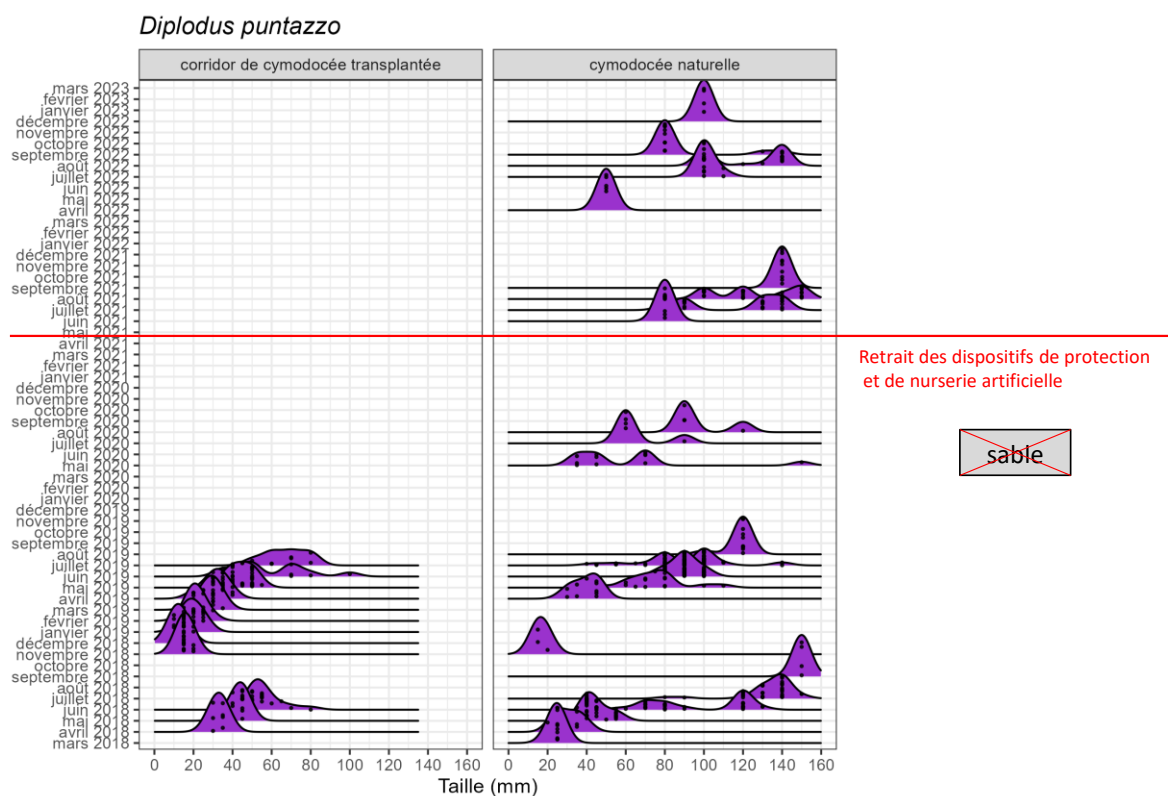


Figure 147 : Évolution temporelle des classes de taille juvéniles de *Diplodus puntazzo* dans le corridor de cymodocée transplantées ainsi que dans les herbiers naturels de cymodocée et sur le sable entre 2018 et 2023.

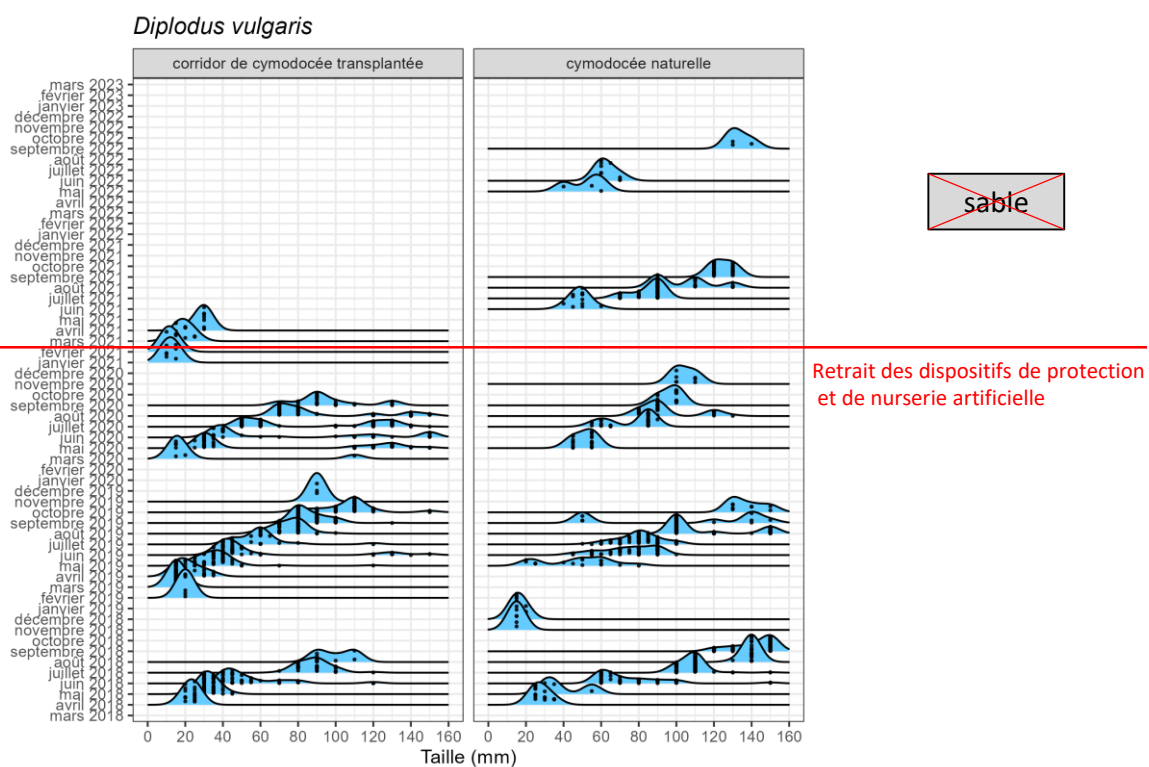


Figure 148 : Évolution temporelle des classes de taille juvéniles de *Diplodus vulgaris* dans le corridor de cymodocée transplantées ainsi que dans les herbiers naturels de cymodocée et sur le sable entre 2018 et 2023.

Les rougets de roches (*Mullus surmuletus*) illustrent une utilisation plus mixte des habitats : sous protection, le corridor transplanté, combinant zones végétalisées naissantes, interstices sableux et micro-refuges artificiels, attire des juvéniles de tailles variées (20–140 mm) (Figure 149). Les distributions de taille montrent des pics initiaux, suivis parfois d’une progression, indiquant que certains juvéniles trouvent un équilibre temporaire favorable dans cette mosaïque. Cette espèce est aussi présente dans les herbiers de cymodocée naturels et le sable avec des profils de distributions similaires, indiquant que cette espèce est mobile au sein de la mosaïque d’habitats de la lagune.

Les rougets continuent de fréquenter le corridor post-protection, profitant de la mosaïque végétation/sable, mais les distributions de taille indiquent une résidence plus brève et une progression plus aléatoire, en l’absence des refuges artificiels. La capacité du corridor à soutenir ces espèces diminue, même si elle reste supérieure à celle du sable nu.

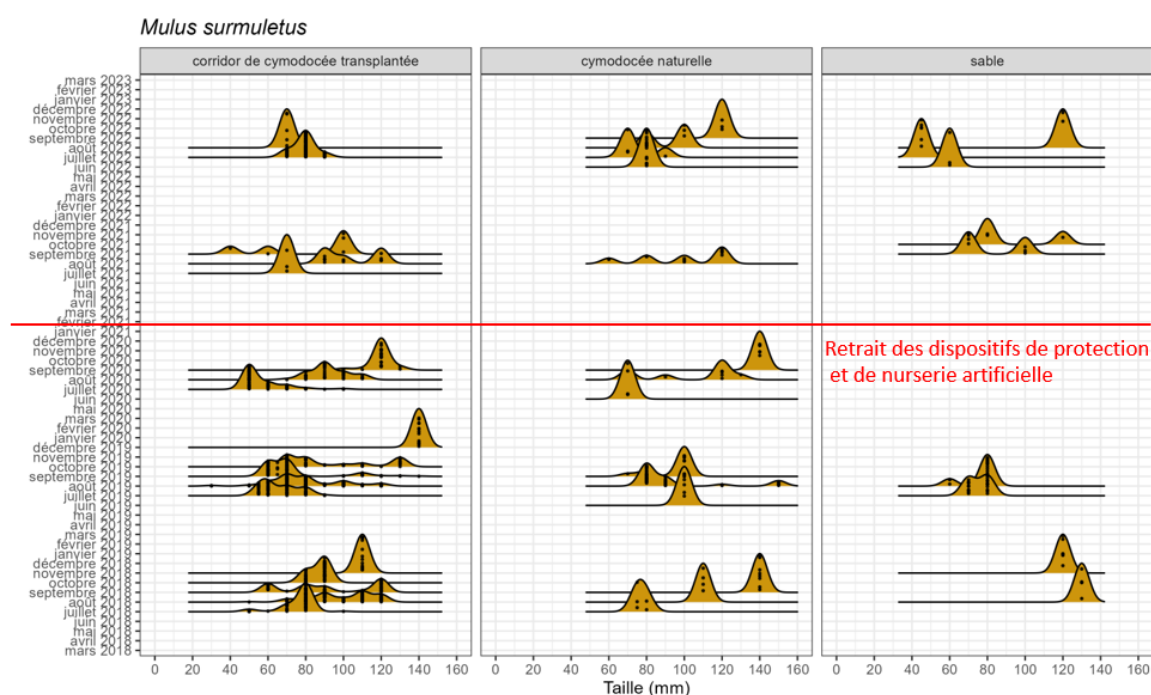


Figure 149 : Évolution temporelle des classes de taille juvéniles de *Mullus surmuletus* dans le corridor de cymodocée transplantées ainsi que dans les herbiers naturels de cymodocée et sur le sable entre 2018 et 2023.

Pour des espèces habituellement plus strictement inféodées aux substrats durs (zones rocheuses) comme *Symphodus tinca* et *Symphodus cinereus*, la phase protégée du corridor se révèle particulièrement efficace : de multiples cohortes juvéniles apparaissent chaque saison, autour de 20–40 mm, et se déplacent vers 60–80 mm ou davantage au fil des relevés (Figure 150Figure 151). Ces cohortes sont souvent au moins aussi nettes que dans l’herbier naturel, favorisées par les micro-refuges offerts par le dispositif. En outre, ces juvéniles restent présents sur plusieurs mois, attestant d’une mortalité réduite. En zone sableuse, ces Labridae sont quasi absents, confirmant leur besoin d’un habitat dense et structuré. Pour ces deux espèces fortement dépendantes d’un habitat structuré, la fonction nurserie du corridor n’est pas maintenue après le retrait des dispositifs de protection et des récifs nurserie.

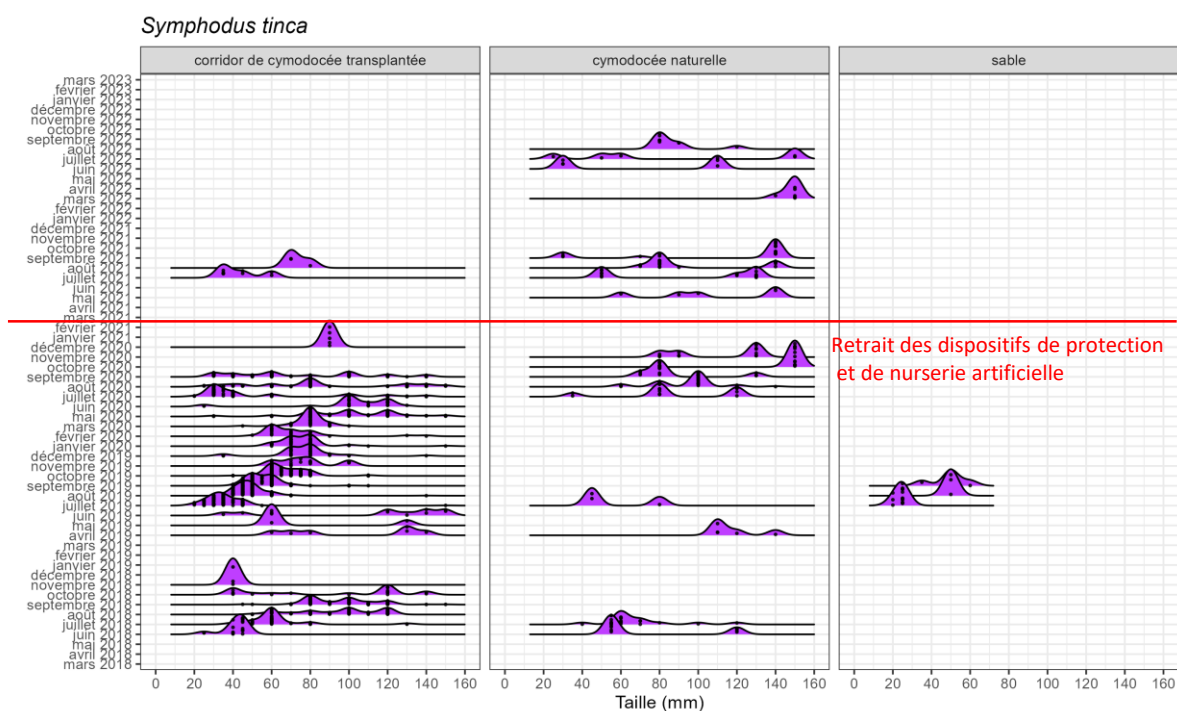


Figure 150 : Évolution temporelle des classes de taille juvéniles de *Symphodus tinca* dans le corridor de cymodocée transplantées ainsi que dans les herbiers naturels de cymodocée et sur le sable entre 2018 et 2023.

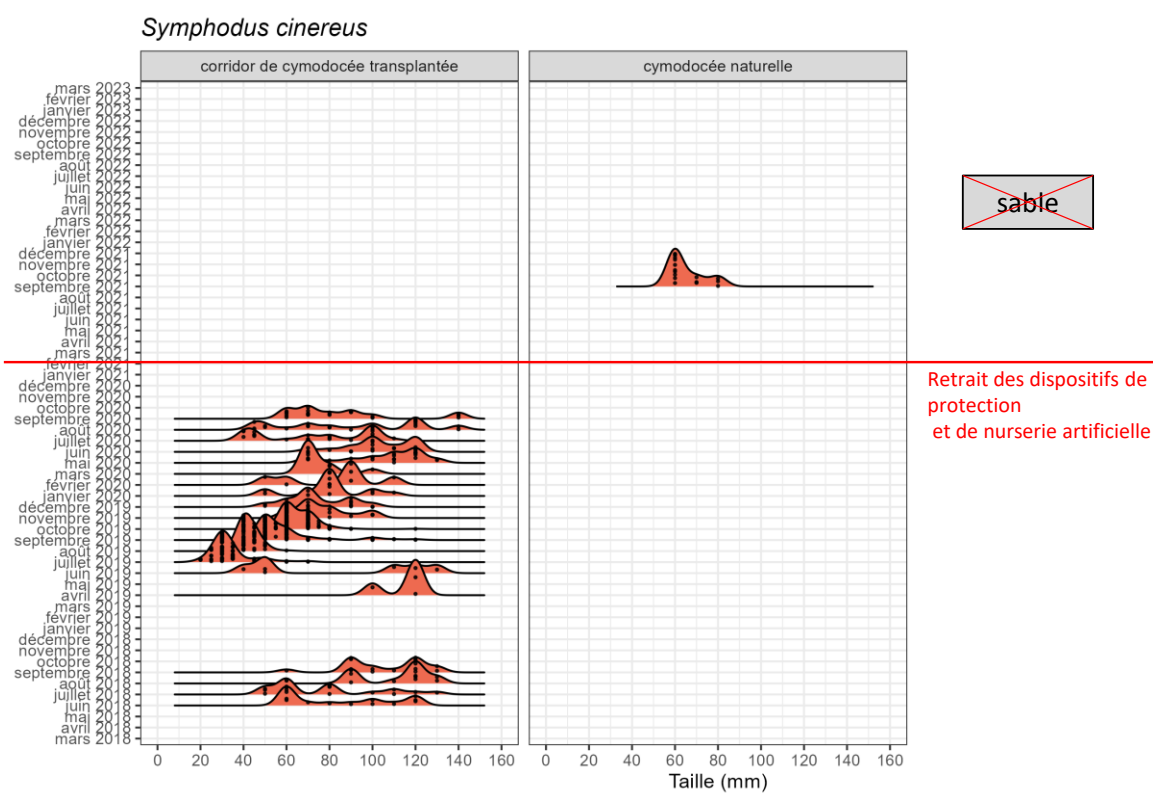


Figure 151 : Évolution temporelle des classes de taille juvéniles de *Symphodus cinereus* dans le corridor de cymodocée transplantées ainsi que dans les herbiers naturels de cymodocée et sur le sable entre 2018 et 2023.

Durant la phase « avec dispositifs », le corridor transplanté a démontré une fonction de nurserie très robuste pour les espèces typiques d'herbiers (particulièrement *D. annularis* et *S. salpa*) ainsi que pour des espèces plutôt inféodées aux substrats rocheux (*S. tinca*, *S. cinereus*), et même un rôle attractif et retentif pour certaines espèces qui fréquentent plusieurs types d'habitats (*Mullus surmuletus*, *D. puntazzo*, *D. vulgaris*), grâce à la mosaïque « végétation naissante + sable interstitiel + micro-refuges artificiels ». Les distributions de taille évolutives, bien marquées et persistantes, confirment non seulement l'attraction de post-larves, mais surtout la résidence prolongée nécessaire à leur croissance.

La variabilité spatiale du développement végétal est un facteur clé de cette phase : dans les modules ouest où *Cymodocea nodosa* s'est densifiée plus rapidement et où les dépôts de débris sont moindres, nous avons pu observer, même si le jeu de donnée ne permet pas de le mettre en évidence que les cohortes juvéniles perdurent plus clairement, tandis que dans les modules est, où l'herbier reste clairsemé et perturbé par des accumulations de débris végétaux, les cohortes sont faibles, voire inexistantes. Cette hétérogénéité se traduit par une fonction nurserie intermédiaire, meilleure que dans le sable, mais inférieure à l'herbier naturel.

En conclusion, le corridor transplanté, grâce aux dispositifs de protection des herbiers et l'implantation de récifs nurserie, a démontré la mise en place précoce d'une fonction nurserie puissante, confirmée par des distributions de taille évolutives et persistantes pour plusieurs espèces. Une fois les dispositifs retirés, la capacité de nurserie persiste, mais à un niveau intermédiaire, dépendant de la rapidité et de l'homogénéité de la densification végétale et des conditions locales. L'analyse des distributions de taille mensuelles constitue un outil précieux pour évaluer la qualité de la fonction de nurserie et orienter les actions adaptatives nécessaires pour que l'herbier transplanté atteigne à long terme une fonction nurserie pleinement équivalente à celle de l'herbier naturel.

5. Conclusion sur l'efficacité de l'action restaurative, retour d'expérience et recommandations

La restauration de l'herbier de *Cymodocea nodosa* dans la lagune du Brusc a mis en évidence à la fois la faisabilité technique de l'opération et les nombreux défis concrets à relever sur le terrain. Sur le plan administratif, l'investissement en temps pour le montage des dossiers et les concertations a été considérable : dépôt du dossier « loi sur l'eau », demandes de dérogation pour la récolte de plants protégés, rédaction d'une notice d'incidence Natura 2000, obtention d'une autorisation d'occupation temporaire du domaine maritime, audits et échanges réguliers entre scientifiques, autorités et parties prenantes locales. Ces démarches ont imposé des limites strictes au nombre de faisceaux autorisés (8 000 faisceaux), réduisant d'emblée l'ampleur spatiale potentielle de l'action. Néanmoins, ce cadre rigoureux a garanti la crédibilité scientifique du protocole et la confiance des autorités et des acteurs locaux, et servira de référence pour d'éventuelles démarches futures visant à restaurer des herbiers de *C. nodosa* sur des surfaces plus étendues.

L'opération a démontré la faisabilité technique de recréer un herbier de *Cymodocea nodosa* résilient. Les transplants ont présenté une dynamique de densification rapide sous protection (cages anti-broutage) et, par la suite, une expansion spatiale notable, parfois supérieure à celle des herbiers naturels de la lagune. La phase initiale de protection a favorisé une densité élevée de rhizomes et permis, dès les premiers mois, la mise en place d'une fonction nurserie puissante : les distributions de taille des juvéniles montraient des cohortes évolutives et persistantes pour de nombreuses espèces, parfois plus marquées que dans l'herbier naturel de référence. Après retrait des dispositifs, la capacité nurserie du corridor a perduré, mais de manière atténuée et hétérogène : dans les secteurs où la couverture végétale s'était suffisamment densifiée, des cohortes juvéniles subsistaient, tandis que dans les zones trop clairsemées ou obstruées par des débris végétaux, la rétention s'est nettement réduite. Cette observation souligne que l'efficacité restaurative ne se juge pas uniquement à l'extension initiale des patchs transplantés, mais dépend de la rapidité et de l'homogénéité de la densification végétale au fil des années.

Les diagnostics hydrosédimentaires ont joué un rôle central pour expliquer la variabilité du succès de développement des herbiers entre modules du corridor. La partie ouest, installée sur un substrat plus grossier et soumise à un flux modéré, a offert un ancrage stable aux rhizomes malgré une faible teneur organique. À l'inverse, la section est, bien que riche en fractions fines et matière organique—conditions en théorie favorables— a souffert de l'accumulation répétée de feuilles mortes de Posidonie et de fragments de matte morte remis en suspension lors de travaux de dragage dans le port du Brusc, ce qui a nui à la survie et à l'expansion des herbiers. Malgré des recherches bibliographiques approfondies et des études scientifiques rigoureuses menées avant l'opération, ces conditions délétères n'avaient pas été anticipées, en partie parce que le site a connu, pendant les premières années du programme, des modifications des dynamiques hydro-sédimentaires liées à des aménagements portuaires (voir chapitre « Dynamique et fonctionnement de la lagune du Brusc »). À l'avenir, toute action de transplantation devra s'appuyer sur une évaluation fine des dynamiques sédimentaires et des sources potentielles de perturbation, afin d'optimiser l'emplacement des modules, le calendrier d'entretien (nettoyage des débris) et les ajustements nécessaires au cours du suivi. De plus, cette étude a mis en évidence des impacts indirects des travaux portuaires sur les herbiers des zones adjacentes, preuves supplémentaires de l'incompatibilité entre le développement du Port du Brusc et la gestion efficace du site de la lagune du Brusc pour garantir sa conservation et sa restauration.

Le prélèvement dans la saline des Embiez n'a laissé aucune trace durable : la recolonisation rapide du site donneur confirme la résilience de cet habitat et valide la méthode employée, rassurant quant à l'absence d'effet délétère sur la population source. Cette réussite encourage à mobiliser, pour de futurs prélèvements, des sites bien préservés, à condition de documenter précisément les modalités de prélèvement et d'assurer un suivi post-intervention adapté. La démonstration de cette résilience pourrait, à terme, faciliter l'autorisation de volumes de prélèvement plus élevés, permettant ainsi d'étendre la surface transplantée.

En termes de surfaces, le gain généré par cette action restaurative reste modeste en valeur absolue comparé à l'évolution des herbiers naturels de la lagune, dont la croissance par patch se fait parfois plus lentement mais sur un espace beaucoup plus vaste. Cinq ans après le démarrage de l'opération, la surface cumulée de *Cymodocea nodosa*, qu'elle soit issue de transplantation ou de processus naturels, demeure très en deçà des trente hectares que couvrait l'herbier avant son effondrement au début des années 2000. Cette constatation rappelle que la restauration des herbiers marins s'inscrit dans des temporalités longues : même si la transplantation accélère localement la recolonisation et rétablit précocement certaines fonctions, elle ne permet pas de retrouver en quelques années l'étendue historique. Il importe de considérer la croissance de l'herbier transplanté non comme un remplacement instantané des surfaces perdues, mais comme un levier complémentaire au développement plus diffus des herbiers naturels.

Pour maximiser les gains écologiques de ce type d'action de restauration d'herbier marin, il apparaît important d'intégrer cette dimension spatiale et temporelle dès la conception des projets : négocier des volumes de prélèvement plus ambitieux lorsque la résilience du site donneur est démontrée, planifier des interventions dans des zones où les dynamiques sédimentaires sont favorables, et prévoir des actions d'entretien et de suivi pluriannuel centrées sur la densification végétale, et anticiper des actions d'adaptation si l'effet recherché n'est pas atteint (e.g. ajout de cage de protection).

En définitive, malgré les contraintes réglementaires ayant limité la surface transplantée, l'opération a confirmé le potentiel de recréer un herbier et de restaurer la fonction nurserie dans un corridor ciblé. Les enseignements tirés — garantie d'absence d'impact sur le site donneur, nécessité de diagnostics sédimentaires précis, entretien régulier des dispositifs et suivi pluriannuel axé sur la densification et les distributions de taille juvénile — constituent un guide précieux pour toute restauration future. Il faudra, pour être pleinement efficace, associer dès le départ ces éléments dans la conception des projets, prévoir une gouvernance adaptative capable de répondre aux imprévus (accumulation de débris, variations hydrodynamiques) et élargir progressivement la surface restaurée en tirant parti des enseignements acquis.

CHAPITRE 5

REAFECTATION DES ANCIENS MARAIS SALANTS DES EMBIEZ



Contributions

Conceptualisation : Thomas Miard, Damien Kirchhofer, Sylvain Couvray, Rémy Simide, Robert Bunet, Jean-Luc Bonnefont, Pierre Boissery

Terrain : Damien Kirchhofer, Aurélie Vion, Sylvain Couvray, Rémy Simide, Clément Madelaine, Robert Bunet

Traitement de données hors ADN environnemental : Sylvain Couvray, Aurélie Vion, Clément Madelaine

Traitement de données ADN environnemental : Robert Bunet

Rédaction * : Sylvain Couvray, Rémy Simide

*Sauf rédaction partie « Etat zéro et suivi des peuplements eucaryotes et poissons téléostéens dans les anciens salins par analyse d'ADN environnemental » : Robert Bunet

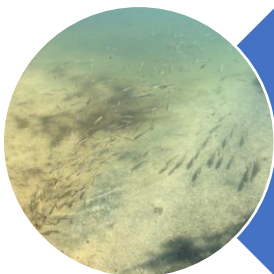
Points clés



Après près de 14 ans d'asphyxie du site, causée par la rupture de sa communication hydraulique avec la mer, la simple reconnexion des anciens salins des Embiez à la lagune du Brusc, initiée en 2020, a suffi à déclencher, en trois ans, la recolonisation et la structuration de tous les compartiments biologiques (végétaux aquatiques, benthos, plancton, poissons).



L'ouverture du système a rétabli des conditions physico-chimiques favorables (salinité stabilisée, meilleure oxygénation des sédiments, réduction de l'eutrophisation), permettant le développement rapide de *Ruppia spiralis*, suivi de la succession par *Cymodocea nodosa* et le retour d'une faune benthique diversifiée.



Les suivis visuels et l'analyse d'ADN environnemental ont confirmé la réinstallation d'assemblages ichtyologiques typiques — *Dicentrarchus labrax*, *Atherina boyeri* et même *Anguilla anguilla* — et mis en évidence la restauration de la fonction de nurserie



Cette réussite, obtenue sans travaux lourds, sans habitats artificiels ni réintroductions d'espèces, met en évidence l'extraordinaire résilience des milieux lagunaires dès lors que sont levées les contraintes hydrauliques, tout en offrant une solution très économe en coûts et en logistique.



Parallèlement aux résultats écologiques, l'aménagement d'un parcours pédagogique (ganivelles, panneaux thématiques) a renforcé l'appropriation et la préservation du site par le grand public, illustrant la parfaite complémentarité entre restauration et éducation.

Chapitre 5

REAFECTAION DES ANCIENS MARAIS SALANTS DES EMBIEZ

Sommaire

1.	<u>Contexte et des objectifs</u>	<u>190</u>
2.	<u>Montage du projet de réaffectation des anciens salins des Embiez</u>	<u>192</u>
2.1.	Première proposition de projet de réaménagement	192
2.2.	Etat zéro et diagnostic de la zone des anciens salins.....	193
2.3.	Complément d'information sur l'état écologique du site	196
	PARAMETRES PHYSICO-CHIMIQUES ET BACTERIOLOGIQUE DE L'EAU	196
	MODELISATION 3D DU SITE ET CARTOGRAPHIE BATHYMETRIQUE	197
2.4.	Proposition de plans d'aménagement du site et choix d'orientation	198
2.5.	Autorisations réglementaires	201
3.	<u>Travaux d'aménagement du canal et de la martellière.....</u>	<u>202</u>
4.	<u>Reconnexion des masses d'eau</u>	<u>202</u>
5.	<u>Gestion de la martellière</u>	<u>203</u>
6.	<u>Suivi de l'évolution écologique après les travaux.....</u>	<u>203</u>
6.1.	Restaurations des conditions hydrologiques.....	203
	ÉVOLUTION DE LA SALINITE	205
	ÉVOLUTION DE L'OXYGENATION.....	205
	TEMPERATURE ET SALINITE EN 2022	205
6.2.	Restauration de l'écosystème lagunaire.....	206
	SUIVI DES HERBIERS DE MAGNOLIOPHYTES.....	206
	REAPPARITION DE LA FAUNE BENTHIQUE	211
	EVOLUTION DES ASSEMBLAGES DE POISSONS ET DE LA FONCTION DE NURSERIE	211
	ÉTAT ZERO ET SUIVI DES PEUPELEMENTS EUCARYOTES ET POISSONS TELEOSTEENS DANS LES ANCIENS SALINS PAR ANALYSE D'ADN ENVIRONNEMENTAL	215
7.	<u>Aménagements pédagogiques du site</u>	<u>227</u>
8.	<u>Conclusion sur l'efficacité de l'action restaurative, retour d'expérience et recommandations....</u>	<u>229</u>

1. Contexte et des objectifs

L'île des Embiez a connu au fil des siècles de nombreuses transformations, majoritairement d'origine anthropique. Avant 1600, le site était constitué de deux îles distinctes — l'île des Embiez et celle de la Tour Fondue — séparées par un haut fond (cf. chapitre 1). En 1608, les moines de l'abbaye Saint-Victor ont aménagé cette zone peu profonde et protégée en tables salantes, afin d'y développer une activité de production de sel (Figure 152A).

Face à la concurrence des grands salins d'Aigues-Mortes et de Giraud, l'exploitation locale du sel décline progressivement et cesse définitivement en 1938. Des photographies historiques (Figure 152B et C) illustrent cette activité à son apogée dans les années 1930.



Figure 152 : A : Délimitation des salins des Embiez en 1943. Carte du Brusc de 1764 — Jacques-Nicolas Bellin. B et C : récolte du sel et marais salants des Embiez en activité au début des années 1930.

En 1958, Paul Ricard acquiert l'île et initie en 1960 l'aménagement du port des Embiez, en partie nord-ouest des anciennes salines (Figure 2, photo de 1989). La zone sud-est, attenante à la lagune du Brusc, est progressivement remaniée pour y créer un « jardin aquatique » (Preleur & Orusa, 1995), composé de deux bassins principaux :

- La « Saline », située à l'est,
- Les « anciens salins », à l'ouest (Figure 153).

Ces bassins, séparés de la lagune par un lido, sont alimentés par des graus, mais ne communiquent pas directement entre eux.

Le bassin de la Saline est exploité jusqu'en 1969 par la Compagnie Générale Transatlantique pour des expérimentations d'aquaculture (grossissement de crevettes), avant d'être totalement abandonné. Privé de circulation d'eau, il évolue alors vers un système quasiment abiotique, comparable à l'état des anciens salins avant leur restauration. Ce n'est qu'en 1975 et 1977 que la connexion à la mer est rétablie, via les buses Est et Sud.

Par la suite, cette zone est mise à disposition de l'Institut Océanographique Paul Ricard (IOPR) pour des travaux de recherche en aquaculture jusqu'aux années 2000. Depuis, le système évolue de façon spontanée, avec une intervention humaine limitée à l'entretien des connexions hydrauliques. L'écosystème atteint ainsi une stabilité caractéristique d'une lagune permanente marinisée. Cette trajectoire écologique s'est traduite par la colonisation progressive du substrat sablo-vaseux par des Magnoliophytes marines

(*Cymodocea nodosa*, *Ruppia spiralis*), probablement issues de la lagune adjacente. Ces herbiers assurent aujourd'hui un rôle d'abri et d'alimentation pour diverses espèces juvéniles de poissons côtiers (sparidés, labridés, etc.). Son rôle de nurserie a été démontré dans le projet SALINE en 2016 (Miard et al., 2016).



Figure 153 : Représentation synthétique des anciens salins (à gauche) et de la saline (à droite) sur l'île des Embiez, accompagnée de photographies prises en 2017. Le schéma central illustre la configuration des deux bassins et la localisation des graus — en rouge, l'ouvrage comblé ; en bleu, les ouvrages fonctionnels — assurant les échanges hydrauliques. Les images illustrent les conditions environnementales typiques de chaque zone ainsi que quelques espèces emblématiques associées : juvéniles de poissons côtiers et oiseaux limicoles pour la saline, herbiers denses de *Cymodocea nodosa* et plans d'eau fermés pour les anciens salins.

Dans la zone des anciens salins, les aménagements initiaux sont progressivement abandonnés. Le système évolue sans intervention, vers un écosystème lagunaire typique, riche et diversifié, abritant notamment des herbiers marins jouant un rôle essentiel de nurserie halieutique (Beck et al., 2001). Ce site constitue également une zone d'accueil pour de nombreuses espèces d'oiseaux migrateurs, grâce à la présence de végétations halophiles caractéristiques des « fourrés halophiles méditerranéens » (Code Corine Biotope 15.6 ; Cahier d'habitat Natura 2000, code 1420*2).

Les images aériennes comparées entre 1950 et 1989 (Figure 154) témoignent de la transformation spatiale majeure : implantation du port, reconfiguration des anciens salins, et isolement progressif du bassin ouest.

Le bassin principal des anciens salins (Figure 153), à l'ouest du complexe, a progressivement été isolé du milieu marin par le comblement du grau qui assurait autrefois la circulation d'eau avec la lagune du Brusc. Cette fermeture a entraîné une dégradation progressive du système, caractérisée par :

- Des variations extrêmes et saisonnières de salinité (jusqu'à 100 PSU l'été, ≈40 PSU l'hiver),
- Des fluctuations marquées du pH, de la température et de la turbidité,
- Des phénomènes anoxiques récurrents en période estivale.

L'absence d'échanges hydrauliques a entraîné l'effondrement des communautés biologiques typiques des lagunes méditerranéennes. À l'inverse, la Saline, toujours connectée à la lagune du Brusc depuis 1975, a conservé une bonne qualité écologique et constitue aujourd'hui l'état de référence pour le projet de restauration.

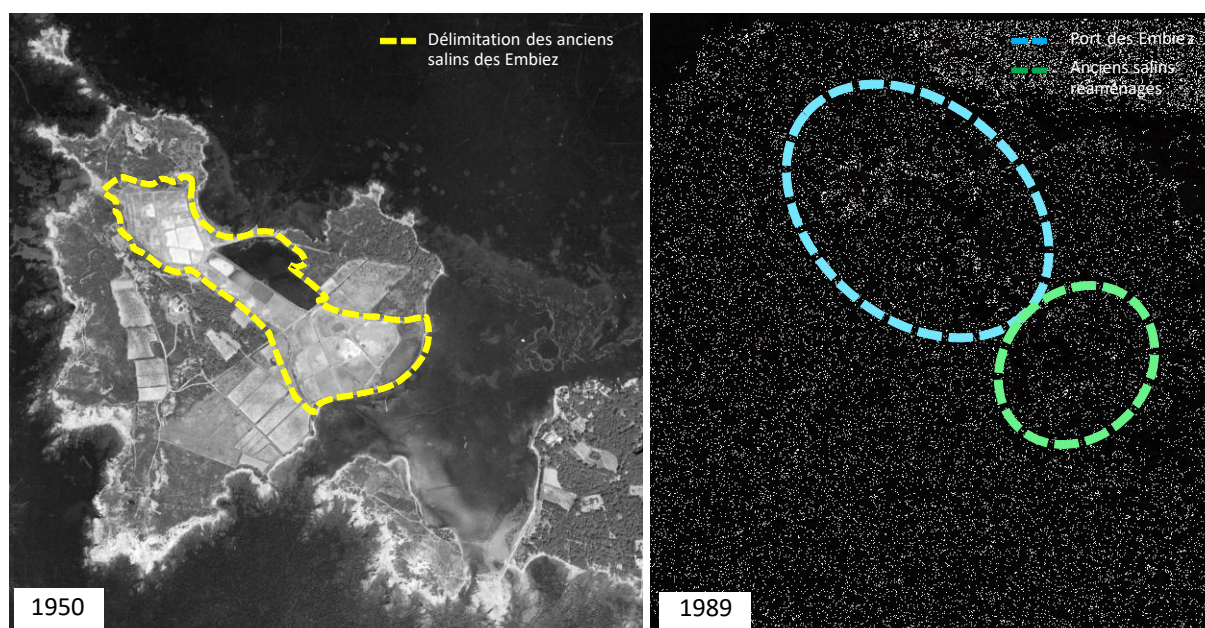


Figure 154 : à gauche : délimitation des anciens salins des Embiez en 1950. À droite : port des Embiez et anciens salins réaménagés en 1998 (données IGN).

Dans le cadre du programme SAR-LAB, une opération de réaffectation écologique des anciens salins a été engagée. L'objectif : rétablir des conditions hydrologiques favorables à la résilience du milieu, restaurer sa fonction de nurserie halieutique, et renforcer sa valeur écologique et productive.

Pour ce faire, un projet de travaux a été conçu, comprenant :

- L'installation d'un chenal en béton pour reconnecter les anciens salins à la lagune,
- La mise en place d'une martellière (vanne réglable) permettant de gérer manuellement les flux hydrauliques,
- Un suivi écologique régulier destiné à évaluer l'évolution de la biodiversité (herbiers, ichtyofaune, physico-chimie).

Le bassin de la Saline constitue, dans cette optique, le modèle de référence pour la trajectoire attendue de résilience écologique.

2. Montage du projet de réaffectation des anciens salins des Embiez

2.1. Première proposition de projet de réaménagement

En 2013, l'Institut Océanographique Paul Ricard (IOPR) a proposé un premier projet de réaménagement écologique des anciens salins de l'île des Embiez, dans le but de restaurer les fonctionnalités écologiques de cette zone humide littorale dégradée (Miard, 2013). Inspirée par le succès des opérations menées sur les salins d'Hyères, cette proposition visait à rétablir les échanges hydrauliques entre la lagune du Bruscat et les bassins des anciens salins, au moyen d'une buse ou d'un chenal de connexion.

L'objectif était de restaurer un fonctionnement lagunaire naturel, favorisant :

- La suppression des exondations estivales,
- L'amélioration de la qualité physico-chimique des eaux,
- Le retour d'un herbier de *Cymodocea nodosa*,
- La recolonisation par la faune aquatique (invertébrés, poissons juvéniles) et les oiseaux migrateurs.

Le plan initial prévoyait également l'aménagement d'un bassin d'eau douce et d'une nouvelle table salante, destinés à favoriser la production de proies naturelles (notamment *Artemia salina*), contribuant ainsi au soutien alimentaire des communautés d'avifaune (Figure 155).



Figure 155 : Première proposition de réaménagement des jardins aquatiques des anciens salins (Miard, 2013). Le schéma montre l'implantation projetée d'une table salante, d'un bassin d'eau douce et d'ouvrages de circulation hydrologique entre les bassins et la lagune (buses et canal d'évacuation).

Le projet reposait sur une mobilisation des moyens techniques de la S.A. Paul Ricard, avec un budget maîtrisé, et s'appuyait sur l'expertise scientifique de l'IOPR. Il incluait également un volet pédagogique, visant à valoriser le site auprès du public, avec des outils tels que :

- Des panneaux explicatifs,
- Un sentier de découverte,
- Des dispositifs d'observation du milieu subaquatique.

Malgré sa cohérence écologique et ses atouts pédagogiques, ce premier projet n'a pas été retenu dans sa version initiale.

2.2. Etat zéro et diagnostic de la zone des anciens salins

En 2016, avant le lancement d'un projet de restauration écologique sur la lagune du Brusc (SARLAB), l'Institut Océanographique Paul Ricard, en partenariat avec les sociétés Agir Écologie, Rocambole et le Conservatoire du littoral, a réalisé un diagnostic écologique complet des anciens salins de l'île de l'île des

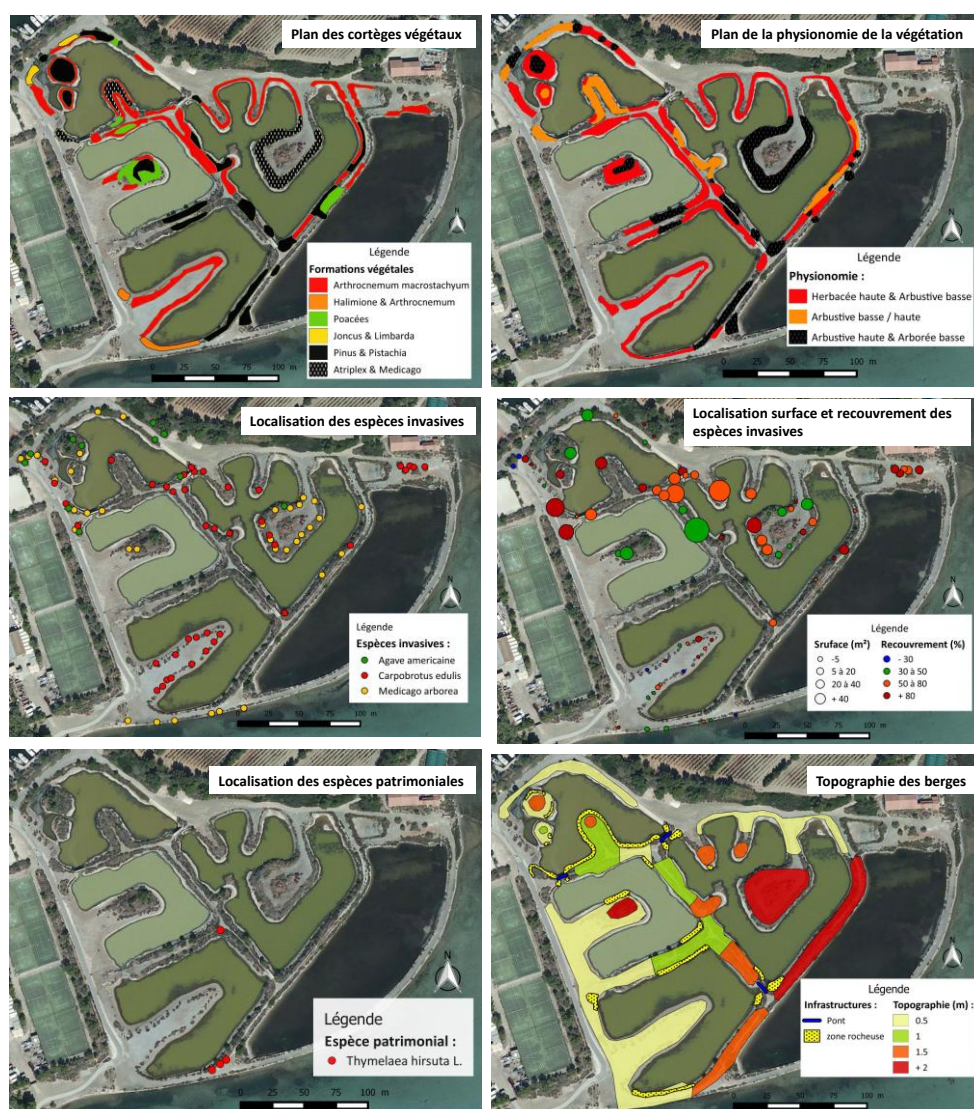
Embiez. Cette démarche, s'inscrit dans les objectifs de la Directive Cadre Stratégie pour le Milieu Marin (2008/56/CE). Le diagnostic visait à établir un état initial de l'écosystème, ou « état zéro », en amont de toute action de restauration écologique, afin de fournir une base de référence pour le suivi de l'évolution du site dans le temps.

Nous présentons ici un résumé de ce document. La version complète est présentée en annexe 1.

Diagnostic écologique

Partie terrestre :

Le diagnostic met en évidence une mosaïque d'habitats caractéristiques des zones humides littorales méditerranéennes. Plusieurs types d'habitats d'intérêt communautaire y ont été recensés, notamment les steppes salées méditerranéennes, les prés salés et les fourrés halophiles. L'inventaire floristique révèle une prédominance de la salicorne glauque (*Arthrocnemum macrostachyum*), espèce structurante des fourrés halophiles (Figure 156). Trois espèces végétales invasives ont été identifiées : *Carpobrotus edulis* (griffe de sorcière), *Medicago arborea* (luzerne arborescente) et *Agave americana*. Ces espèces perturbent le fonctionnement écologique du site et menacent les espèces autochtones.



L'avifaune est relativement diversifiée, avec onze espèces observées lors de l'inventaire 2016, dont certaines protégées par la directive Oiseaux. Cependant, la fréquentation humaine et l'absence d'habitats favorables limitent la reproduction.

Partie aquatique :

Seule la lagune à l'est du site, encore en connexion avec la mer, maintient une bonne qualité écologique et accueille des herbiers de *Cymodocea nodosa*. Les autres bassins sont hyper-salés, anoxiques, et ne permettent pas le développement d'une biocénose aquatique typique (Figure 6). Les niveaux de l'eau varient dans ce bassin de plus de 70 cm entre les périodes estivales avec une baisse du niveau d'eau lié à l'évaporation et les périodes hivernales avec les apports d'eau de pluie. La profondeur maximale est d'environ 3m (Figure 157).

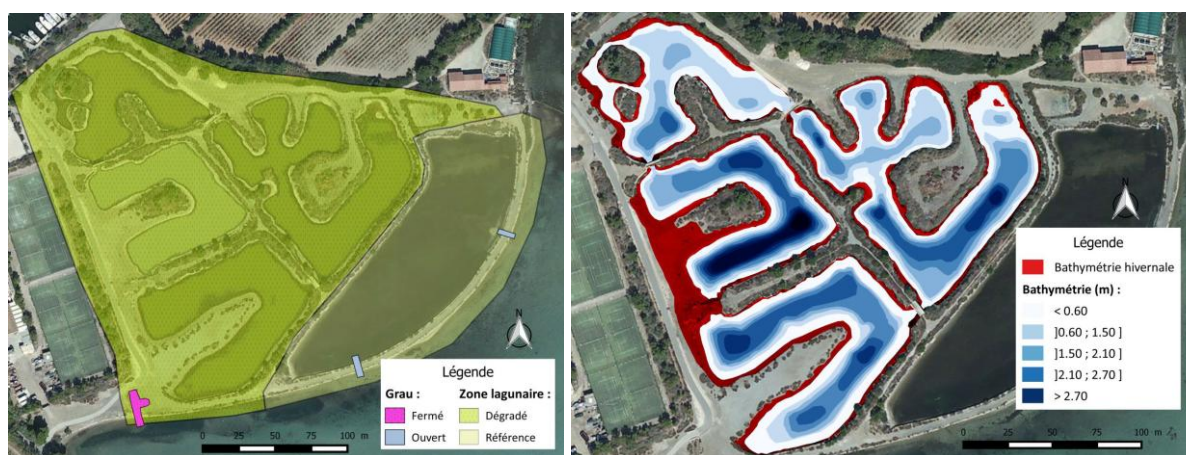


Figure 157 : à gauche : Délimitation fonctionnelle des bassins : grau fermé (rose), graus ouverts (bleu), zones lagunaires en bon état (référence, en bleu pâle) et zones dégradées (vert clair). À droite : Bathymétrie hivernale des anciens salins (en mètres). Les profondeurs maximales atteignent 3 m dans certains bassins. L'irrégularité bathymétrique influence fortement la répartition thermique et la dynamique de salinité du site.

Enjeux de conservation

Le site présente plusieurs enjeux majeurs. Sur le plan écologique, la présence d'habitats naturels rares, d'une espèce végétale patrimoniale (*Thymelaea hirsuta*), de zones d'accueil pour l'avifaune migratrice et de nurseries pour l'ichtyofaune font de cette zone un réservoir de biodiversité. Sur le plan socio-économique, le site offre un fort potentiel de sensibilisation et de valorisation par le biais d'activités scientifiques, éducatives et touristiques. Le maintien de ces fonctions nécessite une restauration ciblée, intégrant à la fois les dimensions écologiques et paysagères du site.

Menaces identifiées

Le diagnostic révèle des pressions d'origine anthropique et naturelle. Les pressions humaines incluent le piétinement, l'introduction d'espèces ornementales non adaptées, les dépôts de déchets organiques, et les aménagements mal conçus. Du point de vue naturel, les principales contraintes sont l'évaporation estivale, l'érosion des berges, et la fermeture progressive des milieux ouverts (saline). Ces facteurs contribuent à la régression des espèces patrimoniales et au dysfonctionnement global de l'écosystème salin.

Préconisations de gestion

Quatre grands axes d'intervention ont été proposés :

- L'éradication des espèces invasives par des actions d'arrachage manuelles ou mécaniques, accompagnées d'un suivi pluriannuel ;
- La revalorisation de la structure des berges, par la modification des pentes et la reconstitution d'habitats adaptés ;

- L'amélioration du fonctionnement hydrologique, par la réouverture partielle à la mer, la création d'îlots et l'introduction de modules BIOHUT ;
- L'accueil du public, via la mise en place de parcours pédagogiques, d'observatoires ornithologiques et d'animations naturalistes.

2.3. Complément d'information sur l'état écologique du site

Les deux premières années du programme SAR-LAB (2017–2018) ont principalement été consacrées à l'acquisition de données complémentaires, afin de consolider l'état initial du site, d'élaborer un plan d'action pour les travaux de restauration, et de mener les concertations nécessaires avec les propriétaires et les services de l'État en vue de la validation des futures interventions.

Paramètres physico-chimiques et bactériologique de l'eau

En 2018, des analyses ont été réalisées sur l'eau et les sédiments des anciens salins, dans le but de s'assurer que la masse d'eau présente ne constituait pas un risque environnemental ou sanitaire en cas de remise en connexion avec la mer. Trois points de prélèvement ont été échantillonnés au printemps 2018, par le laboratoire départemental d'analyses du Var (Figure 158).



Figure 158 : Localisation des points de prélèvement d'eau pour l'analyse des paramètres physico-chimiques et bactériologiques.

Les résultats obtenus n'ont révélé aucune concentration préoccupante par rapport aux seuils couramment observés en mer ouverte (Tableau 10). La turbidité élevée s'explique essentiellement par le cloisonnement des bassins et les fortes variations mensuelles des apports (précipitations, évaporation). Ces conditions favorisent localement les proliférations phytoplanctoniques, ainsi que la présence de bactéries sulfato-réductrices typiques des milieux confinés et peu oxygénés.

La concentration en substances azotées, notamment les nitrates (valeurs < 5 mg/L), restait largement inférieure au seuil de 50 mg/L fixé par la directive Nitrates (91/676/CEE). Par ailleurs, les indicateurs microbiologiques d'origine fécale (entérocoques, *Escherichia coli*) étaient tous inférieurs aux seuils réglementaires définis pour les eaux de baignade.

Paramètres	PRV 1	PRV 2	PRV 3	Valeurs seuil
Turbidité (NFU)	76	94	80	< 30
pH	8,6	8,6	8,7	8,2
Orthophosphates (mg/L PO4)	0,0656	0,0561	0,0573	0,12
Conductivité à 25°C (µS/cm)	85,691	85,501	87,589	< 80
Carbone organique Total (mg/L)	63	53	55	
Bactéries coliformes (/100ml)	< 10	< 10	< 10	< 500
Entérocoques intestinaux (/100ml)	62	40	10	< 200
Escherichia coli (/100ml)	< 10	< 10	< 10	< 500
Ammonium NH4 (mg/L)	< 5	< 5	< 5	
Nitrates (mg/L)	< 5	< 5	< 5	< 50
Nitrites (mg/L)	< 0,50	< 0,50	< 0,50	< 0,50
Aluminium dissous (mg/L)	< 0,10	< 0,10	< 0,10	
Cuivre dissous (mg/L)	< 0,10	< 0,10	< 0,10	< 2

Tableau 10 : Paramètres physico-chimiques et bactériologiques mesurés dans les anciens salins au printemps 2018, comparés aux seuils de référence réglementaires.

En conclusion, malgré des différences attendues entre les anciens salins et la lagune, les paramètres mesurés n'indiquaient aucun risque de contamination chimique ou biologique pour les écosystèmes marins ou pour la santé humaine, en cas de réouverture des échanges hydrauliques.

Modélisation 3D du site et cartographie bathymétrique

Dans le cadre de la planification opérationnelle des aménagements, une modélisation tridimensionnelle du site a été réalisée. Elle a permis d'identifier précisément les zones à remodeler, en tenant compte de l'altitude des buttes centrales et de l'accessibilité technique (Figure 159).



Figure 159 : Modélisation en 3D de la zone des anciens salins, illustrant les zones de déblais (profondeur 1 m) et les propositions de reconnections hydrauliques avec la lagune et le bassin « saline », proche du laboratoire de l'IOPR.

Concernant la bathymétrie, une première cartographie a été effectuée en 2016. À la demande du propriétaire, cette analyse a été affinée en 2018 grâce à une campagne de levés topographiques menée par un cabinet de géomètres (Figure 160). Cette étude visait à :

- Documenter la répartition des profondeurs dans l'ensemble des bassins,
- Optimiser l'implantation des futurs ouvrages de reconnexion.



Figure 160 : Plan altimétrique détaillé des anciens salins, réalisé par géomètre en 2018 (précision au 1/500e).

2.4. Proposition de plans d'aménagement du site et choix d'orientation

Dans le cadre du programme SAR-LAB, plusieurs scénarios d'aménagement ont été élaborés pour la restauration écologique des anciens salins de l'île des Embiez. Le projet initial prévoyait des interventions globales sur l'ensemble du site : réhabilitation des habitats terrestres et réaménagement complet des bassins aquatiques (Figure 161).

Toutefois, à l'issue de concertations menées entre les parties prenantes — institutions publiques, financeurs, propriétaires, services de l'État, Institut Océanographique Paul Ricard (IOPR) et Conservatoire du littoral —, une réorientation du projet a été décidée. Les travaux ont été recentrés exclusivement sur la partie aquatique du site, jugée prioritaire en termes de fonctionnalité écologique.

Dans cette nouvelle orientation, les travaux de terrassement lourds concernant les buttes et bassins ont été supprimés. Il a également été acté que la S.A. Paul Ricard assurerait la maîtrise d'ouvrage des travaux, avec l'appui technique et scientifique de l'IOPR, fort de sa connaissance historique et écologique du site.

L'objectif central demeure la restauration des fonctions écologiques clés du milieu lagunaire, et en particulier :

- Le rôle de nurserie halieutique pour les espèces côtières,
- La stabilisation des paramètres physico-chimiques (salinité, oxygène, température),
- La recolonisation progressive par des phanérogames marines : *Cymodocea nodosa*, *Zostera noltii* et *Ruppia spiralis*.



Figure 161 : Plans d'aménagements initiaux non retenus – intégrant à l'origine des zones terrestres et des propositions paysagères élargies.

L'une des priorités techniques identifiées est l'homogénéisation des masses d'eau entre la lagune du Brus et les anciens salins. La fermeture du grau en 2007 avait en effet conduit à une stagnation de l'eau, des pics de salinité, et une forte régression de la biodiversité aquatique.

Création d'un ouvrage hydraulique contrôlé :

Pour restaurer les connexions hydrologiques tout en conservant une gestion souple du système, un nouvel ouvrage de reconnexion a été conçu. Il s'agit d'un chenal équipé d'une martelière, permettant une gestion manuelle et progressive des échanges d'eau avec la mer ouverte (Figure 162).

Ce dispositif répond à un double enjeu :

- Écologique : il permet un ajustement fin des volumes échangés selon les saisons, pour éviter les chocs abiotiques,
- Juridique : la présence d'une martelière garantit un contrôle permanent des échanges, condition requise pour maintenir le statut de propriété privée du site, sans reclassement au domaine public maritime.

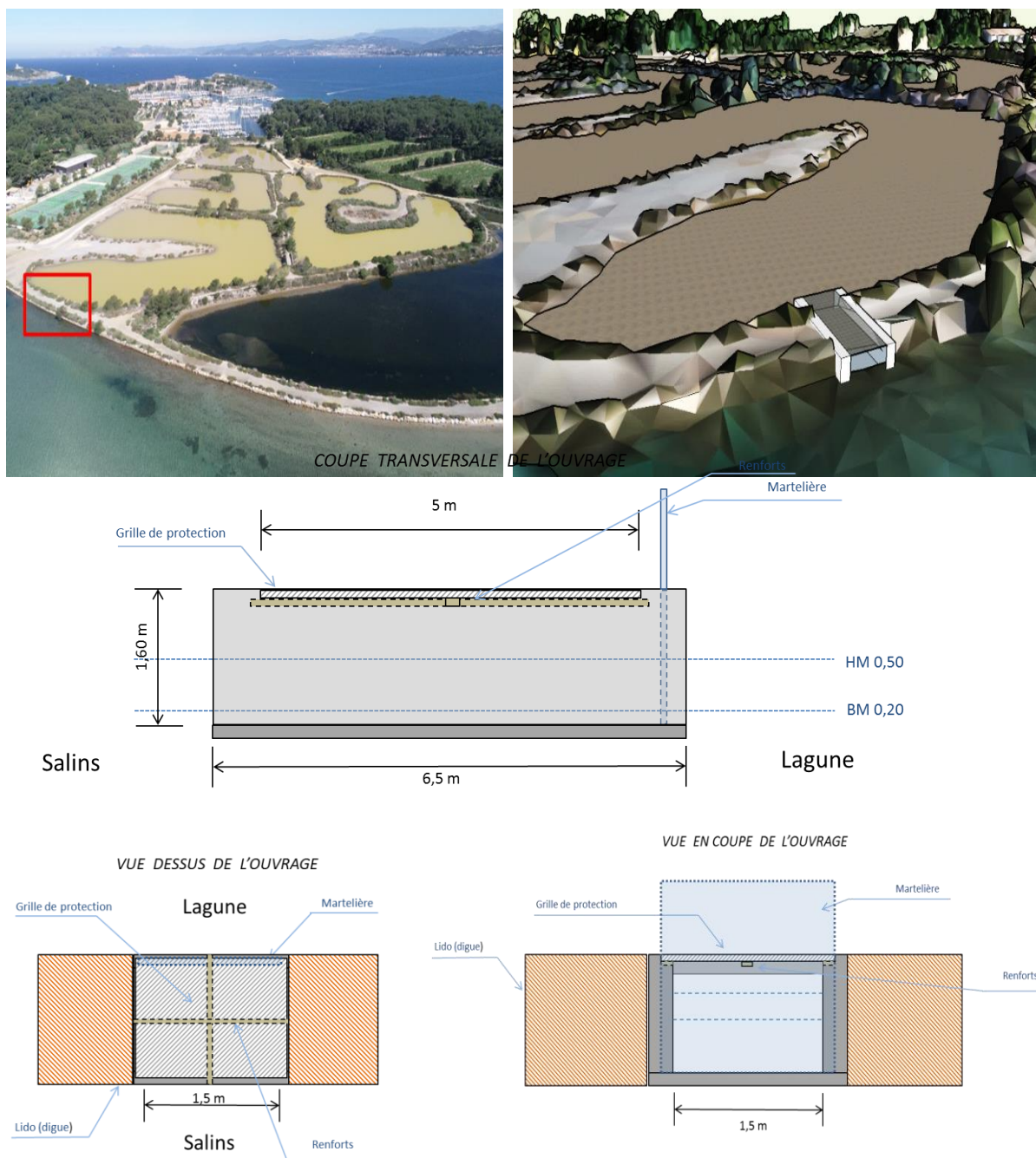


Figure 162: Localisation du chenal de reconexion, illustration de l'ouvrage et coupes techniques.

Cloisonnement d'un bassin pour le maintien de conditions spécifiques

Un second aménagement a concerné l'allongement d'une butte de séparation, dans le but d'isoler un petit bassin (Figure 163). Ce compartiment est destiné à reproduire les conditions caractéristiques des marais salants, notamment en période estivale (eaux chaudes, évaporation marquée). Ce compartiment devait ainsi favoriser le développement de communautés de zooplancton, constituant une ressource alimentaire importante pour certaines espèces d'oiseaux marins.



Figure 163 : Plan de compartimentation d'une partie du bassin ouest — rôle ciblé pour l'avifaune marine.

2.5. Autorisations réglementaires

Un dossier de déclaration Loi sur l'eau a été déposé en 2017, conformément à la réglementation relative aux travaux en milieux aquatiques. En complément, un document d'incidence Natura 2000 a été rédigé en 2018, précisant les caractéristiques techniques du projet et évaluant ses effets potentiels sur les habitats et les espèces d'intérêt communautaire du site.

Ces démarches ont été complétées par l'envoi d'une lettre d'intérêt adressée à la mairie de Six-Fours-les-Plages et à la Direction Départementale des Territoires et de la Mer du Var (DDTM83), soulignant les enjeux environnementaux et d'intérêt général du projet.

L'ensemble de ces éléments administratifs et techniques a permis d'obtenir l'accord formel du propriétaire au cours de l'année 2019, condition indispensable pour l'engagement opérationnel du chantier (Figure 164).

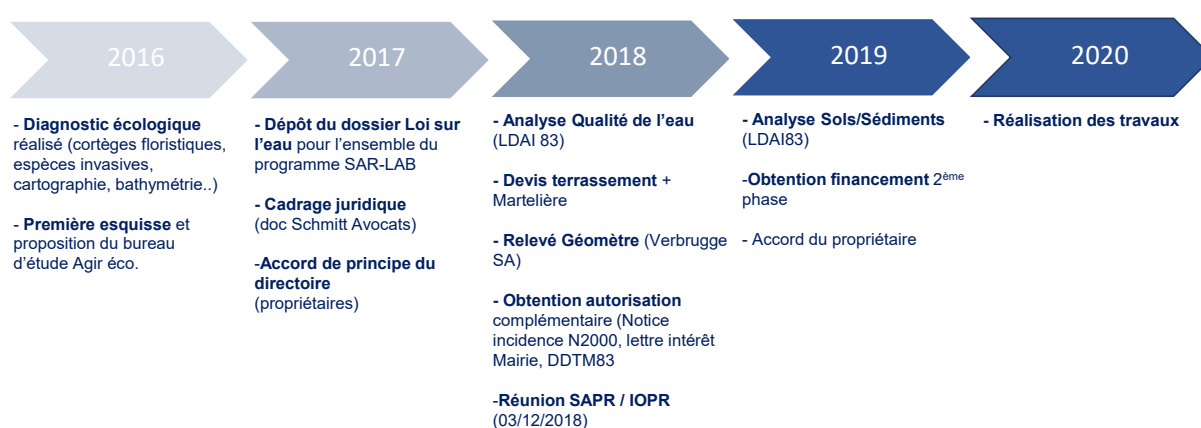


Figure 164 : Chronologie des démarches techniques, réglementaires et administratives menées entre 2016 et 2020 en vue des travaux de restauration des anciens salins de l'île des Embiez.

3. Travaux d'aménagement du canal et de la martellière

À la suite de l'obtention des autorisations administratives, les travaux de reconnexion hydraulique ont été réalisés entre décembre 2019 et janvier 2020. L'intervention principale a consisté à :

- Installer un chenal en béton,
- Équiper ce chenal d'une martellière manuelle, positionnée à l'emplacement de l'ancien grau reliant les anciens salins à la lagune du Brusc(Figure 165).



Figure 165 : Phases des travaux d'aménagement du chenal de reconnexion et installation de la martellière – décembre 2019 à janvier 2020.

Cette infrastructure constitue désormais un point de contrôle hydraulique clé, permettant à la fois le rétablissement des échanges d'eau et la régulation fine des flux entrants.

4. Reconnexion des masses d'eau

Afin de limiter les risques de perturbation écologique liés à la reconnexion, la mise en eau a été réalisée en hiver, saison où les caractéristiques physico-chimiques entre les bassins et la lagune sont les plus proches et à laquelle la vulnérabilité écologique (herbiers de phanérogames, poissons juvéniles) est au plus bas.

Des épisodes de précipitations survenus peu avant l'ouverture ont contribué à réduire la salinité des anciens salins, facilitant ainsi l'équilibrage initial avec les eaux de la lagune (Figure 166).

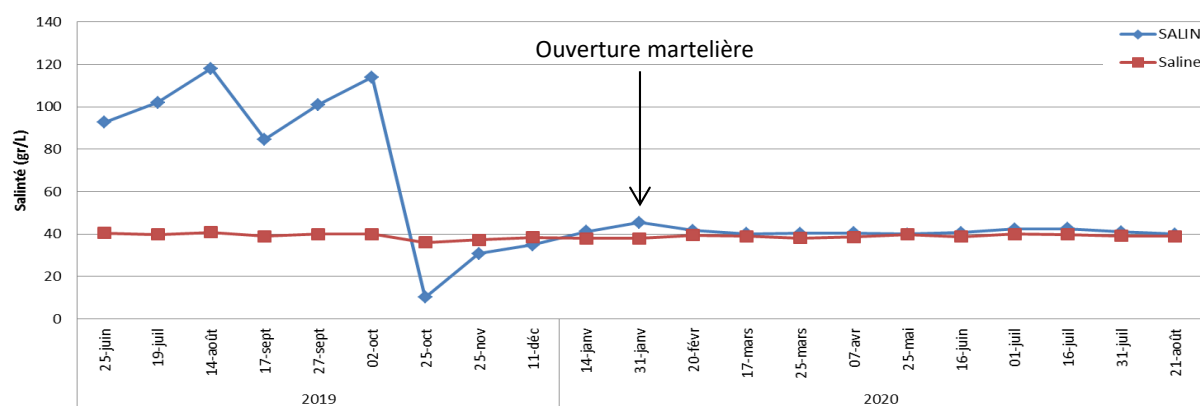


Figure 166 : Suivi temporel de la salinité dans les anciens salins et dans la saline avant et après l'ouverture de la martellière (30 janvier 2020).

Les données montrent une chute brutale de la salinité dans les anciens salins après la reconnexion, suivie d'une stabilisation autour des valeurs observées dans la saline (Figure 166).

5. Gestion de la martellière

La martellière installée est équipée d'un batardeau mobile, constitué d'un panneau métallique actionné manuellement via une vis sans fin. Ce système permet une gestion adaptative du flux d'eau entre les anciens salins et la lagune.

Les principales fonctions de gestion incluent :

- Fermeture temporaire en automne pour éviter l'entrée de matériaux végétaux (ex. : feuilles de *Posidonia oceanica*),
- Effet de chasse : fermeture en période de marée haute, puis ouverture à marée basse pour accélérer le renouvellement d'eau,
- Flux libre en période normale, favorisant l'homogénéisation naturelle des masses d'eau et la résilience biologique du système.

Ce système combine donc simplicité technique, contrôle réglementaire, et efficacité écologique.

6. Suivi de l'évolution écologique après les travaux

6.1. Restaurations des conditions hydrologiques

À la suite des travaux de reconnexion hydraulique, l'eau de mer circule à nouveau dans l'ensemble des bassins des anciens salins de l'île des Embiez, à l'exception d'un petit bassin maintenu volontairement isolé pour conserver des conditions spécifiques favorables au développement du zooplancton (Figure 167).

La reconnexion s'opère par un unique point d'échange : le chenal restauré et équipé d'une martellière, permettant une gestion manuelle des flux. Les mouvements d'eau sont générés principalement par les marées astronomiques et barométriques, induisant des variations de niveau pouvant atteindre plus de 60 cm. Cependant, les buttes de terres qui structurent le site limitent localement la circulation et induisent un gradient de confinement croissant depuis la lagune jusqu'aux extrémités du système (Figure 167).



Figure 167: Schéma de la circulation de l'eau après les travaux. Vue d'ensemble des ouvrages hydrauliques (chenaux, buses, ponts), du sens des flux (flèches bleues), et des zones de confinement.

Un programme de suivi a été mis en place pour évaluer l'évolution des paramètres abiotiques à la suite de la reconnexion. Il a porté sur :

- La salinité,
- La température de l'eau,
- Le taux d'oxygène dissous.

Ces paramètres ont été mesurés à différentes stations réparties le long du parcours hydraulique (Figure 168), en tenant compte des zones plus ou moins confinées.



Figure 168 : Localisation des points de mesure (salinité/température) et visualisation des parcours d'écoulement principaux et secondaires.

Évolution de la salinité

Les mesures ont révélé une stabilisation progressive de la salinité dans l'ensemble du système avec une diminution rapide au point d'entrée (n°1), une diminution plus lente au fond du système (n°7), indiquant un temps de diffusion plus long (Figure 169). Les valeurs convergent progressivement vers celles mesurées dans la saline, utilisée comme milieu de référence.

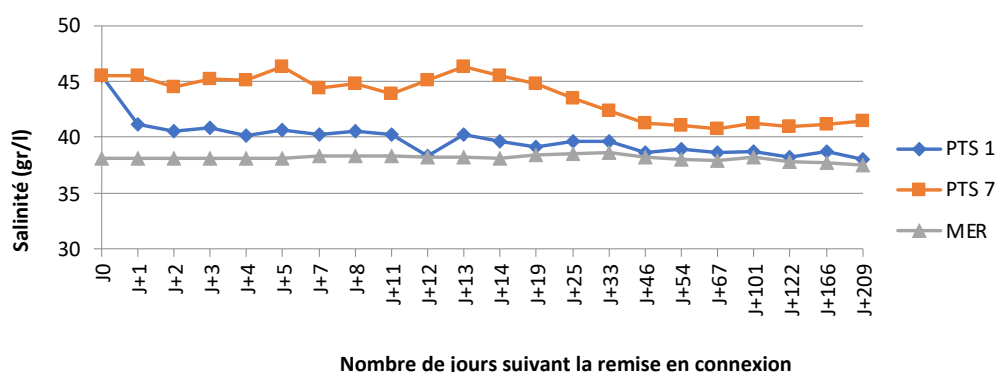


Figure 169 : Évolution temporelle de la salinité entre le point d'entrée (n°1), le point terminal (n°7) et la mer.

Évolution de l'oxygénation

L'oxygène dissous, mesuré au point n°4, montrait avant travaux de fortes chutes estivales, typiques des milieux anoxiques. Deux mois après l'ouverture, les niveaux se sont stabilisés autour de 100 % de saturation, y compris en période chaude, indiquant un retour à un fonctionnement écologique viable (Figure 170).

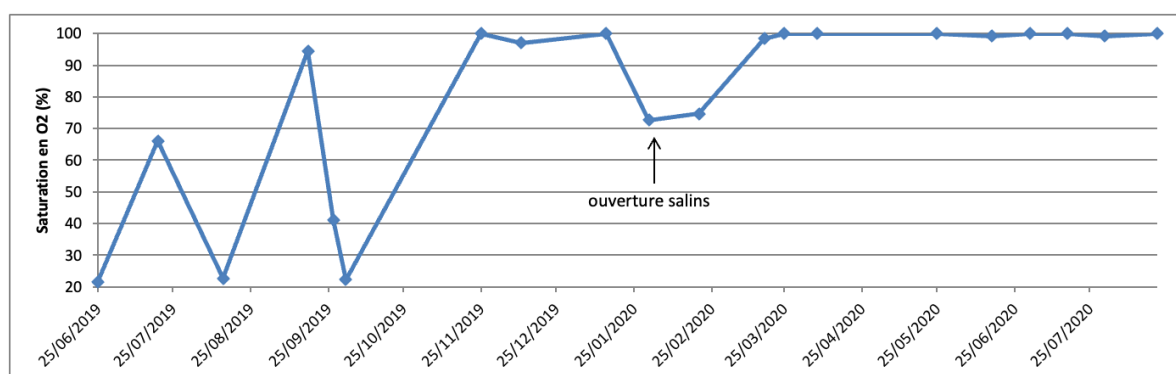


Figure 170 : Taux de saturation en oxygène au point n°4 avant et après les travaux (juin 2019 – juillet 2020).

Température et salinité en 2022

Les suivis menés en 2022 avec une sonde Hanna Instruments Multiparamètre HI9829 ont confirmé ces tendances, avec une régularisation de la températures et de la salinité sur l'ensemble du système. Toutefois, des variations spatiales subsistent, notamment en lien avec le degré de confinement de certains compartiments du site. Ces zones, moins bien brassées, présentent une réponse plus lente à la dynamique générale. (Figure 171). Par ailleurs, des baisses ponctuelles de salinité ont été observées dans certains secteurs, en particulier à proximité des exutoires ou zones basses. Ces chutes sont attribuées à des épisodes de ruissellement d'eaux pluviales, venant temporairement diluer la salinité locale après les précipitations.

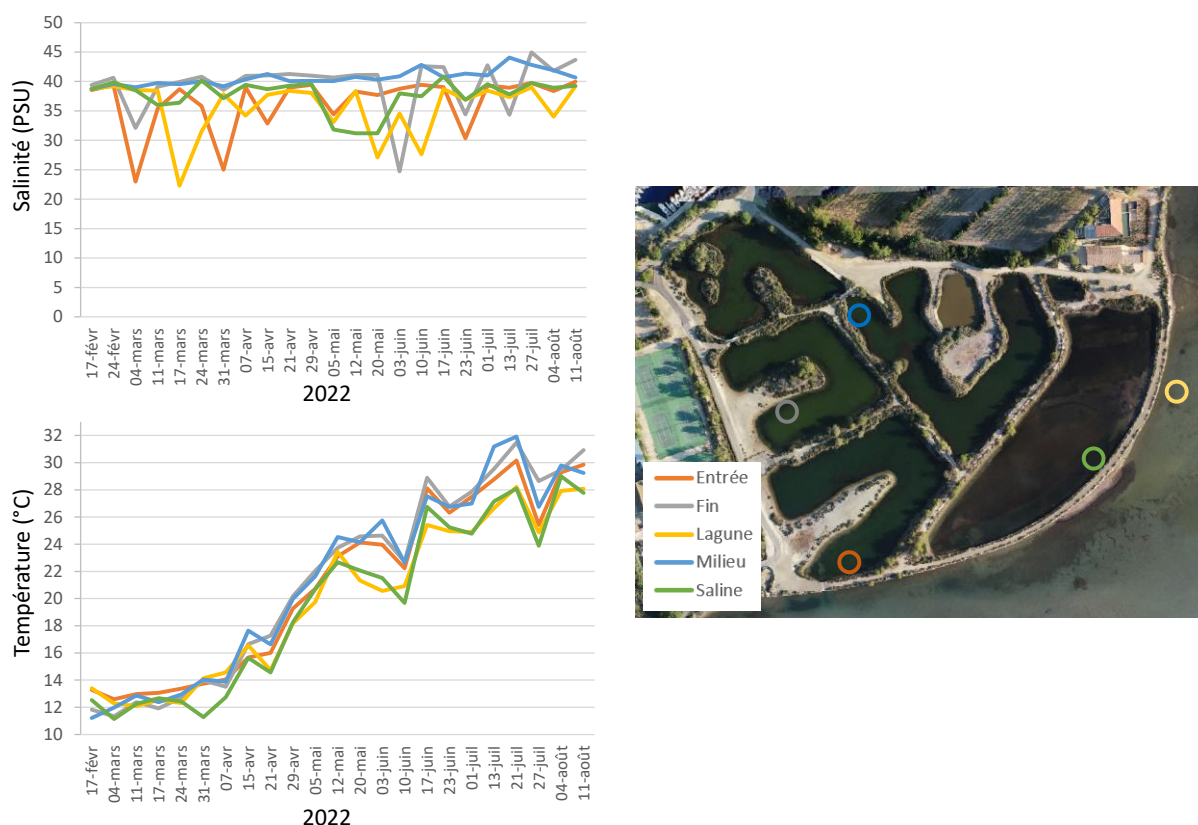


Figure 171 : Évolution comparée de la température et de la salinité dans les compartiments du site (entrée, milieu, saline, lagune...) de février à août 2022.

Les résultats montrent que la reconnexion hydraulique a permis de restaurer un fonctionnement lagunaire actif, caractérisé par :

- Une homogénéisation progressive de la masse d'eau,
- Une réduction des extrêmes abiotiques (salinité, anoxie),
- Et des conditions plus favorables au développement de la biodiversité marine et lagunaire.

6.2. Restauration de l'écosystème lagunaire

Les zones lagunaires méditerranéennes abritent, en l'absence de perturbations, une flore typique dominée par des magnoliophytes marines, telles que les herbiers de zostères (*Zostera noltii*, *Z. marina*), de cymodocées (*Cymodocea nodosa*) ou de ruppia (*Ruppia spiralis*, *R. maritima*). Ces herbiers jouent un rôle d'espèces ingénieures, indispensables au bon fonctionnement de l'écosystème lagunaire : production primaire, stabilisation des sédiments, régulation des flux biogéochimiques, et surtout fonction de nurserie pour les juvéniles de poissons côtiers (Borum et al., 2004).

Suivi des herbiers de magnoliophytes

Afin d'évaluer la résilience écologique du système après les travaux, l'évolution spatiale des herbiers marins a été suivie de 2019 à 2022. Les cartographies ont été réalisées par détournement visuel sous QGIS, à partir d'orthophotographies couplées à des observations de terrain (selon la même méthode que

pour la lagune du Brusc – voir chapitre 2).

2019 : État initial (avant reconnexion)

En août 2019, avant les travaux, seuls quelques faisceaux isolés de *Ruppia spiralis* subsistaient (Figure 172). Ces touffes éparses, couvrant environ 12 m², résultaient probablement de la germination ponctuelle de graines enfouies, activées lorsque les conditions de température et de salinité devenaient brièvement favorables. Cependant, les fortes variations abiotiques empêchaient leur maintien pérenne.



Légende

- Inventaire 2019 des surfaces colonisées par *Ruppia spiralis*
équivalent surface : 12 m²

Figure 172 : Cartographie des herbiers en 2019. Les points indiquent la localisation des faisceaux de *Ruppia spiralis* (non proportionnels à leur surface réelle).

2020 : Colonisation rapide après reconnexion

Dès août 2020, soit 8 mois après la reconnexion hydraulique, l'herbier de *Ruppia spiralis* couvrait 7 089 m², soit environ 30 % de la surface du plan d'eau. Cette colonisation rapide témoigne de la viabilité de la banque de graines présente dans le sédiment, vestige de l'herbier initial disparu après la fermeture du grau (Figure 173 et Figure 174).

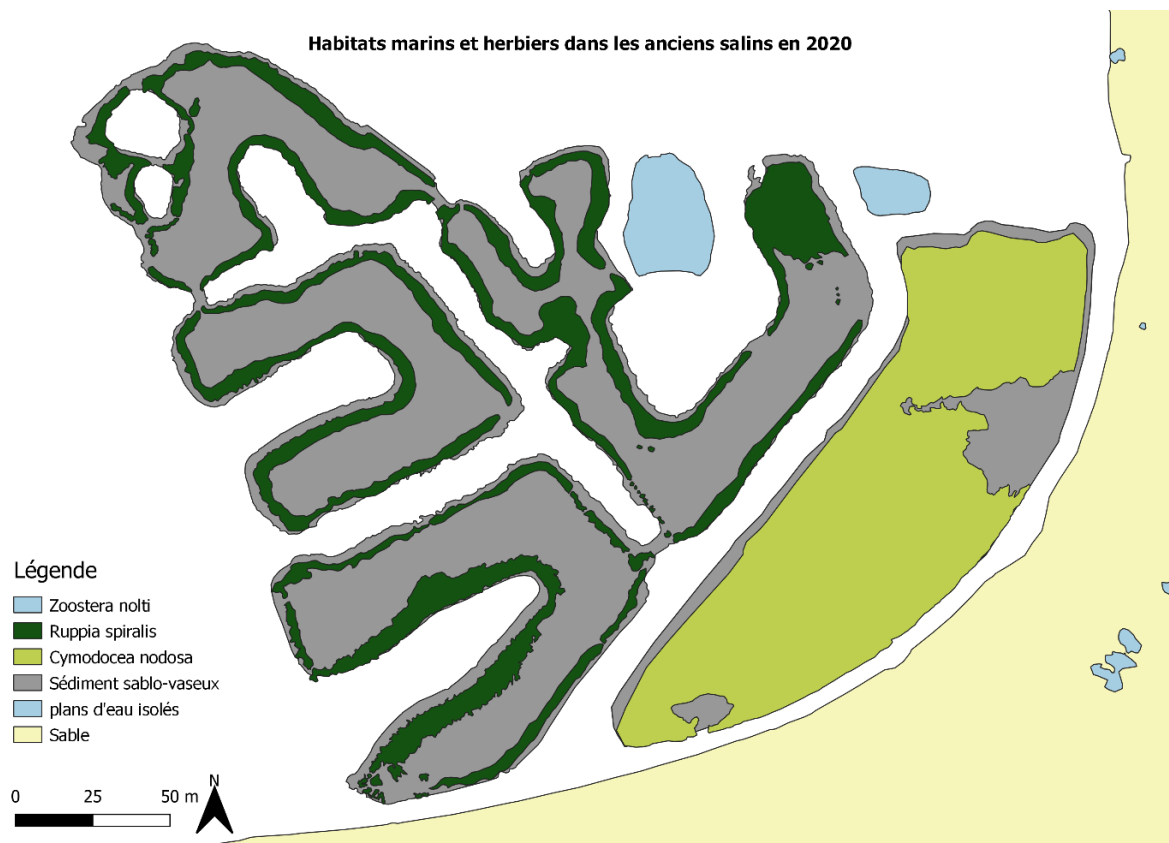


Figure 173 : Cartographie des habitats marins des anciens salins en 2020.

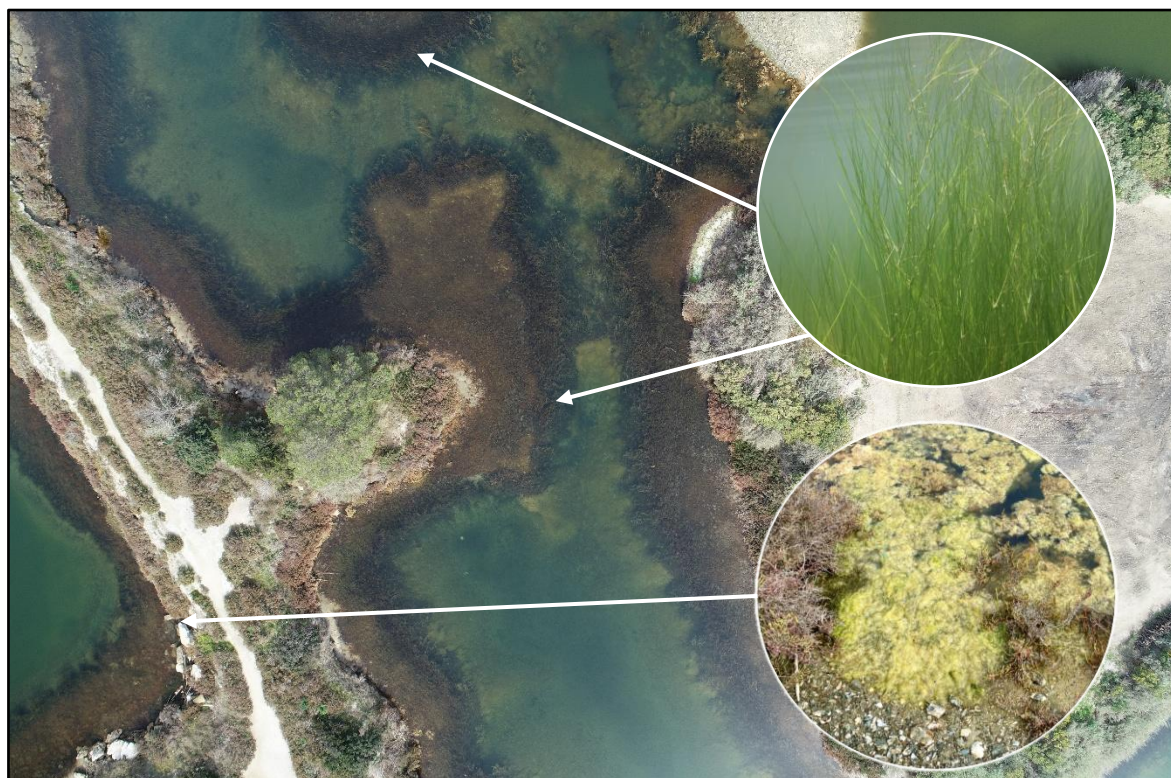


Figure 174 : Recolonisation des herbiers de *Ruppia spiralis* en zones peu profondes et amas d'algues filamenteuses le long des berges des anciens salins en 2020.

Les herbiers se sont développés principalement sur les fonds peu profonds, à moins de 50 cm de profondeur. Parallèlement, des amas d'algues filamenteuses se formaient sur le fond du bassin, puis se décollaient par plaques qui flottaient à la surface. Ce phénomène, couplé à une turbidité élevée due à des blooms phytoplanctoniques traduisant un relargage de nutriments séquestrés dans les sédiments.

2021 : Extension et densification

En août 2021, *Ruppia spiralis* couvrait 12 204 m², soit 51,6 % de la surface du plan d'eau. Les herbiers se sont densifiés et étendus dans les zones plus profondes (< 1 m), en formant par endroits des recouvrements complets entre les berges (Figure 24).

L'eau est restée turbide en été, avec des blooms phytoplanctoniques et une abondance d'algues filamenteuses. Bien que parfois perçues comme nuisibles, ces dernières jouent un rôle important dans la régulation des nutriments, et créant les conditions favorables à l'installation de communautés végétales plus pérennes (Le Fur et al., 2018).



Figure 175 : Cartographie des habitats marins des anciens salins en 2021.

2022 : Stabilisation et diversification

En 2022, la couverture de *Ruppia spiralis* atteint 13 816 m², soit environ 58 % de la surface immergée du bassin (Figure 176). L'expansion de l'herbier montre un ralentissement par rapport aux années précédentes, en particulier dans les zones les plus profondes (profondeur > 2 mètres). Cette dynamique pourrait s'expliquer par une stratification estivale de la colonne d'eau, un déficit lumineux lié à la turbidité, ou encore des conditions hydrologiques et sédimentaires localement défavorables.

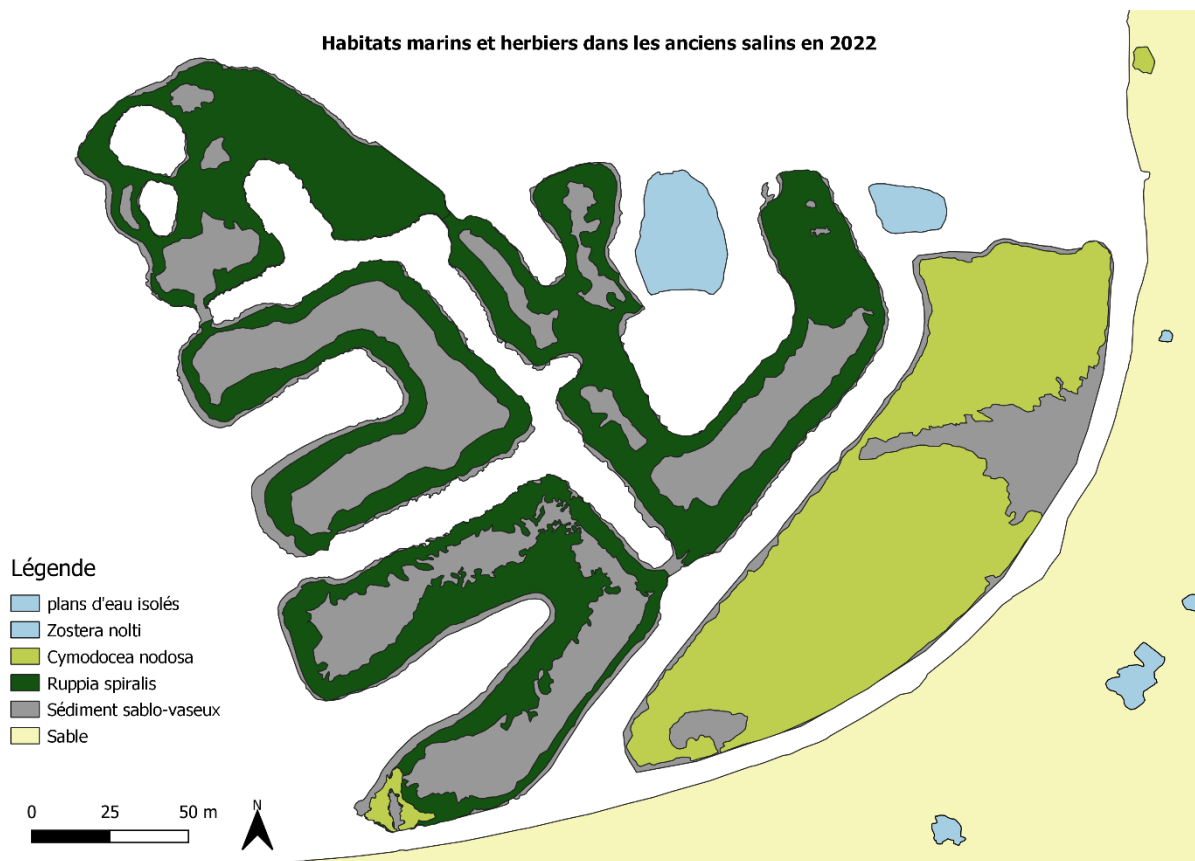


Figure 176 : Cartographie des habitats marins des anciens salins en 2022.

Parallèlement, un herbier de *Cymodocea nodosa* d'environ 163 m² est apparu à proximité du chenal, avec une tendance à s'étendre vers l'intérieur du bassin (Figure 177A). Ce développement témoigne d'une succession écologique avancée, vers une végétation plus diversifiée, analogue à celle observée dans le bassin de la saline, pris comme écosystème de référence.



Figure 177 : A : Herbier mixte de *Ruppia spiralis* et *cymodocea nodosa* proche du chenal. B : Développement localisé de *Colerpa cylindracea*.

En revanche, la présence récente de l'algue invasive *Caulerpa cylindracea* (Figure 177B) dans certaines zones des anciens salins, où elle forme localement des couverts denses, constitue un élément de vigilance

pour la gestion future du site. Cette espèce peut en effet concurrencer les Magnoliophytes et modifier l'équilibre des habitats benthiques.

Réapparition de la faune benthique

En 2019, les sédiments des anciens salins étaient anoxiques et quasiment dépourvus de macrofaune visible. Toutefois, dès 2021, les observations in situ ont révélé une recolonisation progressive par plusieurs espèces caractéristiques des milieux lagunaires.

Parmi les premières espèces détectées figurent les moules méditerranéennes (*Mytilus galloprovincialis*), qui ont formé des colonies sur les substrats rocheux le long des berges et sous les ponts. Rapidement, des coques communes (*Cerastoderma edule*) ont été observées en grand nombre sur les substrats sableux coquilliers (Figure 178A). En 2022, l'apparition de l'huître plate (*Ostrea edulis*) (Figure 178D) marque une étape importante dans la reconstitution d'une communauté benthique filtrante. Ces espèces semblent profiter de l'abondance en phytoplancton, favorisée par les apports trophiques internes.

La présence de mues d'*Upogebia pusilla* (Figure 178B), une crevette fousseuse, indique un retour d'oxygène dans les couches superficielles du sédiment et une stabilisation de l'habitat benthique.

Des prélèvements de sédiment de surface réalisés en 2022 ont permis de confirmer la présence d'endofaune diversifiée, notamment des nématodes, des annélides (oligochètes, polychètes errants et tubicoles), des mollusques (bivalves, gastéropodes, polyplacophores), ainsi que des crustacés, en particulier du genre *Caprella* (Figure 178E).

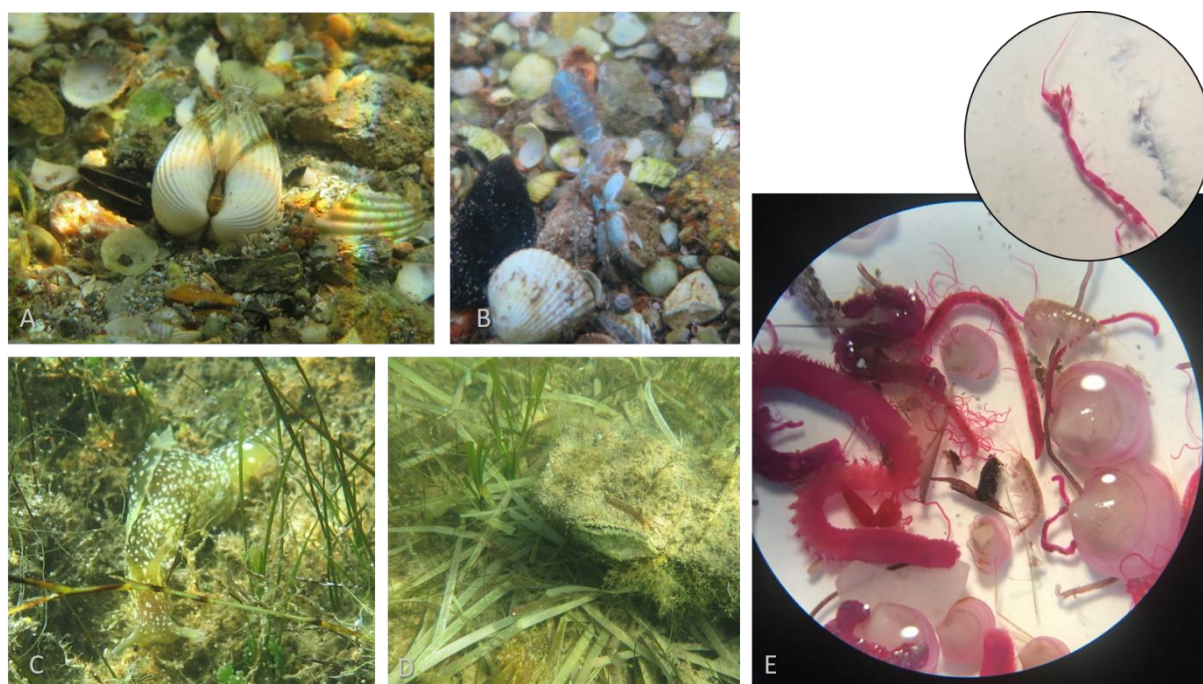


Figure 178 : Faune benthique observée dans les anciens salins en 2022. A : *Cerastoderma edule* (coques communes). B : Mue de *Upogebia pusilla*. C : *Aplysia* sp. sur herbier. D : *Ostrea edulis* (huître plate). E : Faune endogée colorée au rose de Bengale, comprenant annélides, crustacés et mollusques.

Evolution des assemblages de poissons et de la fonction de nurserie

Des suivis visuels des assemblages de poissons ont été réalisés après la reconnexion des masses d'eau, sur des transects de 10 m de long, selon le même protocole que celui utilisé pour la lagune du Brusc et

les deux ports adjacents. L'objectif était d'étudier la dynamique de recolonisation par les poissons et le retour potentiel de la fonction de nurserie, en lien avec la résilience de l'écosystème lagunaire.

Il était initialement prévu de comparer les peuplements de poissons avant et après la reconnexion. Cependant, en raison d'une forte turbidité de l'eau avant les travaux, aucun suivi visuel n'a pu être effectué. Toutefois, le cloisonnement du plan d'eau et les fortes variations physico-chimiques, notamment les épisodes d'hypoxie estivale, laissaient penser qu'aucune population piscicole ne s'y maintenait. Cette hypothèse a été confirmée par des analyses d'ADNe qui n'ont détecté aucune trace de poisson avant la reconnexion (voir section suivante).

Dès 2020, après la reconnexion, un premier suivi par comptage visuel (UVC) a été initié. Les comptages étaient réalisés sur six transects : trois situés près du chenal de circulation (transects 1, 2 et 3), et trois dans la zone la plus confinée des anciens salins (transects 4, 5 et 6) (Figure 179). Cependant, les épisodes récurrents de blooms phytoplanctoniques rendaient l'eau très turbide et limitaient fortement les observations, en particulier dans les zones internes. Seules neuf espèces de poissons ont pu être observées, tant au stade adulte qu'au stade juvénile (Tableau 11). Ces espèces incluaient des taxons typiques des lagunes méditerranéennes telles que le loup (*Dicentrarchus labrax*), l'athérine (*Atherina boyeri*) et la dorade royale (*Sparus aurata*).

Les observations montrent que les poissons colonisent préférentiellement les zones d'herbiers de *Ruppia spiralis*, qui se sont rapidement développés dans les salins.



Figure 179 : Localisation des transects de suivi des peuplements de poissons dans les anciens salins des Embiez en 2020.

Famille	Espèce	Nom commun
Atherinidae	<i>Atherina boyeri</i>	Athérine
Belonidae	<i>Belone belone</i>	Orphie
Labridae	<i>Symphodus tinca</i>	Crénilabre-tanche
Moronidae	<i>Dicentrarchus labrax</i>	Loup
Mugilidae	Mugilidae	Mugilidae
Mullidae	<i>Mullus surmuletus</i>	Rouget
Sparidae	<i>Sparus aurata</i>	Dorade royale
Sparidae	<i>Sarpa salpa</i>	Saupe
Sparidae	<i>Diplodus vulgaris</i>	Sar à tête noire

Tableau 11 : Liste des espèces de poisson observées au sein du bassin « anciens salins » en 2020.

En mars 2022, soit un peu plus de deux ans après la reconnexion, l'eau était suffisamment claire pour permettre la reprise des suivis visuels. Des comptages ont été réalisés à raison de deux passages mensuels, sur douze transects répartis dans les anciens salins et trois dans le bassin de la « saline » servant de référence. Toutefois, la turbidité de l'eau n'a pas toujours permis d'observer tous les transects à chaque session. Malgré ces limites, les données collectées offrent une vision claire de la recolonisation piscicole des anciens salins, trois ans après leur reconnexion, et permettent une comparaison avec la saline adjacente (Figure 180).



Figure 180 : Localisation des transects de comptage de poissons dans les anciens salins et la saline.

En 2022, huit espèces ont été recensées dans les anciens salins, contre quinze dans la saline, dont quatre au stade juvénile. Tous les taxons observés dans les salins étaient également présents dans la saline. Les assemblages des anciens salins étaient majoritairement composés d'athérines (*Atherina boyeri*), de mulets (*Mugilidae*), de gobies (*Gobiidae*) et de loups (*Dicentrarchus labrax*), espèces typiques des lagunes saumâtres méditerranéennes (Tableau 12 et Figure 181).

Famille	taxon	Nom commun	Saline		Anciens salins	
			adulte	juvénile	adulte	juvénile
Anguillidae	<i>Anguilla anguilla</i>	anguille	X		X	
Atherinidae	<i>Atherina boyeri</i>	athérine	X		X	X
Moronidae	<i>Dicentrarchus labrax</i>	loup	X		X	X
Sparidae	<i>Diplodus annularis</i>	sparaillon	X			
Sparidae	<i>Diplodus puntazzo</i>	sar à museau pointu	X	X		X
Sparidae	<i>Diplodus sargus</i>	sar commun	X	X		
Sparidae	<i>Diplodus vulgaris</i>	sar à tête noire	X	X		X
Gobiidae	<i>gobiidae</i>	gobie	X		X	
Mugilidae	<i>mugilidae</i>	mullet	X		X	
Sparidae	<i>Sarpa salpa</i>	saupe	X	X		
Scorpaenidae	<i>Scorpaena porcus</i>	rascasse brune	X			
Labridae	<i>Symphodus doderleini</i>	crénilabre de Doderlein	X			
Labridae	<i>Symphodus melops</i>	crénilabre mélops	X			
Labridae	<i>Symphodus ocellatus</i>	Crénilabre ocellé	X			
Labridae	<i>Symphodus tinca</i>	crénilabre-tanche	X		X	

Tableau 12 : Espèces de poissons observées (adultes et juvéniles) entre avril et juin 2022 dans les anciens salins et dans la saline.

En seulement trois ans, les anciens salins sont passés d'un système hypoxique dégradé à un écosystème lagunaire fonctionnel capable d'accueillir une faune piscicole diversifiée. La présence d'individus juvéniles, notamment de *D. labrax* et *A. boyeri*, suggère le rétablissement progressif de la fonction de nurserie. De nombreuses post-larves indéterminées ont également été observées, probablement des alevins d'athérines, espèce capable de réaliser l'ensemble de son cycle de vie en lagune (Figure 182A).

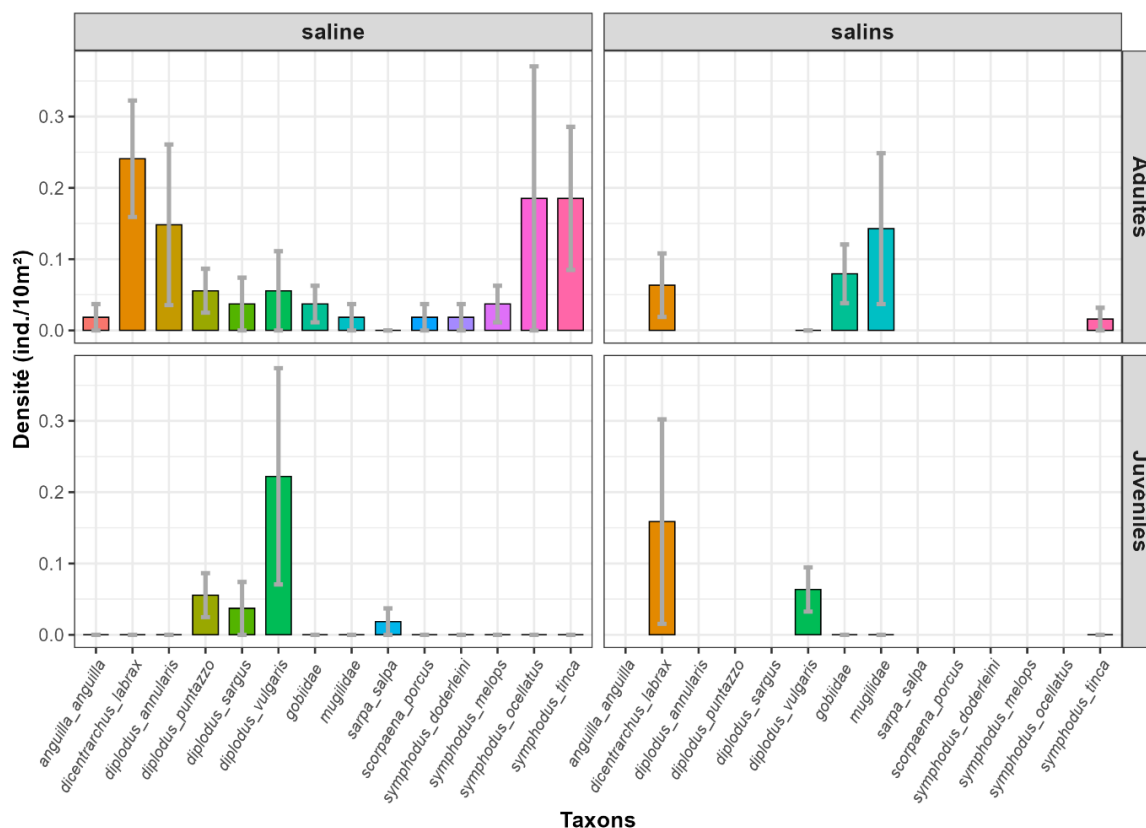


Figure 181 : Densité moyenne de chaque taxon au stade adulte et juvénile observés dans les anciens salins et dans le bassin de la saline entre les mois d'avril et juin 2022.

Il convient également de noter la présence de l'anguille européenne (*Anguilla anguilla*), observée dans les deux bassins (Figure 182 B). Cette espèce, classée en danger critique d'extinction par l'UICN au niveau mondial, renforce l'intérêt de maintenir des efforts de gestion et de conservation sur ce site à haute valeur écologique.

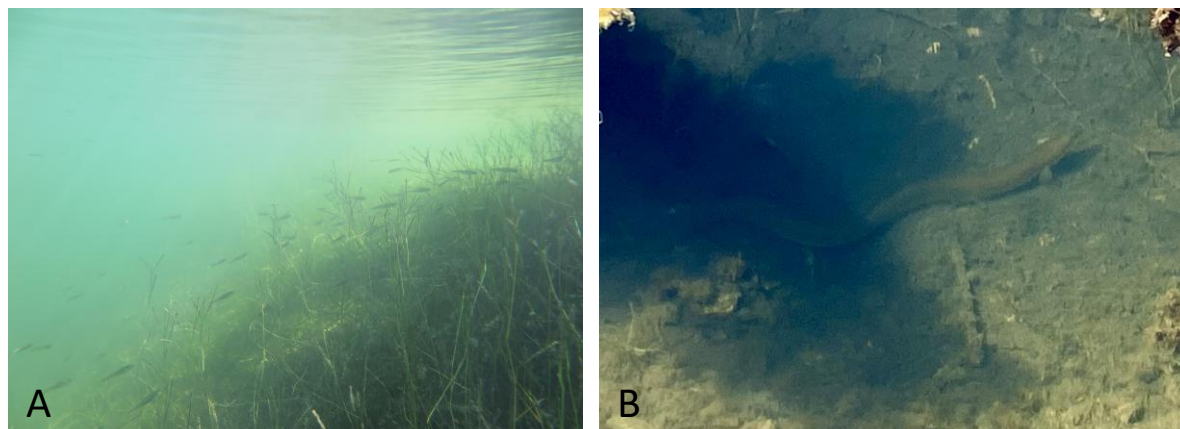


Figure 182 : A : Banc de juvénile d'*Atherina boyeri* le long des berges des anciens salins. B : Anguille européenne (*Anguilla anguilla*) sur le fond vaseux des anciens salins.

En conclusion, avant intervention, le système était constitué d'un milieu clos légèrement eutrophisé à forte variation de salinité dominé par des communautés phytoplanctoniques. Puis, rapidement après la reconnexion des masses d'eaux, le milieu a suivi une trajectoire de reoligotrophisation jusqu'à devenir un milieu dominé par des Magnoliophytes marines pérennes. La succession écologique vers un écosystème lagunaire en bonne santé a donc été relativement rapide même si la présence de bloom phytoplanctonique l'été et la présence d'algue filamenteuses indique que l'évolution du système est toujours en cours. La succession écologique dans ce site conduisant à l'installation de peuplement de macrophytes benthiques pérennes a été relativement rapide car ce site ne comporte pas d'apports naturels ou anthropiques conséquent, pouvant provoquer une réelle eutrophisation du milieu comme cela est le cas sur certaines grandes lagunes méditerranéenne.

Etat zéro et suivi des peuplements eucaryotes et poissons téléostéens dans les anciens salins par analyse d'ADN environnemental

Afin de caractériser de manière plus exhaustive l'état des peuplements biologiques avant et après revitalisation et contourner l'obstacle de la turbidité des eaux qui a rendu impossible l'inventaire visuel en plongée avant reconnexion aux eaux marines, une analyse par ADN environnemental (ADNe) a été entreprise dans les anciens salins. Ainsi, deux groupes taxonomiques ont été étudiés afin d'estimer de manière globale la biodiversité liée au site : celui des eucaryotes, groupe qui englobe la faune et la flore marines, ainsi qu'un taxon interne aux eucaryotes plus spécifique que sont les poissons téléostéens et qui permettra de suivre plus précisément la recolonisation du site par ce compartiment biologique important du point de vue écologique.

Matériels et Méthode

Durant le programme SAR-LAB, quatre campagnes de prélèvement ADNe ont été réalisées. La première a eu lieu le 09/12/2019, soit respectivement deux mois avant l'ouverture des anciens salins. Les quatre autres ont eu lieu tous les ans, en été, de 2020 à 2023. L'échantillonnage d'eau dans les différents bassins connectés des anciens salins a été réalisé en bordure par prélèvement manuel et en triplica (protocole « louche » SpyGen ; Figure 183 et Annexe 16). Ainsi 20 x 100 mL d'eau ont été prélevés à l'aide d'un récipient stérile ADN-free. L'eau prélevée est conservée dans un sac plastique ADN-free placé dans une glacière le temps du prélèvement. Au laboratoire, le prélèvement est homogénéisé et 2L d'eau sont

immédiatement filtrés sur capsule stérile à l'aide d'une seringue afin de retenir l'ADN intra- et extracellulaire (kit VigiDNA). Un tampon de conservation est ajouté dans la capsule avant envoi au laboratoire spécialisé SpyGen® pour extraction des ADN et séquençage. La méthode d'extraction et d'amplification de l'ADN présent dans les prélèvements d'eau ainsi que les amorces utilisées pour amplifier l'ADN mitochondrial des séquences 12S (téléostéens) et 18S (eucaryotes) ont été décrites par ailleurs (Valentini *et al.*, 2016 ; Pont *et al.*, 2018). Pour chaque échantillon d'ADN récolté, 4 et 12 répliques PCR ont été réalisés respectivement lors des analyses relatives à la recherche des séquences eucaryotes et des téléostéens. Le criblage contre la base de données génétiques publique EMBL triée a été réalisée au premier trimestre 2023. Un criblage de la base de données spécifiques poissons téléostéens méditerranéens actualisée en 2023 (Med_2023; D. Mouillot, UMR MARBEC, Université de Montpellier) a également été réalisé en parallèle.

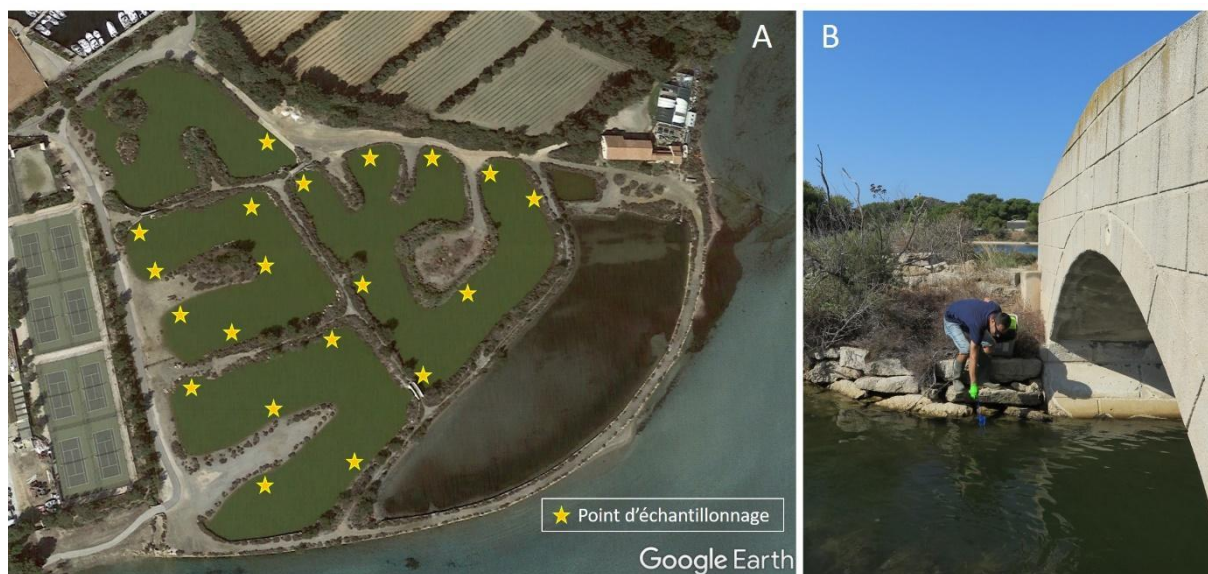


Figure 183 : A. Points d'échantillonnage ADNe dans les anciens salins. B. Prélèvement d'eau par protocole « louche ».

Résultat des inventaires ADNe

Avant ouverture des anciens salins

Détection des communautés Eucaryotes

Début décembre 2019, soit environ deux mois avant la reconnexion des salins aux eaux marines de la lagune du Brusc, un premier échantillonnage d'eau a été réalisé pour évaluer l'état zéro des peuplements eucaryotes et poissons de cet habitat par analyse ADNe. Dans ces bassins encore fermés, les analyses génétiques sur les communautés eucaryotes ont permis d'identifier jusqu'à 36 unités taxonomiques différentes incluant 29 Ordres, 20 Classes, 11 Phylums et 4 Règnes (Chromista, Fungi, Metazoa et Protozoa) (Figure 184 : Richesse taxonomique eucaryote détectée par la méthode ADNe entre 2019 et 2023 sur le site des anciens salins. Le niveau de classification choisi ici est l'Ordre. La ligne pointillée rouge sépare les prélèvements effectués avant et après la réouverture du site.; Annexe 17 Tableau 1). Les communautés eucaryotes sont alors largement dominées par une abondante variété de Chromistes (Annexe 17 Tableau 1). En effet, 97,9 % des séquences détectées appartiennent à des espèces de phytoplancton regroupées dans 29 Ordres différents. Parmi celles-ci, près des trois-quarts de l'effectif est représenté par des diatomées de type Chaetocerotales, le reste des séquences détectées étant attribué à divers ciliés et flagellés phytoplanctoniques (Annexe 17 Tableau 1).

Ici, les Métazoaires ne représentent qu'1,7 % de la biodiversité eucaryote totale détectable du site (Figure 186). Seuls deux grands phylums d'organismes pluricellulaires ont pu être identifiés, les Arthropoda

(artémias, copépodes, etc...) et les Rotifera (rotifères), qui appartiennent tous deux au zooplancton. Enfin, les protozoaires de type Eucaryote unicellulaire flagellé sont retrouvés à hauteur de 0,3 % (Figure 186).

L'absence de détection de tout autre taxon animalier tels que les annélides (vers marins), platodes (vers plats), némertodermatides (vers microscopiques), mollusques bivalves ou gastéropodes, cnidaires, ascidies, bryozoaires, échinodermes et poissons ou végétaux (Plantae) comme les thallophytes et magnoliophytes dans ces prélèvements, mais qui ont pu être aisément détectés par ailleurs lors d'échantillonnages ADNe dans les milieux voisins comme la lagune du Brusc (Bunet *et al.*, 2022), témoigne de la perte de vitalité des habitats des anciens salins à la fois dans les sédiments et la colonne d'eau.

Détection des poissons téléostéens

L'analyse génétique plus spécifique des échantillons ADNe « avant réouverture » des salins utilisant des amorces ciblant l'ADNe des poissons téléostéens ne révèle la présence de séquences associées qu'à une seule espèce (*D. labrax*, loup ou bar commun ; Annexe 18 Tableau I).

Cependant, il est à noter que techniquement, ces séquences ne sont retrouvées que dans un seul réplica de PCR sur 12, en grand nombre, et dans un seul des trois réplicas réalisés dans les salins, préjugant d'une contamination croisée (Annexe 18 Tableau I). A l'époque du prélèvement et du traitement des échantillons au laboratoire des Embiez, une expérimentation utilisant près d'une centaine de loups d'élevage dans les bassins de l'institut était en cours. Il est donc très probable que ces séquences proviennent d'une contamination du troisième réplica lors de l'étape de filtration de cet échantillon au laboratoire.

En dehors de cette contamination par des séquences ADN de loup d'expérimentation, aucune autre séquence d'espèce répertoriée dans la base de données de poissons téléostéens n'a pu être identifiée, confirmant l'absence d'individus observables par ailleurs dans les salins avant reconnexion aux eaux marines.

Après ouverture des anciens salins

Détection de la diversité eucaryote

Après ouverture de la martellière en février 2020, des prélèvements d'eau ont été réalisés annuellement à l'été pour les traitements ADNe du site. Ces analyses ont permis, après avoir éliminé les contaminations éventuelles comme certains poissons d'eau douce, arthropodes terrestres et plantes à fleurs d'origine terrestre, d'obtenir la richesse taxonomique des Eucaryotes au niveau de l'Ordre entre 2020 et 2023 (Figure 184 ; Annexe 17 : Tableau I. Quelle que soit l'année considérée, les taxons identifiés appartiennent majoritairement au règne des Chromistes, aux Métazoaires et enfin aux Plantes. Les Protozoaires et Champignons marins semblent les moins représentés, avec un maximum de 9 et 8 Ordres identifiés respectivement en 2021 (Figure 185).

Le premier prélèvement d'eau effectué après l'ouverture des anciens salins, en 2020, révèle la présence de 38 unités taxonomiques (dont 30 identifiées jusqu'à l'Ordre), 19 Classes, 16 Phylums et 4 Règnes (Chromista, Metazoa, Protozoa et Plantae) (Annexe 18 Tableau I). Cette année marque l'implantation d'organismes du règne des Plantes au sein du site. Une analyse de la variance (ANOVA) et un test post-hoc de Tukey ont permis de mettre en évidence que la richesse taxonomique en 2020, n'était cependant pas significativement différente de celle avant l'ouverture des salins ($p > 0,05$) (Figure 184).

A l'inverse, les prélèvements réalisés en 2021 et 2022, soit respectivement 18 et 30 mois après ouverture, présentent des richesses taxonomiques significativement supérieures à celles avant et sept mois après ouverture ($p < 0,05$) (Figure 184). En 2021, la richesse taxonomique est plus de quatre fois supérieure à celle avant réouverture des salins, atteignant 157 unités taxonomiques (dont 134 identifiées jusqu'à l'Ordre) (Figure 184). Ces taxons sont répartis à travers 68 Classes, 34 Phylums et 5 Règnes (Chromista, Fungi, Metazoa, Protozoa et Plantae) (Annexe 18 Tableau III).

Les analyses des prélèvements ADNe les plus récents (2022 et 2023) montrent des richesses taxonomiques significativement inférieures à 2021, mais toutefois supérieures à celles des deux premières années (Figure 184). En effet, 115 unités taxonomiques ont été identifiées en 2022 (dont 92 jusqu'à l'Ordre), appartenant

à 59 Classes, 31 Phylums et 5 Règnes (Chromista, Fungi, Metazoa, Protozoa et Plantae) (Annexe 18 Tableau IV). Cette diversité diminue à nouveau en 2023, avec 78 unités taxonomiques, 65 Ordres, 45 Classes, 28 Phylums et 5 Règnes (Chromista, Fungi, Metazoa, Protozoa et Plantae) (Annexe 18 Tableau V).

L'absence de différence significative entre les richesses taxonomiques de 2019 et 2020 peut être attribuée à la courte période, de seulement sept mois, qui sépare ces deux prélèvements. Cette proximité temporelle limite vraisemblablement la capacité des organismes à compléter un cycle complet. Cependant, ces résultats permettent d'affirmer que l'ouverture de la martellière a contribué à augmenter significativement la biodiversité présente sur le site des anciens salins (Figure 184).

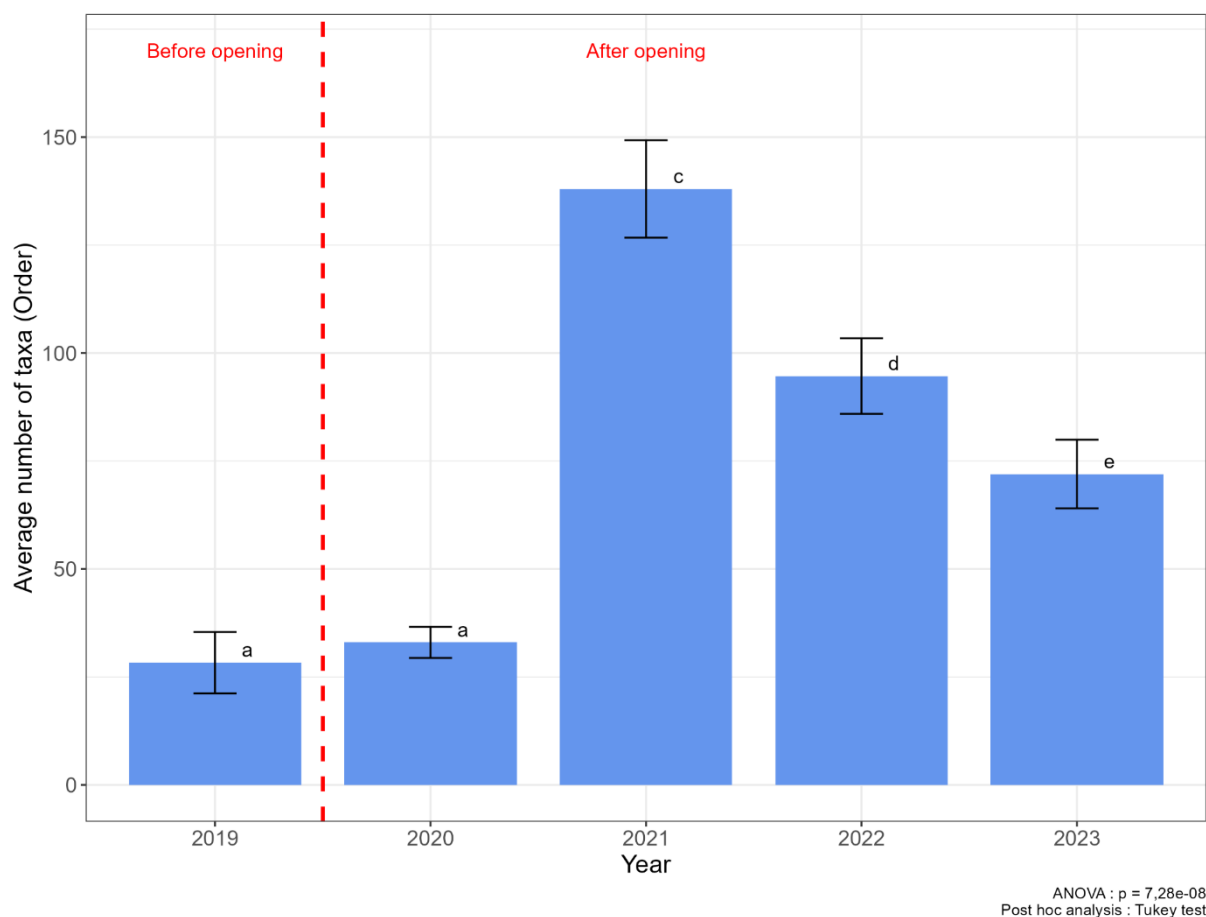


Figure 184 : Richesse taxonomique eucaryote détectée par la méthode ADNe entre 2019 et 2023 sur le site des anciens salins. Le niveau de classification choisi ici est l'Ordre. La ligne pointillée rouge sépare les prélèvements effectués avant et après la réouverture du site.

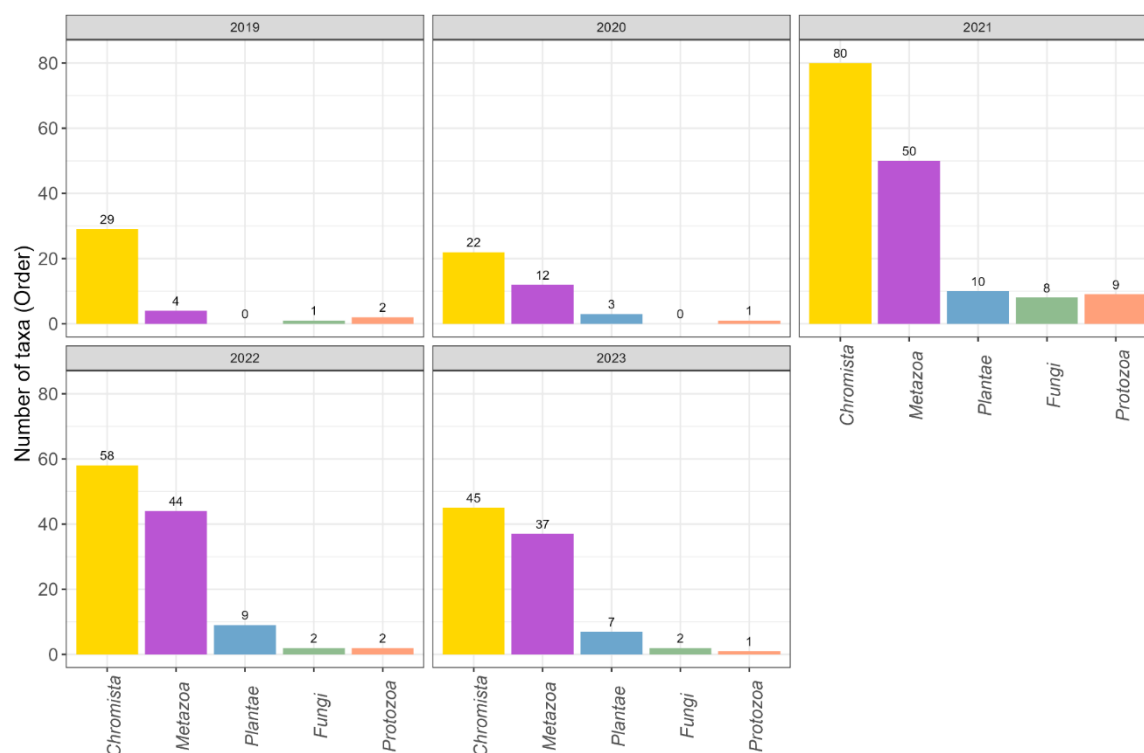


Figure 185 : Nombre d'Ordres par règne Eucaryote détectés sur le site des anciens salins par la méthode ADNe entre 2019 et 2023.

La comparaison de la proportion des séquences ADNe retrouvées avant et après reconnexion des masses d'eau témoigne indirectement de la biodiversité de l'écosystème lagunaire ici étudié. L'analyse des Eucaryotes révèle certaines similitudes dans les compositions taxonomiques des relevés effectués entre 2019 et 2023, qui présentent une nette dominance du nombre de taxons et du nombre de séquences ADN des règnes Chromistes en premier lieu puis des Métazoaires (Figure 185 et Figure 186). Bien que ces deux règnes soient dominants dans toutes les observations, les taxons qui les composent et leur abondance relative diffèrent entre les relevés effectués avant et après ouverture des salins et met en évidence une recolonisation progressive par des compartiments du vivant très peu présents, voire absents des anciens salins avant sa réaffectation (Figure 185 Figure 186). Cette évolution se traduit par une augmentation de l'abondance et du nombre d'espèces de la mésofaune et mésoflore détectables par l'approche ADNe entre les périodes avant et après ouverture, au détriment du phytoplancton qui diminue proportionnellement (Figure 185 Figure 186). Ce rééquilibrage est particulièrement remarquable en 2021 où l'abondance relative des Chromistes est minimale (57,3%) puis augmente à nouveau en 2022 (82,5%) et 2023 (86,2%) (Figure 186). On observe ainsi une hausse notable de la diversité des Métazoaires, dominée par les arthropodes (copépodes), et à laquelle s'ajoute à partir de 2020 certains taxons jusqu'ici absents des anciens salins tels que des mollusques (bivalves) et diverses espèces de vers marins (annélides polychètes, némerthes et plathelminthes) (Figure 185 Figure 186; Annexe 17 Tableau II). D'autre part, l'apparition du Règne des Plantae, principalement composé d'algues vertes (chlorophytes) et de magnoliophytes (*Ruppia*), n'intervient qu'après l'ouverture des salins (Figure 185 Figure 186; Annexe 17 Tableau II).

Ces observations témoignent d'un rééquilibrage des communautés Eucaryotes de la biocénose, passant d'un état clos à un environnement lagunaire plus ouvert (données ADNe IOPR dans la lagune du Brusc, Bunet *et al.*, 2022).

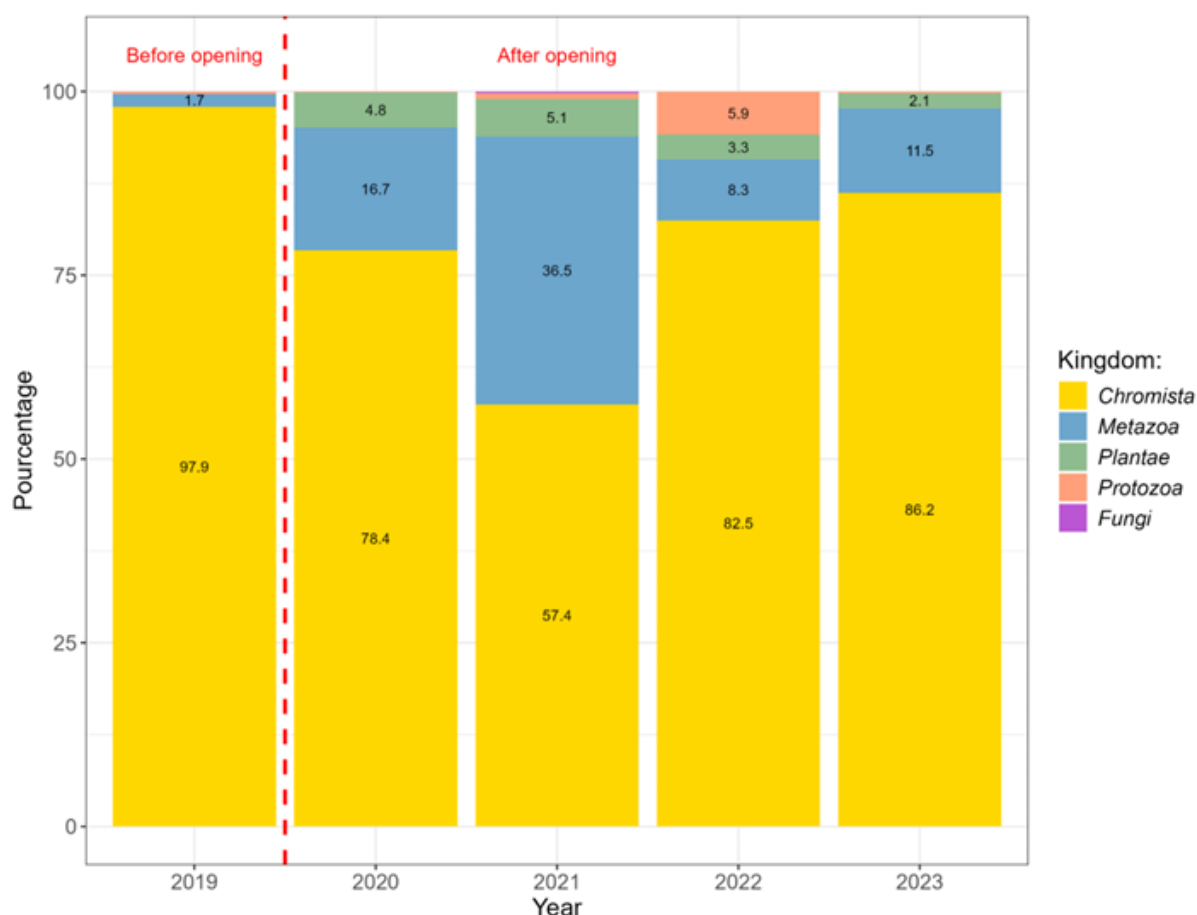


Figure 186 : Évolution de l'abondance relative des différents règnes détectés par la méthode ADNe sur le site des anciens salins entre 2019 et 2023. Seuls les pourcentages supérieurs à 1 sont indiqués sur le graphique. La ligne pointillée rouge sépare les prélèvements effectués avant et après la réouverture du site.

Détection de la biodiversité ichtyologique

L'étude ADNe recherchant de façon plus ciblée les séquences de poissons téléostéens dans les échantillons d'eau des quatre prélèvements annuels après ouverture vient confirmer le phénomène d'enrichissement et diversification taxonomique des anciens salins (Tableau 13; Annexe 18). En effet, dès la première année, 8 familles de poissons téléostéens ont pu être identifiées. À l'intérieur de ces 8 familles, 19 unités taxonomiques différentes (dont 16 allant jusqu'à l'espèce) ont été détectées (Tableau 13; Annexe 18 Tableau II). La richesse taxonomique a légèrement augmenté entre 2020 et 2022, atteignant jusqu'à 23 unités taxonomiques identifiées (20 identifiées jusqu'à l'espèce), réparties dans 12 familles (Tableau 13; Annexe 18 Tableau IV). À l'inverse, une diminution de la richesse taxonomique est observée en 2023, avec 16 unités taxonomiques recensées dont 15 espèces identifiées (Tableau 13; Annexe 18 Tableau V).

Les tests non paramétriques de Kruskal-Wallis et de Dunn ont permis de mettre en évidence que les richesses spécifiques des poissons ne sont pas significativement différentes entre les relevés effectués après ouverture de la martelière (seuil alpha de 0,05).

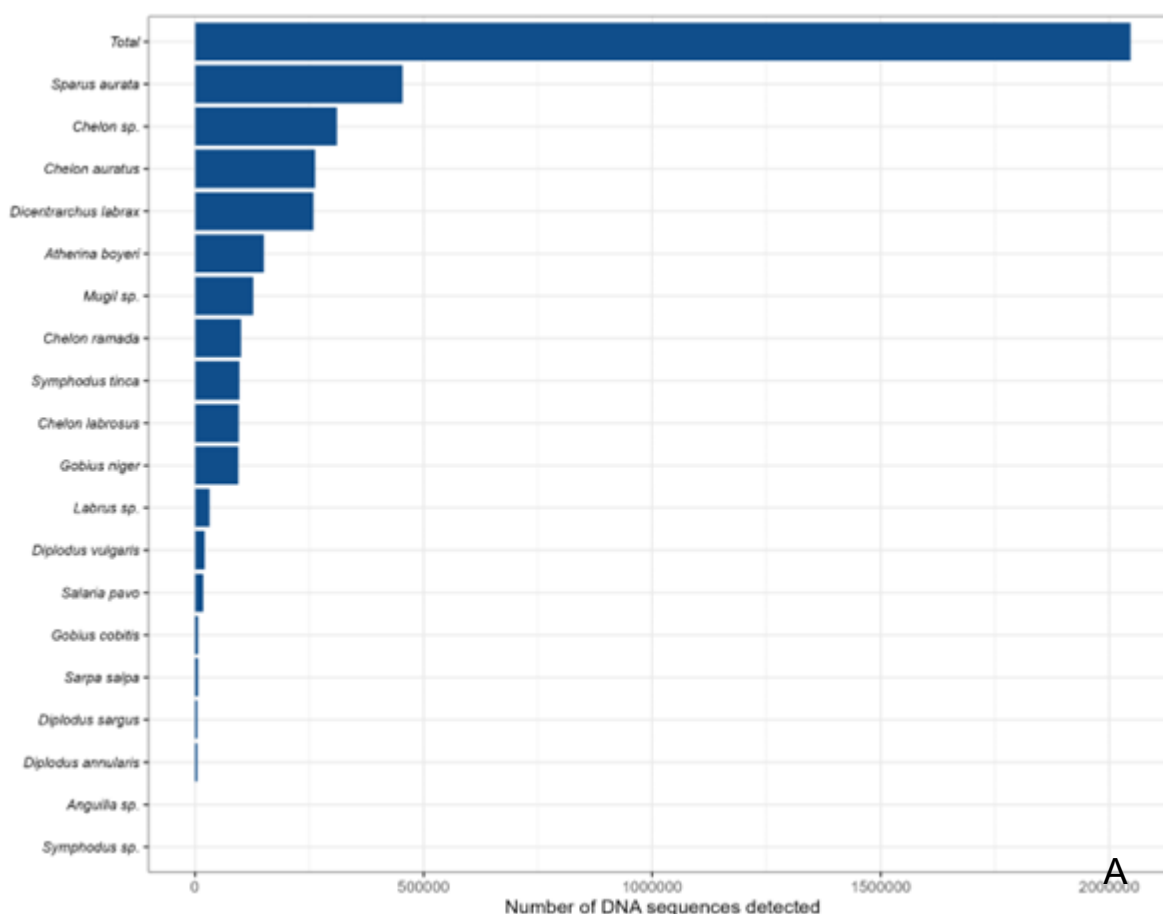
L'année 2021 semble se distinguer des autres années, avec une diversité intra-site plus faible. En effet, les valeurs pour les indices de Simpson et d'équitabilité de Pielou sont les plus faibles (respectivement 0,70 et 0,51), ce qui traduit une certaine diversité d'espèces avec toutefois une concentration sur quelques espèces dominantes : *Atherina boyeri* et *Chelon sp.* (Tableau 13, Figure 187B). L'indice de Berger-Parker, qui mesure la proportion de l'espèce la plus abondante, confirme ces résultats avec une valeur de 0,45. Ainsi, le nombre

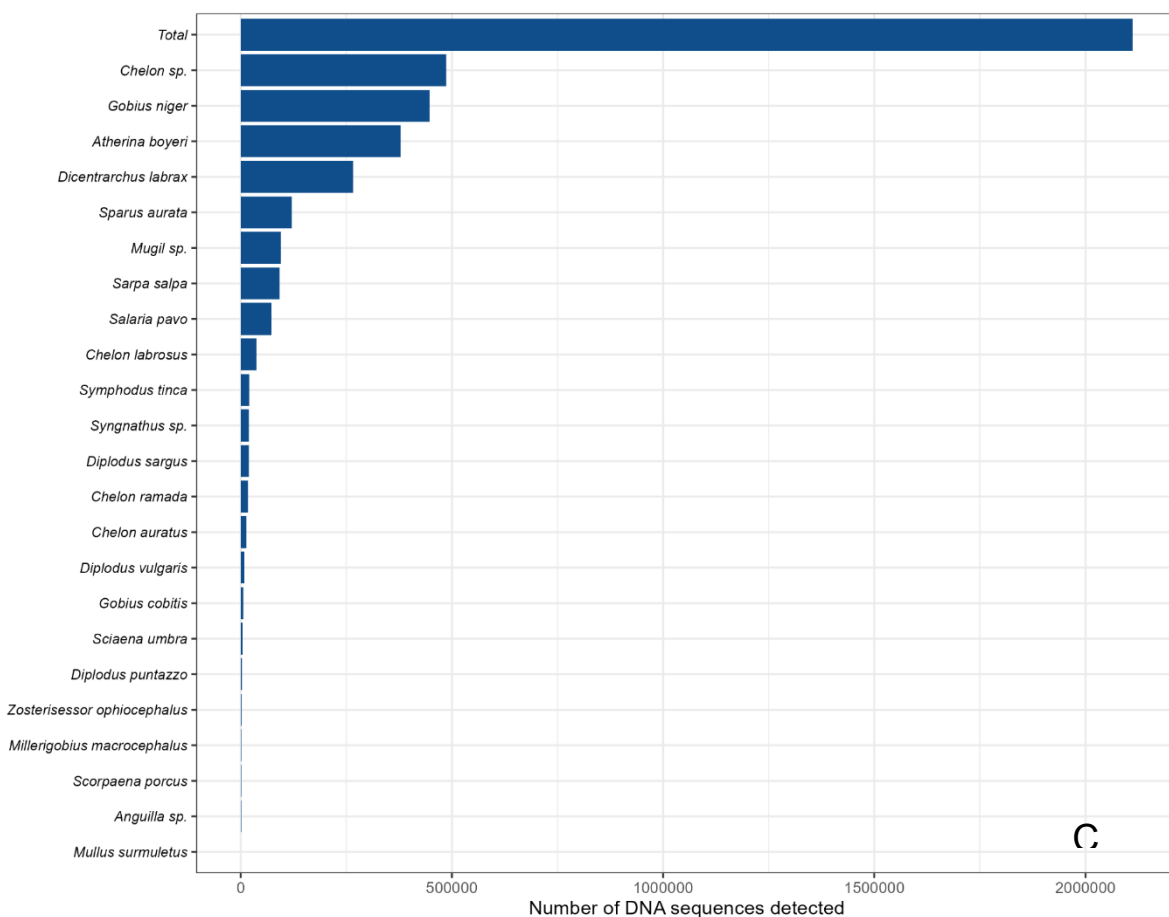
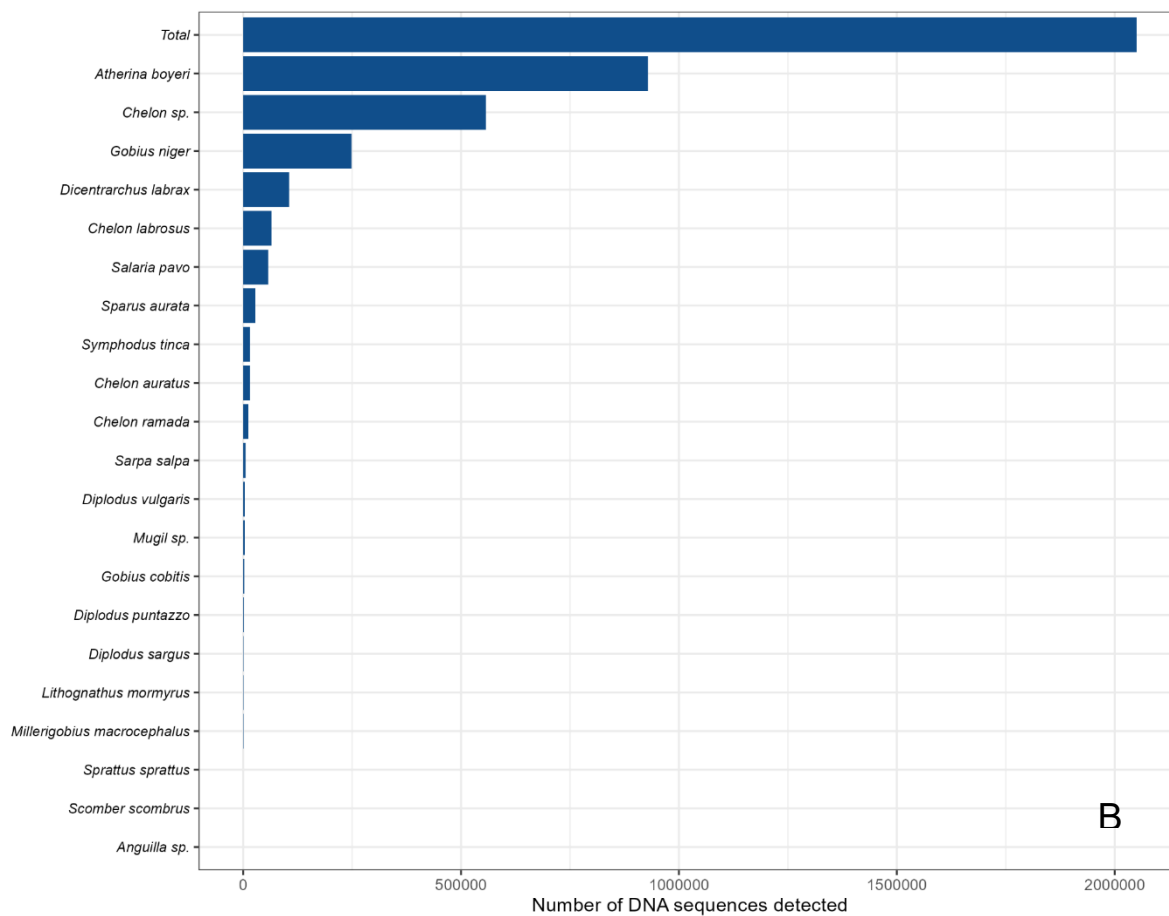
de séquences de l'espèce *A. boyeri* atteint pas loin de la moitié du nombre total de séquences analysées (, Figure 187B).

Les années 2020, 2022 et 2023 présentent quant à elles une diversité alpha élevée avec des valeurs pour les indices de Simpson et d'équitabilité de Piélou qui tendent vers 1 (Tableau 13). Les valeurs pour l'indice de Berger-Parker ces années sont, à l'inverse, relativement faibles et inférieures à 0,25 (Tableau I). Ces résultats suggèrent que les années 2020, 2022 et 2023 ont connu une diversité biologique plus élevée et une répartition plus uniforme des séquences entre les espèces que l'année 2021. Certaines espèces co-dominantes sont communes aux années 2020, 2022 et 2023. On retrouve notamment un genre de Chelon non identifié jusqu'à l'espèce en 2020 et 2022 ainsi que *Chelon auratus* en 2020, *Gobius niger* et *Atherina boyeri* en 2020 et 2023 et *Dicentrarchus labrax* en 2020, 2022 et 2023 (Figure 187A, C et D).

	2019	2020	2021	2022	2023
Richesse taxonomique	0	19	21	23	16
Simpson	Na	0,88	0,7	0,85	0,86
Piélou	Na	0,78	0,51	0,68	0,78
Berger-Parker	Na	0,22	0,45	0,23	0,25

Tableau 13 : Diversité alpha dans les anciens salins calculée selon différents indices pour les cinq années d'étude (Richesse spécifique, Simpson, Piélou et Berger-Parker). Les valeurs minimales en orange et les valeurs maximales en bleu.





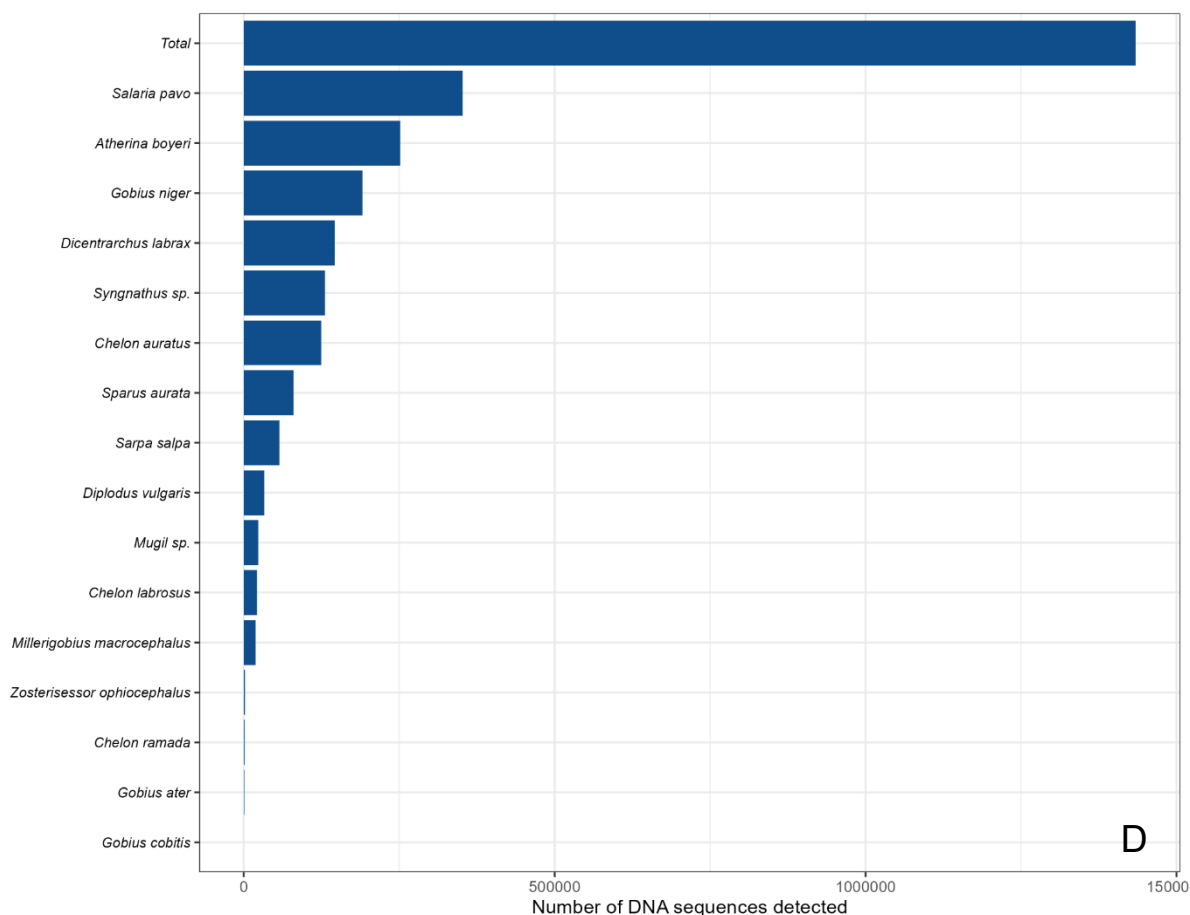


Figure 187 : Abondance des séquences de poissons détectées sur le site des anciens salins en 2020 (A), 2021 (B), 2022 (C) et 2023 (D), tous prélèvements pris en compte.

Bien que les richesses spécifiques détectées sur les cinq années varient, 40% des espèces identifiées sont communes aux relevés effectués après l'ouverture des anciens salins (Figure 6 ; Tableau II). Ce noyau commun est composé de 12 taxons que sont *Atherina boyeri*, *Salaria pavo*, *Gobius cobitis*, *Gobius niger*, *Chelon auratus*, *Chelon labrosus*, *Chelon ramada*, *Mugil sp.*, *Diplodus vulgaris*, *Sarpa salpa*, *Sparus aurata* et *Dicentrarchus labrax* (Figure 6 ; Tableau II). L'habitat préférentiel de la majorité de ces espèces sont les biotopes sablo-vaseux de faible profondeur. Toutefois, pour *G. cobitis* et *D. vulgaris*, seuls les juvéniles apprécient cet habitat, ce qui laisserait penser que l'ouverture de la lagune a permis de redonner à celle-ci sa fonction de nurserie.

A l'inverse, certaines espèces n'ont été identifiées qu'une seule année comme *Labrus sp.*, *Symphodus sp.* et *Diplodus annularis* en 2020 ; *Sprattus sprattus* et *Scomber scombrus* en 2021 ; *Scorpaena porcus* et *Sciaena umbra* en 2022 ; et enfin *Gobius ater* en 2023 (Tableau II). Cela peut s'expliquer par le fait que le milieu lagunaire n'est pas leur habitat de prédilection, comme c'est le cas pour *Sprattus sprattus*, *Scomber scombrus*, *Scorpaena porcus*, *Sciaena umbra* ou en raison de la grande rareté de l'espèce comme *Gobius ater*.

Au total, l'approche ADNe révèle donc la présence de trente espèces de poissons qui fréquentent les anciens salins depuis leur ouverture, venant confirmer les observations des premiers inventaires visuels en PMT, notamment pour les *Labridae*, *Mugilidae*, *Sparidae* et *Moronidae*. Parmi ces espèces, 12 sont caractéristiques des milieux lagunaires et forment un noyau commun retrouvé chaque année (Figure 188, Tableau 14).

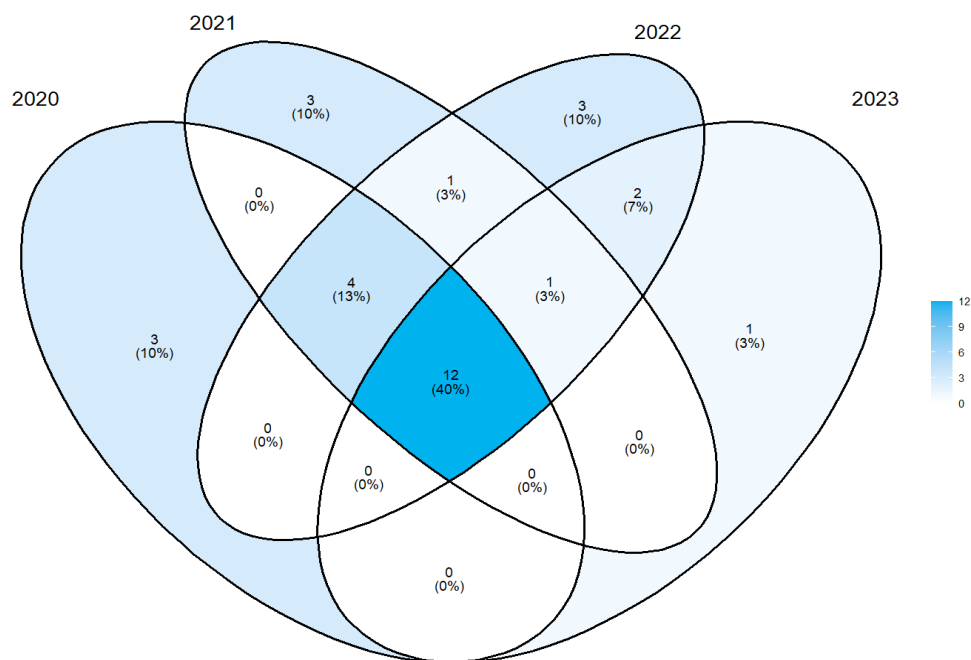


Figure 188 : Recouvrement du nombre d'espèces retrouvées dans les anciens salins entre 2020 et 2023.

Famille	Genre	Nom scientifique	2019	2020	2021	2022	2023
Anguillidae	Anguilla	Anguilla sp.					
	Atherina	Atherina boyeri					
Blenniidae	Salaria	Salaria pavo					
Clupeidae	Sprattus	Sprattus sprattus					
Gobiidae	Gobius	Gobius ater					
		Gobius cobitis					
		Gobius niger					
	Millerigobius	Millerigobius macrocephalus					
	Zosterisessor	Zosterisessor ophiocephalus					
Labridae	Labrus	Labrus sp.					
	Symphodus	Symphodus sp.					
		Symphodus tinca					
Mugilidae	Chelon	Chelon auratus					
		Chelon labrosus					
		Chelon ramada					
		Chelon sp.					
	Mugil	Mugil sp.					
Scorpaenidae	Scorpaena	Scorpaena porcus					
Scombridae	Scomber	Scomber scombrus					
Sparidae	Diplodus	Diplodus annularis					
		Diplodus puntazzo					
		Diplodus sargus					
		Diplodus vulgaris					
	Lithognathus	Lithognathus mormyrus					
	Sarpa	Sarpa salpa					
	Sparus	Sparus aurata					
Mullidae	Mullus	Mullus surmuletus					
Syngnathidae	Syngnathus	Syngnathus sp.					
Moronidae	Dicentrarchus	Dicentrarchus labrax					
Sciaenidae	Sciaena	Sciaena umbra					

Tableau 14 : Espèces de poissons détectées par la méthode ADNe dans les salins entre 2019 et 2023, après élimination des contaminations. Présence d'un signal ADNe = bleu ; absence = blanc.

Enfin, la représentation des différentes classes de poissons en fonction de leur régime alimentaire des poissons présents dans les anciens salins ont été comparés entre les relevés des années après ouverture. Ces informations ont été récupérées pour chaque espèce de poisson dans la base de données open-access FishMED (Annexe 19). Les taxons non identifiés jusqu'à l'espèce ont été retirés de l'analyse (*Labrus sp.*, *Symphodus sp.*, *Chelon sp.*, *Mugil sp.* et *Syngnathus sp.*) afin d'éviter un biais dans notre analyse. Le pourcentage d'espèces appartenant à chaque catégorie de régime alimentaire (carnivore, herbivore ou omnivore) a été calculé en rapportant le nombre d'espèces appartenant à un régime alimentaire au nombre total d'espèces présentes pour une année donnée (Figure 189). De la même manière, le pourcentage d'individus appartenant à chaque régime alimentaire a été calculé en prenant en compte cette fois-ci, le nombre de séquences ADN comme proxy de la biomasse (Figure 8). Cette double approche permet de comprendre non seulement la diversité des régimes alimentaires parmi les espèces présentes, mais aussi leur prévalence en termes d'abondance, fournissant ainsi un panel complet des dynamiques écologiques au sein de l'écosystème étudié.

Ainsi, le régime alimentaire le plus abondant des espèces est, quelle que soit l'année considérée, le régime omnivore, suivi de près, voire à part égale, au régime carnivore (Figure 189A). Si l'on prend en compte l'abondance de séquences ADN pour les espèces considérées, des différences se dessinent. En effet, bien que le régime omnivore soit le plus important, suivi par le régime carnivore pour les années 2020 et 2023, les tendances sont inversées en 2021 et 2022, qui présentent une plus forte abondance de séquences ADN d'espèces carnivores que d'espèces omnivores (Figure 189B). Cette dominance du régime alimentaire carnivore en 2021 peut s'expliquer par une dominance de l'espèce carnivore *Atherina boyeri*, dont les séquences représentent plus de la moitié des séquences ADN inventoriées (Figure 5B). Le régime alimentaire herbivore est, quant à lui, le plus faible, peu importe l'année et la méthode de calcul considérée (Figures 8A & 8B). En revanche, il est impossible ici de discriminer, par la méthode ADNe, les individus adultes de leur phase larvaire dont le mode de nutrition associé peut varier.

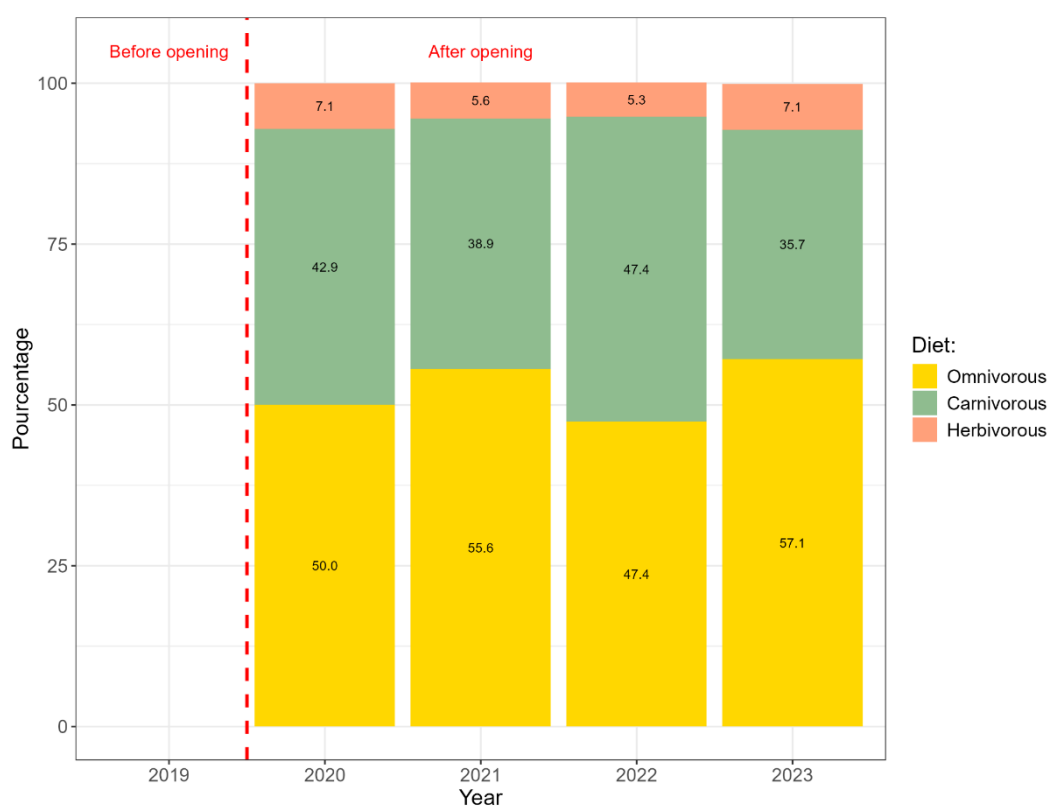




Figure 189 : Évolution de l'abondance relative des différents régimes alimentaires des poissons sur le site des anciens salins entre 2019 et 2023, calculé en (A) à partir du nombre d'espèces et en (B) à partir de l'abondance des séquences ADN. La ligne pointillée rouge sépare les prélèvements effectués avant et après la réouverture du site.

Conclusion et perspectives

Le recensement des espèces marines par la méthode ADNe dans ce cas précis d'opération de revitalisation d'anciens marais salins apparaît donc comme un outil particulièrement efficace d'inventaire à la fois pour la réalisation d'un état zéro et pour soutenir les méthodes traditionnelles de surveillance avec pour objectif de suivre de manière plus précise l'évolution des communautés biologiques dans le temps. La méthode ADNe semble être un outil particulièrement intéressant à appliquer dans des projets de restauration écologiques, lesquels interviennent souvent sur des écosystèmes déjà fragilisés. Sa nature non-invasive la distingue des méthodes d'inventaires traditionnelles, ce qui en a fait un choix très pertinent dans le contexte de réaffectation des anciens salins sur l'île des Embiez.

Au cours des cinq années d'étude, ce suivi temporel met en évidence une augmentation significative de la richesse taxonomique Eucaryote sur le site des anciens salins, allant jusqu'à quadrupler entre 2019 et 2021. Les communautés avant ouverture étaient largement dominées par des Chromistes et, en particulier certaines microalgues considérées comme extrêmophiles caractéristiques d'un milieu lagunaire dégradé et hypertrophique. Bien que les Chromistes dominent toujours les communautés après ouverture de la martellière, la composition taxonomique tend à retrouver un certain équilibre. En effet, l'abondance relative des Chromistes diminue entre les relevés avant et après ouverture, proportionnellement aux autres règnes (Métazoaires et Protozoaires) qui deviennent plus abondants. Cette diminution de l'abondance des Chromistes s'accompagne également de l'apparition des Plantes et d'angiospermes (*Alismatales*), initialement absents dans le milieu. La baisse de l'abondance des microalgues associée à l'apparition d'angiospermes sont des signes caractéristiques d'un changement de régime du milieu lagunaire, qui tend vers une oligotrophisation de cet écosystème (Wit *et al.*, 2020). La richesse taxonomique a cependant diminué de 2021 à 2023. Il serait intéressant de poursuivre les prélèvements sur le site des anciens salins afin d'étudier, sur une plus longue période, la succession écologique qu'engendre l'action de restauration entreprise, et de voir si les communautés se stabilisent.

L'étude plus ciblée de la détection des Téléostéens met également en évidence l'arrivée d'un nombre important d'espèces clés de l'écosystème lagunaire et totalement absentes de l'état initial. Douze espèces de poissons se sont implantées dès l'ouverture des anciens salins (en 2020), formant un tronc commun identifié dans tous les prélèvements suivants. Ces résultats traduisent une augmentation de la biodiversité ichthyologique liée à l'action de restauration de ce milieu, qui semble recolonisée par des espèces caractéristiques du milieu lagunaire comme *Anguilla sp.*, *Gobius niger* ou encore *Atherina boyeri* (Le Direach *et al.*, 2020; Tournois *et al.*, 2017). De plus, la méthode ADNe a permis d'identifier des espèces très rarement observées comme *Gobius ater* en 2023, qui est endémique de Méditerranée mais considérée comme une espèce rarement identifiée (Kovačić *et al.*, 2022). En effet, les seules observations de cette espèce ont été faites en plongée de nuit. Ces résultats confirment donc l'importance de la méthode ADNe afin de réaliser des inventaires exhaustifs de la biodiversité.

D'autre part, la présence d'espèces dont l'habitat des juvéniles est le milieu lagunaire contrairement à l'habitat des adultes comme pour les espèces *Gobius cobitis* et *Diplodus vulgaris* (Abecasis *et al.*, 2009), identifiées dans tous les relevés à partir de 2020, suggère que l'ouverture de la martelière a permis de réattribuer sa fonction de nurserie à notre site d'étude. L'analyse ADNe ne permettant pas de discriminer les juvéniles des adultes, il est primordial de coupler cette méthode avec des observations en plongée sur site afin de confirmer cette hypothèse.

7. Aménagements pédagogiques du site

En parallèle des actions de restauration écologique menées sur les anciens salins des Embiez, un parcours pédagogique a été aménagé par l'Institut Océanographique Paul Ricard (IOPR), avec le soutien logistique de la S.A. Paul Ricard. Cette démarche vise à concilier conservation de la biodiversité et valorisation pédagogique du site auprès du public. Elle s'est accompagnée d'une réflexion sur la gestion de la fréquentation afin de canaliser les flux de visiteurs, tout en préservant les zones les plus écologiquement sensibles.

Ainsi, des aménagements spécifiques ont été mis en place pour délimiter des zones accessibles au public et d'autres, volontairement non accessibles afin de favoriser la tranquillité de la faune et la régénération de la flore. Quatre panneaux pédagogiques ont été conçus et installés aux emplacements stratégiques, en cohérence avec le tracé du parcours de visite. Ces panneaux abordent des thématiques complémentaires : l'histoire des anciens salins, la flore terrestre typique des milieux lagunaires, la faune et la flore aquatique du site, ainsi que les espèces ornithologiques observables localement (Figure 190 et Annexe 20).

Jusqu'en 2022, l'accès au site était libre, permettant aux visiteurs de circuler sur l'ensemble des levées de terre et ponts reliant les différents bassins. Pour réduire les perturbations dans les zones sensibles, notamment au centre du site, des ganivelles ont été installées aux extrémités des buttes, définissant un itinéraire de visite contournant les bassins tout en maintenant un accès contrôlé à la partie nord (Figure 190A).



Figure 190 : Plan d'implantation des panneaux pédagogiques, des ganivelles et du parcours d'accès du public. B : Bras de terre sans ganivelle ; le sol est compacté par le piétinement et la végétation est peu développée. C : Panneau pédagogique implanté devant des ganivelles ; derrière celles-ci, la végétation a recolonisé l'ensemble de l'espace terrestre disponible. D : Panneau d'information indiquant les règles à respecter dans le site des salins.

Ce dispositif vise à créer une zone refuge centrale pour la faune, en particulier pour l'avifaune, encore peu nombreuse à y nidifier malgré sa fréquentation régulière du site. En plus de limiter les dérangements, ces clôtures naturelles réduisent le piétinement et le compactage des sols. Depuis leur mise en place, une recolonisation spontanée de la végétation est visible dans les secteurs rendus inaccessibles au public (Figure 190B et C).

En complément de ce dispositif, un panneau d'information général a été implanté au nord du site. Il rappelle les règles de bonne conduite à observer, notamment l'interdiction de cueillir les plantes, de pêcher, ainsi que l'obligation de tenir les chiens en laisse (Figure 190D). Il convient de souligner que l'interdiction de la pêche a été rendue possible sans autorisation administrative particulière, les anciens salins constituant une propriété privée. À ce titre, ce plan d'eau, bien que marinisé, constitue actuellement la seule zone de non-prélèvement au sein du périmètre du site Natura 2000 « Lagune du Brusc ».

Ces aménagements témoignent d'une volonté forte de rendre le site accessible, tout en garantissant la préservation de ses équilibres écologiques. Ils s'inscrivent pleinement dans une démarche de sensibilisation du public aux enjeux de conservation et de gestion des milieux naturels restaurés.

8. Conclusion sur l'efficacité de l'action restaurative, retour d'expérience et recommandations

La restauration des anciens salins des Embiez, initiée en 2020 par la reconnexion hydraulique à la lagune du Brusc, constitue un exemple concret d'action de réhabilitation écologique réussie, à la fois par sa simplicité technique et par les résultats écologiques observés à moyen terme. En l'espace de trois années, l'ensemble des compartiments biologiques étudiés — des végétaux aquatiques aux poissons, en passant par les invertébrés benthiques et le plancton — ont présenté des signes clairs de recolonisation, de structuration, et de diversification. Ces dynamiques convergent vers un retour fonctionnel du système lagunaire, proche de celui observé dans les sites de référence à proximité.

Les résultats montrent que l'ouverture du système à la mer a permis un rétablissement progressif des conditions physico-chimiques favorables à la vie aquatique : stabilisation de la salinité, amélioration de l'oxygénation des sédiments, et régression des épisodes d'eutrophisation. Cela a permis la recolonisation rapide par des herbiers de *Ruppia spiralis*, suivie de l'apparition de *Cymodocea nodosa*, signe d'un état écologique plus avancé. Simultanément, la faune benthique, initialement absente en 2019, s'est redéployée dans les sédiments, avec le retour de nombreux taxons caractéristiques (bivalves, polychètes, crustacés) et l'apparition de niveaux trophiques plus complexes.

La faune piscicole a également montré une dynamique de retour significative. Les inventaires visuels, couplés aux analyses par ADN environnemental, ont confirmé la réinstallation progressive d'assemblages ichtyologiques typiques des milieux lagunaires méditerranéens. L'observation de juvéniles de plusieurs espèces, dont *Dicentrarchus labrax* et *Atherina boyeri*, témoigne de la restauration de la fonction de nurserie, fonction clé des lagunes côtières. La détection régulière de l'anguille européenne (*Anguilla anguilla*), espèce en danger critique d'extinction, renforce l'intérêt écologique du site et légitime la poursuite des efforts de conservation.

Le projet de réhabilitation des anciens salins se distingue également par la sobriété de l'intervention technique : aucune opération de génie écologique lourde ni de réintroduction d'espèces n'a été nécessaire. La simple remise en connexion a suffi à réactiver les dynamiques naturelles de l'écosystème, démontrant ainsi le potentiel élevé de résilience de ces milieux lorsqu'ils ne sont plus artificiellement contraints. Ce choix méthodologique s'est aussi avéré pertinent d'un point de vue économique et logistique.

En complément, des aménagements pédagogiques ont été mis en place pour valoriser la restauration écologique auprès du grand public. L'installation d'un parcours balisé, associé à des ganivelles limitant les zones de piétinement, a permis de canaliser la fréquentation et de créer une zone refuge centrale propice à la faune, notamment aviaire. Quatre panneaux thématiques ont été installés pour informer et sensibiliser

les visiteurs. Ce dispositif de médiation renforce l'appropriation collective du site restauré, tout en contribuant à sa préservation. Il illustre avec pertinence comment restauration écologique et éducation à l'environnement peuvent se renforcer mutuellement.

Sur le plan méthodologique, la combinaison de suivis visuels (plongées, cartographies), physico-chimiques et génétiques (ADNe) a permis une évaluation fine et pluridisciplinaire de l'évolution du site. L'approche par ADN environnemental s'est révélée particulièrement efficace, notamment dans les premières phases du projet où la turbidité empêchait les observations directes. Elle a offert une vision intégrée de la biodiversité présente, jusqu'aux compartiments difficiles à détecter (larves, microfaune benthique). Cette approche non invasive est aujourd'hui pleinement justifiée comme outil de suivi dans les projets de restauration écologique.

Certaines limites doivent toutefois être soulignées. D'une part, la persistance de blooms phytoplanctoniques estivaux qui engendrent une turbidité élevée, particulièrement dans les zones profondes, freinant le développement des herbiers en profondeur. D'autre part, l'apparition localisée de l'algue invasive *Caulerpa cylindracea*. Enfin, l'absence d'apport régulier en eau douce, combinée au changement climatique, pourrait à moyen terme affecter la stabilité du système, en augmentant la salinité ou en réduisant l'oxygénation estivale.

Face à ces constats, plusieurs recommandations peuvent être formulées. À l'échelle locale, il est essentiel de poursuivre les suivis réguliers, notamment sur la qualité de l'eau, l'évolution des communautés végétales et animales, et l'éventuelle expansion d'espèces invasives. Une gestion adaptative, incluant des actions ponctuelles si nécessaire (entretien du dispositif de connexion), permettra de soutenir la trajectoire positive engagée. À l'échelle régionale, l'expérience des anciens salins des Embiez démontre la pertinence des projets de restauration par reconnexion hydraulique. Cette approche, à faible coût et à fort potentiel écologique, mérite d'être promue dans les politiques de gestion intégrée des zones humides littorales méditerranéennes.

En conclusion, la réouverture des anciens salins a permis de réactiver des fonctions écologiques essentielles, comme la production primaire, le rôle de filtre biogéochimique, la fonction de nurserie, ou encore l'accueil d'espèces patrimoniales. En mobilisant les dynamiques naturelles et les processus écosystémiques, ce projet a démontré qu'une restauration efficace et durable est possible sans aménagements lourds, à condition de s'appuyer sur une bonne compréhension du fonctionnement du milieu et sur un suivi rigoureux. Ce projet met également en lumière l'intérêt d'intégrer, dès la phase de conception, des volets de valorisation pédagogique et de gestion de la fréquentation, indispensables pour assurer la pérennité des résultats. Il est recommandé de poursuivre le suivi écologique sur le long terme, d'approfondir les liens entre diversité fonctionnelle et stabilité des assemblages, et de documenter davantage les retombées sociales et éducatives du projet.

SYNTHESE ET PERSPECTIVES



Contributions

Conceptualisation : Rémy Simide

Traitement de données : Rémy Simide, Sylvain Couvray,

Rédaction : Rémy Simide, Sylvain Couvray,

Sommaire

Synthèse et perspectives	231
1. Contexte	234
2. Un panel d'actions restaurative dans un unique paysage écologique	234
3. Efficacité environnementale des actions restauratives.....	238
3.1. Diversité ichtyologique	238
3.2. Surface couverte	241
3.3. Surface potentielle d'expansion	242
3.4. Délai de mise en œuvre et résistance aux pressions	243
3.5. Bénéfices pour la biodiversité.....	243
3.6. Gain de fonction(s) écologique et de services écosystémiques	243
3.7. Effectivité environnementale à l'échelle du paysage écologique	244

1. Contexte

Face à l'érosion de la biodiversité et au changement climatique, la restauration des écosystèmes est un levier pour répondre à ces défis. Cette dynamique est encouragée à l'échelle internationale par la Décennie des Nations unies pour la restauration des écosystèmes (2021–2030). Le cadre conceptuel de la restauration qui y est proposé est une adaptation de celui proposé par la Society for Ecological Restoration (SER). Ce cadre introduit un continuum d'actions restauratives allant de la simple réduction partielle des pressions à la reconstitution complète d'un écosystème. Dans ce contexte, les écosystèmes marins côtiers occupent une place singulière, car bien qu'ils soient essentiels aux sociétés humaines par les services écosystémiques qu'ils fournissent, leur restauration reste complexe, exploratoire et encore peu standardisée.

Si les principes généraux de la restauration sont désormais bien établis, l'efficacité socio-environnementale des actions mises en œuvre dépend fortement du contexte local : e.g. type d'écosystème, conditions environnementales, niveaux de dégradation initiaux, pressions persistantes, niveau du soutien institutionnel, et degré d'acceptation sociale. En conséquence, les données comparant l'efficacité relative de différentes approches restauratives restent rares et difficiles à généraliser. Cette incertitude constitue pourtant un verrou pour les acteurs en charge de la planification, du financement ou de l'évaluation des projets. Avec la planification actuelle de la loi européenne sur la restauration de la nature, il devient crucial de fournir aux décideurs un cadre de lecture clair sur les types d'interventions possibles, leur logique d'action et les bénéfices attendus à différentes échelles spatiales et temporelles.

À la lumière de ces problématiques et des cadres conceptuels internationaux, cette partie de la synthèse du programme SAR-LAB propose une analyse contextualisée d'un panel d'activités restauratives dans un seul paysage écologique et fonctionnel, la lagune du Brusc. Il s'agit d'offrir une grille de lecture concrète et fondée scientifiquement, pour aider les décideurs à identifier les priorités d'action et à articuler les interventions entre elles, en anticiper leurs effets potentiels sur la biodiversité et les services écosystémiques.

2. Un panel d'actions restaurative dans un unique paysage écologique

La lagune du Brusc offre un paysage écologique clairement défini géographiquement (Figure 191, ligne bleue en pointillé) et fonctionnellement (voir le chapitre 1 de ce rapport). Dans les années 2000, trente hectares de pelouse de cymodocée ont disparu de la lagune soit plus de 99 % de celle-ci. Cela représentait également 5 % de l'ensemble de la cymodocée référencée le long du littoral méditerranéen français (Holon et al., 2015).



Figure 191 : Le paysage écologique d'environ 120 hectares de la lagune du Brusc (détournée par la ligne pointillée bleue)

La Figure 192 montre la très faible abondance en poissons adultes et juvéniles sur cette zone sableuse par rapport aux zones adjacentes rocheuses ou d'herbiers de posidonie et de cymodocée. La zone sableuse formée à donc une très faible productivité avec la perte de la fonction de nurserie ainsi que de la fonction d'habitat de la cymodocée. Cette disparition a induit une diminution de la biodiversité et de nombreux services écosystémiques fournis par cet herbier dont ceux d'habitat, de nurserie, mais également de stabilisation des sédiments, de séquestration carbone, d'oxygénation de l'eau, de soutien au cycle des nutriments, de purification de l'eau ainsi que des valeurs culturelles associées à cet espace remarquable.

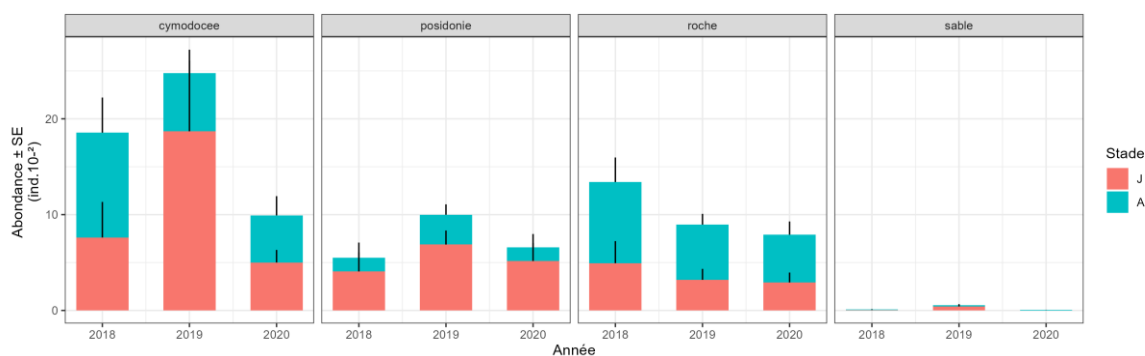


Figure 192 : Abondance moyenne par année et par habitat des poissons sur la cymodocée, la posidonie, la roche et le sable dans la lagune du Brusc

Face à ce constat, il était important d'initier une action de restauration écosystémique de la lagune du Brusc. Pour cela, après plusieurs études exploratoires sur la fonctionnalité du site et la faisabilité des actions (Landeau et Saline), un panel de cinq actions restauratives ont été mises en place par l'Institut océanographique Paul Ricard et l'Agence de l'eau Rhône Méditerranée Corse (Figure 193).

L'action de **restauration passive** a consisté à interrompre la pression responsable de la disparition de l'herbier et de mieux gérer d'autres pressions anthropiques. La cymodocée a disparu à cause de la dégradation de la qualité des sédiments dans la lagune, appauvri en matières organiques minéralisable, nécessaires au développement des plantes (Simide et Abello, 2020 ; Chapitre 1 de ce rapport). C'est pourquoi, l'apport en sable exogène pour réalimenter les plages environnantes a été interrompu en 2014. Des mesures de gestion telles que l'interdiction de piétiner la lagune ont également été mises en œuvre pour limiter l'impact de pressions cumulées sur un écosystème dégradé.

La **création d'un écosystème** dans les anciens salins a pu être envisagé car :

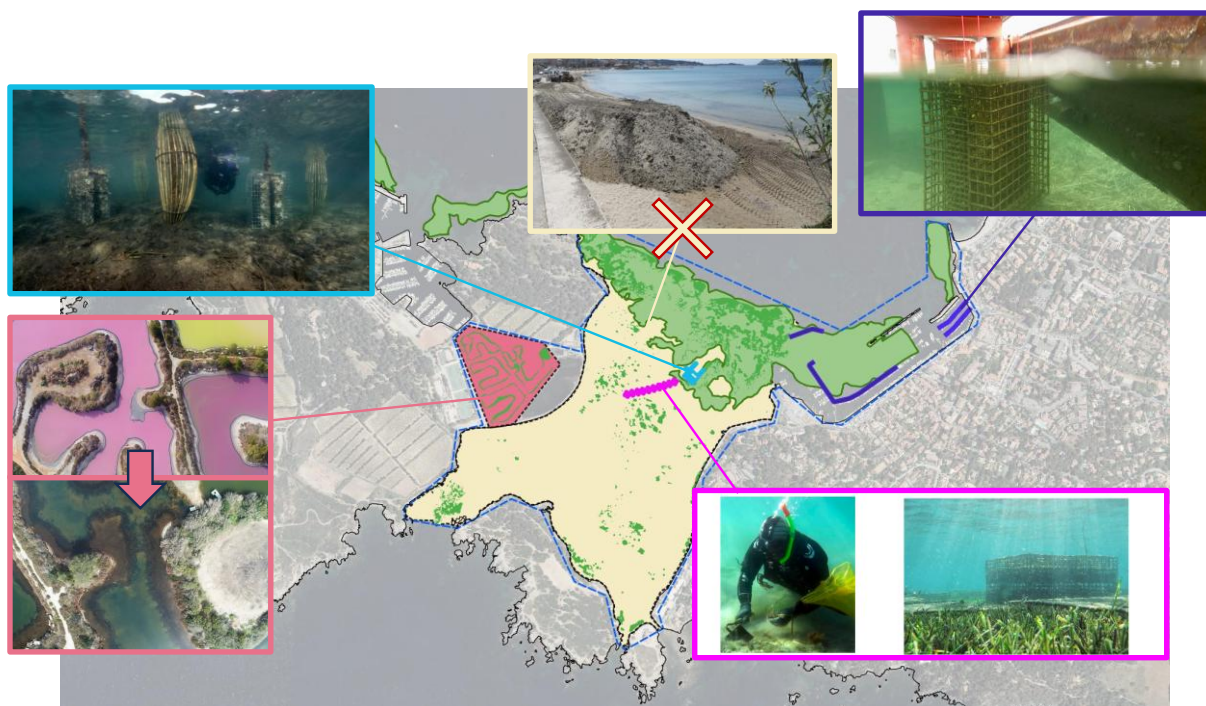
(1) elle ne remplace pas un écosystème productif

(2) et l'ancien écosystème, un marais salant, ne peut pas être remis en place car la géomorphologie du site a été profondément modifiée (Gann et al., 2019 ; Chapitre 5 de ce rapport).

Un écosystème lagunaire à herbiers de ruppia et de cymodocée a donc été créé par la remise en état de la circulation de l'eau entre la lagune du Brusc et les anciens salins.

La **restauration active** correspond à la transplantation de cymodocée dans la lagune à partir d'un site donneur dans lequel la dynamique de l'herbier permet une rapide et complète résilience après le prélèvement. Cette action a été initiée seulement lorsque la pression responsable de la disparition de l'herbier historique a été contrôlée. La restauration active a été conçue pour créer un corridor entre des habitats de la lagune et des cages ont été placées temporairement sur les transplants pour éviter la pression de broutage qui était identifiée en début de programme comme un risque pour le succès de cette mesure (Chapitre 4).

La **réhabilitation** d'une fonction écologique clé de la lagune du Brusc a été effectuée pour supporter la fonction de nurserie d'espèces de poissons côtiers. Elle a été effectuée par l'ajout de micro-récifs artificiels, en milieu naturel, au centre de la lagune dans l'ancien parc mytilicole, et dans un espace exploité et modifié par les activités anthropiques, le port du Brusc (Chapitres 2 et 3).



Restauration passive : Mesure de gestion mises en œuvre intentionnellement pour stopper la ou les pressions qui causent la dégradation d'un écosystème ou entravent sa régénération, en laissant l'écosystème de référence se restaurer naturellement.

Arrêt des rechargements de plage et mise en œuvre de mesures locales de gestion (en 2014)

Création d'un écosystème : Mise en place d'un écosystème natif alternatif, sur une zone non productive. Dans ce cas, à l'aide d'une technique de restauration passive.

Raccordement des anciens marais salants au plan d'eau lagunaire (en 2020)

Restauration active de l'écosystème : Restauration complète d'un écosystème proche de l'écosystème natif de référence, assurant une biodiversité durable et la fourniture d'un ensemble complet de services écosystémiques.

Transplantation de cymodocée (en 2018)

Réhabilitation en milieu naturel : Restauration de fonctions écologiques dans un système naturel

Ajout de récifs artificiels dédiés aux juvéniles de poissons pour retrouver la fonction de nurserie

Réhabilitation en milieu exploité : Restauration de fonctions écologiques dans un système anthropisé

Ajout de récifs artificiels dédiés aux juvéniles de poissons pour retrouver la fonction de nurserie

Figure 193 : Panel d'activités restaurative dans la lagune du Brusc

3. Efficacité environnementale des actions restauratives

3.1. Diversité ichtyologique

A l'exception de la création d'écosystème, toutes les activités restauratives présentent une diversité ichtyologique dans la même gamme de grandeur, aussi bien pour la diversité taxonomique, phylogénétique et fonctionnelle (Figure 194). Ce résultat n'est pas intuitif car la composition spécifique est distincte entre les différentes actions (voir les chapitres précédents). Pour la création d'écosystème, la plus grande variabilité des paramètres physico-chimiques de l'eau par rapport au reste du paysage écologique peut expliquer que la communauté ichtyologique spécialisée ne soit pas encore en place en 2022.

A la fin des activités du programme SAR-LAB, le récif barrière de posidonie, l'habitat historique non dégradé du site, est l'habitat le plus favorable pour abriter une forte diversité ichtyologique (Figure 195). Ce résultat démontre que si des gains en termes de biodiversité peuvent être observés sur des actions restauratives, il peut se passer un temps long avant qu'une communauté pleinement diversifiée et caractéristique d'un paysage écologique puisse y être retrouvée.

Les actions de restauration active et de réhabilitation d'une zone exploitée ont, dès la première année, rempli la fonction de nurserie pour des espèces de poissons (Figure 196). L'échec (partiel) de la réhabilitation en milieu naturel pour soutenir la fonction de nurserie est dû à son efficacité pour produire un habitat à une espèce piscivore la première année et à un désagrément d'une partie significative des installations la troisième année. La restauration passive est également une zone de nurserie en 2018 mais cette action a commencé dès 2014 avec un retour très lent et progressif des herbiers naturels.

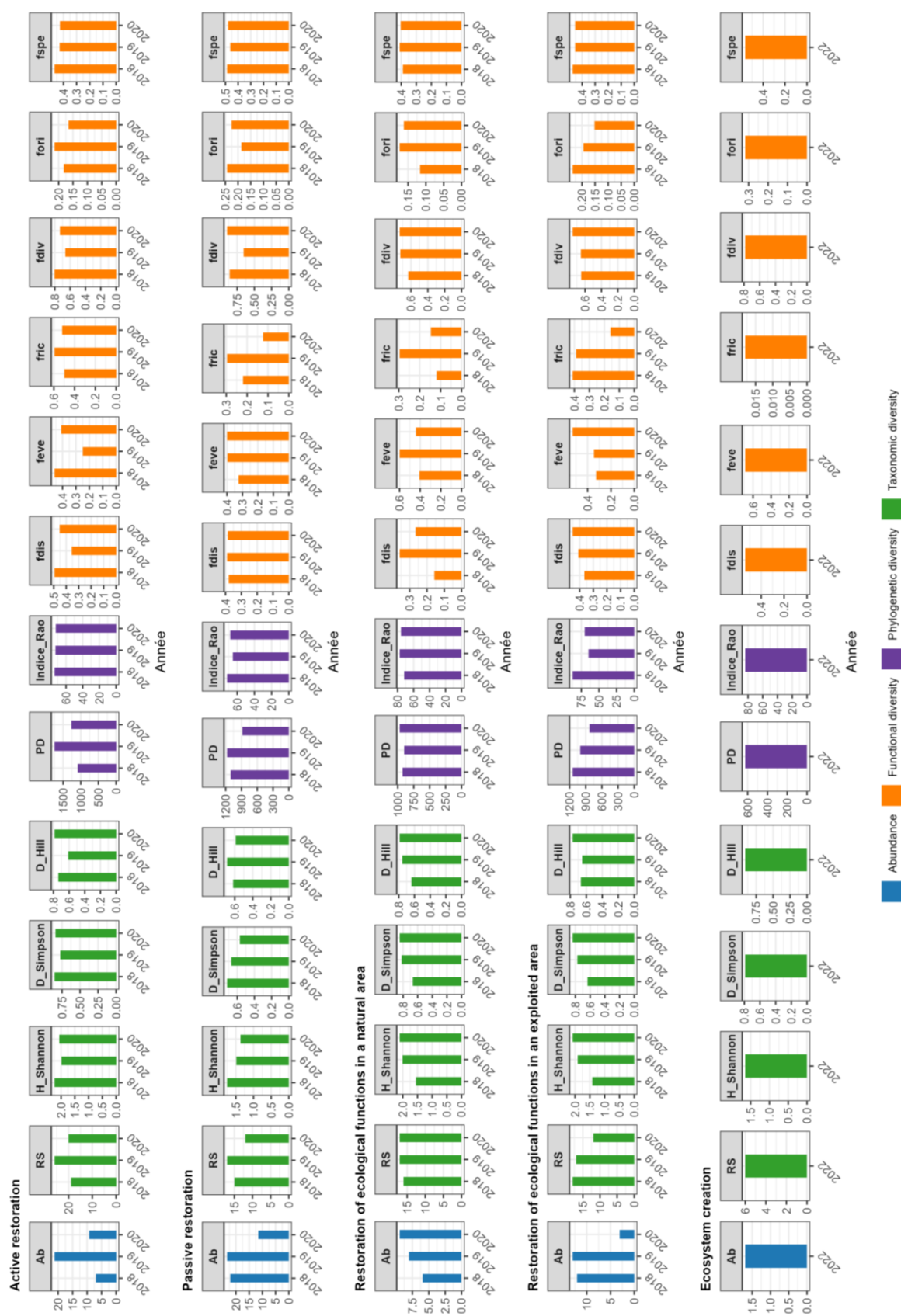


Figure 194 : Diversité ichthyologique au sein du panel d'activités restauratives (compilation des suivis annuelle présentés dans les chapitres précédents). La diversité est évaluée au travers d'indicateurs des diversités taxonomique, phylogénétique et fonctionnelle. La création de l'écosystème n'a été suivi par observation visuelle qu'en 2022 après le niveau 0 en 2020 (aucun poisson avant ouverture de la masse d'eau à la mer)

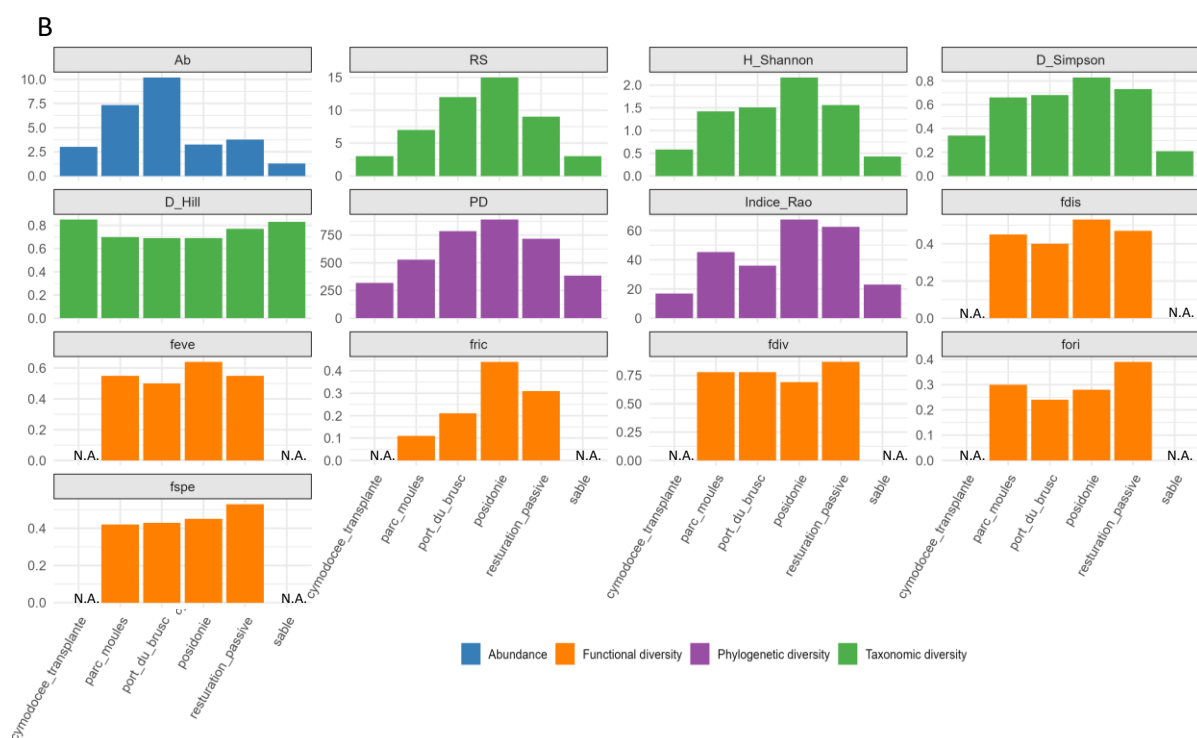
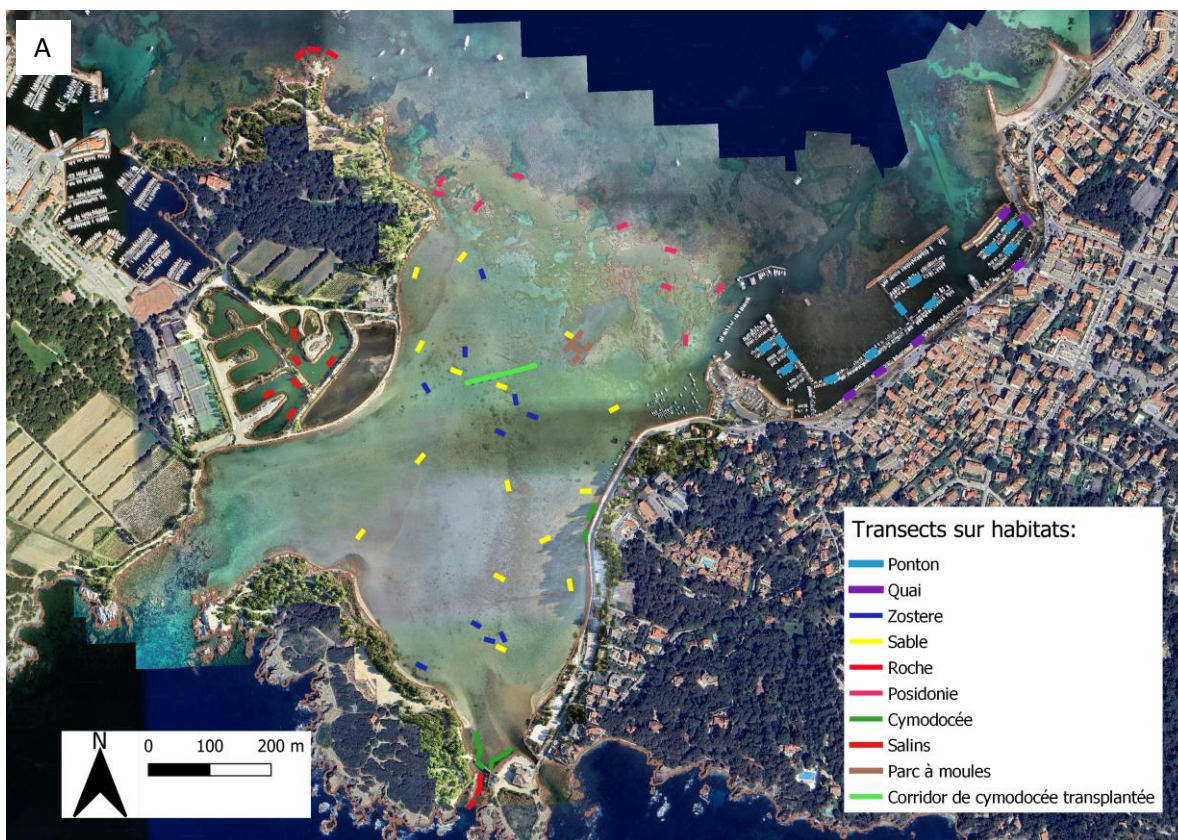


Figure 195 : Diversité ichthyologique en fin d'actions de restauration dans le programme SAR-LAB soit juillet 2021. Lors de ce comptage, les micro-récifs et cages de protection contre le broutage avaient déjà été retirés.



Figure 196 : Diversité taxonomique et phylogénétique des juvéniles de poissons dans les activités restauratives de la lagune du Brusc (compilation des suivis annuelle présentés dans les chapitres précédents). La richesse spécifique trop faible ne permet pas de produire d'indicateurs de la diversité fonctionnelle.

3.2. Surface couverte

Les couvertures spatiales des actions restauratives sont très variables (Figure 197). La création d'écosystème a eu une vitesse de progression très importante, avec plus d'un hectare d'herbier de ruppia gagné en seulement un an (2020-2021). La restauration passive, pourtant initiée dès 2014, n'a permis le retour que d'un hectare d'herbiers de zostère et de cymodocée en 2021. Ce phénomène contrasté montre l'impact, sur la résilience d'un écosystème, de la pression à l'origine de sa dégradation. Dans les anciens salins, la qualité de l'eau ne permettait pas l'installation d'un herbier de ruppia. La circulation de l'eau de mer a immédiatement permis de retrouver des conditions favorables à leur croissance. A l'inverse, la disparition de la pelouse de cymodocée est liée à la qualité des sédiments. Ce phénomène est beaucoup

plus lent à restaurer, d'autant plus difficile que les herbiers jouaient le rôle de stabilisateur de ces sédiments et que des détritivores essentiels, les holothuries ont quasiment disparu de la lagune.

La restauration active a eu une dynamique d'extension faible, à cause des sédiments et à cause des débris de matières issu des travaux du port du Brusc. Si la méthode a tout de même démontré qu'elle pouvait fonctionner les gains sont incomparables avec les deux méthodes précédentes.

Les actions de réhabilitation ont une couverture spatiale étendue uniquement grâce à la prise en compte de la connectivité entre les micro-récifs. Ces actions ont dès leur installation une taille fixe et reconnue.

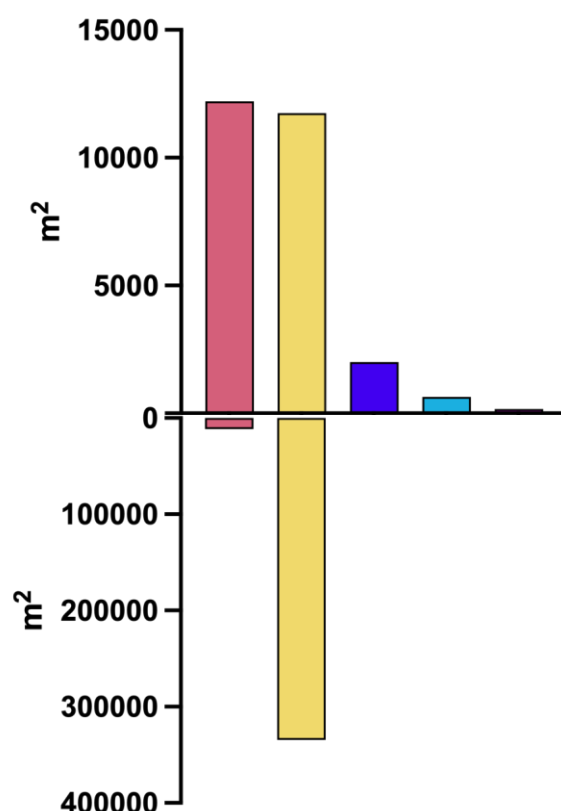


Figure 197 : Surface couverte par chaque activité restaurative en 2021, histogrammes du haut. Surface supplémentaire pouvant être attendu d'une action, histogrammes du bas. L'échelle du bas à un facteur dix supplémentaire. Il faut également noter que les mesures de réhabilitation comprennent l'espace de connectivité entre les micro-récifs ce qui n'est pas pris en compte pour les herbiers des trois autres mesures. En rouge la création d'écosystème, en jaune la restauration active, en bleu foncé la réhabilitation en zone exploitée, en bleu clair la réhabilitation en zone naturelle, en rose la restauration active.

3.3. Surface potentielle d'expansion

Les actions de réhabilitation ont par nature une surface fixe (hors dégradation involontaire). Elles ont également vocation à être temporaires. Elles supportent donc une fonction en attendant que l'écosystème naturel puisse l'assurer naturellement.

Les autres actions fondées sur des approches écosystémiques ont une dynamique difficile à anticiper précisément. Cependant, le potentiel de progression de ces actions peut être estimé par la surface potentiellement adéquate pour l'écosystème. Pour la lagune du Brusc, la création d'écosystème a une marge de progression intéressante et la restauration passive a un énorme potentiel. Cette caractéristique est essentielle car les bénéfices en termes de biodiversité et de services écosystémiques se quantifient au regard de la superficie d'une action. Cette variable est pourtant parfois peu considérée car les résultats (par

exemple de diversité) se présentent en unité métrique commune (e.g. /10 m²), ce qui ne reflète pas directement de l'efficacité d'une action à l'échelle d'un paysage écologique.

3.4. Délai de mise en œuvre et résistance aux pressions

Les actions de réhabilitation peuvent avoir un effet immédiat car les récifs artificiels ont un effet attractif sur les poissons. Ils produisent donc des bénéfices immédiats ce qui permet un équilibre entre les bénéfices à court terme et les bénéfices à long terme, parfois plus long à apparaître, produits par les approches écosystémiques. Malgré cela, dans la lagune du Brusc, toutes les actions ont délivré dès la première année une part importante de bénéfices pour la diversité ichtyologique et la fonction de nurserie (Figure 194Figure 196).

Les actions de réhabilitation ont une grande résistance aux pressions. Une partie des micro-récifs est d'ailleurs conçus pour les installations portuaires comme le port du Brusc. A l'inverse, les approches écosystémiques peuvent être plus sensibles. C'est le cas des actions de restaurations passive et active qui ont été impactées par les débris produits par les travaux du port du Brusc et par la surpêche de la population d'holothuries de la lagune. Enfin, la création d'écosystème est sensible aux pressions, en particulier d'eutrophication, comme tout milieu lagunaire.

3.5. Bénéfices pour la biodiversité

Un inventaire de biodiversité par observation visuelle a permis de constater la diversification année après année des espèces présentes dans la lagune du Brusc, sous l'effet des patchs d'herbiers qui la recolonise (restaurations active et passive). Ces patchs d'herbiers créent des espaces de connectivité au sein de la grande zone sableuse. Ils servent de support et d'abri pour un nombre croissant d'espèces et ils revitalisent également le sédiment localement. Pour la création d'écosystème dans les anciens salins, le site avait déjà des sédiments de qualité. L'arrivée de l'herbier de ruppia et l'amélioration de la qualité de l'eau à rapidement favorisé l'installation d'une endofaune riche et diversifiée.

Afin de ne pas impacter négativement la structuration 3D des micro-récifs, ces installations de réhabilitation sont nettoyées périodiquement. Ainsi, l'établissement de ce protocole exclut les potentiels bénéfices pour le reste de la biodiversité et se concentre exclusivement sur les juvéniles d'espèces de poissons côtiers.

3.6. Gain de fonction(s) écologique et de services écosystémiques

A l'exception de la création d'un écosystème, toutes les actions ont supporté la fonction d'habitat et de nurserie pour quelques espèces de poissons. Les approches écosystémiques (la création d'écosystème et les restaurations active et passive) ont progressivement permis la mise en place d'autres fonctions écologiques, à la base de services écosystémiques. Les herbiers favorisent le maintien des sédiments, l'oxygénation de l'eau et le cycle des nutriments par exemple. Ces actions fondées sur la nature, une fois bien établi, permettent donc de fournir un large panel de services écosystémiques.

Toutes les actions mises en œuvre fournissent des services culturels importants. C'est en premier lieu le cas pour celles ayant une accessibilité directe et facile pour le grand public. Par exemple les micro-récifs dans le port sont directement visibles par le public et le raisonnement mis en avant par cette mesure est simple et facile à appréhender. L'adhésion du grand public est immédiate. La restauration active avec l'action directe de transplantation est également visuelle et le grand public se l'approprie aisément. Ces deux actions sont sans nul doute celles qui ont le plus aidé à l'inclusion des parties prenantes dans le programme de restauration écologique SAR-LAB. A l'inverse, la restauration passive, basée sur des contraintes pour l'arrêt de pressions anthropiques est plus difficile à faire accepter à la population locale et aux touristes. C'est pourtant celle qui est amenée à délivrer dans le futur le plus de bénéfices, en nombre et par unité de surface. Un travail d'appropriation de l'efficacité de la restauration passive par le grand public et les

décideurs devrait être plus amplement engagé. La Nature a la capacité de se réparer toute seule, à partir du moment où les humains cessent ou réduisent les pressions qui ont conduit à sa dégradation. Ce n'est que dans certains cas, nous l'avons vu, que les écosystèmes peuvent bénéficier d'une assistance, temporairement ou ponctuellement.

3.7. Effectivité environnementale à l'échelle du paysage écologique

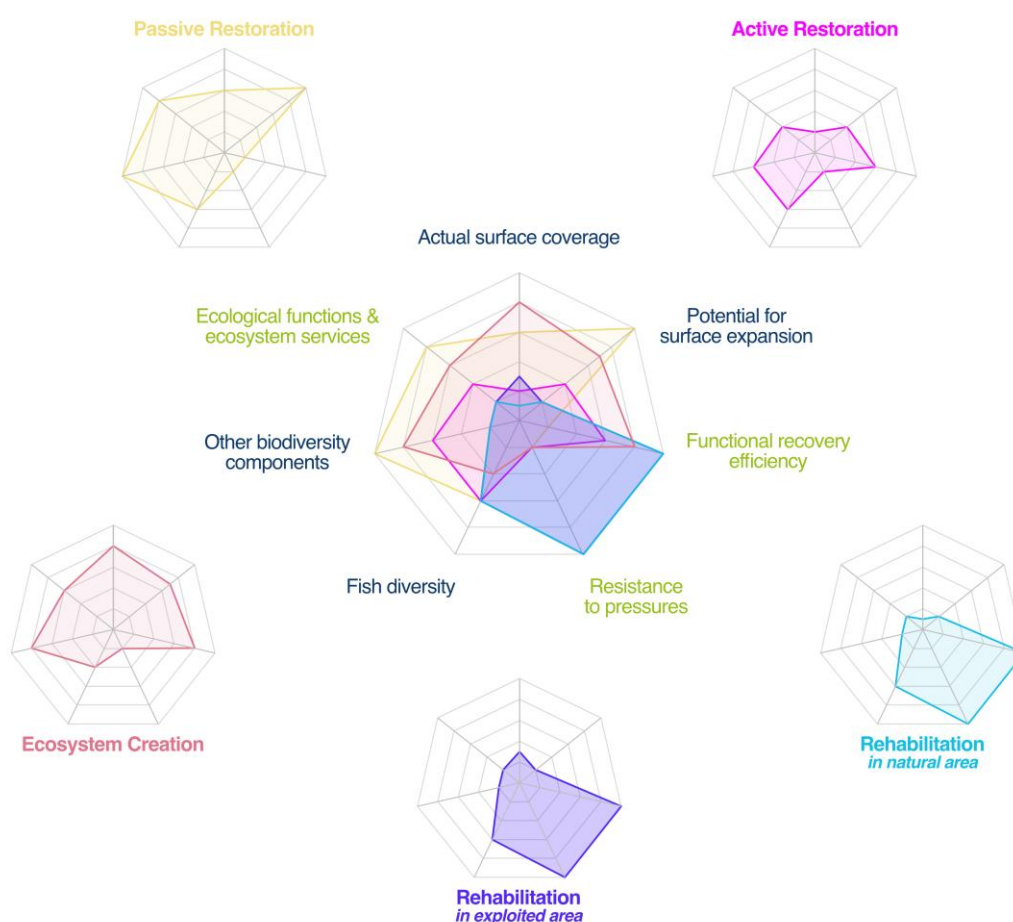


Figure 198 : Effectivité environnementale individuelle et cumulée des activités restauratives dans le paysage écologique de la lagune du Brusc. Ce graphique montre bien la complémentarité du panel d'actions mis en œuvre.

Les activités restauratives ont chacune une efficacité environnementale spécifique au sein de la lagune du Brusc (Figure 198). Les mesures fondées sur les écosystèmes (restauration passive, restauration active et création d'écosystèmes) ont progressivement permis de restaurer l'ensemble des fonctions écologiques et des processus écosystémiques et donc la fourniture de services écosystémiques. Parallèlement, la diversité des poissons s'est révélée similaire entre toutes les interventions, y compris les actions de réhabilitation, tandis que les autres composantes de la biodiversité n'ont été renforcées que par les mesures fondées sur les écosystèmes. Bien que dans le cas de la restauration active, le gain attendu était supérieur à celui réellement observé, les autres observations sont similaires aux résultats attendus de chaque action. Cela démontre qu'il est possible d'appréhender correctement la fonctionnalité et la dynamique propre à chaque type d'actions restauratives lors de la planification de mesures de restauration. De plus, l'utilisation combinée d'un panel d'actions varié a permis de profiter des bénéfices spécifiques à chacune de ces mesures et de compenser leurs faiblesses.

COMMUNICATION AUTOUR DU PROGRAMME SARLAB

Pour assurer la visibilité et le partage des connaissances issues du programme SARLAB, nous avons déployé une stratégie de communication multi-niveaux, couvrant les sphères locale, régionale, nationale et internationale, et mobilisant des formats variés (presse, conférences, posters, web, actions scolaires, etc.) (Figure ?) :

Au niveau local, le projet a fait l'objet de présentations lors de réunions Natura 2000 et de conférences grand public à Six-Fours-les-Plages, accompagné d'articles dans la presse municipale et régionale et d'un dispositif de panneaux d'information autour de la lagune et des ports (Annexe 20). Dans le milieu scolaire, des ateliers et interventions en classes et des visites de terrain ont permis de sensibiliser les élèves locaux aux enjeux de la restauration écologique.

Sur le plan régional et national, nos résultats ont été présentés lors de colloques scientifiques (Driver), dans un festival (Delta Festival), lors de tables rondes (Accord de Paris) et relayés sur des plateformes web spécialisées (Medtrix – RESTAU-MED, page SARLAB de l'Institut océanographique).

À l'international, SARLAB a été déployé sous forme de posters et communications orales à des workshops et congrès (Ecosystem-Based Management à Marseille, Conférence mondiale sur la restauration écologique—Darwin 2023, One Ocean Science Congress—Nice 2025), et exposé dans des rapports (pré-UNOC « Building Resilience With Blue Ecosystems »).

En ligne et sur les réseaux sociaux de l'institut, une page dédiée, des vidéos de restitution et des fiches pédagogiques sont accessibles.

Grâce à cette approche coordonnée, reposant sur la complémentarité de supports et de publics cibles, le programme SARLAB a pu diffuser largement ses enseignements, susciter l'adhésion des acteurs locaux et positionner l'Institut océanographique Paul Ricard comme un référent en matière de restauration écologique lagunaire.



Figure X. Diffusion des connaissances et retours d'expérience du programme SARLAB, du local à l'international



Figure X : Localisation et panneaux pédagogiques déployés autour de la lagune et des ports dans le cadre du programme SARLAB

BIBLIOGRAPHIE

- Abecasis D., Bente, L., & Erzini K. (2009). Home range, residency and movements of *Diplodus sargus* and *Diplodus vulgaris* in a coastal lagoon : Connectivity between nursery and adult habitats. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 85(4), 525-529. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2009.09.001>
- Anderson M.J. 2001. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral Ecology* 26:32-46.
- Aragonés L., García J., García-Bleda E., López I., Serra J.C. (2015). Beach nourishment impact on *Posidonia oceanica* : Case study of Poniente Beach (Benidorm, Spain). *Ocean Engineering*.
- Aronson J., Floret C., Le Floc'h E., Ovalle C., and Pontanier R., (1993). Restoration and rehabilitation of degraded ecosystems in arid and semi-aridlands. I. A view from the south. *Restoration Ecology*, 1 : 8-17.
- Barrón C., Marba N., Terrados J., Kennedy H., Duarte C. 2004. « Community metabolism and carbon budget along a gradient of seagrass (*Cymodocea nodosa*) colonization ». *Limnology and oceanography* 49 (septembre) : 1642-51. <https://doi.org/10.4319/lo.2004.49.5.1642>.
- 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. *Bioscience*, 51(8), 633-641. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2001\)051\[0633:TICAMO\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2001)051[0633:TICAMO]2.0.CO;2)
- Bernard G., Bonhomme P., Boudouresque J.-F. (2004). Relevé des herbiers de magnoliophytes marines dans la lagune du Brusc (commune de Six-Fours-les-Plages, Var). Dans le cadre du projet de réorganisation des mouillages forains dans la lagune. GIS Posidonie - Ville de Six-Fours-les-Plages. GIS Posidonie publ.
- Blanc J.J. 1958. Recherches de sédimentologie littorale et sous-marine en Provence occidentale. Thèse de doctorat, Paris.
- Boissery P., (2014). Restauration du milieu marin méditerranéen, état des travaux en cours et perspectives. Rapport Agence de l'eau Rhône Méditerranée Corse. 59 pages.
- Borum J., Duarte C.M. Krause-Jensen D., and Greve T.M. 2004. European seagrasses: an introduction to monitoring and management. EU project Monitoring and Managing of European Seagrasses. 95 pp.
- Boström C., Pittman S. J., Simenstad C., & Kneib R. T. (2011). Seascape ecology of coastal biogenic habitats: advances, gaps, and challenges. *Marine Ecology Progress Series*.
- Bouchoucha M., A. M. Darnaude, A. Gudefin, R. Neveu, M. Verdoit-Jarraya, P. Boissery, P. Lenfant. 2016. Potential use of marinas as nursery grounds by rocky fishes: insights from four *Diplodus* species in the Mediterranean. *Marine Ecology Progress Series* 547: 193 - 209.
- Bouchoucha M. Les zones portuaires peuvent-elles servir de nourriceries alternatives pour les poissons marins côtiers ? : Cas des sars en Méditerranée Nord-occidentale. Océan, Atmosphère. Université de Perpignan, (2017).
- Brun FG, van Zetten E, Cacabelos E, Bouma TJ (2009) « Role of two contrasting ecosystem engineers (*Zostera noltii* and *Cymodocea nodosa*) on the food intake rate of *Cerastoderma edule* ». *Helgoländisches Marine Research*, 63:19-25.
- Bunet R., Grondin J., Valentini A., Vion A., Kirchhofer D., Rebillard D., Dejean T. & Bonnefont JL. (2022) Etude de préfiguration d'un suivi de la biodiversité marine basé sur l'ADN environnemental en Méditerranée - Rapport Final - 55p.

- Cabaço S., Ferreira Ó., Santos R. 2010. « Population dynamics of the seagrass *Cymodocea nodosa* in Ria Formosa lagoon following inlet artificial relocation ». *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 87 (février): 510-16. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2010.02.002>.
- Gann G. D., McDonald T., Walder B., Aronson J., Nelson C. R., Jonson J., Hallett J. G., et al. 2019. « International Principles and Standards for the Practice of Ecological Restoration. Second Edition ». *Restoration Ecology* 27 (S1): S1-46. <https://doi.org/10.1111/rec.13035>.
- Cheminée A., Rider M., Lenfant P., Zawadzki A., Mercière A., Crec'hriou R., Mercader M., Saragoni G., Neveu R., TERNON Q., Pastor J. 2017. Shallow rocky nursery habitat for fish: Spatial variability of juvenile fishes among this poorly protected essential habitat. *Marine Pollution Bulletin* 119, Issue 1, 245 - 254.
- Cheminée A., Le Diréac'h L., Rouanet E., Astruch P., Goujard A., Blanfune A., Bonhomme D., et al. 2021. « All shallow coastal habitats matter as nurseries for Mediterranean juvenile fish ». *Scientific Reports* 11 (juillet). <https://doi.org/10.1038/s41598-021-93557-2>.
- Clarke K.R. 1993. Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology* 18 :117-143.
- Coll M., Piroddi C., Steenbeek J., Kaschner K., Lasram F., Aguzzi J., Ballesteros E., et al. 2010. « The Biodiversity of the Mediterranean Sea: Estimates, Patterns, and Threats ». *PloS one* 5 (août):e11842. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0011842>.
- Couvray S., Madelaine C., Simide R. 2023 - Suivis des assemblages de poissons des petits fonds marins de l'Ouest toulonnais - 2023. 32p.
- Creocean (2013) Marche Public d'étude sur les causes de l'ensablement de la lagune du Brusc. Dossier 1-12214-G, Ville de Six-Fours-les-Plages, 61 pp.
- De Boer W. P., Slinger J. H., wa Kangeri A. K., Vreugdenhil H. S.I., Taneja P., Addo K. A., Vellinga T. 2019. Identifying Ecosystem-Based Alternatives for the Design of a Seaport's Marine Infrastructure: The Case of Tema Port Expansion in Ghana. *Sustainability* 11 : 6633.
- Deguen, F., & Molinier, R. (1961). Études écologiques et biocénétiques dans la baie du Brusc (Var). Les sols phanérogamiques. *Bull. Inst. océanogr. Monaco*, 58(1197).
- Descatoire, IOPR rapport interne, 2012.
- De Wit R., Leruste A., Le Fur I., Sy M. M., Bec B., Ouisse V., Derolez V., & Rey-Valette H. (2020). A multidisciplinary approach for restoration ecology of shallow coastal lagoons, a case study in south france. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 8, 108. <https://doi.org/10.3389/fevo.2020.00108>
- Francour P., & Sartoretto S. (1991). Etude de site du Brusc : la lagune, le port et la zone marine voisine (Var, France). GIS Posidonie, Marseille.
- Félix-Hackradt F. C., Hackradt C. W., Treviño-Otón J., Pérez-Ruzafa A., García-Charton J. A. 2013. « Temporal Patterns of Settlement, Recruitment and Post-Settlement Losses in a Rocky Reef Fish Assemblage in the South-Western Mediterranean Sea ». *Marine Biology* 160 (9): 2337-52. <https://doi.org/10.1007/s00227-013-2228-2>.
- Gann G.D., McDonald T., Walder B., Aronson J., Nelson C.R., Jonson J., Hallett J.G., Eisenberg C., Guariguata M.R., Liu J., Hua F., Echeverría C., Gonzales E., Shaw N., Decler K., Dixon K.W. (2019), International principles and standards for the practice of ecological restoration. Second edition. *Restor Ecol*, 27: S1-S46. <https://doi.org/10.1111/rec.13035>
- Gillander B. M., Able K. W., Brown J. A., Eggleston D. B., Sheridan P. F. (2003). Evidence of connectivity between juvenile and adult habitats for mobile marine fauna: an important component of nurseries. *Marine Ecology Progress Series*, 247, 281-295. <https://doi.org/10.3354/meps247281>
- Gönenç and Wolflin, 2004 Coastal lagoons: Ecosystem processes and modeling for sustainable use and development. CRC Press 528 pp.

González-Correa J., Torquemada Y., Sánchez Lizaso J. (2009). Short-term effect of beach replenishment on a shallow *Posidonia oceanica* meadow. Marine environmental research.

Goren, Menachem. 2014. « The Fishes of the Mediterranean: A Biota Under Siege ». In The Mediterranean Sea: Its History and Present Challenges, édité par Stefano Goffredo et Zvy Dubinsky, 385-400. Dordrecht: Springer Netherlands. https://doi.org/10.1007/978-94-007-6704-1_22..

Gudefin A., Lenfant P., Fonbonne S., Boissery P. 2022. Guide technique - Evaluation des pilotes expérimentaux et des travaux de restauration écologique, cas des nurseries portuaires. ICO Solutions / DRIVER / Agence de l'Eau Rhône Méditerranée Corse, 54p.

Harmelin-Vivien, M., Harmelin, J. G., Chauvet, C., Duval, C., Galzin, R., Lejeune, P., ... & Planes, S. (1995). Atlas des poissons des récifs coralliens de la Méditerranée. Biologie marine, 25(1), 73-102.

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.

Joubert E., Sève C., Mahévas S., Bach A., Bouchoucha M. 2024. Nursery function rehabilitation projects in port areas can support fish populations but they remain less effective than ensuring compliance to fisheries management. hal-04608900.

Kirchhofer D., Miard T., Couvray S., Bunet R., Aublanc P., Lecaillon G., Lourié S. M., Bonnefont J.L., (2016). Projet Landeau, Synthèse 2014 - 2015. Institut Océanographique Paul Ricard. 41pp.

Kovačić M., Pillon R., Renoult J. P. (2022). Identification of enigmatic Mediterranean fish *Gobius ater* Bellotti, 1888 (Teleostei : Gobiidae) based on morphology from underwater photographs. Journal of Fish Biology, 101(5), 1381-1384. <https://doi.org/10.1111/jfb.15196>

Le Direach L., Astruch P., Changeux T., Moussy F., Jehl C., Brodu N., Schohn T. (2020) Favoring exchanges between the sea and the lagoons: A necessary support for the restoration of the functional role as fish nursery in the saltmarshes of Hyères (Provence, France). Vie Et Milieu/Life Environ, 70, 1-11. hal-03342462.

Le Fur I., De Wit R., Plus M. et al. (2018) Submerged benthic macrophytes in Mediterranean lagoons: distribution patterns in relation to water chemistry and depth. Hydrobiologia 808, 175-200. <https://doi.org/10.1007/s10750-017-3421-y>.

Lapinski M., Perrot M., Le Direach L., Rouanet E., Astruch P. 2014. Support to nursery functionalities of the port. RECIF : Congrès sur les récifs artificiels : des matériaux à l'écosystème - ESITC Caen - 27-28-29 Janvier 2014.

Lenfant P., Gudefin A., Fonbonne S., Lecaillon G., Aronson J., Blin E., Lourie S.M., Boissery P., Loeuillard J.-L., Palmaro A., Herrouin G., Person J., (2015). Restauration écologique des nurseries des petits fonds côtiers de Méditerranée. Orientations et principes.

Lyonnet A., (2017). Étude de la dynamique des herbiers à Magnoliophytes de la lagune du Brusc et de son rôle de nurserie pour les téléostéens côtiers. Rapport de stage de Master. Aix-Marseille Université - Institut Océanographique Paul Ricard. 43pp.

Macpherson E., Zika U. 1999. « Temporal and Spatial Variability of Settlement Success and Recruitment Level in Three Blennoid Fishes in the Northwestern Mediterranean ». Marine Ecology Progress Series 182 (juin) : 269-82. <https://doi.org/10.3354/meps182269>.

Mercader M., Rider M., Cheminée A., Pastor J., Zawadzka A., Mercière A., Crec'hriou R., Verdoit-Jarraya M., Lenfant P. 2018. Spatial distribution of juvenile fish along an artificialized seascape, insights from common coastal species in the Northwestern Mediterranean Sea. Marine Environmental Research 137 : 60 - 72.

McDonald T., Gann GD., Jonson J., Dixon KW., (2016). Standards internationaux pour la restauration écologique - incluant les principes et les concepts clés. Society for Ecological Restoration, Washington, D.C.

MEDPAM. <https://www.medam.org>.

Miard T., Kirchhofer D., Couvray S., Bunet R., Aublanc P., Lecaillon G., Lourié S. M., Bonnefont J.L., (2015), Projet Landeau rapport 2015. Institut Océanographique Paul Ricard. 34pp.

Miard T., Kirchhofer D., Motte M., Couvray S., Fonbonne S., Lecaillon G., Bonnefont J.L., (2016). Projet SALINE rapport d'étude. Institut Océanographique Paul Ricard. 14p.

Michel P., Pialat J., Durochat J.L., Larrouy C. Dalias N. et Scourzic T., 2021. Demande de renouvellement de l'autorisation d'occupation temporaire de la zone de mouillage et d'équipements légers de la lagune du Brusc. Demande d'examen au cas par cas préalable à la réalisation éventuelle d'une évaluation environnementale. Mémoire annexé au CERFA n°14734*03, 2020. Mairie de Six Fours & SEANEO. SEANEO publ. Fr. : 151 pages.

Nagelkerken I., Roberts C. M., van der Veldd G., Dorenbosch M., van Riel M. C., de la Morinière E. C., Nienhuis P. H. (2002). How important are mangroves and seagrass beds for coral-reef fish? The nursery hypothesis tested on an island scale. *Marine Ecology Progress Series*, 244, 299-305. <https://doi.org/10.3354/meps244299>

Pastor J., Koeck B., Astruch P., Lenfant P. 2013. Coastal man-made habitats: Potential nurseries for an exploited fish species, *Diplodus sargus* (Linnaeus, 1758). *Fisheries Research* 148 : 74 - 80.

Pérez M., Romero J. 1994. « Growth Dynamics, Production, and Nutrient Status of the Seagrass *Cymodocea nodosa* in a Mediterranean Semi-Estuarine Environment ». *Marine Ecology* 15 (avril):51-64. <https://doi.org/10.1111/j.1439-0485.1994.tb00041.x>.

Pont D., Rocle M., Valentini A., Civade R., Jean P., Maire A., Roset N., Schabuss M., Zornig H., Dejean T. (2018). Environmental DNA reveals quantitative patterns of fish biodiversity in large rivers despite its downstream transportation. *Scientific Reports*, 8(1), 10361. <https://doi.org/10.1038/s41598-018-28424-8>

Preleur M., Orusa F., 1995. Ile des Embiez, raconte-moi. Institut Océanographique Paul Ricard 38p.

Rouanet E., Bonnefont J-L. et Durand R., (2009). Site Natura 2000 FR 9302001 "Lagune du Brusc" - Document d'Objectifs - Tome 1 : Diagnostics écologiques et socioéconomiques, enjeux et objectifs de conservation hiérarchisés. Convention cadre État/Communauté d'agglomération Toulon Provence Méditerranée - Institut Océanographique Paul Ricard : 102 p + annexes 81 p.

Society for Ecological Restoration International Science and Policy Working Group (2004). The SER International primer on ecological restoration. Society for Ecological Restoration International, Tuscon, Arizona. www.ser.org

Sheaves M., Baker R., Nagelkerke I., Connolly R. M. (2015). True value of estuarine and coastal nurseries for fish: incorporating complexity and dynamics. *Estuaries and Coasts*, 38(2), 401-414. <https://doi.org/10.1007/s12237-014-9846-x>

Simide R., et Abello C., 2020, Le grand le récif barrière de posidonie de la baie du Brusc. Rapport d'étude pour l'Agence Française pour la Biodiversité. IOPR. 54pp.

Simide, R., et Abello, C. (2020 b). The unique feature of a *Posidonia oceanica* reef and lagoon along the French Mediterranean coast. *VIE ET MILIEU-LIFE AND ENVIRONMENT*, 70(3-4), 291-295.

Tournois, J., Darnaude, A. M., Ferraton, F., Aliaume, C., Mercier, L., & McKenzie, D. J. (2017). Lagoon nurseries make a major contribution to adult populations of a highly prized coastal fish. *Limnology and Oceanography*, 62(3), 1219-1233.

Tuya F., Hernandez-Zerpa H., Espino F., Haroun R. 2013. « Drastic decadal decline of the seagrass *Cymodocea nodosa* at Gran Canaria (eastern Atlantic): Interactions with the green algae *Caulerpa prolifera* ». *Aquatic Botany* 105 (février):1-6. <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2012.10.006>.

UNEP-WCMC (2006). In the Front Line: Shoreline Protection and Other Ecosystem Services from Mangroves and Coral Reefs. UNEP.

Valentini A. et al. Next-generation monitoring of aquatic biodiversity using environmental DNA metabarcoding. *Molecular Ecology* 25, 929-942 (2016).

Vicente N. (1974). La lagune du Brusc. Bulletin n°1 de l'observatoire de la mer.

Vicente N., Taieb N., Lelong P. (1993). Disparition naturelle de l'algue *Caulerpa taxifolia* dans la lagune du Brusc (Var-France). Mar. Life.

Vigliola L., Harmelin-Vivien M. L., Biagi F., Galzin R., Garcia-Rubies A., Harmelin J.-G., Jouvenel J.-Y., Le Direach-Boursier L., Macpherson E., Tunesi. L. 1998. « Spatial and Temporal Patterns of Settlement among Sparid Fishes of the Genus *Diplodus* in the Northwestern Mediterranean ». Marine Ecology Progress Series 168 (juillet):45-56. <https://doi.org/10.3354/meps168045>.

ANNEXES

Annexe du chapitre 2 :

Annexe 1: Résultats de PERMANOVA testant les effets individuels des facteurs année et période sur les différents indicateurs du peuplement de poissons juvéniles du port du Brusc et résultats des tests post hoc de comparaisons par paires. Les données sont issues des comptages sur transects. Les résultats de P-value significatives ($Pr(>F) < 0,05$) sont indiqués en gras.

Test PERMANOVA: comparaison des densités entre années et périodes (chaude, froide)

Source	Df	SumOfSqs	R2	F	Pr(>F)
Année	2	1987,761	0,021	3,608	0,030
Période	1	4044,872	0,042	14,682	0,001
Résidus	326	89811,757	0,937		
Total	329	95844,391	1		

Test de comparaison par paires des densités entre années

Paires	Df	SumsOfSqs	F.Model	R2	p.value	p.adjusted
annee_1 vs annee_2	1	55,895	0,157	0,001	0,692	1,000
annee_1 vs annee_3	1	1382,441	4,657	0,021	0,025	0,075
annee_2 vs annee_3	1	1787,856	9,691	0,049	0,004	0,012

Test PERMANOVA: Comparaison de la richesse taxinomique entre années et périodes (chaude, froide).

Source	Df	SumOfSqs	R2	F	Pr(>F)
Année	2	15,025	0,037	6,362	0,002
Période	1	1,754	0,004	1,485	0,217
Résidus	326	384,946	0,958		
Total	329	401,724	1		

Test de comparaison par paires de la richesse spécifique entre années

Paires	Df	SumsOfSqs	F.Model	R2	p.value	p.adjusted
annee_1 vs annee_2	1	12,282	11,009	0,042	0,002	0,006
annee_1 vs annee_3	1	0,010	0,009	0,000	0,948	1,000
annee_2 vs annee_3	1	9,693	7,186	0,036	0,013	0,039

Test PERMANOVA: comparaison de l'indice de diversité de Shannon entre années et périodes (chaude, froide)

Source	Df	SumOfSqs	R2	F	Pr(>F)
Année	2	1,012	0,028	4,866	0,010
Période	1	0,655	0,018	6,299	0,011
Résidus	326	33,905	0,953		
Total	329	35,572	1		

Test de comparaison par paires de l'indice de diversité de Shannon entre années

Paires	Df	SumsOfSqs	F.Model	R2	p.value	p.adjusted
annee_1 vs annee_2	1	12,282	11,009	0,042	0,002	0,006
annee_1 vs annee_3	1	0,010	0,009	0,000	0,948	1,000
annee_2 vs annee_3	1	9,693	7,186	0,036	0,013	0,039

Test PERMANOVA: comparaison des densité des assemblages de taxons entre années et périodes (chaude, froide)

Source	Df	SumOfSqs	R2	F	Pr(>F)
Année	2	2,938	0,037	6,562	0,001
Période	1	3,804	0,048	16,990	0,001
Résidus	326	72,991	0,915		
Total	329	79,734	1		

Test de comparaison par paires des densité des assemblages de taxons entre années

Paires	Df	SumsOfSqs	F.Model	R2	p.value	p.adjusted
annee_1 vs annee_2	1	1,710	6,702	0,026	0,001	0,003
annee_1 vs annee_3	1	0,874	4,108	0,019	0,004	0,012
annee_2 vs annee_3	1	1,823	7,823	0,040	0,001	0,003

Annexe 2 : Résultats des analyses de SIMPER montrant la contribution des principaux taxons à la dissimilarité des communautés de juvéniles du port du Brusc en fonction des groupes de périodes et d'années. Données issues de comptages sur transects.

Espèce	Groupe		Diss. moy.	SD	Contrib. %	Contrib. Cum. %
	densité moy.	densité moy.				
	Période froide Période chaude					
<i>Sarpa salpa</i>	7,28	0,52	0,23	0,34	35,80	35,80
<i>Pagellus spp.</i>	3,74	0,35	0,10	0,25	15,50	51,30
<i>Diplodus annularis</i>	0,01	1,62	0,09	0,19	13,80	65,10
Mugilidae	0,09	1,01	0,06	0,18	9,20	74,30
<i>Diplodus puntazzo</i>	0,33	0,38	0,06	0,11	9,20	83,50
<i>Diplodus vulgaris</i>	0,25	0,47	0,05	0,12	8,40	91,90
	Année 1	Année 2				
<i>Sarpa salpa</i>	4,69	3,68	0,22	0,33	31,90	31,90
<i>Pagellus spp.</i>	2,04	3,18	0,12	0,27	18,30	50,20
<i>Diplodus annularis</i>	0,07	2,05	0,12	0,22	17,30	67,50
Mugilidae	1,30	0,08	0,07	0,19	10,70	78,20
<i>Diplodus puntazzo</i>	0,42	0,36	0,06	0,10	8,30	86,50
<i>Diplodus vulgaris</i>	0,28	0,27	0,05	0,11	6,70	93,20
	Année 1	Année 3				
<i>Sarpa salpa</i>	4,69	2,04	0,19	0,32	33,90	33,90
Mugilidae	1,30	0,00	0,08	0,22	14,80	48,70
<i>Diplodus puntazzo</i>	0,42	0,25	0,07	0,12	11,90	60,60
<i>Diplodus vulgaris</i>	0,28	0,66	0,07	0,13	12,00	72,60
<i>Pagellus spp.</i>	2,04	0,00	0,05	0,18	8,10	80,70
<i>Diplodus annularis</i>	0,07	0,50	0,04	0,11	7,20	87,90
	Année 2	Année 3				
<i>Sarpa salpa</i>	3,68	2,04	0,21	0,32	33,70	33,70
<i>Diplodus annularis</i>	2,05	0,50	0,14	0,24	22,60	56,30
<i>Pagellus spp.</i>	3,18	0,00	0,10	0,25	15,10	71,40
<i>Diplodus vulgaris</i>	0,27	0,66	0,06	0,12	10,00	81,40
<i>Diplodus puntazzo</i>	0,36	0,25	0,05	0,10	8,40	89,80
<i>Diplodus sargus</i>	0,11	0,10	0,02	0,05	3,10	92,90

Annexe 3 : Résultats des tests PERMANOVA de comparaison des densités des assemblages de juvéniles entre habitats (différents types de Biohut et structures portuaires non équipées) dans le port du Brusc, avant et après le début des travaux. Distance Bray and Curtis. Données de comptage en points fixes.

Avant travaux

Source	Df	SumOfSqs	R2	F	Pr(>F)
Habitat	4	5,988	0,153	9,932	0,001
Résidus	220	33,160	0,847		
Total	224	39,148	1,000		

Après le début des travaux

Source	Df	SumOfSqs	R2	F	Pr(>F)
Habitat	3	3,606	0,061	10,071	0,001
Résidus	464	55,375	0,939		
Total	467	58,980	1,000		

Annexe 4 : Résultats des analyses de SIMPER montrant la contribution des principaux taxons à la dissimilarité des communautés de juvéniles en fonction des groupes d'habitats (différents types de Biohut et structures portuaires non équipées) dans le port du Brusc, avant le début des travaux. Données issues de comptages en points fixes.

Espèce	Groupe		Diss. moy.	SD	Contrib. %	Contrib. Cum. %
	densité moy.	densité moy.				
	Biohut Ponton	Biohut Quai				
<i>Diplodus vulgaris</i>	0,07	3,00	0,19	0,29	29,80	29,80
<i>Diplodus annularis</i>	0,11	0,98	0,13	0,23	19,70	49,50
Mugilidae	0,24	2,44	0,12	0,27	18,70	68,20
<i>Symphodus tinca</i>	0,00	0,40	0,06	0,15	9,20	77,40
<i>Pagellus spp.</i>	0,02	1,09	0,06	0,15	8,70	86,10
<i>Diplodus puntazzo</i>	0,33	0,16	0,04	0,10	6,60	92,70
	Biohut Quai	Biohut Kelp Ponton				
<i>Diplodus vulgaris</i>	3,00	0,00	0,194	0,296	30,60	30,60
<i>Diplodus annularis</i>	0,98	0,13	0,135	0,237	21,20	51,80
Mugilidae	2,44	0,33	0,122	0,276	19,20	71,00
<i>Symphodus tinca</i>	0,40	0,00	0,063	0,152	9,90	80,90
<i>Pagellus spp.</i>	1,09	0,00	0,056	0,156	8,80	89,70
<i>Sarpa salpa</i>	0,53	0,00	0,021	0,096	3,30	93,00
	Biohut Quai	Ponton non équipé				
<i>Sarpa salpa</i>	3,00	0,60	0,20	0,29	30,30	30,30
Mugilidae	0,98	0,02	0,12	0,23	18,00	48,30
<i>Diplodus puntazzo</i>	2,44	0,00	0,11	0,26	16,00	64,30
<i>Diplodus vulgaris</i>	1,09	0,78	0,08	0,17	11,80	76,10
<i>Pagellus spp.</i>	0,40	0,00	0,06	0,15	8,80	84,90
<i>Diplodus annularis</i>	0,53	0,53	0,04	0,14	5,50	90,40
	Biohut Quai	Quai non équipé				
<i>Diplodus vulgaris</i>	3,00	1,09	0,19	0,27	27,60	27,60
Mugilidae	2,44	3,07	0,17	0,30	23,80	51,40
<i>Diplodus annularis</i>	0,98	0,00	0,10	0,20	13,50	64,90
<i>Pagellus spp.</i>	1,09	1,67	0,08	0,18	11,50	76,40
<i>Spicara spp.</i>	0,16	1,38	0,06	0,18	9,10	85,50
<i>Symphodus tinca</i>	0,40	0,00	0,05	0,13	6,70	92,20

Annexe 5 : Résultats du test PERMANOVA de comparaison des densités des assemblages de juvéniles entre habitats (zones équipées en Biohut et non équipées) dans le port du Brusc. Distance Bray and Curtis. Données issues de comptages sur transects.

Source	Df	SumOfSqs	R2	F	Pr(>F)
Habitat	1	2,565	0,032	10,902	0,001
Résidus	328	77,169	0,968		
Total	329	79,734	1,000		

Annexe 6 : Résultats des analyses de SIMPER montrant la contribution des principaux taxons à la dissimilarité des communautés de juvéniles en fonction des zones équipées et non-équipées en microrécifs nurserie Biohut dans le port du Brusc. Données issues de comptages sur transects.

Espèce	Groupe		Diss. Moy.	SD	Contrib. %	Contrib. cum.%
	Densité moy.	Densité moy.				
	Equipé	Non-équipé				
<i>Sarpa salpa</i>	5,67	1,76	0,21	0,33	33,20	33,20
<i>Diplodus annularis</i>	1,12	0,59	0,10	0,20	15,10	48,30
<i>Pagellus spp.</i>	3,08	0,82	0,09	0,24	14,70	63,00
Mugilidae	1,05	0,09	0,07	0,20	10,70	73,70
<i>Diplodus puntazzo</i>	0,48	0,24	0,06	0,11	9,80	83,50
<i>Diplodus vulgaris</i>	0,20	0,53	0,05	0,11	8,10	91,60

Annexe 7 : Résultats du test PERMANOVA de comparaison des densités des assemblages de juvéniles entre habitats (différents types de Biohut et structures portuaires non équipées) dans le port des Embiez. Distance Bray and Curtis. Données issues de comptages sur points fixes.

Source	Df	SumOfSqs	R2	F	Pr(>F)
Habitat	4	15,634	0,202	33,838	0,001
Résidus	535	61,796	0,798		
Total	539	77,431	1,000		

Annexe 8 : Résultats des analyses de SIMPER montrant la contribution des principaux taxons à la dissimilarité des communautés de juvéniles en fonction des groupes d'habitats (Différents types de Biohut et structures portuaires non équipées) dans le port des Embiez. Données issues de comptages en points fixes.

Espèce	Groupe		Diss. Moy.	SD	Contrib. %	Contrib. cum.%
	Densité moy.	Densité moy.				
	Biohut Ponton	Biohut Quai + Kelp				
<i>Sarpa salpa</i>	0,07	12,13	0,28	0,37	45,40	45,40
<i>Diplodus annularis</i>	0,01	1,54	0,11	0,24	18,10	63,50
<i>Pagellus spp.</i>	0,42	1,04	0,09	0,21	15,00	78,50
<i>Diplodus puntazzo</i>	0,15	0,87	0,08	0,14	13,10	91,60
	Ponton non équipé	Biohut Quai + Kelp				
<i>Sarpa salpa</i>	0,00	12,13	0,28	0,37	46,30	46,30
<i>Diplodus annularis</i>	0,00	1,54	0,11	0,24	18,80	65,10
<i>Pagellus spp.</i>	0,23	1,04	0,08	0,20	13,70	78,80
<i>Diplodus puntazzo</i>	0,01	0,87	0,07	0,13	11,90	90,70
	Quai non équipé	Biohut Quai + Kelp				
<i>Sarpa salpa</i>	1,51	12,13	0,29	0,36	44,40	44,40
<i>Diplodus annularis</i>	0,19	1,54	0,11	0,23	16,30	60,70
<i>Pagellus spp.</i>	1,26	1,04	0,09	0,21	13,60	74,30
<i>Diplodus puntazzo</i>	1,40	0,57	0,07	0,16	10,70	85,00
	Biohut Ponton	Ponton non équipé				
<i>Pagellus spp.</i>	0,42	0,23	0,06	0,20	50,20	50,20
<i>Diplodus puntazzo</i>	0,15	0,01	0,04	0,13	35,40	85,60
<i>Sarpa salpa</i>	0,07	0,00	0,01	0,07	7,00	92,60

Annexe 9 : Résultats du tests PERMANOVA de comparaison des densités des assemblages de juvéniles entre habitats (zones équipées en Biohut et non équipées) dans le port du Brus. Distance Bray and Curtis. Données issues de comptages sur transects.

Source	Df	SumOfSqs	R2	F	Pr(>F)
Habitat	2	15,056	0,298	59,251	0,001
Résidus	279	35,449	0,702		
Total	281	50,506	1,000		

Annexe 10 : Résultats des analyses de SIMPER montrant la contribution des principaux taxons à la dissimilarité des communautés de juvéniles en fonction des zones équipées et non-équipées en microrécifs nurserie Biohut dans le port des Embiez. Données issues de comptages sur transects.

Espèce	Densité moy.	Densité moy.	Diss. Moy.	SD	Contrib. %	Contrib. cum.%
	Ponton équipé	Ponton non équipé				
<i>Pagellus spp.</i>	2,167	0,15	0,11	0,28	59,40	59,40
<i>Sarpa salpa</i>	0,72	0,00	0,04	0,18	23,20	82,60
<i>Diplodus puntazzo</i>	0,06	0,00	0,02	0,06	9,80	92,40
	Ponton équipé	Quai non équipé				
<i>Diplodus vulgaris</i>	0,00	6,35	0,26	0,28	36,80	36,80
<i>Sarpa salpa</i>	0,72	10,77	0,24	0,30	33,80	70,60
<i>Pagellus spp.</i>	2,17	0,20	0,07	0,20	10,20	80,80
<i>Diplodus puntazzo</i>	0,06	1,00	0,05	0,09	7,50	88,30
	Ponton non équipé	Quai non équipé				
<i>Diplodus vulgaris</i>	0,05	6,35	0,28	0,29	41,40	41,40
<i>Sarpa salpa</i>	0,00	10,77	0,24	0,30	34,50	75,90
<i>Diplodus puntazzo</i>	0,00	1,00	0,06	0,09	8,00	83,90
<i>Diplodus annularis</i>	0,00	0,63	0,04	0,12	89,20	89,20

Annexe du chapitre 3 :

*Annexe 11 : Résultats de PERMANOVA testant l'effet du facteur **habitat** (à l'échelle du **micro-habitat**) sur la composition des assemblages de poissons juvéniles du parc à moules et résultats des tests posthoc de comparaisons par paires. Les données sont issues des **comptages sur points fixes**. Les résultats de P-value significatives ($Pr(>F) < 0,05$) sont indiqués en gras.*

Test PERMANOVA : comparaison des densités des assemblages de taxons entre micro-habitats

Source	Df	SumOfSqs	R2	F	Pr(>F)
Habitat	3	1,556849	0,0542251	12,05926	0,001
Résidus	631	27,154015	0,9457749		
Total	634	28,710864	1		

Test de comparaison par paires de la composition des assemblages de taxons entre micro-habitats

pairs	Df	SumsOfSqs	F.Model	R2	p.value	p.adjusted
Biohut classique vs Biohut hérisson	1	0,547	8,097	0,025	0,002	0,012
Biohut classique vs Biohut mouillage	1	0,823	12,812	0,039	0,001	0,006
Biohut classique vs Piquets non-équipés	1	1,397	29,542	0,085	0,001	0,006
Biohut herisson vs Biohut mouillage	1	0,048	1,248	0,004	0,276	1,000
Biohut herisson vs Piquets non-équipés	1	0,206	9,400	0,029	0,001	0,006
Biohut mouillage vs Piquets non-equipés	1	0,090	4,890	0,015	0,002	0,012

*Annexe 12 : Résultats de PERMANOVA testant l'effet du facteur **habitat** sur la composition des assemblages de poissons juvéniles du parc à moules et des herbiers de posidonie et cymodocée et résultats des tests posthoc de comparaisons par paires. Les données sont issues des **comptages sur transects**. Les résultats de P-value significatives ($Pr(>F) < 0,05$) sont indiqués en gras.*

Test PERMANOVA : comparaison des densités des assemblages de taxons entre habitats

Source	Df	SumOfSqs	R2	F	Pr(>F)
Habitat	3	3,341	0,034	8,613	0,001
Residual	735	95,019	0,966		
Total	738	98,359	1,000		

Test de comparaison par paires de la composition des assemblages de taxons entre habitats

pairs	Df	SumsOfSqs	F.Model	R2	p.value	p.adjusted
cymodocee vs posidonie	1	0,575	3,200	0,009	0,018	0,108
cymodocee vs zone équipée	1	1,241	8,989	0,024	0,001	0,006
cymodocee vs zone non équipée	1	1,559	12,153	0,032	0,001	0,006
posidonie vs zone équipée	1	1,224	9,397	0,025	0,001	0,006
posidonie vs zone non équipée	1	1,872	15,495	0,040	0,001	0,006
zone équipée vs zone non équipée	1	0,215	2,647	0,007	0,030	0,180

Annexe du chapitre 4 :

Annexe 13 : Teste de comparaisons des assemblages de poissons entre habitats pendant la période avec dispositifs de protection et récifs nurserie dans le corridor d'herbier de cymodocée transplanté.

Résultats du tests PERMANOVA de comparaison des assemblages des densités de juvéniles entre habitats (Herbier transplanté, herbier naturel et sable). Distance Bray and Curtis. Données de comptage sur transects.

Avec dispositif de protection et récifs nurserie

Term	Df	SumOfSqs	R2	F	Pr(>F)
habitat	2	16,398	0,18148	59,64	0.001 ***
Residual	538	73,961	0,81852		
Total	540	90,359	1		

Test de comparaisons par paires des assemblages des densités de juvéniles entre habitats :

Avec dispositif de protection et récifs nurserie

Comparison	Df	SumsOfSqs	F.Model	R2	p.value	p.adjusted	significativité
corridor de transplantation vs cymodocée naturelle	1	5,781092	28,05184	0,074201	0,001	0,003	*
corridor de transplantation vs sable	1	15,33907	136,073	0,272106	0,001	0,003	*
cymodocée naturelle vs sable	1	3,357912	34,97038	0,088093	0,001	0,003	*

Principaux résultats des analyses de SIMPER montrant la contribution des principaux taxons à la dissimilarité des communautés de juvéniles en fonction des groupes d'habitats.

Avec dispositif de protection et récifs nurserie

Herbier transplanté - herbier naturel

species	average	sd	ratio	ava	avb	cumsum	p
diplodus_annularis	0,202	0,242	0,835	2,356	1,811	0,313	0,001
sarpa_salpa	0,14	0,205	0,683	1,104	2,52	0,53	0,001
symphodus_tinca	0,06	0,108	0,555	0,801	0,143	0,622	0,001
diplodus_vulgaris	0,054	0,107	0,51	0,418	0,154	0,707	0,001
diplodus_puntazzo	0,044	0,09	0,484	0,16	0,4	0,774	0,002
mullus_surmuletus	0,034	0,087	0,393	0,425	0,086	0,828	0,027

Avec dispositif de protection et récifs nurserie

Herbier transplanté - Sable

species	average	sd	ratio	ava	avb	cumsum	p
diplodus_annularis	0,171	0,218	0,785	2,356	0,028	0,296	0,007
sarpa_salpa	0,139	0,192	0,724	1,104	0,007	0,536	0,001
symphodus_tinca	0,063	0,107	0,588	0,801	0,016	0,645	0,001
diplodus_vulgaris	0,058	0,108	0,535	0,418	0,001	0,745	0,001
mullus_surmuletus	0,037	0,085	0,433	0,425	0,027	0,809	0,001
diplodus_puntazzo	0,033	0,067	0,486	0,16	0	0,866	0,512

Avec dispositif de protection et récifs nurserie

Herbier transplanté - Sable

species	average	sd	ratio	ava	avb	cumsum	p
diplodus_annularis	0,115	0,262	0,441	1,811	0,028	0,362	1
sarpa_salpa	0,042	0,172	0,243	2,52	0,007	0,493	1
diplodus_sargus	0,022	0,103	0,213	0,177	0,003	0,664	0,002
mugilidae	0,015	0,096	0,16	0,189	0	0,881	0,001

Annexe 14 : Test de comparaisons des assemblages de poissons entre habitats pendant la période sans dispositifs de protection et récifs nurserie dans le corridor de cymodocée transplanté.

Résultats du tests PERMANOVA de comparaison des assemblages des densités de juvéniles entre habitats (Herbier transplanté, herbier naturel et sable). Distance Bray and Curtis. Données de comptage sur transects.

Sans dispositif de protection et récifs nurserie

Term	Df	SumOfSqs	R2	F	Pr(>F)
habitat	2	2,123189	0,078179	16,32571	0.001
Residual	385	25,034979	0,921821		
Total	387	27,158168	1		

Test de comparaisons par paires des assemblages des densités de juvéniles entre habitats :

Sans dispositif de protection et récifs nurserie

Comparison	Df	SumsOfSqs	F.Model	R2	p.value	p.adjusted	sig
corridor de transplantation vs cymodocée naturelle	1	1,0049201	10,022	0,038842	0,001	0,003	*
corridor de transplantation vs sable	1	0,2665497	10,25328	0,037523	0,001	0,003	*
cymodocée naturelle vs sable	1	1,92311	27,12061	0,094787	0,001	0,003	*

Principaux résultats des analyses de SIMPER montrant la contribution des principaux taxons à la dissimilarité des communautés de juvéniles en fonction des groupes d'habitats.

Sans dispositif de protection et récifs nurserie

Herbier transplanté - Sable

species	average	sd	ratio	ava	avb	cumsum	p
sarpa_salpa	0,051	0,188	0,274	0,504	0	0,529	0,776
diplodus_annularis	0,02	0,062	0,325	0,062	0,001	1	1
mullus_surmuletus	0,015	0,085	0,174	0,138	0,014	0,723	0,723
symphodus_tinca	0,003	0,028	0,115	0,01	0	0,958	0,958

Sans dispositif de protection et récifs nurserie

Herbier naturel - sable

species	average	sd	ratio	ava	avb	cumsum	p
diplodus_annularis	0,103	0,22	0,468	0,935	0,001	0,415	0,001
sarpa_salpa	0,044	0,165	0,269	0,805	0	0,917	0,917
mugilidae	0,022	0,121	0,183	0,236	0,683	1	0,001
mullus_surmuletus	0,017	0,083	0,202	0,211	0,751	1	0,551
diplodus_puntazzo	0,014	0,081	0,177	0,057	0	1	0,001
symphodus_tinca	0,01	0,063	0,166	0,073	0,187	1	0,187

Annexe 15 : Tests de comparaison des assemblages de poissons dans le corridor de cymodocée transplanté entre les périodes avec et sans dispositifs de protection et récifs nurserie.

Résultats du tests PERMANOVA de comparaison des assemblages des densités de juvéniles entre les périodes avec et sans dispositifs de protection et récifs nurserie. Distance Bray and Curtis. Données de comptage sur transects.

Corridor de cymodocée transplantée

Term	Df	SumOfSqs	R2	F	Pr(>F)
protection	1	9,909876	0,177658	65,24369	0.001
Residual	302	45,870833	0,822342		
Total	303	55,780709	1		

Principaux résultats des analyses de SIMPER montrant la contribution des principaux taxons à la dissimilarité des communautés de juvéniles en fonction des conditions avec et sans dispositifs de protection et récifs nurserie.

Corridor de cymodocée transplantée

Avec dispositifs de protection et récifs nurserie - Sans

species	average	sd	ratio	ava	avb	cumsum	p
diplodus_annularis	0,167	0,21	0,792	2,356	0,062	0,284	0,001
sarpa_salpa	0,16	0,21	0,762	1,104	0,504	0,556	0,001
symphodus_tinca	0,06	0,105	0,578	0,801	0,01	0,659	0,002
diplodus_vulgaris	0,056	0,105	0,533	0,418	0,018	0,754	0,001
mullus_surmuletus	0,039	0,101	0,386	0,425	0,138	0,821	0,066
diplodus_puntazzo	0,031	0,065	0,48	0,16	0,002	0,874	0,001

Annexe du chapitre 5 :

Annexe 16: Fiche de prélèvements dans les anciens salins entre 2019 et 2023.

Code SPYGEN	Code IOPR	Date Ect	Station/ Transect	Ponctuel ou Continu	Répl.1/2/3	Heure		Vent		°C eau	Sal.	Turb. 0-1-2-3	Commentaire
						Début	Fin	Dir.	Nds				
SPY182471	SALIN_0_1	09/12/2019	Salins	Ponctuel	1	14h30	15h30	N/O	20	11.7	34.7	2	Protocole "louche" Cf photo pour sites de prélèvement
SPY182472	SALIN_0_2	09/12/2019	Salins	Ponctuel	2	14h30	15h30	N/O	20	11.7	34.7	2	Niveau eau très haut et salinité basse dûs aux fortes pluies des semaines précédentes
SPY182473	SALIN_0_3	09/12/2019	Salins	Ponctuel	3	14h30	15h30	N/O	20	11.7	34.7	2	Présence canards, Hérons, Artemia salina
SPY182474	SALIN_1_1	28/08/2020	Salins	Ponctuel	1	14h30	15h30	NA	0	28.2	39.7	1	Protocole "louche" Cf photo pour sites de prélèvement
SPY182475	SALIN_1_2	28/08/2020	Salins	Ponctuel	2	14h30	15h30	NA	0	28.2	39.7	1	
SPY182476	SALIN_1_3	28/08/2020	Salins	Ponctuel	3	14h30	15h30	NA	0	28.2	39.7	1	
SPY204016	SALIN_2_1	21/07/2021	Salins	Ponctuel	1	14h30	15h30	N/A	0	31.1	39.8	2	Protocole "louche" Cf photo pour sites de prélèvement sauf sites 3 (bassin fermé) et 14
SPY204017	SALIN_2_2	21/07/2021	Salins	Ponctuel	2	14h30	15h30	N/A	0	31.1	39.8	2	
SPY204018	SALIN_2_3	21/07/2021	Salins	Ponctuel	3	14h30	15h30	N/A	0	31.1	39.8	2	
SPY222728	SALIN_3_1	01/09/2022	Salins	Ponctuel	1	11h00	12h	N/A	0	27.7	42	1	Protocole louche
SPY222729	SALIN_3_2	01/09/2022	Salins	Ponctuel	2	11h00	12h	N/A	0	27.7	42	1	
SPY222730	SALIN_3_3	01/09/2022	Salins	Ponctuel	3	11h00	12h	N/A	0	27.7	42	1	
SPY222731	Salin_4_1	07/07/2023	Salins	Ponctuel	1	10h30	11h	E	10	27	39	0	Protocole louche
SPY222732	Salin_4_2	07/07/2023	Salins	Ponctuel	2	10h30	11h	E	10	27	39	0	
SPY222733	Salin_4_3	07/07/2023	Salins	Ponctuel	3	10h30	11h	E	10	27	39	0	

Tableau I : Diversité eucaryote détectée par la méthode ADNe dans les salins avant ouverture (09/12/2019). Le nombre de séquences totales associées à chaque taxon est indiqué pour chaque réplica de terrain.

Kingdom	Phylum	Class	Order	SALIN_0_1	SALIN_0_2	SALIN_0_3
				SPY182471	SPY182472	SPY182473
				Nombre de séquences ADN	Nombre de séquences ADN	Nombre de séquences ADN
Chromista	Bacillariophyta	Bacillariophyceae	Cymbellales	69	19	
Chromista	Bacillariophyta	Bacillariophyceae	Naviculales	22		
Chromista	Bacillariophyta	Bacillariophyceae	Thalassiosyringales	66	11	
Chromista	Bacillariophyta	Coscinodiscophyceae	NA	12		
Chromista	Bacillariophyta	Coscinodiscophyceae	Chaetocerotales	404072	86884	29895
Chromista	Bacillariophyta	Coscinodiscophyceae	Melosirales	813	516	184
Chromista	Bacillariophyta	Fragilariophyceae	Fragilariales	121	31	18
Chromista	Bacillariophyta	Mediophyceae	Triceratiales	42	13	
Chromista	Cercozoa	Imbricatea	Thaumatomonadida	17		
Chromista	Cercozoa	Sarcomonadea	Glissomonadida	28		
Chromista	Ciliophora	Litostomatea	Pleurostomatida	152	39	15
Chromista	Ciliophora	Oligohymenophorea	Peniculida	159	30	15
Chromista	Ciliophora	Oligohymenophorea	Philasterida	81		
Chromista	Ciliophora	Oligohymenophorea	Pleuronematida	446	261	88
Chromista	Ciliophora	Prostomatea	Prorodontida	2435	830	427
Chromista	Ciliophora	Spirotrichea	NA	894	226	80
Chromista	Ciliophora	Spirotrichea	Choreotrichida	95700	25013	9746
Chromista	Ciliophora	Spirotrichea	Sporadotrichida	12		
Chromista	Ciliophora	Spirotrichea	Tintinnida	22833	5552	2224
Chromista	Ciliophora	Spirotrichea	Urostylida	51	14	
Chromista	Cryptophyta	Cryptophyceae	Cyathomonadea	12		
Chromista	Cryptophyta	Cryptophyceae	Pyrenomonadales	268	92	32
Chromista	Haptista	Haptophyta	NA	103	38	
Chromista	Haptista	Haptophyta	Isochrysidales	3122	830	263
Chromista	Haptista	Haptophyta	Prymnesiales	504	195	62
Chromista	Heterokonta	Bigyra	NA	478	136	56
Chromista	Heterokonta	Bigyra	Thraustochytrida	3669	1321	495
Chromista	Heterokonta	Oomycetes	Pythiales	48		
Chromista	Myxozoa	Dinophyceae	Peridiniales	61	11	
Fungi	Chytridiomycota	Oomycetes	Lagenidiales	116	22	11
Metazoa	Arthropoda	Hexanauplia	NA	8056	1174	1068
Metazoa	Arthropoda	Branchiopoda	Anostraca	772		103
Metazoa	Rotifera	NA	NA	524	102	57
Metazoa	Rotifera	Monogononta	NA	512	95	31
Protozoa	Choanozoa	Choanoflagellata	Acanthoecida	597	165	94
Protozoa	Choanozoa	Choanoflagellata	Craspedida	871	285	116

Tableau II : Diversité eucaryote détectée par la méthode ADNe dans les salins 7 mois après ouverture (28/08/2020). Le nombre de séquences totales associées à chaque taxon est indiqué pour chaque réplica de terrain.

				SALIN_1_1	SALIN_1_2	SALIN_1_3
				SPY182474	SPY182475	SPY182476
Kingdom	Phylum	Class	Order	Nombre de séquences ADN	Nombre de séquences ADN	Nombre de séquences ADN
Chromista	NA	NA	NA	1245	1368	1786
Chromista	Bacillariophyta	Coscinodiscophyceae	Thalassiosirales	11231	10003	14509
Chromista	Cercozoa	Sercomonadea	Cercomonadida	175		200
Chromista	Ciliophora	Prostomatea	Prorodontida			225
Chromista	Ciliophora	Spirotrichea	NA	1648	2208	3080
Chromista	Ciliophora	Spirotrichea	Choreotrichida			141
Chromista	Ciliophora	Spirotrichea	Tintinnida	221	218	272
Chromista	Ciliophora	Spirotrichea	Urostylida	452	791	787
Chromista	Cryptophyta	Cryptophyceae	Cryptomonadales	106	185	168
Chromista	Cryptophyta	Cryptophyceae	Kathablepharidacea	3290	5180	5755
Chromista	Cryptophyta	Cryptophyceae	Pyrenomonadales	3840	4612	6715
Chromista	Haptista	Haptophyta	Phaeocystales	105	205	179
Chromista	Haptista	Haptophyta	Prymnesiales	805	1480	1926
Chromista	Myxozoa	Dinophyceae	NA	4319	5090	7382
Chromista	Myxozoa	Dinophyceae	Gonyaulacales	4635	5111	8802
Chromista	Myxozoa	Dinophyceae	Gymnodiniales	10870	9448	18920
Chromista	Myxozoa	Dinophyceae	Oxyrrhinales	223	188	304
Chromista	Myxozoa	Dinophyceae	Suessiales	449	599	888
Chromista	Myxozoa	Dinophyceae	Syndiniales	3150	6890	7295
Chromista	Ochromphyta	Raphidophyceae	Chattonellales	359	428	414
Chromista	Ochromphyta	Synurophyceae	Synurales	107	119	120
Chromista	Perkinsozoa	Perkinsea	Perkinsida	477	950	1005
Metazoa	NA	NA	NA	1143	2098	2215
Metazoa	Annelida	Polychaeta	NA	262		
Metazoa	Annelida	Polychaeta	Capitellida	362	518	722
Metazoa	Annelida	Polychaeta	Terebellida	107	154	128
Metazoa	Arthropoda	Hexanauplia	NA			182
Metazoa	Arthropoda	Hexanauplia	Cyclopoida			233
Metazoa	Arthropoda	Hexanauplia	Harpacticoida	3324	4793	5665
Metazoa	Arthropoda	Hexanauplia	Siphonostomatoida		243	157
Metazoa	Cnidaria	Anthozoa	Actiniaria		229	141
Metazoa	Mollusca	Bivalvia	Veneroida	1313	1698	2745
Metazoa	Nemertea	Palaeonemertea	NA	443	1187	6871
Metazoa	Nemertea	Enopla	Monostilifera	1360	101	809
Protozoa	Choanozoa	Choanoflagellata	Acanthoecida		129	138
Plantae	Chlorophyta	NA	NA	2354	2462	3615
Plantae	Chlorophyta	Pyramimonadophyceae	Pyramimonadales	487	932	1065
Plantae	Picozoa	Picomonadea	Picomonadida		150	138

Tableau III : Diversité eucaryote détectée par la méthode ADNe dans les salins 2 ans après ouverture (21/07/2021). Le nombre de séquences totales associées à chaque taxon est indiqué pour chaque réplica de terrain. Un surlignage rouge marque une contamination.

Kingdom	Phylum	Class	Order	SALIN_1_1	SALIN_1_2	SALIN_1_3
				SPY182474	SPY182475	SPY182476
				Nombre de séquences ADN	Nombre de séquences ADN	Nombre de séquences ADN
Chromista	NA	NA	NA	126		12
Chromista	Bacillariophyta	Bacillariophyceae	Bacillariales	213	37	212
Chromista	Bigyra	Bicosocea	Bicosocea	168	16	159
Chromista	Bigyra	Bicosocea	Placidida	34		39
Chromista	Bigyra	Labyrinthula	Labyrinthulida	3901	848	4873
Chromista	Bigyra	Labyrinthula	Thraustochytrida	6231	992	6619
Chromista	Bigyra	Labyrinthulomycetes	Labyrinthulida	320	53	386
Chromista	Cercaria	Imbricatae	Euglyphida	17		29
Chromista	Cercaria	Imbricatae	Thaumatomatida	95	13	95
Chromista	Cercaria	Sarcomonadacea	Cercomonadida	525	69	1465
Chromista	Cercaria	Thecoflorea	Cryomonadida	202	44	228
Chromista	Ciliophora	NA	NA	44		97
Chromista	Ciliophora	Heterotrichea	Heterotrichida	2245	253	2105
Chromista	Ciliophora	Litostomatea	NA			24
Chromista	Ciliophora	Litostomatea	Haptorida	323	73	587
Chromista	Ciliophora	Litostomatea	Pleurostomatida	369	63	978
Chromista	Ciliophora	Nasophorea	Nasulida		12	
Chromista	Ciliophora	Oligohymenophorea	Apostomatida	18		
Chromista	Ciliophora	Oligohymenophorea	Mabilida	59		107
Chromista	Ciliophora	Oligohymenophorea	Periculida	161	88	771
Chromista	Ciliophora	Oligohymenophorea	Philasterida	676	156	697
Chromista	Ciliophora	Oligohymenophorea	Pleurostomatida	243	52	200
Chromista	Ciliophora	Oligohymenophorea	Sessilida	1187	212	1829
Chromista	Ciliophora	Oligotricha	NA	52		14
Chromista	Ciliophora	Oligotricha	Choreotrichida	8484	1484	11052
Chromista	Ciliophora	Oligotricha	Chromadorida	6331	1606	6399
Chromista	Ciliophora	Oligotricha	Oligotrichida	3423	544	3640
Chromista	Ciliophora	Oligotricha	Tritoniida	686	85	526
Chromista	Ciliophora	Pyrametozoa	Paradontida	37	13	93
Chromista	Ciliophora	Spirotricha	NA	4807	951	5407
Chromista	Ciliophora	Spirotricha	Euglotida	1062	262	1436
Chromista	Ciliophora	Spirotricha	Spiradotricha	288	69	866
Chromista	Ciliophora	Spirotricha	Urocytella	2835	681	3556
Chromista	Cryptophyta	NA	NA	3096	482	5112
Chromista	Cryptophyta	Cryptophyceae	Cryptomonadales	429	103	622
Chromista	Cryptophyta	Cryptophyceae	Cyathomonadales	48		38
Chromista	Cryptophyta	Cryptophyta (incertae sedis)	Kathabaphidacea	2149	586	1957
Chromista	Cryptophyta	Goniomonadophyceae	Goniomonadales	26		
Chromista	Haptophyta	Pavlovophyceae	Pavlovales	77		59
Chromista	Haptophyta	Prymnesiophyceae	Phaeocystales	67	19	68
Chromista	Haptophyta	Prymnesiophyceae	Prymnesiales	8912	2155	10882
Chromista	Myxozoa	Conoidosida	Eugregarinorida	773	105	214
Chromista	Myxozoa	Dinophyceae	NA	11087	1690	7515
Chromista	Myxozoa	Dinophyceae	Amoeboophyceae	1560	194	930
Chromista	Myxozoa	Dinophyceae	Amphidinales	168	27	184
Chromista	Myxozoa	Dinophyceae	Dinophytiales	231	56	114
Chromista	Myxozoa	Dinophyceae	Gymnodinales	26869	4766	31646
Chromista	Myxozoa	Dinophyceae	Ocyropsiales	35127	4685	26201
Chromista	Myxozoa	Dinophyceae	Peridinales	1468	239	1326
Chromista	Myxozoa	Dinophyceae	Prorocentrales	367	45	74
Chromista	Myxozoa	Dinophyceae	Synurales	345	31	261
Chromista	Myxozoa	Perkinsa	Perkinsida	39	12	67
Chromista	Ochromyxa	NA	NA	4084	1068	5585
Chromista	Ochromyxa	Bacillariophyceae	NA	3880	532	4190
Chromista	Ochromyxa	Bacillariophyceae	Bacillariales	778	100	795
Chromista	Ochromyxa	Bacillariophyceae	Chaetocerotales	2820	235	2381
Chromista	Ochromyxa	Bacillariophyceae	Fragilariales	17	0	13
Chromista	Ochromyxa	Bacillariophyceae	Licmophorales	401	44	433
Chromista	Ochromyxa	Bacillariophyceae	Mastogloiales	67		64
Chromista	Ochromyxa	Bacillariophyceae	Melosirales	160	71	202
Chromista	Ochromyxa	Bacillariophyceae	Naviculales	516	82	649
Chromista	Ochromyxa	Bacillariophyceae	Striatellales	16		13
Chromista	Ochromyxa	Bacillariophyceae	Sunellales	141	29	178
Chromista	Ochromyxa	Bacillariophyceae	Syndiniales	4549	1241	6279
Chromista	Ochromyxa	Bacillariophyceae	Thalassiosiphonales	46		76
Chromista	Ochromyxa	Bolidophyceae	Permales	177	139	126
Chromista	Ochromyxa	Chrysophyceae	Chromulinales	71	28	95
Chromista	Ochromyxa	Chrysophyceae	Chromomonadales	40		47
Chromista	Ochromyxa	Chrysophyceae	Paraphysomonadales	93	35	96
Chromista	Ochromyxa	Chrysophyceae	Synurales	92	24	143
Chromista	Ochromyxa	Dicryochaphyc	Pingulochrysidales	397	50	439
Chromista	Ochromyxa	Dicryochaphyc	Sarcinochrysidales	88		61
Chromista	Ochromyxa	Eustigmatophyta	Eustigmatales	292	42	321
Chromista	Ochromyxa	Phaeophyceae	Ectocarpales	55	12	63
Chromista	Oomycota	Peronosporales	Ophiostomales	40		24
Chromista	Oomycota	Peronosporales	Pythiales			18
Chromista	Oomycota	Oomycetes	Leguminales	2309	561	2670
Chromista	Perkinsazoa	Perkinsa	Rastramonadida	50	14	66
Chromista	Phaeista	Raphidophyceae	Chlorellales	3222	828	4573
Chromista	Rhizaria	Cercaria	Thecofilosea	624	120	711

Fungi	NA	NA	NA	58	23	124
Fungi	Aphelidiomycota	Aphelidiomycetes	Aphelidiales	89	27	47
Fungi	Ascomycota	Dothideomycetes	Capnodiales	106	25	291
Fungi	Ascomycota	Dothideomycetes	Pleosporales	66		169
Fungi	Ascomycota	Lecanoromycetes	Pertusariales			55
Fungi	Blastocladiomycota	Physodermatomyces	Physodermatales	12		
Fungi	Chytridiomycota	Chytridiomycetes	Chytridiales	12		13
Fungi	Chytridiomycota	Chytridiomycetes	Corallinales	175	22	137
Metazoa	NA	NA	NA	48	164	41
Metazoa	Annelida	Polychaeta	NA	3931	58	45
Metazoa	Annelida	Polychaeta	Capitellida	863	182	1185
Metazoa	Annelida	Polychaeta	Eunicida		189	108
Metazoa	Annelida	Polychaeta	Haplodrilli			1308
Metazoa	Annelida	Polychaeta	Phyllodocta	6086	780	3976
Metazoa	Annelida	Polychaeta	Sabellida	74	26	83
Metazoa	Annelida	Polychaeta	Spionida		437	20
Metazoa	Annelida	Polychaeta	Terebellida	571	43	120
Metazoa	Annelida	Sipuncula	Golfingida	14		20
Metazoa	Arthropoda	Copepoda	Harpacticoida			284
Metazoa	Arthropoda	Hexanauplia	NA	17025	1750	4699
Metazoa	Arthropoda	Hexanauplia	Calanoida	6796	98	
Metazoa	Arthropoda	Hexanauplia	Cyclopoida	3584	621	3486
Metazoa	Arthropoda	Hexanauplia	Harpacticoida	8103	586	7866
Metazoa	Arthropoda	Hexanauplia	Poecilostomatoida	2232		
Metazoa	Arthropoda	Hexanauplia	Siphonostomatoida	1221	63	1028
Metazoa	Arthropoda	Insecta	Psocoptera			25
Metazoa	Arthropoda	Insecta	Psocoptera			4638
Metazoa	Bryozoa	Gymnolaemata	Ctenostomatida	51		20
Metazoa	Chordata	NA	NA	7604	1450	9166
Metazoa	Chordata	Actinopteri	NA	101		133
Metazoa	Chordata	Actinopteri	Perciformes	12		23
Metazoa	Chordata	Actinopteri	Tetraodontiformes	266	40	383
Metazoa	Chordata	Acidiciacea	Enterogona	31		55
Metazoa	Chordata	Ascidacea	Stolidobranchia			74
Metazoa	Cnidaria	Anthozoa	NA	18		
Metazoa	Cnidaria	Anthozoa	Actiniaria	2760	605	3106
Metazoa	Cnidaria	Hydrozoa	Anthoathecata			36
Metazoa	Gastrotricha		Chaetonatida	250	54	353
Metazoa	Mollusca	NA	NA	16		18
Metazoa	Mollusca	Bivalvia	NA	292		
Metazoa	Mollusca	Bivalvia	Limoida			27
Metazoa	Mollusca	Bivalvia	Mytiloida	4503	13	
Metazoa	Mollusca	Bivalvia	Veneroida	19594	2494	22625
Metazoa	Mollusca	Gastropoda	NA	2376	218	1787
Metazoa	Mollusca	Gastropoda	Cephalasipidea	125	30	175
Metazoa	Mollusca	Gastropoda	Littorinimorphs	109	549	14040
Metazoa	Mollusca	Gastropoda	Trachida	301	79	274
Metazoa	Nematoda	Enoplea	Enoplida		87	
Metazoa	Nemertea	NA	NA	1654		
Metazoa	Nemertea	Anopla	Palaeonemertea	17290	2322	7567
Metazoa	Nemertea	Enopla	Monostilifera	87	254	815
Metazoa	Placozoa	Uniplacotomia	Trichoplaxa	13		28
Metazoa	Platyhelminthes		Polycladida	114	21	304
Metazoa	Platyhelminthes		Rhabdocela	1195	195	549
Metazoa	Platyhelminthes	Trematoda	NA			12
Metazoa	Platyhelminthes	Trematoda	Opisthorchiida	3772		3964
Metazoa	Platyhelminthes	Trematoda	Plagiorchiida	92		
Metazoa	Platyhelminthes	Turbellaria	Macrostomida	5950	963	2880
Metazoa	Rotifera	NA	NA	14		13
Metazoa	Rotifera	Eurotatoria	NA	1587	238	1926
Metazoa	Rotifera	Eurotatoria	Ploima	673	52	795
Protozoa	Picozoa	Picomonadida		695	210	938
Protozoa	Amoebozoa	Tubulinea	Leptomyxida			14
Protozoa	Bryozoa	Gymnolaemata	Chelostomatida	696	154	555
Protozoa	Choanozoa	Choanoflagellata	Acanthoecida	5800	1241	4849
Protozoa	Choanozoa	Choanoflagellata	Craspedida	32		
Protozoa	Choanozoa	Ichthyosporae	Ichthyophonida	46		68
Protozoa	Sulcozoa	Glossadiscia	Mantamonadida			11
Protozoa	Sulcozoa	Thecomonadea	Ancyromonadida	11		11
Protozoa	Sulcozoa	Thecomonadea	Apusomonadida	37		79
Plantae	Chlorophyta	Mamiellophyceae	Dolichomastigales	269	53	207
Plantae	Chlorophyta	Mamiellophyceae	Mamiellales	1448	315	1888
Plantae	Chlorophyta	Palmophylliphyceae	Prasinococcales	846	221	967
Plantae	Chlorophyta	Pyramimonadophyceae	Pseudosourfiellales	482	103	489
Plantae	Chlorophyta	Pyramimonadophyceae	Pyramimonadales	936	259	975
Plantae	Chlorophyta	Pyramimonadophyceae	Pyrenomonadales	8328	1974	10322
Plantae	Eudicots	Rosids	Rosales			804
Plantae	Rhodophyta	Florideophyceae	Ceramiales	756	51	294
Plantae	Rhodophyta	Rhodellphyceae	Dixonellales	92		28
Plantae	Rhodophyta	Rhodellphyceae	Glaucoisphaerales	29	14	44
Plantae	Tracheophyta	Magnoliopsida	Alismatales	305	64	367

Tableau IV : Diversité eucaryote détectée par la méthode ADNe dans les salins 3 ans après ouverture (01/09/2022). Le nombre de séquences totales associées à chaque taxon est indiqué pour chaque réplica de terrain. Un surlignage rouge symbolise une contamination.

				SALIN_3_1	SALIN_3_2	SALIN_3_3
				SPY222728	SPY222729	SPY222730
Règne	Phylum	Classe	Ordre	Nombre de séquences ADN	Nombre de séquences ADN	Nombre de séquences ADN
Chromista	NA	NA	NA	3 144	1 889	2 592
Chromista	Apicomplexa	Conoidasida	Eucoccidiorida		14	14
Chromista	Apicomplexa	Conoidasida	Eugregarinorida	124	36	60
Chromista	Bacillariophyta	Bacillariophyceae	Naviculales		11	
Chromista	Bacillariophyta	Bacillariophyceae	Thalassiosira			11
Chromista	Bacillariophyta	Coscinodiscophyceae	Chaetocerales	13		12
Chromista	Bacillariophyta	Fragilariophyceae	Fragilariales			11
Chromista	Bigyra	Bigyra	Labyrinthulida	16	12	41
Chromista	Bigyra	Bigyra	Thraustochytrida	378	247	381
Chromista	Bigyra	Labyrinthulomycetes	Thraustochytrida	18	15	26
Chromista	Cercozoa	Imbricatea	Thaumatomonadida	45	16	45
Chromista	Cercozoa	Sercomonadea	Cercomonadida	78	58	70
Chromista	Cercozoa	Thecofilosea	NA	11	11	16
Chromista	Ciliophora	Heterotrichea	Heterotrichida	2 528	2 104	3 483
Chromista	Ciliophora	Litostomatea	Cyclotrichida			11
Chromista	Ciliophora	Litostomatea	Haptorida	17		12
Chromista	Ciliophora	Litostomatea	Pleurostomatida			16
Chromista	Ciliophora	Oligohymenophorea	Peniculida			17
Chromista	Ciliophora	Oligohymenophorea	Philasterida	285	94	185
Chromista	Ciliophora	Oligohymenophorea	Sessilida	45	18	23
Chromista	Ciliophora	Prostomatea	Proradontida	197	163	209
Chromista	Ciliophora	Spirotrichea	NA	180	158	233
Chromista	Ciliophora	Spirotrichea	Choreotrichida	125	62	55
Chromista	Ciliophora	Spirotrichea	Euplotida	144	59	35
Chromista	Ciliophora	Spirotrichea	Tintinnida	175	91	216
Chromista	Ciliophora	Spirotrichea	Urostylida	255	156	203
Chromista	Ciliophora	Oligotrichea	Oligotrichida	325	228	334
Chromista	Cryptophyta	Cryptophyceae	NA	23		19
Chromista	Cryptophyta	Cryptophyceae	Cryptomonadales	16 985	9 265	12 629
Chromista	Cryptophyta	Cryptophyceae	Cyathomonadales	27		
Chromista	Cryptophyta	Cryptophyceae	Pyrenomonadales	8 794	4 930	6 488
Chromista	Haptophyta	Prymnesiophyceae	NA	12	16	11
Chromista	Haptophyta	Coccolithophyceae	Isochrysidales	17		
Chromista	Haptophyta	Pavlovophyceae	Pavlovales	235	111	187
Chromista	Haptophyta	Coccolithophyceae	Phaeocystales	417	242	374
Chromista	Haptophyta	Coccolithophyceae	Prymniales	38 219	22 253	34 001
Chromista	Heliozoa	Centroploasthella	Pterocystida	417	221	366
Chromista	Myxozoa	Dinophyceae	NA	115 943	70 375	112 667
Chromista	Myxozoa	Dinophyceae	Dinophysiales	12		
Chromista	Myxozoa	Dinophyceae	Gonyaulacales	854	474	770
Chromista	Myxozoa	Dinophyceae	Gymnodiniales	34 066	24 228	34 275
Chromista	Myxozoa	Dinophyceae	Peridinales	37	22	40
Chromista	Myxozoa	Dinophyceae	Prorocentrales	12		
Chromista	Myxozoa	Dinophyceae	Syndiniales	19 043	13 074	17 822
Chromista	Ochromophyta	NA	NA	1 877	965	1 527
Chromista	Ochromophyta	Bacillariophyceae	NA	15		
Chromista	Ochromophyta	Bolidophyceae	Parmales	324	149	271
Chromista	Ochromophyta	Chrysophyceae	Chromulinales	4 237	2 374	3 365
Chromista	Ochromophyta	Eustigmatophyceae	Eustigmatales	303	208	343
Chromista	Ochromophyta	Pelagophyceae	Sarcinochrysidales	22	20	17
Chromista	Ochromophyta	Pinguicophyceae	Pinguicohrysidales	294	231	259
Chromista	Ochromophyta	Raphidophyceae	Chattonellales		16	14
Chromista	Ochromophyta	Synurophyceae	Synurales	49	41	70
Chromista	Oomycota	NA	NA	166	61	87
Chromista	Oomycota	Hyphochytriumycetes	NA	222	115	205
Chromista	Oomycota	Peronosporae	Pythiales		11	19
Chromista	Perkinsozoa	NA	NA	47	19	21
Chromista	Perkinsozoa	Perkinsea	Perkinsida	44 829	23 846	34 707

Fungi	Chytridiomycota	Chytridiomycetes	Chytridiales	14	12	14
Fungi	Chytridiomycota	Chytridiomycetes	Rhizophydiales	33		
Fungi	Mucoromycota	Glomeromycetes	Diversisporales	568	410	551
Metazoa	NA	NA	NA	528	315	365
Metazoa	Annelida	Polychaeta	NA	906	586	899
Metazoa	Annelida	Polychaeta	Eunicida	135	12	27
Metazoa	Annelida	Polychaeta	Phyllodocta	45	31	59
Metazoa	Annelida	Polychaeta	Sabellida	115	58	94
Metazoa	Annelida	Polychaeta	Terebellida	506	192	244
Metazoa	Arthropoda	Arachnida	Araneae	158	79	78
Metazoa	Arthropoda	Crustacea	NA	51		175
Metazoa	Arthropoda	Hexanauplia	NA	3 346	4 090	9 157
Metazoa	Arthropoda	Hexanauplia	Calanoida	192		
Metazoa	Arthropoda	Hexanauplia	Cyclopoida	2 626	629	1 976
Metazoa	Arthropoda	Hexanauplia	Harpacticoida	459	210	302
Metazoa	Arthropoda	Hexanauplia	Poecilostomatoida	206	232	935
Metazoa	Arthropoda	Hexanauplia	Siphonostomatoida	207		1 159
Metazoa	Arthropoda	Insecta	Diptera	489		14
Metazoa	Arthropoda	Thecostraca	Balanomorpha		16	
Metazoa	Bryozoa	Gymnolaemata	Ctenostomatida	15		
Metazoa	Chordata	NA	NA	3 416	1 684	2 382
Metazoa	Chordata	Ascidacea	Phlebobranchia	128	107	115
Metazoa	Cnidaria	Anthozoa	NA	2 092	765	2 563
Metazoa	Cnidaria	Anthozoa	Actiniaria	46	16	37
Metazoa	Cnidaria	Hydrozoa	Anthoathecata	78	23	26
Metazoa	Gastrotricha		Chaetontotida	19		
Metazoa	Mollusca	Bivalvia	NA	38		
Metazoa	Mollusca	Bivalvia	Cardiida	6 263	3 028	3 848
Metazoa	Mollusca	Bivalvia	Limoida		24	
Metazoa	Mollusca	Bivalvia	Mytiloida	1 182	14	58
Metazoa	Mollusca	Bivalvia	Venerida	27		
Metazoa	Mollusca	Gastropoda	NA	81	23	167
Metazoa	Mollusca	Gastropoda	Cephalaspidea	156	100	404
Metazoa	Mollusca	Gastropoda	Littorinimorpha	144	68	107
Metazoa	Mollusca	Gastropoda	Trochida	1 181	623	640
Metazoa	Mollusca	Polyplacophora	Chitonida	16		20
Metazoa	Nematoda	Chromadorea	Chromadorida	22	75	25
Metazoa	Nemertea	Enopla	NA	14		
Metazoa	Nemertea	Enopla	Monostilifera	57	169	99
Metazoa	Nemertea	Palaeonemertea	NA	14	744	2 901
Metazoa	Platyhelminthes	Rhabditophora	Macrostomida			13
Metazoa	Platyhelminthes	Rhabditophora	Rhabdocoela	11		
Metazoa	Platyhelminthes	Trematoda	Opisthorchiida		1 180	4 587
Metazoa	Platyhelminthes	Trematoda	Plagiorchiida	81		302
Metazoa	Platyhelminthes	Trematoda	Strigeidida	20		
Metazoa	Porifera	Demospongiae	NA	12		19
Metazoa	Rotifera	Euratatoria	Ploima	269	290	381
Protozoa	Choanozoa	Choanoflagellata	Acanthoecida	19 554	12 081	19 557
Protozoa	Choanozoa	Choanoflagellata	Craspedida	802	506	588
Plantae	Chlorophyta	NA	NA	112	53	97
Plantae	Chlorophyta	Chlorodendrophyceae	Chlorodendrale	16		
Plantae	Chlorophyta	Mamiellophyceae	Dolichomastigales	556	294	416
Plantae	Chlorophyta	Mamiellophyceae	Mamiellales	1 165	703	1 017
Plantae	Chlorophyta	Mamiellophyceae	Monomastigales	331	176	277
Plantae	Chlorophyta	Pyramimonadophyceae	Pyramimonadales	5 552	3 109	3 815
Plantae	Picozoa	Picomonadea	Picomonadida	3 381	1 863	2 376
Plantae	Prasinodermophyta	Prasinodermophyceae	Prasinodermale	2 005	1 145	1 408
Plantae	Streptophyta	Magnoliopsida	Alismatales	31	21	37

Et si c'était associé à la ruppia (fixateur d'azote)? et non documenté?

Regarder si microbiote de la ruppia a été fait

Tableau V : Diversité eucaryote détectée par la méthode ADNe dans les salins 4 ans après ouverture (07/07/2023). Le nombre de séquences totales associées à chaque taxon est indiqué pour chaque réplica de terrain.

Règne	Phylum	Classe	Ordre	SALIN_4_1	SALIN_4_2	SALIN_4_3
				SPY222731	SPY222732	SPY222733
				Nombre de séquences ADN	Nombre de séquences ADN	Nombre de séquences ADN
Chromista	Apicomplexa	Conoidasida	Eugregarinorida	53	115	17
Chromista	Bacillariophyta	Bacillariophyceae	Naviculales	11		
Chromista	Bigyra	Bigyra	Labyrinthulida	34	59	29
Chromista	Bigyra	Bigyra	Thraustochytrida	68	61	59
Chromista	Cercozoa	Imbricatea	Thaumatomonadida	18		
Chromista	Cercozoa	Sarcomonadea	Cercomonadida	100	24	36
Chromista	Cercozoa	Thecofilosea	Cryomonadida		25	
Chromista	Cercozoa	Thecofilosea	Ebriales	107	111	54
Chromista	Ciliophora	Colpodea	NA	98	45	35
Chromista	Ciliophora	Heterotrichea	Heterotrichida		17	
Chromista	Ciliophora	Litostomatea	Cyclotrichida	158	86	58
Chromista	Ciliophora	Litostomatea	Pleurostomatida		20	16
Chromista	Ciliophora	Oligohymenophorea	Mobilida	14		
Chromista	Ciliophora	Oligohymenophorea	Peniculida	175	131	16
Chromista	Ciliophora	Oligohymenophorea	Philasterida	130	113	48
Chromista	Ciliophora	Oligohymenophorea	Pleuronematida	33	11	17
Chromista	Ciliophora	Oligohymenophorea	Sessilida	47		13
Chromista	Ciliophora	Oligohymenophorea	NA	14		
Chromista	Ciliophora	Spirotrichea	Choreotrichida	163	141	84
Chromista	Ciliophora	Spirotrichea	Euplotida	31	78	18
Chromista	Ciliophora	Spirotrichea	Oligotrichida	26411	13768	10553
Chromista	Ciliophora	Spirotrichea	Tintinnida	831	408	296
Chromista	Ciliophora	Spirotrichea	Urostylida	4424	2206	1681
Chromista	Ciliophora	Spirotrichea	NA	511	326	349
Chromista	Cryptophyta	Cryptophyceae	Cryptomonadales	867	926	653
Chromista	Cryptophyta	Cryptophyceae	Kathablepharidacea	199	196	191
Chromista	Cryptophyta	Cryptophyceae	Pyrenomonadales	8287	6746	5321
Chromista	Haptophyta	Prymnesiophyceae	Phaeocystales	76	65	52
Chromista	Haptophyta	Prymnesiophyceae	Prymnesiales	822	819	542
Chromista	Myxozoa	Dinophyceae	Dinophysiales	14		
Chromista	Myxozoa	Dinophyceae	Gonyaulacales	695	675	447
Chromista	Myxozoa	Dinophyceae	Gymnodiniales	13812	10090	7168
Chromista	Myxozoa	Dinophyceae	Noctilucales			
Chromista	Myxozoa	Dinophyceae	Peridinales	125	94	70
Chromista	Myxozoa	Dinophyceae	Syndiniales	4239	4479	3296
Chromista	Myxozoa	Dinophyceae	NA	14741	9803	8166
Chromista	Myxozoa	Myxomonadea	Voromonadida	15		
Chromista	Ochromytha	Bolidophyceae	Parmales	101	70	38
Chromista	Ochromytha	Chrysophyceae	Chromulinales	62	56	21
Chromista	Ochromytha	Pinguicophyceae	Pinguicophrysidales	42	27	29
Chromista	Ochromytha	Synurophyceae	Synurales	83	69	46
Chromista	Ochromytha	NA	NA	312	278	189
Chromista	Oomycota	NA	NA	44		
Chromista	Perkinsozoa	Perkinsea	Perkinsida	34	16	11
Chromista	NA	NA	NA	371	338	268

Fungi	Chytridiomycota	Chytridiomycetes	Chytridiales	12		
Fungi	NA	NA	NA	14		
Metazoa	Annelida	Polychaeta	Eunicida	28	24	
Metazoa	Annelida	Polychaeta	Phyllodocida	55	35	15
Metazoa	Annelida	Polychaeta	Sabellida	172	191	140
Metazoa	Annelida	Polychaeta	Spionida		192	
Metazoa	Annelida	Polychaeta	Terebellida	281	431	137
Metazoa	Annelida	Polychaeta	NA	443	43	32
Metazoa	Arthropoda	Arachnida	Araneae	21		16
Metazoa	Arthropoda	Diplopoda	Julida	14		
Metazoa	Arthropoda	Hexanauplia	Calanoida		50	
Metazoa	Arthropoda	Hexanauplia	Cyclopoida	19		108
Metazoa	Arthropoda	Hexanauplia	Harpacticoida	354	1110	161
Metazoa	Arthropoda	Hexanauplia	Poecilostomatoida	169	20	117
Metazoa	Arthropoda	Hexanauplia	Siphonostomatoida			285
Metazoa	Arthropoda	Hexanauplia	NA	105	21	27
Metazoa	Bryozoa	Gymnolaemata	Ctenostomatida	23	26	16
Metazoa	Chordata	Ascidiacea	Phlebobranchia	211	217	121
Metazoa	Chordata	Ascidiacea	Stolidobranchia	23		
Metazoa	Chordata	NA	NA	324	374	169
Metazoa	Cnidaria	Anthozoa	Actiniaria	3244	1389	851
Metazoa	Cnidaria	Hydrozoa	Anthoathecata	26		
Metazoa	Mollusca	Bivalvia	Cardiida	920	659	507
Metazoa	Mollusca	Bivalvia	Lucinida	14	23	11
Metazoa	Mollusca	Bivalvia	Mytiloida	1804	1554	897
Metazoa	Mollusca	Bivalvia	Venerida	35	70	25
Metazoa	Mollusca	Bivalvia	NA		11	14
Metazoa	Mollusca	Gastropoda	Littorinimorpha	36		
Metazoa	Mollusca	Gastropoda	Trochida	524	420	332
Metazoa	Mollusca	Gastropoda	NA	29	13	
Metazoa	Mollusca	Polyplacophora	Chitonida	31		
Metazoa	Nematoda	Chromadorea	Chromadorida		29	
Metazoa	Nemertea	Enopla	Monostilifera	109		
Metazoa	Nemertea	Palaeonemertea	Archinemertea	1644	204	399
Metazoa	Platyhelminthes	Rhabditophora	Macrostomida	14		
Metazoa	Porifera	Calcarea	Lithonida		14	18
Metazoa	Porifera	Demospongiae	Haplosclerida			12
Metazoa	Porifera	Demospongiae	Suberitida	14	283	168
Metazoa	NA	NA	NA	48	49	25
Plantae	Picozoa	Picomonadea	Picomonadida	479	414	310
Plantae	Chlorophyta	Mamiellophyceae	Dolichomastigales	44	12	
Plantae	Chlorophyta	Mamiellophyceae	Mamiellales	439	353	260
Plantae	Chlorophyta	Pyramimonadophyceae	Pyramimonadales	640	514	304
Plantae	Prasinodermophyta	Prasinodermophyceae	Prasinodermalese	48	81	43
Plantae	Rhodophyta	Florideophyceae	Ceramiales	53	96	50
Plantae	Streptophyta	Magnoliopsida	Alismatales	27		
Protozoa	Choanozoa	Choanoflagellata	Acanthoecida	148	148	86

Annexe 18 : Tableaux de la diversité de poissons téléostéens détectée par la méthode ADNe dans les salins entre 2019 et 2023.

Tableau I : Espèces de poissons détectées par la méthode ADNe dans les salins avant ouverture (09/12/2019). Le nombre de séquences totales associées à chaque taxon est indiqué pour chaque réplica de terrain. Un surlignage rouge symbolise une contamination.

Order	Family	Genus	Scientific name	SALIN_0_1		SALIN_0_2		SALIN_0_3	
				SPY182471		SPY182472		SPY182473	
				Nbr rep	Nbr seq	Nbr rep	Nbr seq	Nbr rep	Nbr seq
Teleostei	Moronidae	Dicentrarchus	Dicentrarchus labrax					1	227 700

Tableau II : Espèces de poissons détectées par la méthode ADNe dans les salins 7 mois après ouverture (28/08/2020). Le nombre de séquences totales associées à chaque taxon est indiqué pour chaque réplica de terrain.

Order	Family	Genus	Scientific name	SALIN_1_1		SALIN_1_2		SALIN_1_3	
				SPY182474		SPY182475		SPY182476	
				Nbr rep	Nbr seq	Nbr rep	Nbr seq	Nbr rep	Nbr seq
Anguilliformes	Anguillidae	Anguilla	Anguilla sp.					2	95
Atheriniformes	Atherinidae	Atherina	Atherina boyeri	12	38 290	11	73 298	12	39 212
Blenniiformes	Blenniidae	Salaria	Salaria pavo	1	6 398	2	11 262		
Gobiiformes	Gobiidae	Gobius	Gobius cobitis	4	1 447	4	1 379	6	3 961
Gobiiformes	Gobiidae	Gobius	Gobius niger	1	75 828	3	18 425	1	864
Labriformes	Labridae	Labrus	Labrus sp.	4	23 967	2	7 388	1	126
Labriformes	Labridae	Symphodus	Symphodus sp.	1	17				
Labriformes	Labridae	Symphodus	Symphodus tinca	6	74 107	6	14 780	6	7 950
Mugiliformes	Mugilidae	Chelon	Chelon auratus	12	161 652	9	74 209	11	27 485
Mugiliformes	Mugilidae	Chelon	Chelon labrosus	10	20 046	9	59 683	11	15 870
Mugiliformes	Mugilidae	Chelon	Chelon ramada	6	35 644	8	49 445	9	15 428
Mugiliformes	Mugilidae	Chelon	Chelon sp.	12	91 866	11	140 525	12	78 025
Mugiliformes	Mugilidae	Mugil	Mugil sp.	4	15 833	7	102 180	5	9 658
Spariformes	Sparidae	Diplodus	Diplodus annularis					1	4 659
Spariformes	Sparidae	Diplodus	Diplodus sargus	1	751	1	174	3	4 290
Spariformes	Sparidae	Diplodus	Diplodus vulgaris	2	20 183	1	122		
Spariformes	Sparidae	Sarpa	Sarpa salpa					3	6 399
Spariformes	Sparidae	Sparus	Sparus aurata	12	227 096	11	113 970	12	113 200
Teleostei	Moronidae	Dicentrarchus	Dicentrarchus labrax	11	116 296	11	89 322	12	53 656

Tableau III : Espèces de poissons détectées par la méthode ADNe dans les salins 2 ans après ouverture (21/07/2021). Le nombre de séquences totales associées à chaque taxon est indiqué pour chaque réplique de terrain.

Order	Family	Genus	Scientific name	SALIN_2_1_1er seq		SALIN_2_2_1er seq		SALIN_2_3_1er seq		SALIN_2_1_2eme seq		SALIN_2_2_2eme seq		SALIN_2_3_2eme seq	
				SPY204016		SPY204017		SPY204018		SPY204016		SPY204017		SPY204018	
				Nbr rep	Nbr seq	Nbr rep	Nbr seq	Nbr rep	Nbr seq	Nbr rep	Nbr seq	Nbr rep	Nbr seq	Nbr rep	Nbr seq
Anguilliformes	Anguillidae	Anguilla	Anguilla sp.	1	25										
Atheriniformes	Atherinidae	Atherina	Atherina boyeri	9	109 123	21	78 714	22	94 771	12	245 132	12	228 262	9	172 688
Blenniiformes	Blenniidae	Salaria	Salaria pavo	6	6 084	5	10 022	4	3 949	7	6 825	8	9 810	5	20 630
Clupeiformes	Clupeidae	Sprattus	Sprattus sprattus			1	131								
Gobiiformes	Gobiidae	Gobius	Gobius cobitis	1	426	1	160			2	178	1	1 631	1	566
Gobiiformes	Gobiidae	Gobius	Gobius niger	7	24 635	14	46 092	7	22 828	12	38 169	12	54 740	3	62 166
Gobiiformes	Gobiidae	Millerigobius	Millerigobius macrocephalus	1	217					1	19				
Labriformes	Labridae	Symphodus	Symphodus tinca	8	2 334	3	1 378			6	3 347	1	306	3	8 018
Mugiliformes	Mugilidae	Chelon	Chelon auratus	7	3 513	3	931	1	923	10	6 976	2	2 580		
Mugiliformes	Mugilidae	Chelon	Chelon labrosus	7	11 264	16	15 180	10	10 774	12	14 077	12	8 378	7	5 207
Mugiliformes	Mugilidae	Chelon	Chelon ramada	4	909			1	4 600	4	2 477	3	2 957		
Mugiliformes	Mugilidae	Chelon	Chelon sp.	11	82 757	21	84 626	21	58 617	12	123 731	12	112 842	8	94 032
Mugiliformes	Mugilidae	Mugil	Mugil sp.			3	280			2	128	2	2 937		
Scombriformes	Scombridae	Scomber	Scomber scombrus							1	120				
Spariformes	Sparidae	Diplodus	Diplodus puntazzo	4	1 718					3	296				
Spariformes	Sparidae	Diplodus	Diplodus sargus	1	253			1	323	1	476				
Spariformes	Sparidae	Diplodus	Diplodus vulgaris	1	330	1	133			3	1 372	1	1 691		
Spariformes	Sparidae	Lithognathus	Lithognathus mormyrus							1	456				
Spariformes	Sparidae	Sarpa	Sarpa salpa	2	2 794	3	686			5	620	2	1 583		
Spariformes	Sparidae	Sparus	Sparus aurata	11	3 569	6	2 919			9	3 809	4	4 161	3	13 421
Teleostei	Moronidae	Dicentrarchus	Dicentrarchus labrax	11	12 164	13	12 088	6	12 409	12	29 023	12	31 264	5	8 427

Tableau IV : Espèces de poissons détectées par la méthode ADNe dans les salins 3 ans après ouverture (01/09/2022). Le nombre de séquences totales associées à chaque taxon est indiqué pour chaque réplica de terrain. Un surlignage rouge symbolise une contamination.

				SALIN_3_1		SALIN_3_2		SALIN_3_3	
				SPY222728		SPY222729		SPY222730	
Order	Family	Genus	Scientific name	Rep nb	Seq nb	Rep nb	Seq nb	Rep nb	Seq nb
Anguilliformes	Anguillidae	Anguilla	Anguilla sp.	1	388	1	225		
Atheriniformes	Atherinidae	Atherina	Atherina boyeri	11	134 338	12	133 077	10	111 375
Blenniiformes	Blenniidae	Salaria	Salaria pavo	3	26 174	3	18 792	3	27 411
Cypriniformes	Leuciscidae		Leuciscinae	1	3 694				
Gobiiformes	Gobiidae	Gobius	Gobius cobitis	1	4 722	2	1 907		
Gobiiformes	Gobiidae	Gobius	Gobius niger	6	93 313	9	205 073	7	148 838
Gobiiformes	Gobiidae	Millerigobius	Millerigobius macrocephalus					1	1 598
Gobiiformes	Gobiidae	Zosterisessor	Zosterisessor ophiocephalus	2	2 411			1	161
Mugiliformes	Mugilidae	Chelon	Chelon auratus	2	3 741	2	8 988	1	84
Mugiliformes	Mugilidae	Chelon	Chelon labrosus	8	10 249	8	11 869	7	14 936
Mugiliformes	Mugilidae	Chelon	Chelon ramada	1	2 709	3	6 950	1	7 965
Mugiliformes	Mugilidae	Chelon	Chelon sp.	11	114 806	12	100 920	11	270 888
Mugiliformes	Mugilidae	Mugil	Mugil sp.	3	26 949	2	1 821	2	66 244
Perciformes	Scorpaenidae	Scorpaena	Scorpaena porcus			1	1 305		
Spariformes	Sparidae	Diplodus	Diplodus puntazzo	1	3 334				
Spariformes	Sparidae	Diplodus	Diplodus sargus	1	6 962	2	4 636	1	7 177
Spariformes	Sparidae	Diplodus	Diplodus vulgaris					1	8 163
Spariformes	Sparidae	Sarpa	Sarpa salpa	7	44 067	6	20 885	7	26 709
Spariformes	Sparidae	Sparus	Sparus aurata	7	60 257	8	28 449	5	32 062
perciformes	Mullidae	Mullus	Mullus surmuletus	1	22				
Syngnathiformes	Syngnathidae	Syngnathus	Syngnathus sp.	4	12 641	1	2 043	1	4 337
Teleostei	Moronidae	Dicentrarchus	Dicentrarchus labrax	12	89 972	12	109 289	9	66 389
Teleostei	Sciaenidae	Sciaena	Sciaena umbra			2	4 004		

Tableau V : Espèces de poissons détectées par la méthode ADNe dans les salins 4 ans après ouverture (07/07/2023). Le nombre de séquences totales associées à chaque taxon est indiqué pour chaque réplica de terrain

Order	Family	Genus	Scientific name	SALIN		SALIN		SALIN	
				SPY222731		SPY222732		SPY222733	
				Rep No.	Seq No.	Rep No.	Seq No.	Rep No.	Seq No.
Atheriniformes	Atherinidae	Atherina	<i>Atherina boyeri</i>	2	129 504	3	62 028	12	59 885
Blenniiformes	Blenniidae	Salaria	<i>Salaria pavo</i>	4	158 972			10	193 010
Gobiiformes	Gobiidae	Gobius	<i>Gobius ater</i>			1	734		
Gobiiformes	Gobiidae	Gobius	<i>Gobius cobitis</i>					1	201
Gobiiformes	Gobiidae	Gobius	<i>Gobius niger</i>	3	94 013	1	26 891	7	69 752
Gobiiformes	Gobiidae	Millerigobius	<i>Millerigobius macrocephalus</i>			1	17 625	1	1 915
Gobiiformes	Gobiidae	Zosterisessor	<i>Zosterisessor ophiocephalus</i>			1	397	3	1 915
Mugiliformes	Mugilidae	Chelon	<i>Chelon auratus</i>	2	93 482	1	7 967	5	22 989
Mugiliformes	Mugilidae	Chelon	<i>Chelon labrosus</i>	1	12 849			7	8 181
Mugiliformes	Mugilidae	Chelon	<i>Chelon ramada</i>					1	1 229
Mugiliformes	Mugilidae	Mugil	<i>Mugil sp.</i>			1	22 763	1	645
Spariformes	Sparidae	Diplodus	<i>Diplodus vulgaris</i>	1	30 849			1	2 022
Spariformes	Sparidae	Sarpa	<i>Sarpa salpa</i>			1	39 596	7	17 774
Spariformes	Sparidae	Sparus	<i>Sparus aurata</i>	1	25 537	3	13 865	10	40 553
Syngnathiformes	Syngnathidae	Syngnathus	<i>Syngnathus sp.</i>	1	104 653		-	8	26 293
Teleostei	Moronidae	Dicentrarchus	<i>Dicentrarchus labrax</i>	2	63 380	2	8 238	9	74 727

Annexe 19: Régime alimentaire des différentes espèces de poisson inventoriées entre 2020 et 2023 dans les anciens salins. Données tirées de FishMED.

Nom scientifique	Diet
<i>Atherina boyeri</i>	Carnivorous
<i>Salapia pavo</i>	Omnivorous
<i>Sprattus sprattus</i>	Omnivorous
<i>Gobius ater</i>	Carnivorous
<i>Gobius cobitis</i>	Omnivorous
<i>Gobius niger</i>	Omnivorous
<i>Millerigobius macrocephalus</i>	Omnivorous
<i>Zosterisessor ophiocephalus</i>	Carnivorous
<i>Symphodus tinca</i>	Carnivorous
<i>Chelon auratus</i>	Omnivorous
<i>Chelon labrosus</i>	Omnivorous
<i>Chelon ramada</i>	Omnivorous
<i>Scorpaena porcus</i>	Carnivorous
<i>Scomber scombrus</i>	Carnivorous
<i>Diplodus annularis</i>	Carnivorous
<i>Diplodus puntazzo</i>	Omnivorous
<i>Diplodus sargus</i>	Carnivorous
<i>Diplodus vulgaris</i>	Carnivorous
<i>Lithognathus mormyrus</i>	Carnivorous
<i>Sarpa salpa</i>	Herbivorous
<i>Sparus aurata</i>	Omnivorous
<i>Mullus surmuletus</i>	Carnivorous
<i>Dicentrarchus labrax</i>	Carnivorous
<i>Sciaena umbra</i>	Carnivorous



DE L'OR BLANC À LA PRÉSERVATION DE LA BIODIVERSITÉ

Projet de loi relatif à la biodiversité et à la protection de l'environnement, adopté par l'Assemblée nationale le 10 mai 2016. Ce projet de loi vise à renforcer la protection de la biodiversité et à promouvoir la préservation de l'environnement.

1. L'OR BLANC

Le projet de loi vise à renforcer la protection de la biodiversité et à promouvoir la préservation de l'environnement. Il s'agit d'un projet de loi qui vise à renforcer la protection de la biodiversité et à promouvoir la préservation de l'environnement.



2. LA PRÉSERVATION DE LA BIODIVERSITÉ

Le projet de loi vise à renforcer la protection de la biodiversité et à promouvoir la préservation de l'environnement. Il s'agit d'un projet de loi qui vise à renforcer la protection de la biodiversité et à promouvoir la préservation de l'environnement.



3. LA PROTECTION DE L'ENVIRONNEMENT

Le projet de loi vise à renforcer la protection de la biodiversité et à promouvoir la préservation de l'environnement. Il s'agit d'un projet de loi qui vise à renforcer la protection de la biodiversité et à promouvoir la préservation de l'environnement.



4. LA PRÉSERVATION DE LA BIODIVERSITÉ

Le projet de loi vise à renforcer la protection de la biodiversité et à promouvoir la préservation de l'environnement. Il s'agit d'un projet de loi qui vise à renforcer la protection de la biodiversité et à promouvoir la préservation de l'environnement.









FLORE TERRESTRE TYPIQUE DES ZONES LAGUNAIRES



Les plantes halophiles (halophytes) sont adaptées à un milieu salé. Ces végétaux supportent plus ou moins bien cet environnement : certains survivent à quelques embruns, tandis que d'autres sont capables de vivre avec les racines complètement immergées. Leur tolérance au sel détermine ainsi leur localisation dans ces zones parfois hostiles. Leur adaptation s'est faite notamment par l'augmentation de la salinité du cytoplasme (matière intracellulaire) pour garantir l'absorption de l'eau par les racines (principe d'osmorégulation). Pour réduire la perte d'eau causée par leur transpiration, les végétaux se sont adaptés en réduisant la taille des éléments hors sol tels que les tiges ou les feuilles, souvent transformées en aiguilles, et en épaississant leurs tissus superficiels. Ces plantes peuvent aussi posséder des organes aériens leur permettant de stocker de grandes réserves d'eau, tandis que d'autres structures, telles que les vacuoles cellulaires, stockent le sel en excès.



Inule perce-pierre
Limbarda crithmoides



Salicorne en buisson
Sarcocornia fruticosa



Saladelle en baguette
Limonium virgatum



Salicorne glauque
Arthrocnemum macrostachyum



Soude vraie
Suaeda vera



Jonc maritime
Juncus maritimus



Soude maritime
Suaeda maritima



Jonc piquant
Juncus acutus



Obione
Halimione portulacoides



FAUNE ET FLORE AQUATIQUE

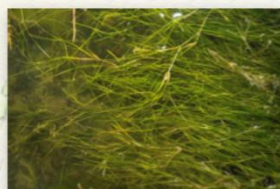


Depuis la reconnexion entre les masses d'eaux des anciens salins et de la lagune du Brusc en janvier 2020, le milieu évolue rapidement et un écosystème lagunaire méditerranéen fait son retour. Cette zone de petits fonds, abritée, riche en herbiers, remplit toutes les fonctions d'une zone de nurserie pour les jeunes poissons.

LES PLANTES MARINES (magnoliophytes)



Cymodocea
Cymodocea nodosa



Ruppia
Ruppia maritima



Zostère
Zostera noltii

Sparidae

Dorade royale
Sparus aurata



Sar à tête noire
Diplodus vulgaris



Sar commun
Diplodus sargus

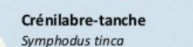


Sparailon
Diplodus annularis

Labridae



Crénilabre ocellé
Symphodus ocellatus



Crénilabre-tanche
Symphodus tinca



Crénilabre à cinq tâches
Symphodus roissalii

POISSONS (ichthyofaune)



Loup
Dicentrarchus labrax



Mulet
Chelon labrosus



Anguille
Anguilla anguilla



Athérine
Atherina atherina

Syngnathidae



Le syngnathe de lagune
Syngnathus abaster



Siphonostome de Méditerranée
Syngnathus typhle rondeleti

NURSERIE

Pour beaucoup d'espèces de poissons méditerranéens, les premiers stades de vie se passent dans les petits fonds côtiers. Les jeunes poissons (juvéniles) y trouvent abris (rochers, anfractuosités, herbiers, etc ...) afin d'échapper à la prédation, et de la nourriture en abondance pour croître jusqu'à la taille adulte. C'est ce que l'on appelle une zone de nurserie. On observe alors une sédentarité de ces jeunes poissons dans ce milieu, jusqu'à ce qu'ils atteignent une taille suffisante, les rendant moins vulnérables pour quitter la nurserie et rejoindre la population adulte. Ce sont 22 espèces de poissons qui utilisent la lagune du Brusc et ses environs comme zone de nurserie. La préservation de ces habitats favorise la production des futures générations de poissons.

Jeunes sparillons dans les herbiers de cymodocées



Juvéniles dans leur nurserie



ESPÈCES ORNITHOLOGIQUES REMARQUABLES DES JARDINS AQUATIQUES DES EMBIEZ

Avocette élégante
Recurvirostra avoseta



Goéland brun
Larus fuscus



Flamant rose
Phoenicopterus roseus



Mouette rieuse
Chroicocephalus ridibundus



Héron cendré
Ardea cinerea



Aigrette garzette
Algetta garzetta



Courlis cendré
Numenius arquata



Chevalier sylvain
Tringa glareola



Chevalier guignette
Actitis hypoleucos



Echasse blanche
Himantopus himantopus



Petit gravelot
Charadrius dubius



Chevalier gambette
Tringa totanus



Positionnement des espèces dans la zone
humide en fonction de leur morphologie



Canard colvert
Anas platyrhynchos

Martin-pêcheur
Alcedo atthis



Ce panneau a été réalisé dans le cadre du programme SAR-LAB (Site Atelier de Restauration écologique de la Lagune du Brusc) financé par l'Agence de l'Eau Rhône Méditerranée Corse et mené par l'Institut océanographique Paul Ricard - A. Vion - Dessins : C. Girard



La lagune du Brusco

Iles des Embiez

On considère que la portion de mer prise entre Le Brusco, La Presqu'île du Gaou et les Îles des Embiez, est une « lagune ». En effet, la morphologie du littoral forme un piège sédimentaire naturel qui crée un espace de faible profondeur sur une grande superficie (46 ha). Cet espace est isolé et protégé par la présence d'un récif-barrière, ainsi que des passes étroites.



Le Brusco

Le récif-barrière est recouvert de posidonies (plante marine endémique à la Méditerranée). Il agit comme un bouclier naturel permettant alors le bon développement des herbiers à l'intérieur de la lagune et la rend ainsi propice au rôle de nurserie.

La Presqu'île du Gaou

1

INSTITUT PAUL RICARD
OCÉANOGRAPHIQUE

agence
de l'eau

Centre de
SIX-FOURS
LES-PLACES



Qu'est ce qu'une nurserie ?

La nurserie doit offrir une **PROTECTION** pour les juvéniles grandissants en rendant l'accès difficile aux prédateurs.



Les jeunes poissons y sont **SEDENTAIRES** et y restent sur la durée totale de leur développement, jusqu'au stade de jeune recrue (poissons quittant la zone de nurserie pour l'aire de vie adulte au large).



Les jeunes poissons doivent pouvoir y trouver une **NOURRITURE** suffisante à leur croissance sans avoir besoin d'en sortir.

Les herbiers que l'on peut trouver dans la lagune remplissent toutes les conditions d'une nurserie.



Les nurseries sont essentiellement des zones de petits fonds côtiers pouvant subir des pressions dues à l'homme. (plages, ports, anses, digues, ...)

2



Evolution de la lagune du Brusc

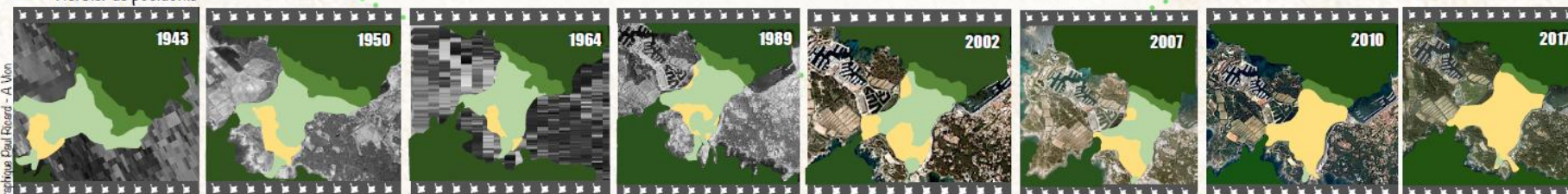


Photos satellites de la lagune du Brusc au fil des années

Depuis plusieurs années, les scientifiques de l'Institut Océanographique Paul Ricard observent une régression considérable du recouvrement des herbiers dans la lagune de Brusc, dont la présence et la bonne santé sont primordiaux au rôle de nurserie. En observant les photos aériennes, nous pouvons constater que l'herbier s'est maintenu jusqu'au début du 21^e siècle. C'est entre les années 2007 et 2010 que l'on observe un net appauvrissement du milieu.

Mise en évidence de la régression des herbiers à l'intérieur de la lagune

- Sable
- Herbiers cymodocées et zostère
- Récif-barrière de posidonie
- Herbier de posidonie





Qu'est ce que la restauration écologique?

Le bon état écologique des écosystèmes marins s'avère essentiel pour préserver notre environnement. Aujourd'hui, les pressions anthropiques (causées par l'homme) peuvent menacer ces fragiles écosystème.



Artificialisation du littoral:
Exemple du port du Brusc et de ses alentours de 1943 à nos jours



La restauration écologique vise à retrouver les fonctionnalités d'un habitat naturel. Dans le cas des nurseries, cela permet d'augmenter la survie des jeunes, qui rejoindront les populations adultes.



Ecosystème de référence



Appauvrissement du milieu



Restauration du milieu



Programme SAR-LAB : les aménagements

SAR-LAB est un programme de grande envergure de restauration écologique de la lagune et de réaffectation ou de réhabilitation des zones artificialisées. Il a été mis en place par l'Institut Océanographique Paul Ricard et a débuté en 2017



Revitalisation d'une zone humide

8 000 boutures de cymodocée transplantées



Installation de 197 habitats de substitution dans les zones artificielles

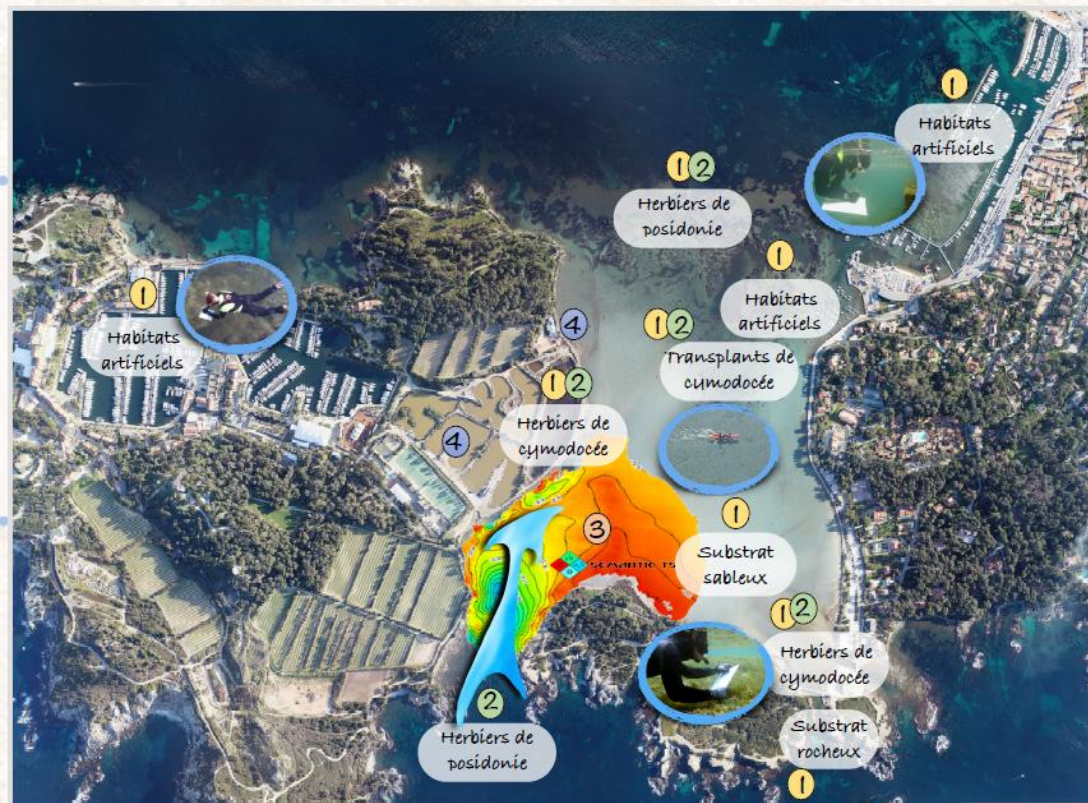


-  Réaffectation des zones portuaires
-  Réhabilitation des zones dégradées
-  Restauration d'une zone naturelle



Programme SAR-LAB : Les suivis scientifiques

Il s'agit de suivis réguliers et approfondis sur toute la durée du programme, qui seront réalisés par les scientifiques de l'Institut Océanographique Paul Ricard. Les membres de l'équipe effectueront un suivi faunistique (juvéniles et poissons adultes) et floristique (suivi des herbiers), mais aussi un suivi de l'hydrodynamisme, une étude sédimentaire et autres paramètres environnementaux dans la lagune.



- 1 Etude du peuplement des post-larves de poissons et des poissons adultes
- 2 Suivi de la dynamique des herbiers de cymodocées et de posidonie
- 3 Etude de la courantologie et de la dynamique sédimentaire
- 4 Mesure de l'évolution de la qualité de l'eau dans le temps



LA POSIDONIE

Posidonia oceanica, appelée aussi « le poumon de La Méditerranée », la posidonie est une plante à fleurs marine PROTÉGÉE, endémique à la Méditerranée.



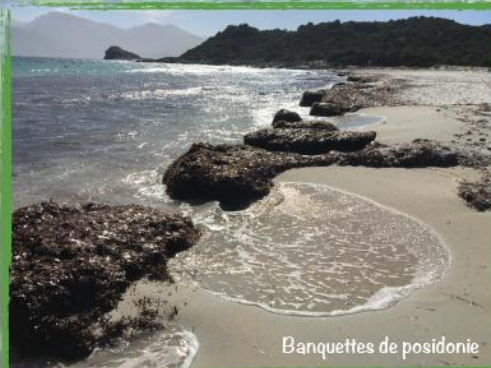
Herbiers de posidonie

L'enchevêtrement dense des rhizomes de la Posidonie forme la « matte » dans laquelle peuvent s'abriter un grand nombre d'organismes. Elle est présente dans les 40 premiers mètres de profondeur.



Fleurs de posidonie

La période de floraison a lieu d'août à novembre.



Banquettes de posidonie

Les feuilles mortes de posidonie amenées par la houle sur les plages forment les « banquettes ».

Non appréciées des baigneurs, leur rôle est pourtant primordial, car elles permettent de lutter contre l'érosion des plages en retenant le sable. Sans elles, il est emporté au large par les vagues et les communes procèdent alors parfois à un réengraisement (ajout de sable) des plages coûteux.



RÔLES DE LA POSIDONIE

- Produit une grande quantité d'OXYGÈNE
- De nombreuses espèces y fixent leurs OEUFs
- Source de NOURRITURE
- NURSERIE
- ABRIS

PLANTE ou ALGUE ?

- Une PLANTE a des racines et va donc s'implanter sur un substrat sableux. De même, la plante va produire des fleurs à une certaine période de l'année.
- Une ALGUE n'a pas de racine mais va se fixer sur un substrat rocheux grâce à un crampon ou à un muco. Elle ne fait pas de fleurs.



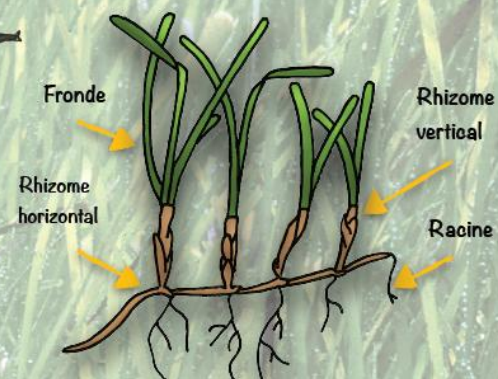


LA CYMODOCÉE

Cymodocea nodosa est une plante à fleurs à frondes rubanées vert clair et étroites que l'on trouve essentiellement en mer Méditerranée. C'est une **ESPÈCE PROTÉGÉE**.

A partir de 2018, les scientifiques de l'Institut Océanographique Paul Ricard procèdent, dans le cadre du programme SAR-LAB, à la restauration écologique de la lagune en transplantant entre autres des parcelles de cymodocées pour espérer une recolonisation de cet espace fortement dégradé.

Cette plante marine, se reproduit horizontalement grâce aux rhizomes qui restent à la surface du sédiment. Elle se développe sur des fonds sableux et essentiellement sur de faibles profondeurs.



© Institut océanographique Paul Ricard - A. Von



Dégradation des herbiers à l'intérieur de la lagune



- Sable
- Herbier cymodocées et zostère
- Récif-barrière de posidonie
- Herbier de posidonie



Jusqu'en 2008, les herbiers recouvraient plus de 35% de la lagune du Brusco. Ils offraient alors un habitat privilégié pour un grand nombre d'espèces côtières pour lesquelles ils jouaient essentiellement un rôle de nurserie. Aujourd'hui, ils recouvrent seulement 3% de cet espace.

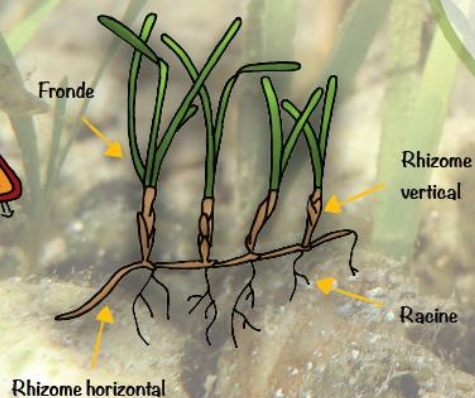


LA LAGUNE, UN SITE À PROTÉGER

Les scientifiques travaillent à la restauration de ce milieu.



Les plantes marines



AIDEZ-NOUS
à faire revenir les plantes
marines.
Ne marchez pas
dans la lagune !

Si tu tombes, remonte vite sur ton embarcation !



Ce n'est pas parce que vous ne voyez rien sur le sable, qu'il n'y a rien en dessous ... Sous le sable, se trouvent les rhizomes des plantes.

LE PIÉTINEMENT et le remaniement du sédiment empêchent leur croissance.

Dans la lagune, il est interdit de :



Marcher dans l'eau



Les chiens sont interdits dans l'eau de la lagune



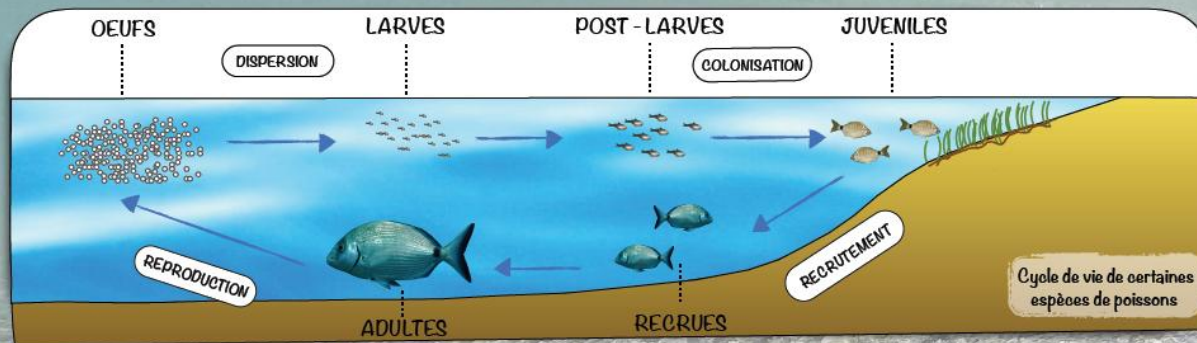
Nager



Pratiquer de la planche à voile



LES HABITANTS DES NURSERIES CÔTIÈRES



QU'EST-CE QU'UNE NURSERIE?

La nurserie est un milieu qui doit être propice au développement et à la croissance des jeunes organismes. Elle doit leur permettre de se **PROTÉGER** des prédateurs et doivent y trouver une **NOURRITURE** en abondance. Une zone est définie comme étant une nurserie quand les individus y sont **SEDENTAIRES**.

Les post-larves constituent le dernier stade larvaire. Pour certaines espèces, on les retrouve dans des zones de petits fonds. Elles sont le plus souvent dépigmentées. Les jeunes individus ont une forme assez proche de celle des adultes. Une fois dans la zone de nurserie, ils grandissent et deviennent alors jeunes « recrues » avant de retourner vers le large.

Combien d'espèces de poissons ont utilisé la lagune du Brusco comme nurserie en 2015 ?

- 26
- 22
- 16
- 11
- 8

En 2015, les scientifiques de l'Institut Océanographique Paul Ricard, ont pu observer 22 espèces utilisant la lagune du Brusco comme nurserie.

Quels sont les habitats côtiers propices au rôle de nurserie ?

- Les herbiers
- Les enrochements
- Les ports
- Les petits fonds rocheux

Tous sauf les ports. Beaucoup de post-larves y vivent, mais le taux de mortalité y est conséquent dû à la destruction des niches naturelles. Il peuvent éventuellement être équipés d'abris artificiels pour améliorer la survie des jeunes poissons.

En région PACA quel est la portion de littoral artificialisé (habitats potentiellement dégradés) à ce jour ?

- 52 %
- 41 %
- 22 %
- 8 %
- 3 %

Près de 41 % du littoral PACA est artificialisé.



QUAND PETIT POISSON DEVIENDRA GRAND

Les jeunes poissons peuvent avoir une apparence bien différente des adultes...



Sar commun (*Diplodus sargus sargus*)



Pagre commun (*Pagrus pagrus*)



Sar à museau pointu (*Diplodus puntazzo*)



Mostelle (*Phycis phycis*)



Serran chevrette (*Serranus cabrilla*)



Apogon (*Apogon imberbis*)



Saupe (*Sarpa salpa*)



Mèrou brun (*Epinephelus marginatus*)



Petite rascasse rouge (*Scorpaena notata*)



Denti (*Dentex dentex*)



Congre (*Conger conger*)



Blennie gottorugine (*Parablennius gattorugine*)



