

CONSULTING

# Projet CYSTORE® Toulon

## BILAN FINAL

PLAN D'EAU DU PORT MILITAIRE  
DE TOULON  
ACCÈS ET USAGES RÉGLEMENTÉS  
TOULON MILITARY HARBOUR AREA  
REGULATED ZONE  
AUTHORIZED ACTIVITIES ONLY  
Articles R644-1 et 413-5 du code pénal



# Projet CYSTORE® Toulon

-

## BILAN FINAL

---

Projet réalisé avec le concours financier de l'Agence de l'Eau Rhône Méditerranée Corse (n° dossier : n° 2021 0823) et de la Région Provence-Alpes-Côte-d'Azur (n° dossier : 2021\_09722)

---

### **Citation :**

Puissant C., Javel F., Bouchoucha M., De Vogüé B., 2025. CYSTORE® Toulon – Bilan final. Conventions Agence de l'eau Rhône Méditerranée Corse n° 2021 0823 et Région Provence-Alpes-Côte-d'Azur n°2021\_09722. SUEZ Consulting publi., 37 p + annexes.

# Résumé

La réfection de la grande jetée de Toulon (Var) a offert l'opportunité de mettre en pratique le concept de valorisation écologique d'infrastructures maritimes associant « cuvettes rocheuses artificielles » et « cystoseires ». A une échelle semi-opérationnelle, le projet CYSTORE® Toulon visait ainsi à accélérer le processus de colonisation de la grande Jetée par les cystoseires et plus généralement à accroître la valeur écologique de l'ouvrage.

En 2022, 10 cuvettes rocheuses artificielles de plus d'une tonne ont été installées puisensemencées à l'aide de rameaux fertiles d'*Ericaria amentacea* prélevés dans la grande rade de Toulon. Quelques mois plus tard plus de 400 jeunes individus d'*E. amentacea* ont été recensés. Dans l'enceinte des cuvettes, moins exposée à la prédation par les saupes que les enrochements à proximité, la population de *E. amentacea* s'est caractérisée par un excellent taux de survie et des frondes significativement plus longues qu'à l'extérieur. Néanmoins, en lien avec la dynamique intrinsèque de l'espèce et plusieurs facteurs abiotiques et/ou biotiques, le processus de colonisation n'est pas encore réellement engagé. A contrario, alors qu'elle n'a pas fait l'objet d'ensemencement une autre espèce de cystoseire, *Cystoseira compressa*, a colonisé spontanément et rapidement les cuvettes et ensuite les enrochements à proximité pour devenir largement dominante par rapport à *E. amentacea*. Bien que moins intéressante sur le plan écologique, cette autre espèce de l'horizon supérieur de l'étage infralittoral est susceptible d'apporter une valeur écologique notable à l'ouvrage colonisé et contribue à l'amélioration de la qualité de la masse d'eau au titre de la DCE. Pour ces deux macroalgues, une régulation de la population d'oursins permettrait très probablement d'augmenter le vitesse et/ou l'ampleur de la colonisation.

Au-delà des cystoseires, les cuvettes rocheuses artificielles ont bénéficié plus largement aux communautés benthiques. Avec une richesse spécifique plus élevée, un effet significatif par rapport à un ouvrage classique a été détecté deux années et demie après l'installation des cuvettes. Les communautés associées diffèrent encore notablement de celles des zones naturelles même si cet écart tend à se réduire avec le temps.

Que ce soit pour les cystoseires ou les communautés associées seules des observations sur des périodes plus longues permettront d'évaluer pleinement les effets et de mieux identifier les processus sous-jacents. Quoi qu'il en soit le projet CYSTORE® Toulon a permis d'acquérir de nouveaux retours d'expérience précieux permettant d'envisager des opérations de restauration des forêts de macroalgues de l'infralittoral supérieur à plus grande échelle par une combinaison de maîtrise des pressions, d'optimisation écologique des ouvrages maritimes et d'ensemencements. La maîtrise opérationnelle apparaît plus que jamais comme une nécessité dans la perspective de la mise en œuvre du règlement européen pour la restauration de la nature.



# Sommaire

1.....	Introduction .....	4
2.....	Méthodologie.....	5
2.1	Les cuvettes rocheuses artificielles .....	5
2.2	Les ensemencement en cystoseires .....	7
2.3	Les suivis.....	9
3.....	Résultats .....	13
3.1	Etat structurel des cuvettes rocheuses artificielles.....	13
3.2	Cystoseires.....	15
3.3	Biodiversité .....	22
4.....	Discussion.....	29
4.1	Processus de colonisation par les cystoseires.....	29
4.2	Evolution de la diversité et de la structure des communautés .....	30
4.3	Résilience de l'écodigue .....	31
4.4	Apport de l'ensemencement des cuvettes artificielles.....	32
4.5	Espèces non-indigènes.....	32
5.....	Conclusion .....	34
6.....	Bibliographie .....	35
	Annexes .....	38
	Annexe 1 « Communication » .....	38
	Annexe 2 : GIREL – projet CYSTORE : retour sur site 8 ans après, quelles tendances évolutives ? quels enseignements ? .....	39



## Table des illustrations

Figure 1 : différentes vues de la cuvette Tide Pool (source : ECOConcrete).....	5
Figure 2 : coupe de la cuvette <i>Tide Pool</i> et positionnement par rapport aux niveaux marins et la zone de développement d' <i>Ericaria amentacea</i> (PHMA Plus haute marée astronomique ; PBMA Plus basse marée astronomique).....	6
Figure 3 : localisation de la zone d'implantation des 10 modules Tide Pool.....	6
Figure 4 : chantier d'installation des cuvettes rocheuses artificielles.....	6
Figure 5 : localisation des sites de prélèvement et du site d'ensemencement.....	7
Figure 6 : opérations de prélèvement et d'ensemencement en cystoseires.....	8
Figure 7 : secteurs de localisation des cystoseires au sein des cuvettes rocheuses artificielles.....	9
Figure 8 : suivi des cystoseires.....	9
Figure 9 : protocole d'échantillonnage des cuvettes de la Grande Jetée de Toulon et les structures adjacentes. Chaque case correspond à un suivi RAS.....	10
Figure 10 : stations de suivi des communautés benthiques.....	11
Figure 11 : aperçu d'une des stations « cuvettes naturelles ».....	11
Figure 12 : opérateur en cours d'évaluation des communautés benthiques au sein d'une cuvette artificielle.....	12
Figure 13: évolution temporelle de la hauteur de comblement des cuvettes rocheuses artificielles.....	13
Figure 16 : comblement des cuvettes rocheuses artificielles.....	14
Figure 17 : cailloutis centimétriques à déci-centimétriques en arrière des cuvettes artificielles.....	14
Figure 18 : la grande jetée avant l'implantation des cuvettes rocheuses artificielles.....	14
Figure 19: évolution temporelle du nombre total d'individus d' <i>E. amentacea</i> et <i>C. compressa</i> .....	15
Figure 20 : évolution de la répartition de l'effectif d' <i>Ericaria amentacea</i> intra et inter cuvettes (AD avant-droit, AG avant-gauche ; D devant ; R rebord).....	16
Figure 21 : individus d' <i>E. amentacea</i> en octobre 2022 et mars 2023.....	16
Figure 22 : individus d' <i>E. amentacea</i> en mai 2023 et mai 2024.....	17
Figure 23 : population de <i>C. compressa</i> en mai 2025.....	17
Figure 24 : évolution temporelle de la longueur des rameaux d' <i>E. amentacea</i> – comparaison entre l'intérieur et l'extérieur des cuvettes artificielles (erreur-standard et effectif).....	18
Figure 23: comparaisons de la longueur des rameaux de <i>C. compressa</i> intérieur / extérieur– mai 2025.....	19
Figure 26 : individus d' <i>E. amentacea</i> bien développés à l'intérieur d'une cuvette et individus très courts et ramifiés sur les enrochements à l'extérieur (mai 2025).....	19
Figure 27 : individus d' <i>E. amentacea</i> présentant des signes manifestes de broutage (apex sectionnés) à l'intérieur d'une cuvette.....	20
Figure 28 : « moignons » d' <i>E. amentacea</i> après enlèvement des cailloutis.....	20
Figure 29 : recouvrement des cuvettes rocheuses artificielles par les cystoseires ( <i>E. amentacea</i> et <i>C. compressa</i> ) – mai 2025.....	21
Figure 30 : cuvettes rocheuses artificielles présentant un recouvrement d'au moins 80 % par les cystoseires ; de nombreux individus se sont disséminés à l'extérieur – mai 2025.....	21
Figure 31 : cuvettes artificielles de la Grande Jetée de Toulon le 14 février 2023 - durant plus de 3 semaines, les structures ont été exondées du fait d'un épisode exceptionnel avec des niveaux de la mer Méditerranée très bas © M. Bouchoucha, Ifremer.....	22
Figure 32 : évolution de la richesse taxonomique en fonction des saisons et des habitats lorsque les cuvettes et roches à côté sont considérées séparément (A) ou ensemble (B). Les lettres correspondent aux différences statistiques significatives.....	23
Figure 33 : PCoA de la structure des communautés par saison et habitat.....	26
Figure 34 : communautés et espèces se développant au sein des cuvettes rocheuses artificielles.....	28

## 1. INTRODUCTION

Les cuvettes rocheuses littorales correspondent à des dépressions observables sur les côtes rocheuses. En lien plus ou moins temporaire avec la mer, elles sont présentes à la fois dans les étages supra et médiolittoraux et aussi bien dans les mers à marée que dans les mers où les variations de niveau d'eau sont limitées comme en Méditerranée. A l'origine d'une grande variété de tailles et de formes, les processus impliqués dans la formation des cuvettes sont biologiques (bioérosion ou bioconcrétionnement) et/ou physiques (dissolution ou érosion du substrat rocheux ; De Pippo et Donadio, 1999).

Les cuvettes rocheuses peuvent être le lieu de fonctionnalités écologiques clefs (nursérie, zone d'alimentation, refuge) pour de nombreuses espèces (Firth et al., 2014). Selon des paramètres tels que l'altimétrie, la taille, la profondeur ou la complexité des microhabitats internes, les communautés associées diffèrent généralement des substrats rocheux adjacents (Martins et al., 2007 ; Schaefer, et al., 2023 ; Underwood et al., 1996 ; Metaxas et Scheibling, 1993). Dans toutes les mers tempérées et froides européennes, ces communautés abritent fréquemment des fucales dont notamment les espèces appartenant au genre *Cystoseira sensu lato* (Jégou, 2011 ; Robvieux., 2013). Spécifiquement, en Méditerranée, l'espèce *Ericaria amentacea* (C. Agardh) Molinari & Guiry a fait l'objet d'une attention particulière au regard notamment de ses fonctions écologiques (espèce fondatrice source d'abris et de nourriture pour de nombreuses espèces), de son abondance et de son statut (bio-indicateur dans l'évaluation de la qualité des masses d'eau côtières pour la Directive Cadre sur l'Eau 2000/60/CE ; inscrite à l'annexe I de la Convention de Berne et à l'annexe II de la Convention de Barcelone ; Blanfuné et al., 2017a). Elle se développe sur la plupart des côtes rocheuses à l'exception des zones très calmes ; ses populations sont encore globalement abondantes et stables sur les côtes françaises de Méditerranée. Néanmoins, elles ont subi des régressions dans certaines zones anthropisées (Thibaut et al., 2014) au sein desquelles l'espèce est susceptible de trouver dans les cuvettes rocheuses un refuge vis à vis des poissons herbivores (saupe : *Sarpa salpa*) avec une protection qui se manifeste par des rameaux plus longs et plus fertiles comparativement à ceux présents sur les roches à proximité (Gianni et al., 2017). Dans le cadre de travaux sur l'éco-conception des ouvrages maritimes (Chapman et al., 2009 ; Dafforn et al., 2015), ces observations ont été le point de départ du développement d'un nouveau concept associant cuvettes rocheuses artificielles et restauration des cystoseires (Thibaut et al., 2021), c'est-à-dire une modification structurelle des ouvrages combinée à un ensemencement en espèce "ingénieure".

Les cuvettes rocheuses artificielles peuvent ainsi être définies comme des dispositifs mimant les cuvettes naturelles et ayant pour objectif de développer la biodiversité sur les ouvrages (valorisation écologique) en complexifiant la structure de ces habitats artificiels et en offrant à diverses espèces une zone refuge au sein de laquelle les stress liés notamment aux marées, à l'hydrodynamisme ou à la prédation sont atténués. Plusieurs expérimentations de ce type ont été menées à travers le monde (voir par exemple Firth et al, 2013 ; Morris et al., 2018 ; Ostalé-Valriberas et al., 2024) néanmoins les paramètres clés de leur efficacité (design et modalités de déploiement) ne semblent pas encore pleinement compris et maîtrisés.

La réfection de la grande jetée de Toulon (Var) a constitué une opportunité intéressante pour améliorer la maîtrise opérationnelle de la valorisation écologique par l'intégration de cuvettes rocheuses artificielles. D'une longueur de 1 300 m, la grande jetée protège les activités civiles et militaires de la petite rade de Toulon vis-à-vis de l'hydrodynamisme. Datant de la fin du 19<sup>ème</sup> siècle, cet ouvrage hétérogène composé d'enrochements de 1 à 3 tonnes et de blocs maçonnés a fait l'objet d'importants travaux de réfection entre 2019 et 2022 sous la maîtrise d'ouvrage de l'établissement du service d'infrastructure de la défense (ESID). La présence d'*E. amentacea* sur la face externe de l'ouvrage a été décrite pour la première fois en 1979 (Thibaut et al., 2014).

Sur la base de ces éléments les différentes parties prenantes ont souhaité mettre en pratique le concept associant « cuvettes rocheuses artificielles » et « cystoseires » et ont initié le projet CYSTORE® Toulon. A une échelle semi-opérationnelle, cette expérimentation vise à accélérer le processus de colonisation de la grande Jetée par les cystoseires et plus généralement à accroître la valeur écologique de l'ouvrage.

Le présent document dresse le bilan du projet 3 années après la fin des travaux.

## 2. METHODOLOGIE

### 2.1 Les cuvettes rocheuses artificielles

L'implantation des cuvettes rocheuses au sein de l'ouvrage vise notamment à limiter le broutage des cystoseires par les saupes (*Sarpa salpa*) en limitant l'accessibilité. Le modèle retenu est un de ceux développé par la société EConcrete : *Tide Pool*. Il s'agit de blocs moulés d'une masse totale de 1,4 tonnes en béton<sup>1</sup> pour un volume intérieur de 600 litres et une hauteur d'eau maximale de 45 cm (Tableau 1 ; Figure 1).

Leur conception intègre notamment une rugosité de surface (échelle pluri-millimétrique) et un étagement visant à développer la diversité des micro-habitats. Afin de favoriser le renouvellement des eaux, un perçage a été réalisé à mi-hauteur (2 orifice de 2 cm de diamètre). Un équipement de cinq anneaux inox permet la fixation des bouquet de rameaux fertiles de cystoseires.

En profitant de la présence de moyens de chantiers conséquents déjà mobilisés pour les travaux de réfection de la grande jetée, l'installation des 10 modules a été effectuée en février 2022 à proximité du musoir sud sur la face externe (exposée à l'hydrodynamisme ; Figure 3 et Figure 4). Les niveaux altimétriques sont identiques ( $\pm 2$  cm) et correspondent à celui auquel se développe *E. amentacea* (autour du niveau moyen de la mer ; Figure 2). Un bloc rocheux a été intégré entre chaque module (cuvettes numérotées de 1 à 10 dans le sens Sud - Nord) avec un espacement régulier d'un mètre

Tableau 1 : dimensions de la cuvette *Tide Pool*.

Longueur	Largeur	Hauteur	Volume	Poids
120 cm	110 cm	70 cm	600 litres	1 400 kg

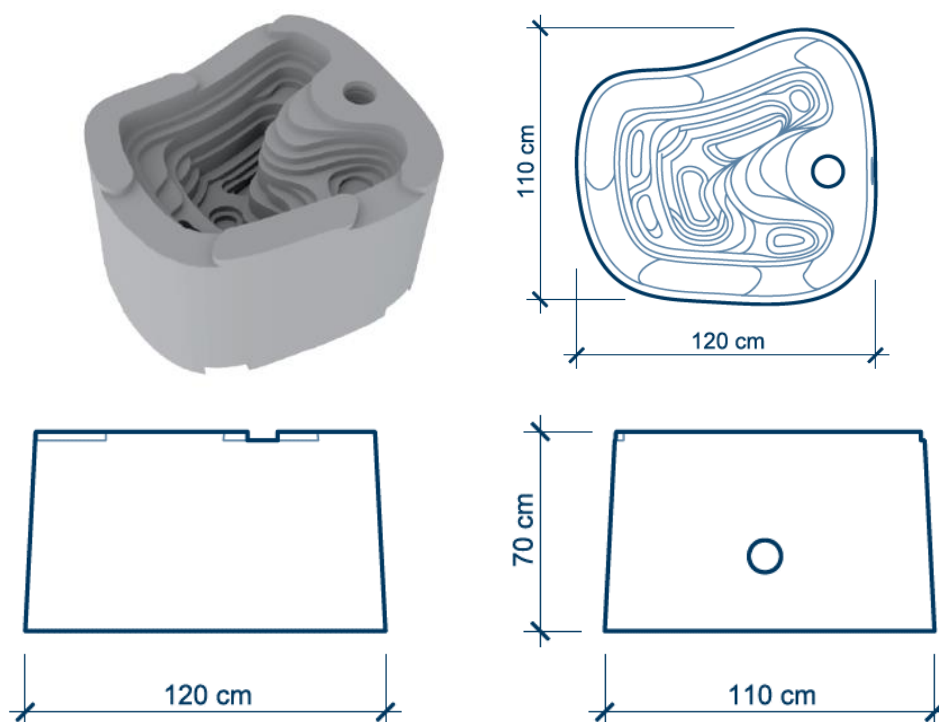


Figure 1 : différentes vues de la cuvette *Tide Pool* (source : EConcrete).

<sup>1</sup> Béton de classe de résistance C55/67, fabriqué à base de ciment CEM III A 52.5N SR et de granulats de taille maximale 16 mm.

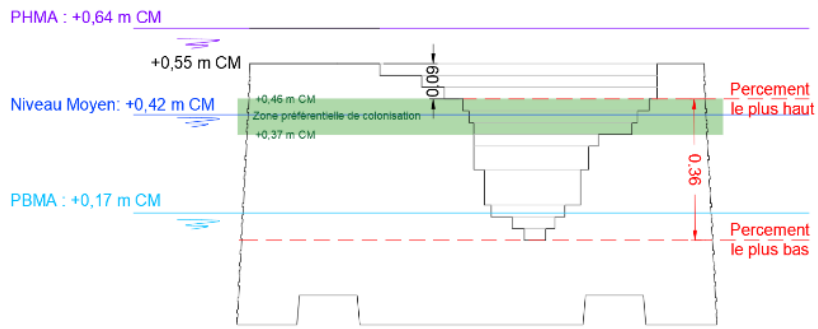


Figure 2 : coupe de la cuvette *Tide Pool* et positionnement par rapport aux niveaux marins et la zone de développement d'*Ericaria amentacea* (PHMA Plus haute marée astronomique ; PBMA Plus basse marée astronomique).

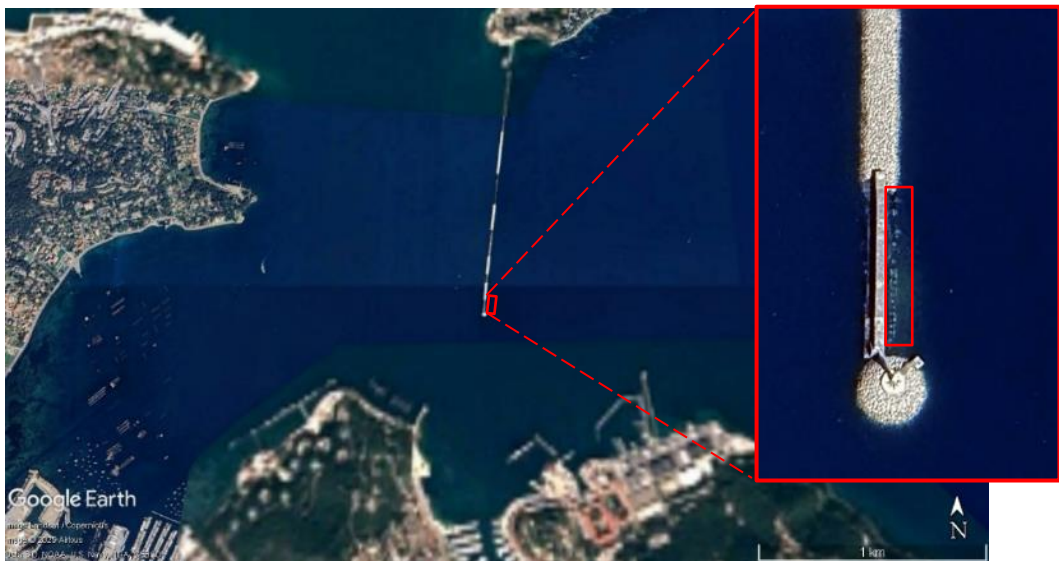


Figure 3 : localisation de la zone d'implantation des 10 modules *Tide Pool*.

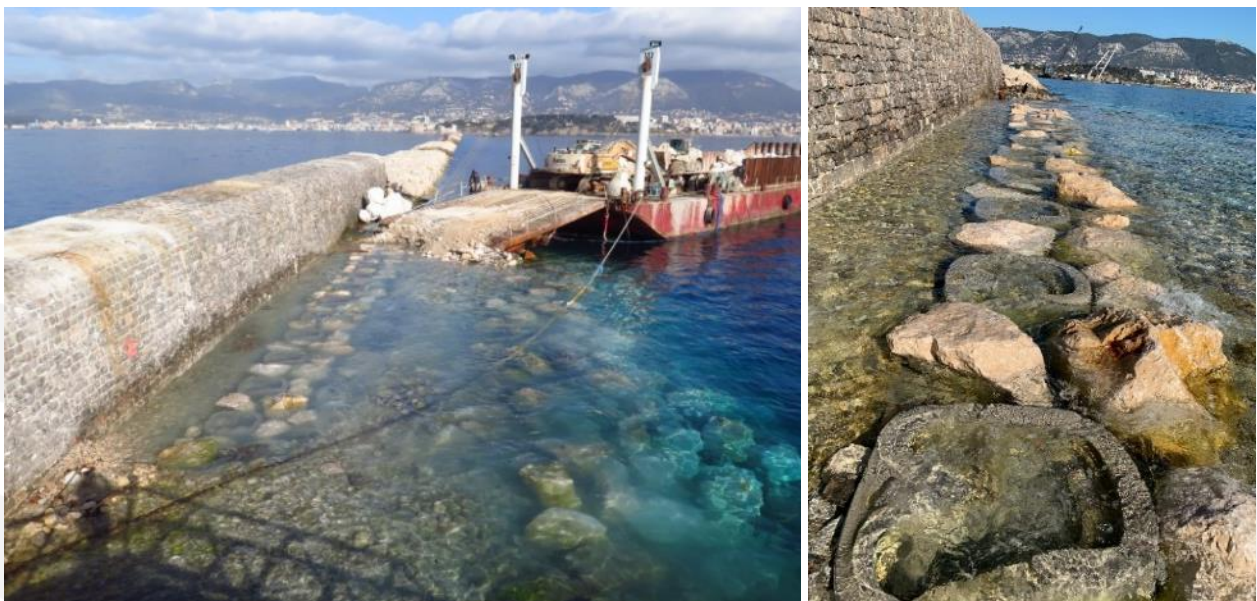


Figure 4 : chantier d'installation des cuvettes rocheuses artificielles.

## 2.2 Les ensememement en cystoseires

Développé et testé sur les ouvrages du port de commerce de Marseille, dans les calanques de Marseille, sur la digue du port Vauban à Antibes et à Monaco (Javel et al., 2015 ; Javel et al., 2018 ; Javel et Puissant, 2020 ; Javel et al., 2024), l'ensemencement est réalisé selon le procédé CYSTORE®. Celui-ci vise à recréer un habitat structuré et fonctionnel ainsi qu'à initier ou accélérer le processus de colonisation de substrats rocheux par *Eriacaria amentacea* en forçant les contraintes liées à sa faible capacité dispersive (bien que pouvant se disperser sur de longues distances, la majorité des recrutements s'effectuent de proche en proche ; Thibaut et al., 2016). Il est effectué à partir de rameaux fertiles d'*E. amentacea* (parties non pérennes) prélevés au sein des ceintures denses et étendues proches du site receveur (procédé proche de celui mis en œuvre sur d'autres espèces ; Verdura et al., 2018 ; Medrano et al., 2020). Ces rameaux, assemblés sous forme de bouquets, sont ensuite fixés à l'intérieur des cuvettes rocheuses artificielles. Pendant quelques semaines, ceux-ci émettent des zygotes qui vont donner de jeunes recrues visibles à l'œil nu dans les mois suivants.

Pour le projet CYSTORE® Toulon les prélèvements des rameaux fertiles ont été effectués dans la grande rade de Toulon sur le cap de Carqueiranne et à l'ouest de la plage du Pin de Galle ; ces deux sites présentant des ceinture d'*Eriacaria amentacea* denses et étendues (Blanfune et al., 2017 ; Figure 5).

Deux campagnes d'ensemencement ont été réalisées au mois de juillet 2022 pour fixer un total d'environ 1 700 rameaux fertiles, soit environ 160 bouquets répartis dans les 10 cuvettes. Une campagne complémentaire fin juillet 2023 a permis la mise en place 2 à 3 bouquets dans les cuvettes les moins colonisées (n° 1 à 8).



Figure 5 : localisation des sites de prélèvement et du site d'ensemencement.

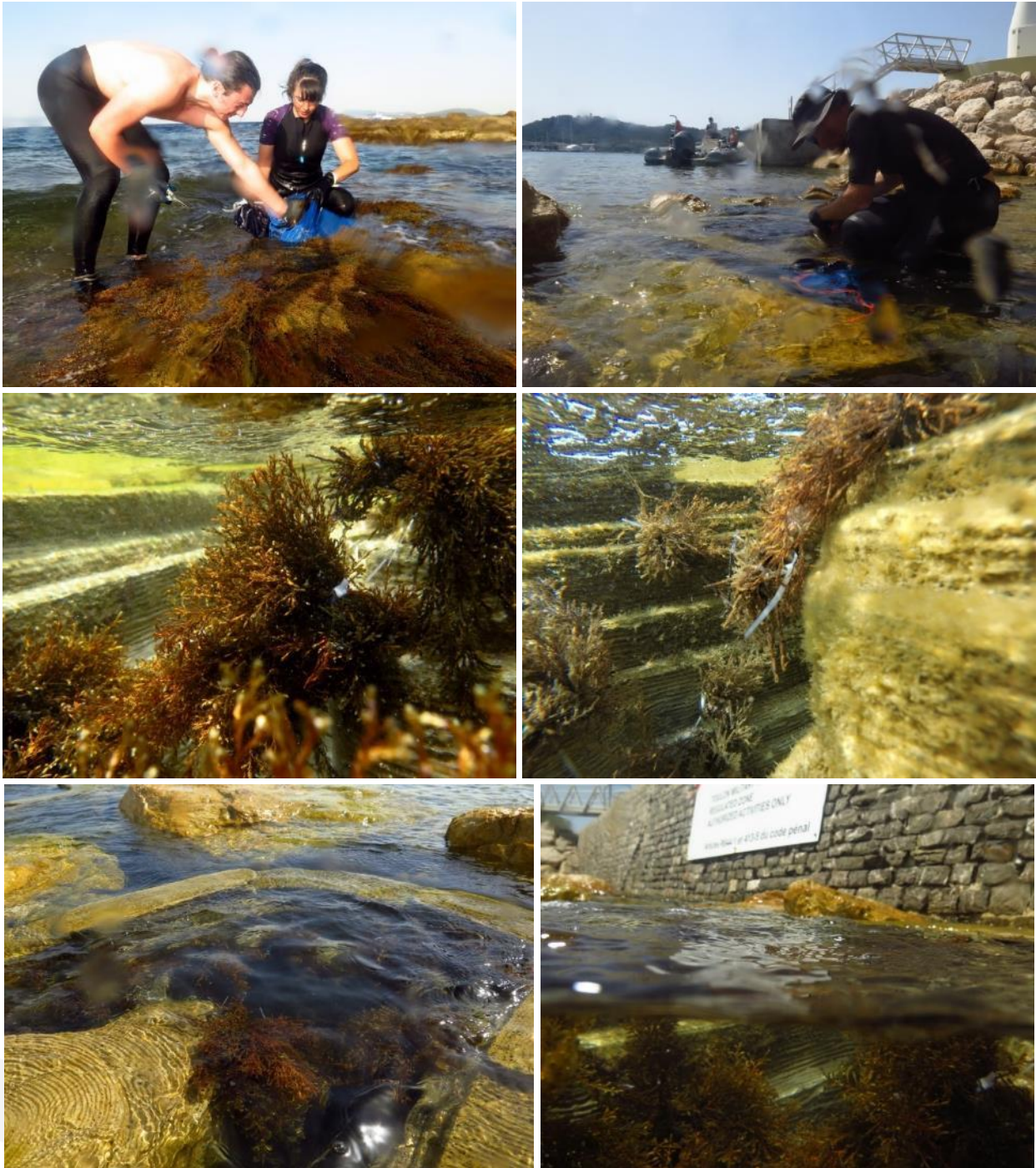


Figure 6 : opérations de prélèvement et d'ensemencement en cystoseires.

## 2.3 Les suivis

### 2.3.1 Etat structurel des cuvettes rocheuses artificielles

A chaque suivi un contrôle visuel systématique de l'état de chaque cuvette est réalisé sur les points suivants : jeu, fissures, inclinaison et intégrité de la zone de raccordement avec le socle. En complément, la hauteur d'accumulation de petits blocs rocheux à l'intérieur des cuvettes est mesurée.

### 2.3.2 Cystoseires

Le suivi du processus de la colonisation par *Ericaria amentacea* est basé sur la comptabilisation des individus (détection à partir d'une longueur de l'ordre de 3 à 5 mm selon les conditions de mer) et la mesure de leur longueur totale (axes primaires + axes secondaires ; précision  $\pm 2$  mm). Lors des campagnes estivales, la présence d'apex fertiles est relevée (observations *in situ* à l'œil nu). La zone d'investigation inclut les cuvettes rocheuses artificielles (avec une distinction sur la localisation : arrière-gauche, arrière-droit, avant, rebord ; **Erreur ! Source du renvoi introuvable.** Figure 7) et les roches à proximité (quelques mètres autour). En situation de colonisation importante, le recouvrement est estimé (évaluation visuelle par deux observateurs).

Six campagnes de suivi ont été réalisées entre 2022 et 2025 : 20 octobre 2022, 21 mars 2023, 9 mai 2023, 28 juillet 2023, 28 mai 2024 et 14 mai 2025.

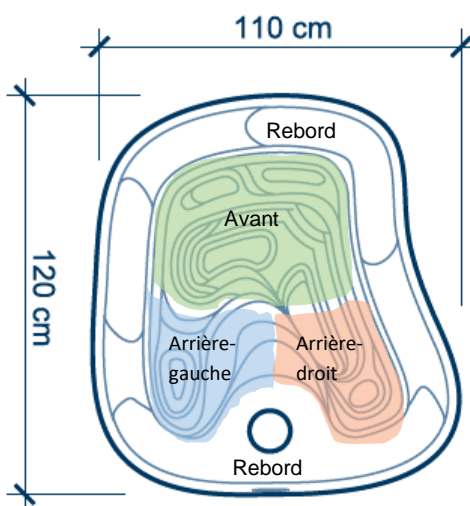


Figure 7 : secteurs de localisation des cystoseires au sein des cuvettes rocheuses artificielles.



Figure 8 : suivi des cystoseires.

### 2.3.3 « Biodiversité »

Ce suivi, réalisé le laboratoire Ifremer Environnement Ressources Provence Azur Corse, a porté sur 6 types de structures ou « habitats » correspondant à 6 sites : les cuvettes artificielles, les roches artificielles à proximité immédiate des cuvettes artificielles<sup>2</sup>, la nouvelle digue, l'ancienne digue, des cuvettes naturelles, des roches naturelles (Figure 10). Les zones naturelles servent de référence. La nouvelle digue a rôle de contrôle négatif ; pour chaque type, 5 répliquas ont été réalisés (Figure 9).

Les suivis ont été réalisés deux fois par an, au printemps et l'automne, à partir de l'automne 2022. Dans ce rapport, il sera considéré qu'une saison de suivi correspond à une période de l'année (printemps et automne) et une année. Les suivis ont donc été réalisés à 5 saisons : automne 2022, printemps 2023, automne 2023, printemps 2024 et automne 2024.

#### Description des communautés benthiques

La structure de la communauté benthique (épibenthique) a été évaluée *in situ* à l'aide d'une méthode d'évaluation rapide semi-quantitative (*Rapid Assessment Survey* - RAS), adaptée pour une étude ciblée sur une zone restreinte et un temps limité, conformément aux recommandations pour le suivi des habitats rocheux tempérés établies par Hiscock (1996). Bien que les protocoles originaux aient été conçus pour des études à plus grande échelle, couvrant jusqu'à 1000 m<sup>2</sup>, des ajustements ont été apportés pour adapter les seuils d'abondance semi-quantitatifs de l'échelle SACFOR, en particulier pour les faibles abondances, afin de répondre aux spécificités de la zone d'étude (Figure 5). Chaque parcelle étudiée correspondait à la surface d'une cuvette artificielle d'environ 1,2 m × 1,1 m. Les espèces observées ont été identifiées au niveau taxonomique le plus précis possible par un observateur expérimenté, qui a participé à l'ensemble des campagnes afin de minimiser les biais d'identification. Lorsque le comptage des individus était possible, il était réalisé ; sinon, une estimation de la couverture de surface basée sur l'échelle SACFOR était utilisée (Tableau 2).

Les données obtenues ont été transformées en valeurs semi-quantitatives selon la catégorie de taille des organismes, définie par leur taille adulte maximale. Les seuils d'abondance ont été établis en fonction des catégories de taille présentes dans les bassins artificiels, optimisant ainsi la capacité discriminante de l'analyse communautaire. Par simplification, tous les organismes de moins de 3 cm ont été regroupés dans une seule catégorie. Les espèces introduites ont été identifiées sur la base d'une liste nationale d'espèces non indigènes (Massé et al. 2023).



Figure 9 : protocole d'échantillonnage des cuvettes de la Grande Jetée de Toulon et les structures adjacentes. Chaque case correspond à un suivi RAS.

<sup>2</sup> L'ensemble « cuvettes artificielles » et « roches artificielles à proximité » est dénommé « écodigue ».



Figure 10 : stations de suivi des communautés benthiques.



Figure 11 : aperçu d'une des stations « cuvettes naturelles ».



Figure 12 : opérateur en cours d'évaluation des communautés benthiques au sein d'une cuvette artificielle.

Tableau 2 : échelle d'abondance SACFOR utilisée pour l'étude et adaptée de Hiscock (1996).

Catégories d'abondance	Non dénombrable	Dénombrable < 3 cm	Dénombrable 3-15 cm	Dénombrable > 15 cm
S (Superabondant)	80%	4000	400	40
A (Abondant)	40%	400	40	20
C (Commun)	20%	40	20	10
F (Fréquent)	10%	20	10	5
O (Occasionnel)	5%	10	5	3
R (Rare)	Présent	Présent	Présent	Présent

## Analyses statistiques

Toutes les analyses statistiques ont été réalisées à l'aide du logiciel R et de la version 7 du logiciel Primer. Les matrices semi-quantitatives des communautés biologiques ont été transformées en matrices de dissimilarité de Bray-Curtis, qui ont ensuite été explorées à l'aide d'analyses de coordonnées principales pondérées (PCoA). Parallèlement, les matrices de richesses spécifiques ont été converties en matrices de distances euclidiennes afin de faciliter leur analyse.

Des analyses de variance par permutation (PERMANOVA) ont été conduites pour tester les effets principaux de deux facteurs : Habitat (facteur fixe à six niveaux : Cuvettes artificielles, Roches à côté, Nouvelle digue, Ancienne digue, Roches naturelles et Cuvettes naturelles) et Saison (facteur fixe à cinq niveaux : Automne 2022, Printemps 2023, Automne 2023, Printemps 2024 et Automne 2024). L'interaction entre ces deux facteurs a également été examinée pour évaluer leurs effets conjoints sur la structure des communautés biologiques et la richesse spécifique. Pour certaines analyses ciblées, les habitats « Cuvettes artificielles » et « Roches à côté » ont été regroupés en une seule catégorie, désignée sous le terme « Ecodigue ».

Enfin, pour identifier les espèces indicatrices associées à certains habitats, nous avons utilisé une analyse multipattern à partir du package R indicpecies. La significativité des tests statistiques a été évaluée en utilisant 999 permutations pour chaque test et a été décrite comme statistiquement significative si  $p < 0,05$ .

### 3. RESULTATS

#### 3.1 Etat structurel des cuvettes rocheuses artificielles

Durant les trois années de suivi, aucune dégradation de l'état des cuvettes n'a été constaté. La seule problématique rencontrée est relative à l'accumulation de cailloutis à l'intérieur des cuvettes (blocs centimétriques à décimétriques). Elle concerne principalement les cuvettes 6 à 9 avec des hauteurs de comblement pouvant atteindre 25 à 35 cm soit environ 50 à 70 % de la hauteur intérieure (Figure 14). Quelques variations sont observées entre les campagnes mais la tendance reste globalement stable malgré l'enlèvement à plusieurs reprises des cailloutis.

Cette situation atypique pour un digue en enrochement est liée aux travaux préparatoires qui ont entraînés la désagrégation des blocs maçonnés préexistants avant la pose des cuvettes produisant ainsi un volume conséquent de cailloutis (Figure 15 et Figure 16). Ceux-ci sont remobilisés lors des coups de mer et une partie d'entre eux reste piégée à l'intérieur des cuvettes.

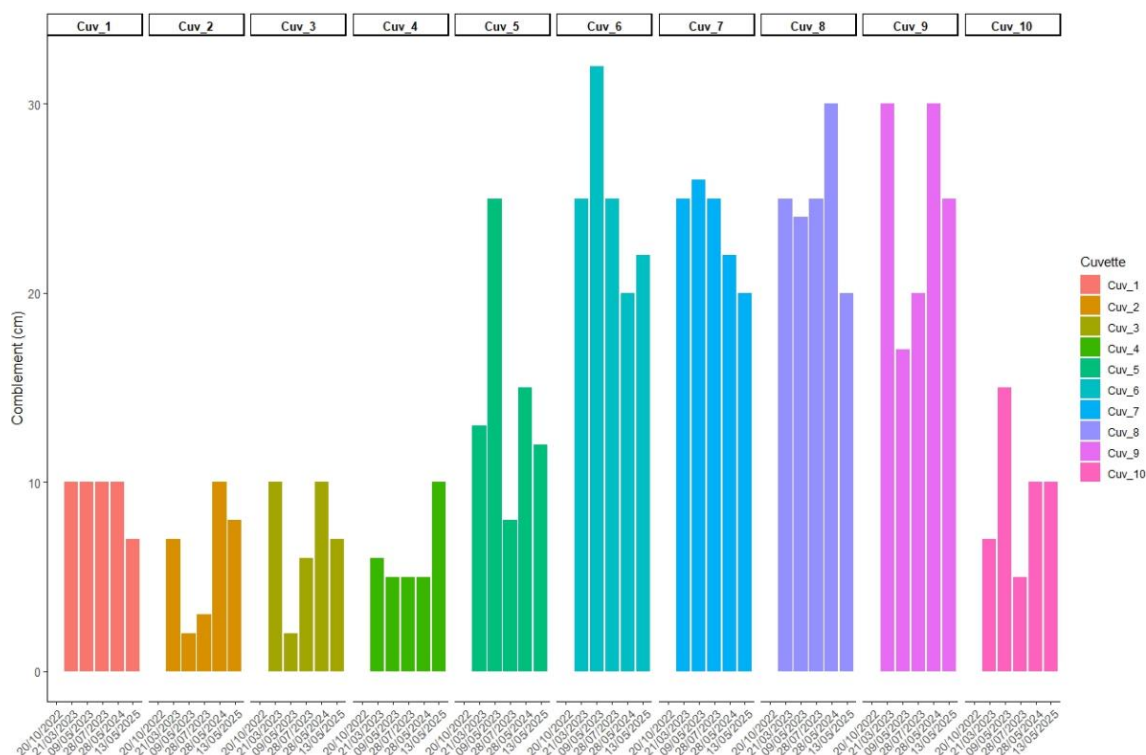


Figure 13: évolution temporelle de la hauteur de comblement des cuvettes rocheuses artificielles.



Figure 14 : comblement des cuvettes rocheuses artificielles.



Figure 15 : cailloutis centimétriques à déci-centimétriques en arrière des cuvettes artificielles.



Figure 16 : la grande jetée avant l'implantation des cuvettes rocheuses artificielles.

## 3.2 Cystoseires

### 3.2.1 Recrutement initial, survie et dissémination

Lors de la première campagne de suivi en octobre 2022 (4 mois après les ensemencements) plus de 400 jeunes individus d'*Ericaria amentacea* ont été recensés dont 350 répartis à l'intérieur des dix cuvettes et une cinquantaine sur les enrochements à proximité (Figure 17).

A l'issue du premier hiver, la survie sur les enrochements a été très faible. L'effectif s'est ensuite maintenu mais en restant anecdotique avec seulement 4 individus observés lors de la dernière campagne. Au niveau des cuvettes, on observe une décroissance continue jusqu'à atteindre une cinquantaine d'individus en mai 2025 (Figure 17 ; probable sous-estimation liée à l'abondance de *Cystoseira compressa*). Cette tendance est similaire quelle que soit la localisation à l'exception des rebords où aucun individu n'a survécu à la première période hivernale (Figure 18).

En distinguant les individus selon leur exposition à la prédation par les saupes (*Sarpa salpa*) c'est-à-dire ceux situés sur les enrochements et sur les rebords des cuvettes de ceux situés à l'intérieur des cuvettes les taux de survie (entre octobre 2022 et mai 2025) sont contrastés. 3 % contre 18 % revenant à une « espérance de vie » 6 fois plus élevée pour les cystoseires bénéficiant de la protection des cuvettes rocheuses artificielles. En mai 2025, les derniers individus restant sur les enrochements sont situés à moins d'un mètre des cuvettes.

A l'exception de la cuvette n°10 où *E. amentacea* a été supplantée par *C. compressa*, les plus fortes abondances sont observées dans les cuvettes 2, 6 et 9 durant l'ensemble des campagnes (Figure 18). En effet, alors qu'elle n'a pas fait l'objet d'ensemencement une autre espèce de cystoseire, *C. compressa*, a été détectée en mai 2023 soit un peu plus d'une année après l'installation des cuvettes. Cette population spontanée s'est ensuite considérablement étendue dans les cuvettes et sur les enrochements pour devenir largement dominante par rapport à *E. amentacea* en 2025.

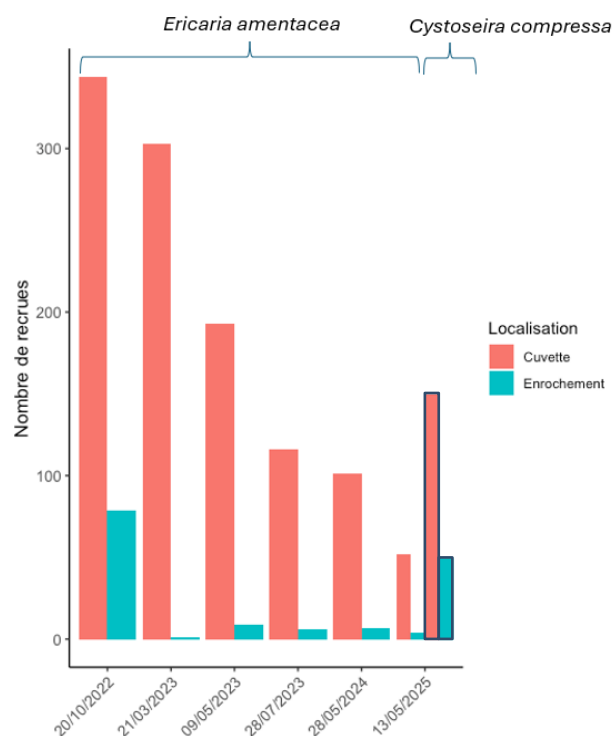


Figure 17: évolution temporelle du nombre total d'individus d'*E. amentacea* et *C. compressa*<sup>3</sup>.

<sup>3</sup> Les individus de *C. compressa* ont été comptabilisés seulement lors de la campagne de mai 2025. Les valeurs indiquées sont probablement largement sous estimées.

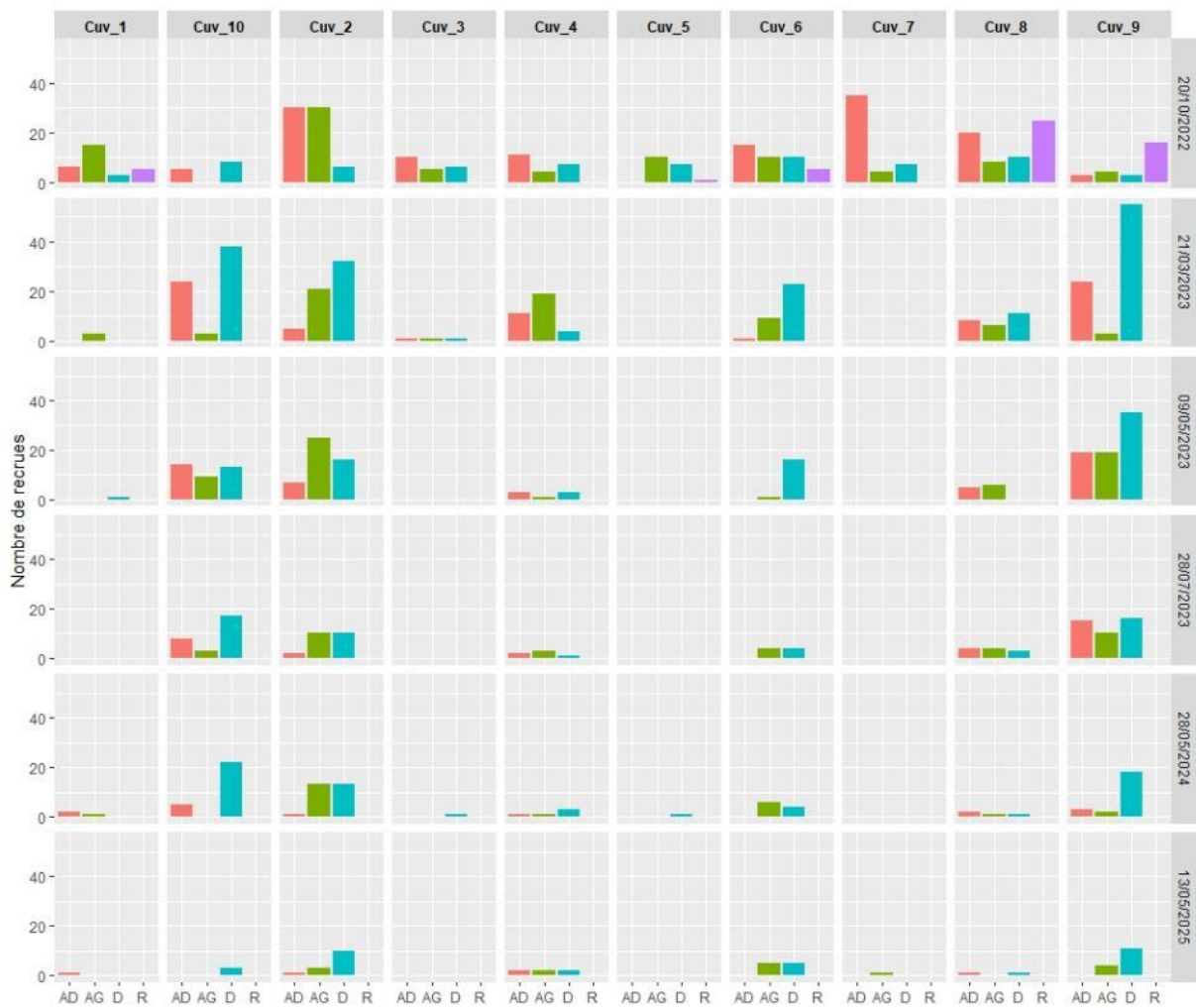


Figure 18 : évolution de la répartition de l'effectif d'*Ericaria amentacea* intra et inter cuvettes (AD avant-droit, AG avant-gauche ; D devant ; R rebord).

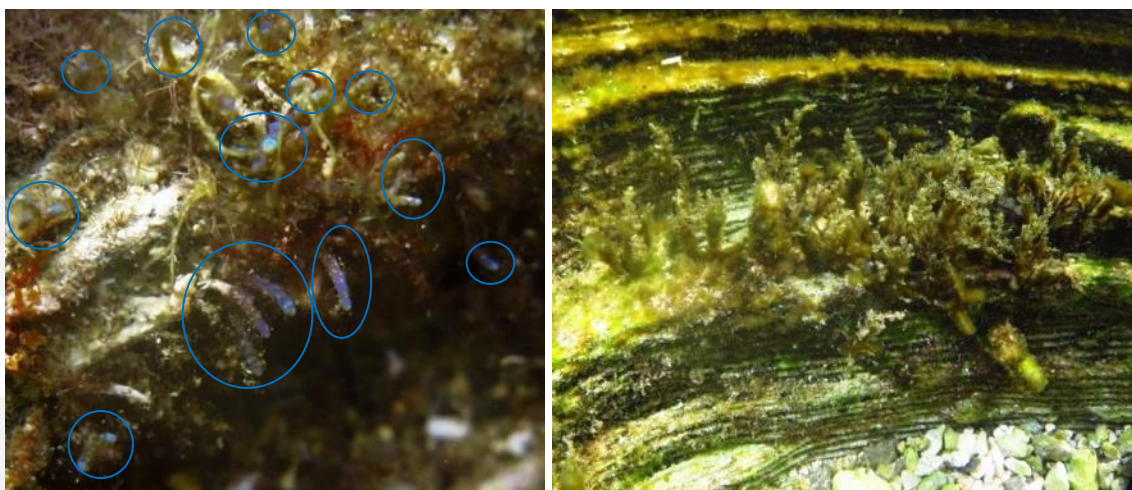


Figure 19 : individus d'*E. amentacea* en octobre 2022 et mars 2023.

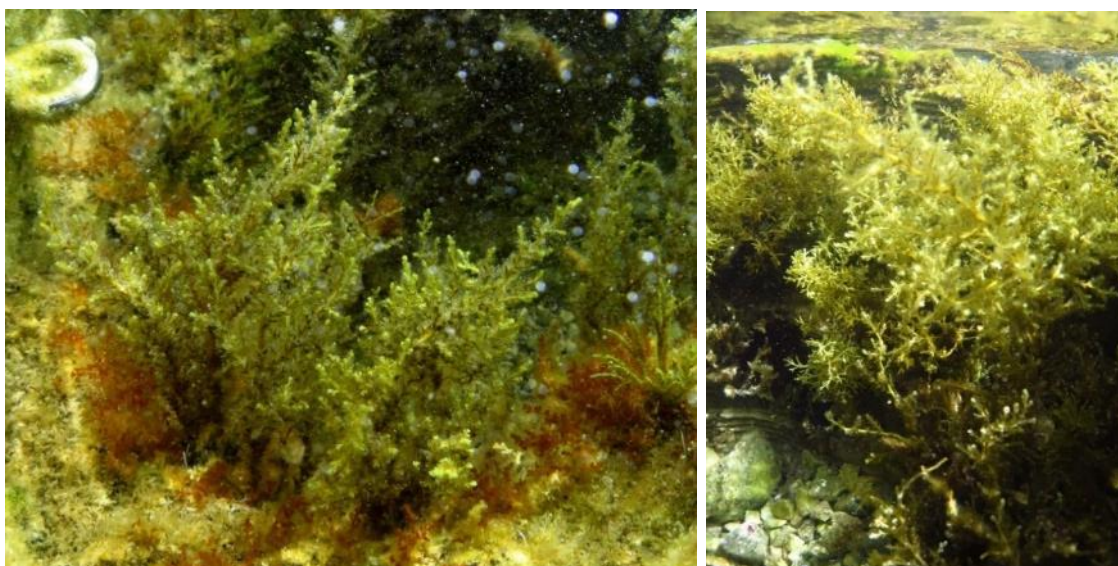


Figure 20 : individus d'*E. amentacea* en mai 2023 et mai 2024.

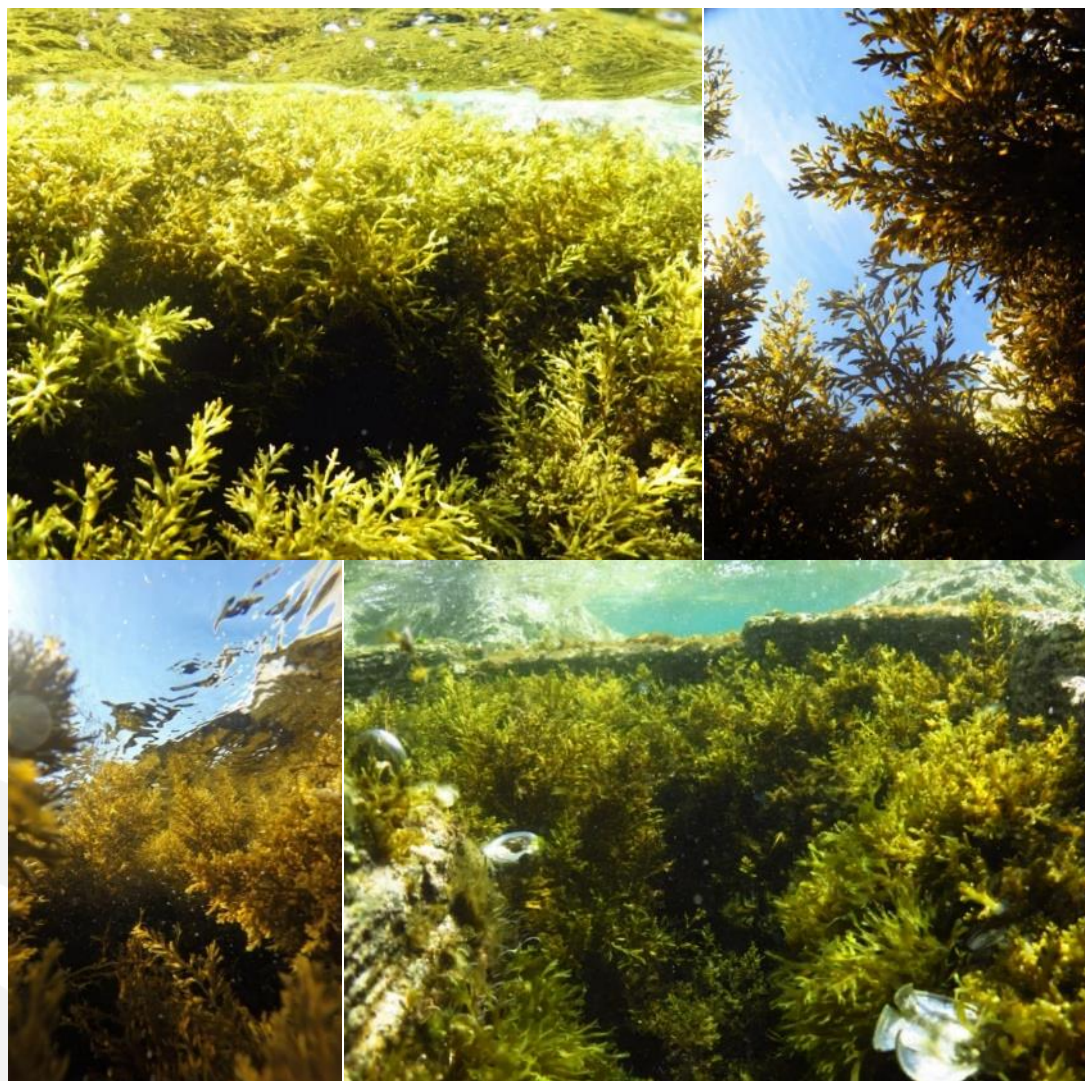


Figure 21 : population de *C. compressa* en mai 2025.

### 3.2.2 Croissance et fertilité des individus

Les recrues d'*E. amentacea* recensées sur les enrochements l'année des ensemencements principaux (octobre 2022) présentaient une longueur moyenne de 3 mm ; cette valeur progresse régulièrement pour atteindre 34 mm en mai 2024.

A l'intérieur des cuvettes, les individus sont nettement plus longs avec une moyenne de 11 mm (maximum de 15 mm) en octobre 2022 ; ils ont continué à croître jusqu'en mai 2024 pour se stabiliser autour d'une moyenne 90 mm en mai 2025 (maximum de 230 mm). Cette différence intérieur / extérieur s'est nettement accentuée lors du pic de croissance annuel de 2023 (3,2 fois plus longs et se maintient en 2024 (2,7 fois plus long). Lors de la dernière campagne de 2025, l'écart se réduit mais l'effectif est trop limité (4 individus) pour permettre une comparaison robuste (Figure 22). Le même différentiel est mis en évidence pour *C. compressa* avec une longueur moyenne de 46 mm à l'extérieur et 89 mm à l'intérieur (**Erreur ! Source du renvoi introuvable.**).

Lors de la seule campagne réalisée en période de fertilité (juillet 2022) seuls quelques apex isolés d'*E. amentacea* présentaient des organes fertiles. Des apex avec des traces de broutage sont effectivement régulièrement observés lors des campagnes de printemps (Figure 25). Par ailleurs, dans les cuvettes les plus concernées par le phénomène de comblement (cf chapitre 3.1), certains individus d'*E. amentacea*, partiellement recouverts par les cailloutis, se présentent sous la forme de moignons (Figure 26).

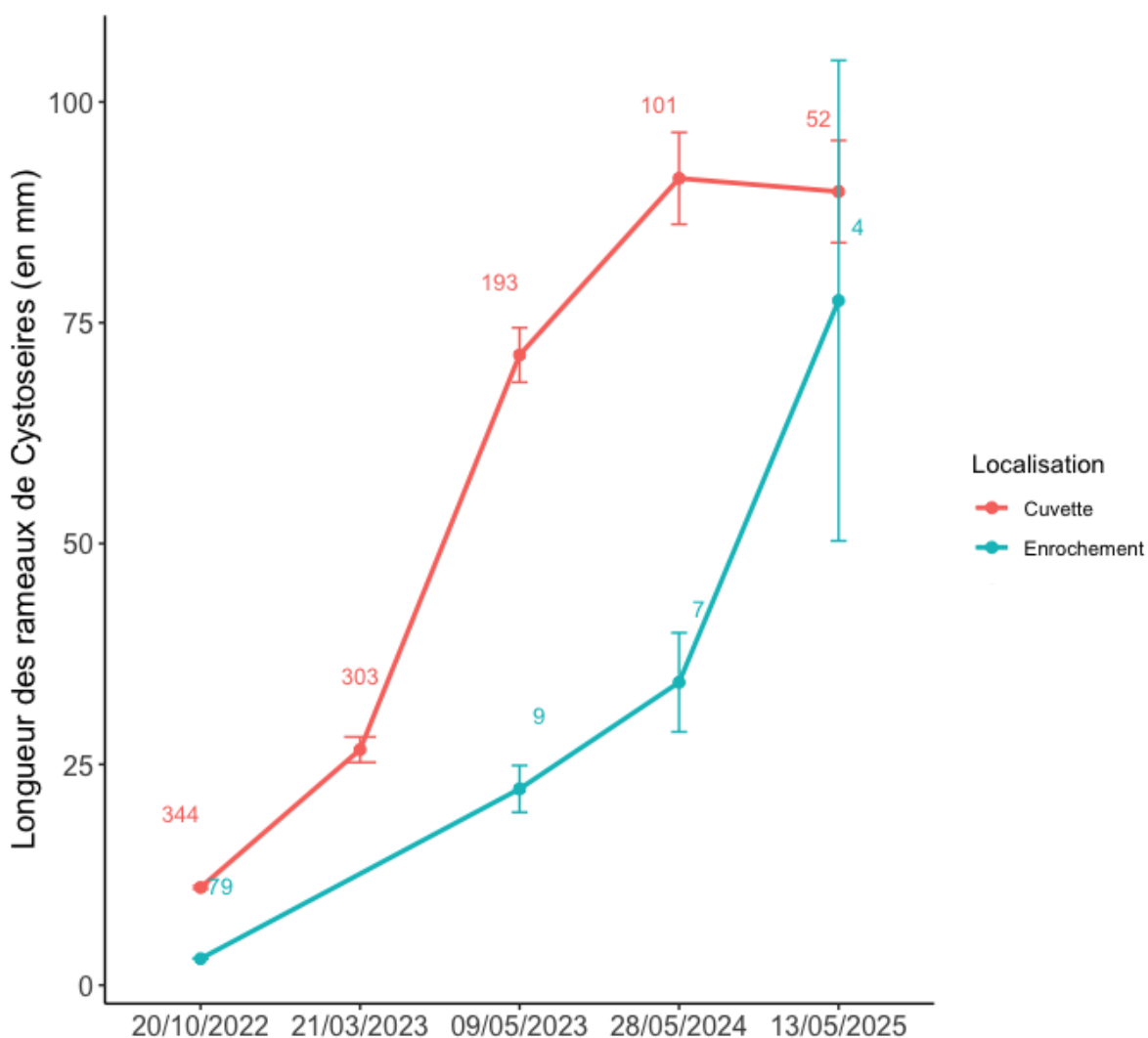


Figure 22 : évolution temporelle de la longueur des rameaux d'*E. amentacea* – comparaison entre l'intérieur et l'extérieur des cuvettes artificielles (erreur-standard et effectif).

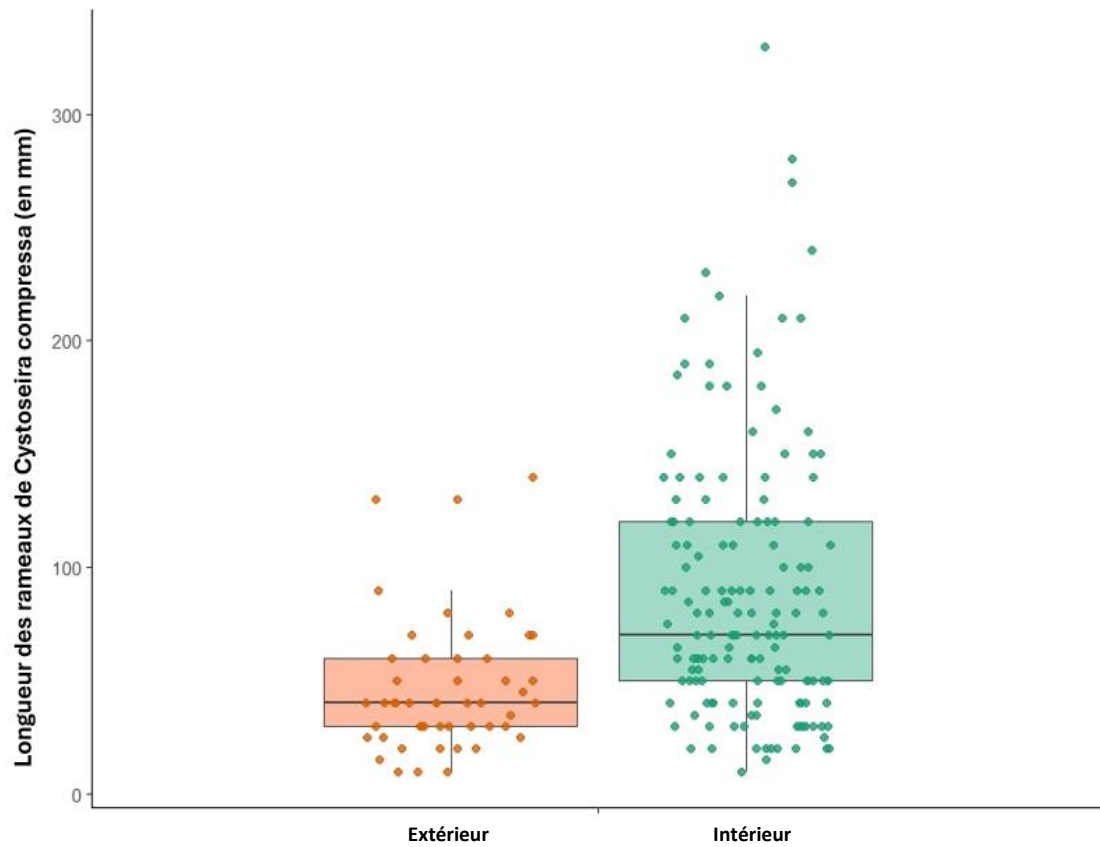


Figure 23: comparaisons de la longueur des rameaux de *C. compressa* intérieur / extérieur– mai 2025.

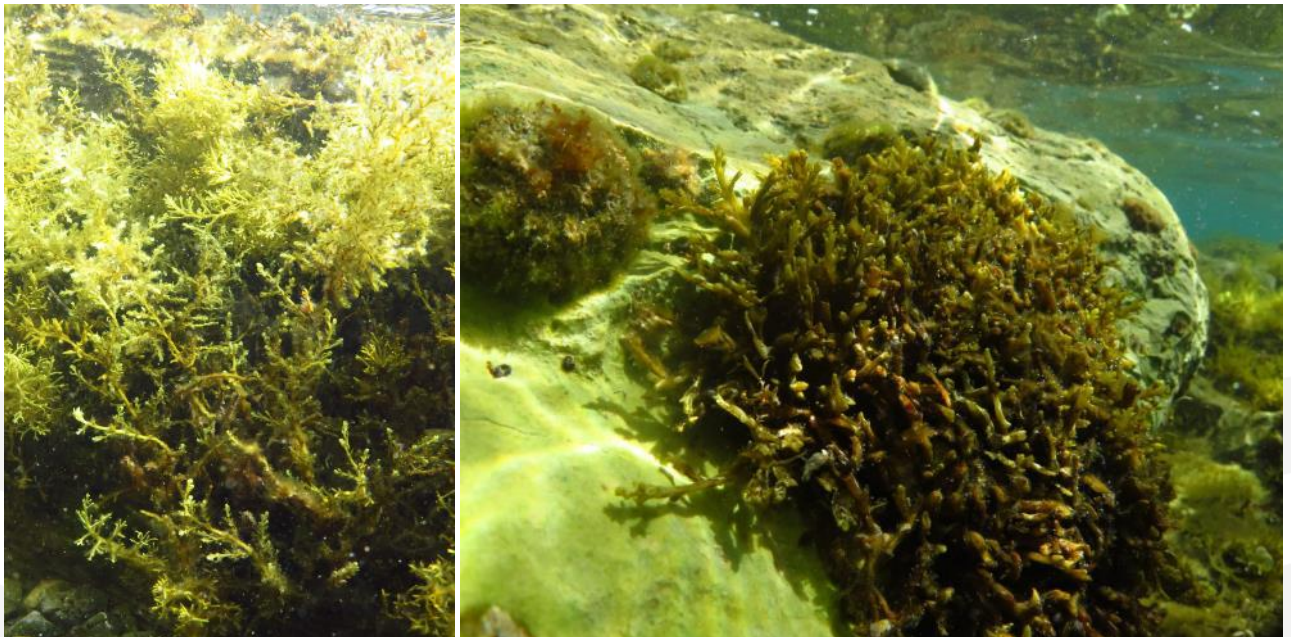


Figure 24 : individus d'*E. amentacea* bien développés à l'intérieur d'une cuvette et individus très courts et ramifiés sur les enrochements à l'extérieur (mai 2025).

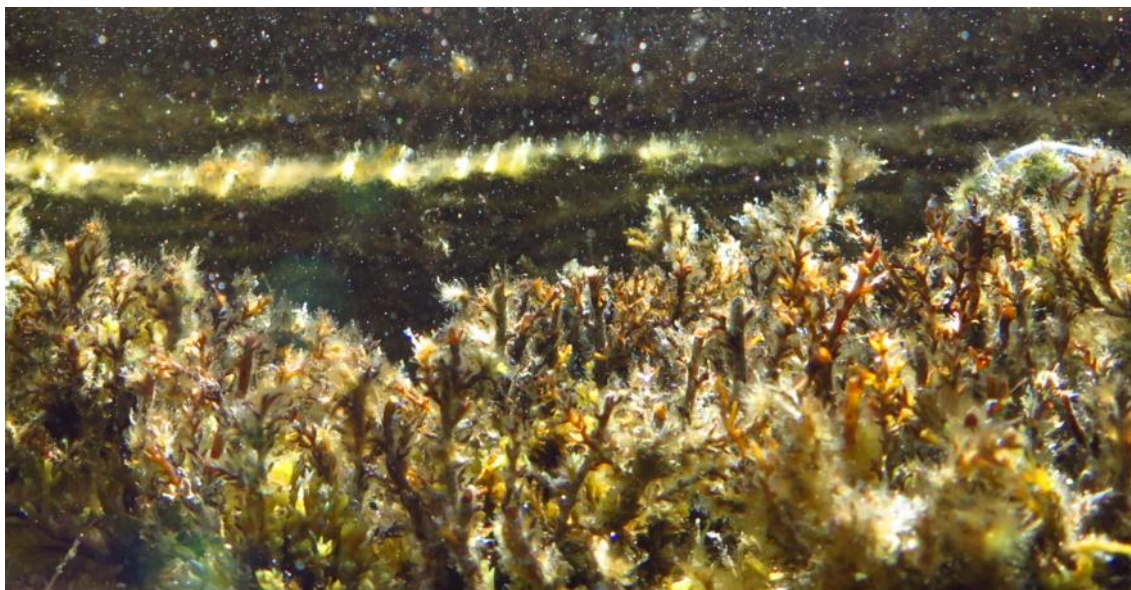


Figure 25 : individus d'*E. amentacea* présentant des signes manifestes de broutage (apex sectionnés) à l'intérieur d'une cuvette.



Figure 26 : « moignons » d'*E. amentacea* après enlèvement des cailloutis.

### 3.2.3 Recouvrement

L'abondance de *C. compressa* observée en mai 2025 a impliqué le passage de l'évaluation du nombre d'individus, de plus en plus délicate, à celui du recouvrement (les valeurs obtenues intègrent la présence d'*E. amentacea*). Ainsi, le recouvrement moyen des cuvettes est de 25 % avec un maximum de 80 % pour la cuvette n°10 dont seuls les rebords ne sont pas entièrement colonisés (Figure 27 et Figure 28). De nombreux individus de *C. compressa* se sont disséminés sur les enrochements à proximité sans toutefois représenter un recouvrement significatif à l'échelle du site (probablement inférieur à 5%). Même en l'absence de donnée de recouvrement pour 2024, on constate indubitablement une très forte progression de la population de *C. compressa* entre 2024 et 2025 (augmentation du recouvrement dans les cuvettes et début de dissémination à l'extérieur). A noter qu'en 2025, aucun individu de *C. compressa* n'a été observé sur les portions réhabilitées de la Grande Jetée ; seuls quelques individus isolés et très courts ont été observés sur une portion n'ayant pas fait l'objet de travaux.

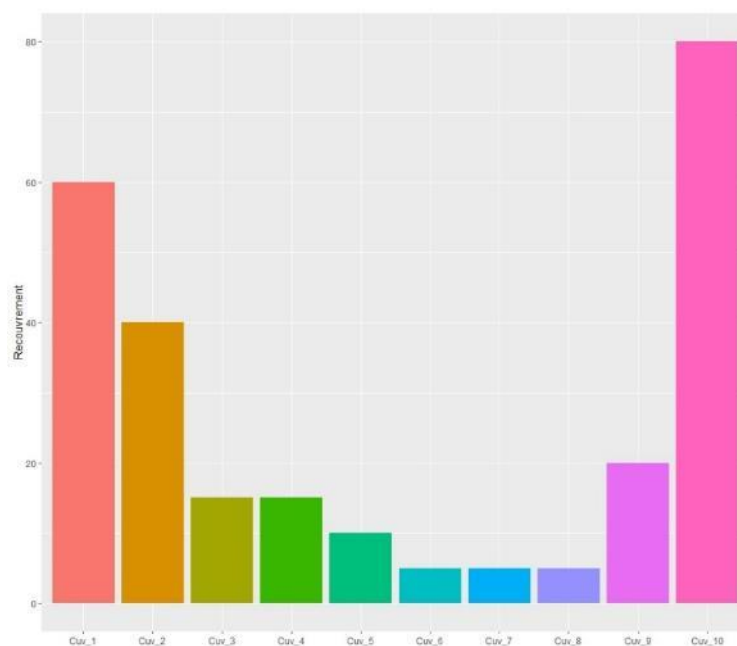


Figure 27 : recouvrement des cuvettes rocheuses artificielles par les cystoseires (*E. amentacea* et *C. compressa*) – mai 2025.



Figure 28 : cuvettes rocheuses artificielles présentant un recouvrement d'au moins 80 % par les cystoseires ; de nombreux individus se sont disséminés à l'extérieur – mai 2025.

## 3.3 Biodiversité

### 3.3.1 Variation de la richesse spécifique

Au cours de cette étude, un total de 86 espèces ou taxon a été dénombré, dont 44 dans les cuvettes artificielles, 48 sur les roches à côté, 53 sur la nouvelle digue, 46 sur l'ancienne digue, 48 sur les roches naturelles et 47 sur les cuvettes naturelles (Figure 20 et Tableau 2).

Le nombre de taxons observés diffère selon les saisons et le type d'habitat (PERMANOVA,  $p < 0,001$  pour les deux). La Figure 30 : évolution de la richesse taxonomique en fonction des saisons et des habitats lorsque les cuvettes et roches à côté sont considérées séparément (A) ou ensemble (B). Les lettres correspondent aux différences statistiques significatives. Figure 30 illustre les variations du nombre de taxons dénombrés par type d'habitat et saison. Jusqu'au printemps 2024 inclus, le nombre de taxons dénombrés dans les cuvettes artificielles est systématiquement inférieur ou égal à celui des autres habitats et jamais significativement différent des roches à côté. A l'automne 2024, on observe une diversité dans les cuvettes artificielles significativement supérieure à celle des roches à côté (PERMANOVA,  $p = 0,013$ ). Par contre, sur cette saison, nous n'observons pas de différences entre les cuvettes et la nouvelle digue (PERMANOVA,  $p = 0,0089$ ). Lorsque les cuvettes et les roches à côté sont considérées ensemble (« écodigue ») et comparées à la nouvelle et l'ancienne digue de construction classique, nous n'observons pas de différence significative entre les digues sauf à l'automne 2024 où l'on observe un nombre de taxons sur l'écodigue significativement supérieur à l'ancienne et la nouvelle digue (PERMANOVA,  $p < 0,022$ ). Depuis l'automne 2023, nous n'observons plus de différences significatives entre les cuvettes naturelles et artificielles.

A noter que les premières semaines de l'année 2023 ont connu un épisode exceptionnel avec des niveaux de la mer Méditerranée très bas pendant une longue période. Ce phénomène a entraîné des mortalités des communautés benthiques de l'étage médiolittoral voire de l'horizon superficiel de l'infralittoral (Figure 29).



Figure 29 : cuvettes artificielles de la Grande Jetée de Toulon le 14 février 2023 - durant plus de 3 semaines, les structures ont été exondées du fait d'un épisode exceptionnel avec des niveaux de la mer Méditerranée très bas © M. Bouchoucha, Ifremer.

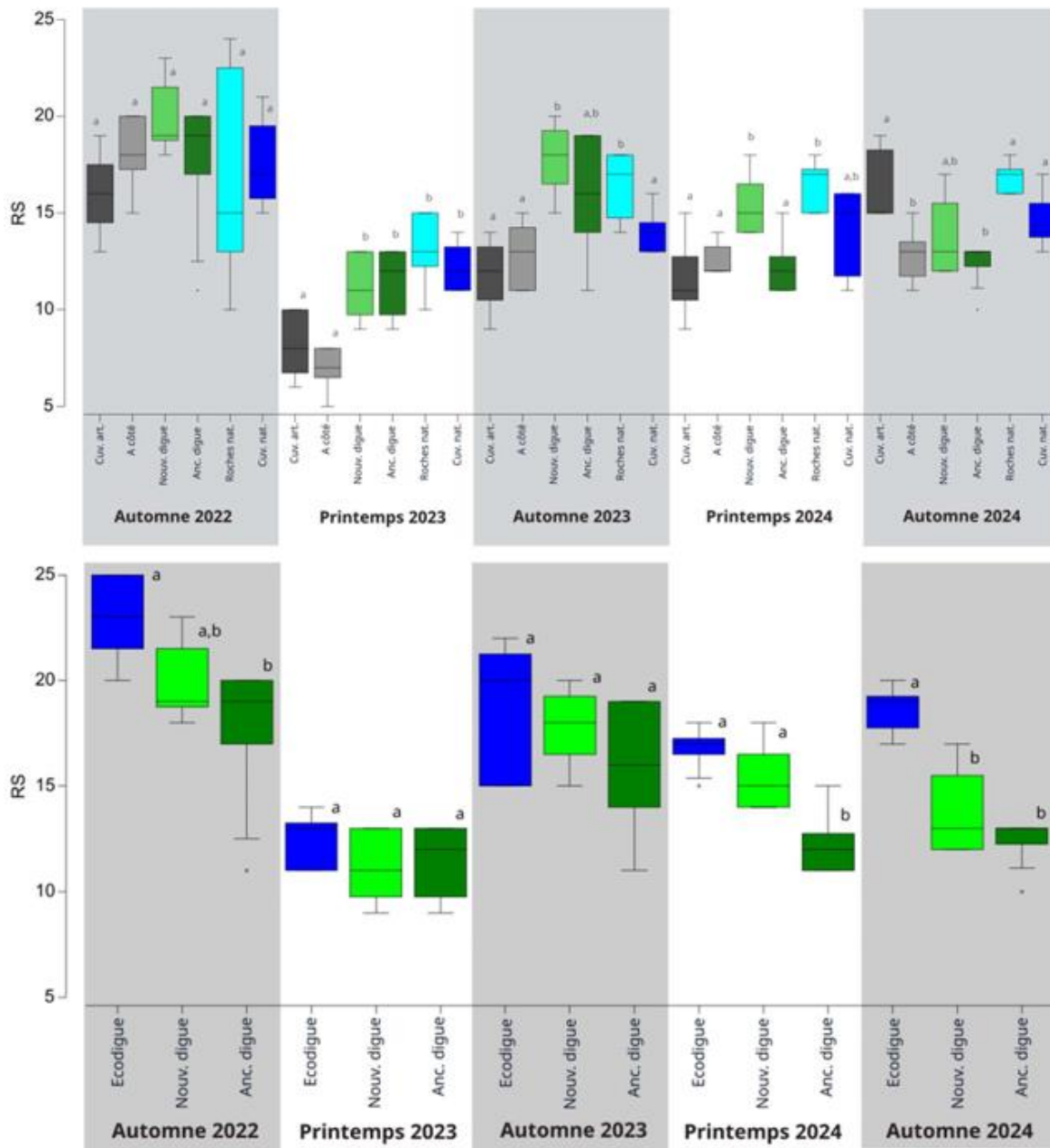


Figure 30 : évolution de la richesse taxonomique en fonction des saisons et des habitats lorsque les cuvettes et roches à côté sont considérées séparément (A) ou ensemble (B). Les lettres correspondent aux différences statistiques significatives.

Tableau 3 : espèces observées au cours de l'étude (les chiffres dans les cases et les couleurs correspondent à l'échelle SACFOR ; les espèces en rouge sont non indigènes).

	Automne 2022				Printemps 2023				Automne 2023				Printemps 2024				Automne 2024					
	Cuv. Art.	A côté	Noux Dig.	Anc. Dig.	Roc. Nat.	Cuv. Art.	A côté	Noux Dig.	Anc. Dig.	Roc. Nat.	Cuv. Art.	A côté	Noux Dig.	Anc. Dig.	Roc. Nat.	Cuv. Art.	A côté	Noux Dig.	Anc. Dig.	Roc. Nat.	Cuv. Nat.	
<i>Cystoseira compressa</i>				1	2					1	1										1	2
<i>Ericaria amentacea</i>	1	1																				
<i>Dictyopteris sp.</i>																						
<i>Dictyota dichotoma</i>	1	1	3	1	1	1		2	2	2	1	1	1	1	1	2	1	2	1	2	2	2
<i>Dictyota elongata</i>	1	0	1	1	0																	
<i>Halopteris scoparia</i>																						
<i>Padina pavonica</i>	2	2	0		1	1				1	1	1		1	1	2	1	1	1	1	2	2
<i>Ralfsia verrucosa</i>																						
<b>Turf</b>	<b>6</b>	<b>4</b>	<b>3</b>	<b>2</b>	<b>2</b>	<b>3</b>	<b>5</b>	<b>5</b>	<b>2</b>	<b>3</b>	<b>1</b>	<b>3</b>	<b>3</b>	<b>3</b>	<b>3</b>	<b>2</b>	<b>2</b>	<b>3</b>	<b>3</b>	<b>2</b>	<b>4</b>	<b>4</b>
Filamenteuses																						
<i>Algue brune encroûtante</i>													1	0	0	1	1					
<i>Acetabularia acetabulum</i>													1	1	0							
<b>Caulerpa racemosa</b>					1	1	1															
<i>Cladophora rupestris</i>																						
<i>Dasytylus vermicularis</i>														1	0							
<i>Halimeda tuna</i>					1	0								1							1	1
<i>Ulva</i>								1						0	1							
<i>Gastrodium davatum</i>																						
<i>Codium bursa</i>																						
<b>Codium fragile</b>																						
<i>Peysonnella spp.</i>																						
<i>Laurencia obtusa</i>	2	3	1	1	0	0	1				1	2	1	1	1	1	1	2	1	2	1	1
<i>Rissoella verruculosa</i>		1	0																			
<i>Ellisolandia elongata</i>				1	4			2	4	2	1			1	3	1					2	3
<i>Halitilium virgatum</i>	1	1	2	3	2	2						1	1	1	2	1	1				3	2
<i>Lithophyllum incrustans</i>	1	1	3	3	3	4							2	2	4	3					2	1
<i>Phymatolithon lenormandii</i>																						
<i>Lithophyllum racemosum</i>								2		0	2										1	1
<i>Porphyra sp.</i>																						
<i>Posidonia oceanica</i>																						
<i>Anomia ephippiatum</i>																						
<i>Mytilus sp.</i>	1	1				2	1	0														
<i>Cerithium vulgatum</i>																						
<i>Patella aspera</i>			4	4	4	5		2	3	4	5	5		4	5	4	4	3	4	3	2	3
<i>Patella caerulea</i>			4	4	2	2		4	2													
<i>Patella ferruginea</i>														4	1							
<i>Patella rustica</i>			3	3	3	2		2	3	4	4	4		2	4	5	5		1	4	3	1
<i>Phorcus turbinatus</i>	1	2	1	2	4	4	2	1	3	4	4	3		2	5	3	2	4	4	2	3	3
<i>Pisania striata</i>																						
<i>Stramonita haemastoma</i>																						
<i>Thylacodes arenarius</i>					1	1										2	1					
<i>Vermetus triquetrus</i>			4	4	2	3		2	1	3	5		1	2	1	2	3	2				
Huitre																						
<b>Phaellia mammilata</b>																						
<i>Rostanga rubra</i>																						
<i>Lithophaga lithophaga</i>																						
<i>Diodora sp.</i>																						
<i>Actinia equina</i>	1	1	1	1	1	1																
<b>Exaltasia diaphana</b>																						
<i>Aiptasia mutabilis</i>																						
<i>Anemonia viridis</i>																						
<i>Aidablennius sphyinx</i>	2	0	0	0	0									0	1	1	1					
<i>Coryphoblennius galerita</i>																						
<i>Lypophrys troglodytes</i>																						
<i>Parablennius incognitus</i>																						
<i>Gobius cruentatus</i>																						
<i>Symphodus sp.</i>																						
<i>Salarias pavo</i>																						
<i>Labrus merula</i>																						
<i>Muraena helena</i>																						
<i>Paracentrotus lividus</i>																						
<i>Arbacia lixula</i>																						
<i>Marthasterias glacialis</i>																						
<i>Palaemon elegans</i>																						
<i>Palaemon serratus</i>	2	1				0	2															
<i>Eriphia verrucosa</i>																						
<i>Pachygrapsus marmor.</i>																						
<i>Acanthonyx lunulatus</i>																						
<i>Caecinus tubularis</i>																						
Paguridae																						
<i>Chtolamys sp.</i>			0	1	1	1	1															
<i>Clibanarius erythropus</i>																						
<i>Parcellana platycheles</i>																						
<i>Perforatus perforatus</i>																						
<i>Salmacina inaristans</i>																						
<i>Serpula vermicularis</i>																						
<i>Spirobranchus triquetet</i>																						
Spirorbidae																						
<b>Branchioma luctuosum</b>																						
<i>Crambe crambe</i>																						
Campanularidae																						
<b>Watersipora sp.</b>																						
<i>Schizoporella errata</i>																						
<i>Tripterigyon sp.</i>																						
<i>Parablennius gattorugine</i>																						

### 3.3.2 Variation de la structure des communautés

Les facteurs "saison" et "habitat" exercent une influence significative sur la structure des communautés benthiques (PERMANOVA :  $p < 0,001$  pour les deux) et présentent une interaction significative (PERMANOVA :  $p < 0,001$ ). Les analyses par comparaisons par paires révèlent que, mis à part les roches naturelles et les cuvettes naturelles, qui ne montrent généralement pas de différences significatives ( $p > 0,057$ ), à l'exception du printemps 2024 ( $p = 0,045$ ), ainsi que les digues anciennes et nouvelles à l'automne 2024 ( $p = 0,772$ ), la structure des communautés benthiques varie de manière significative entre tous les autres habitats, et ce, quelle que soit la saison considérée.

L'interprétation de ces seuls résultats demeure néanmoins limitée. Leur couplage avec ceux des PCoA des structures des communautés aux différentes saisons permet d'identifier des grandes tendances (Figure 31). Les communautés sont principalement organisées en fonction du premier axe des PCoA, PCo1 (cuvettes artificielles et roches à côté vs autres habitats), qui explique entre 27,9 % et 54,9% de la variabilité des données en fonction des saisons. Le second axe, PCo2, discrimine quant à lui dans une moindre mesure les habitats artificiels des habitats naturels et explique entre 12,1 % et 17,8 % de la variabilité des données. Les structures des communautés des cuvettes artificielles et des roches à côté diffèrent donc beaucoup de celles des autres habitats mais la distance entre les habitats tend à diminuer avec le temps.

### 3.3.3 Espèces associées aux différents habitats

Lorsqu'on analyse les saisons séparément, 34 espèces, sur un total de 85, ont été identifiées comme indicatrices d'au moins un habitat, dont 26 spécifiques à un habitat donné. En regroupant les saisons, le même nombre d'espèces (34 sur 85) est également reconnu comme indicateur.

Parmi ces espèces, *Caulerpa racemosa*, seule espèce introduite indicatrice, a été identifiée comme associée aux roches naturelles. Une autre espèce notable est l'algue *Cystoseira compressa*, connue pour sa sensibilité à la dégradation de l'environnement, associée aux cuvettes naturelles. Enfin, il est à noter que l'espèce *Ericaria amentacea*, espèce ensemencée dans le cadre de ce projet est associée aux cuvettes artificielles, en particulier à l'automne 2024 (Analyse Multipattern ;  $stat= 1,00$  ;  $p < 0,0001$ ) mais également dans une moindre mesure aux roches à côté à l'automne 2022 (Analyse Multipattern ;  $stat= 0,745$  ;  $p < 0,0026$ ).

### 3.3.4 Espèces non-indigènes

Au cours des suivis, 6 espèces non-indigènes (ENI) ont été identifiées (Tableau 4) : *Caulerpa racemosa* (Forsskal) J.Agardh, 1873, *Codium fragile* (Suringar) Hariot 1889, *Phallusia mammillata* (Cuvier, 1815), *Exaiptasia diaphana* (Rapp, 1829), *Branchiomma luctuosum* (Grube, 1870) et *Watersipora* sp.

*Branchiomma luctuosum* et *Watersipora* sp. ont été observés dans les cuvettes artificielles uniquement mais en faible densité (Tableau 4). Ces espèces n'ont pas été observées en 2024. Les autres ENI ont été observées sur l'ancienne digue, les roches naturelles et les cuvettes naturelles avec parfois des densités significatives, allant jusqu'à « fréquente » ou « F » sur l'échelle SACOFOR. Elles n'ont pas été observées dans les cuvettes artificielles.

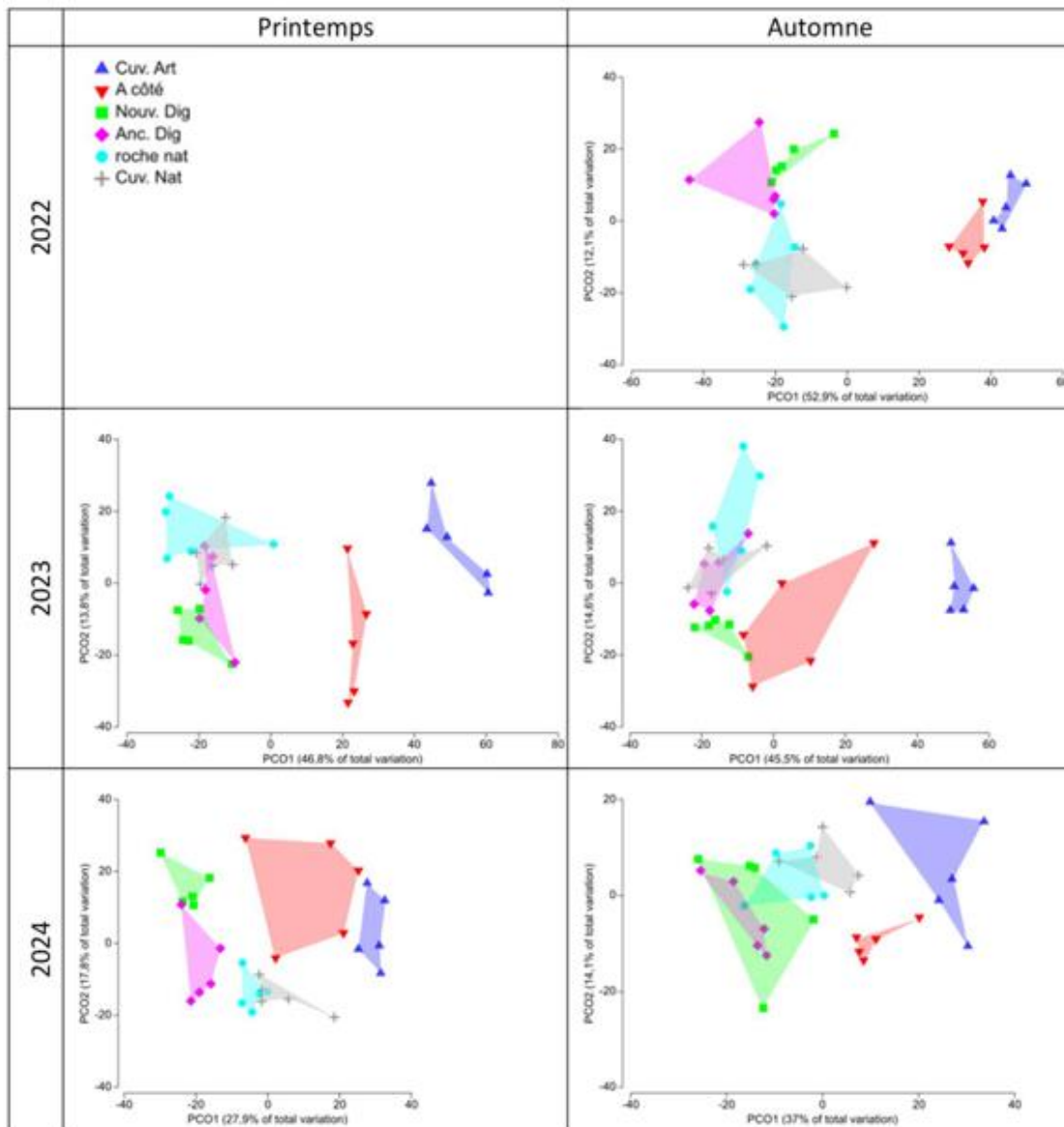


Figure 31 : PCoA de la structure des communautés par saison et habitat.

Tableau 4 : liste des espèces non-indigènes observées par habitat au cours des différentes saisons (A = automne ; P = printemps).

Espèce	Cuv. Art.	A côté	Nouv. Dig.	Anc. Dig.	Roche Nat.	Cuv. Nat.
<i>Caulerpa racemosa</i>				A22, A24	A22, A23, P24, A24	A22, A23, P24, A24
<i>Codium fragile</i>						P23
<i>Phallusia mammilata</i>				P23		
<i>Exaiptasia diaphana</i>						A22
<i>Branchiommma luctuosum</i>						P23, A23
<i>Waptersipora sp.</i>				A22		

Tableau 5 : espèces indicatrices pour chaque habitat et saison (les statistiques d'association de l'analyse *multipattern* ainsi que la valeur p individuelle sont données pour chaque espèce. Les noms des espèces introduites sont en rouge).

	Cuv. Art		A côté		Nouv. Dig.		Anc. Dig.		Roche Nat.		Cuv. Nat													
	stat	p-value	stat	p-value	stat	p-value	stat	p-value	stat	p-value	stat	p-value												
Automne 2022	<i>Palaemon serratus</i>	0,775	0,0016	**	<i>Ericaria amentacea</i>	0,745	0,0026	**	<i>Campanularidae</i>	0,894	0,0009	***	<i>Ellisolandia elongata</i>	0,816	0,0006	***	<i>Peyssonnelia spp.</i>	0,775	0,0131	*	<i>Pachygrapsus marmoratus</i>	0,707	0,0114	*
	<i>Aidablennius sphynx</i>	0,756	0,0035	**	<i>Laurencia obtusa</i>	0,593	0,0142	*	<i>Phymatolithon lenormandii</i>	0,775	0,0147	*	<i>Halimeda tuna</i>	0,73	0,0143	*					<i>Cystoseira compressa</i>	0,671	0,0084	**
	<i>Spirorbidae</i>	0,676	0,0019	**	<i>Padina pavonica</i>	0,577	0,0259	*	<i>Perforatus perforatus</i>	0,707	0,0095	**	<i>Patella caerulea</i>	0,586	0,0268	*					<i>Phorcus turbinatus</i>	0,544	0,0444	*
	<i>Turf</i>	0,556	0,0001	***					<i>Tripterigyon sp.</i>	0,676	0,0353	*	<i>Vermetus triquetrus</i>	0,573	0,0273	*								
								<i>Dictyota dichotoma</i>	0,607	0,0003	***													
Printemps 2023	<i>Palaemon serratus</i>	1	0,0001	***	<i>Ulva</i>	0,73	0,0167	*	<i>Patella caerulea</i>	0,771	0,0014	**	<i>Haliptilon virgatum</i>	0,775	0,0126	*	<i>Peyssonnelia spp.</i>	0,775	0,0132	*	<i>Vermetus triquetrus</i>	0,668	0,0067	**
	<i>Cerithium vulgatum</i>	0,775	0,0133	*	<i>Turf</i>	0,535	0,0046	**	<i>Lithophyllum racemus</i>	0,688	0,0091	**	<i>Halimeda tuna</i>	0,707	0,0288	*								
Automne 2023	<i>Spirorbidae</i>	1	0,0002	***	<i>Laurencia obtusa</i>	0,577	4,00E-04	***	<i>Patella ferruginea</i>	0,92	2,00E-04	***	<i>Halimeda tuna</i>	0,913	0,0004	***	<i>Caulerpa racemosa</i>	0,676	0,0019	**				
	<i>Palaemon elegans</i>	0,828	0,0039	**								<i>Ellisolandia elongata</i>	0,769	0,0001	***	<i>Lypophrys troglodes</i>	0,655	0,0418	*					
											<i>Ulva</i>	0,73	0,0139	*	<i>Lithophyllum incrustans</i>	0,572	0,0149	*						
printemps 2024	<i>Paracentrotus lividus</i>	0,775	0,0026	**				<i>Lithophyllum racemus</i>	0,804	0,0009	***	<i>Ellisolandia elongata</i>	0,775	0,0023	**	<i>Acetabularia acetabulum</i>	0,674	0,0219	*	<i>Gastroclonium clavatum</i>	0,775	0,0138	*	
	<i>Palaemon elegans</i>	0,775	0,0139	*				<i>Patella caerulea</i>	0,701	0,0302	*	<i>Dictyota dichotoma</i>	0,514	0,0301	*					<i>Cystoseira compressa</i>	0,648	0,0227	*	
	<i>Padina pavonica</i>	0,52	0,0319	*				<i>Patella rustica</i>	0,621	0,0009	***													
								<i>Patella ferruginea</i>	0,604	0,0383	*													
Automne 2024	<i>Ericaria amentacea</i>	1	0,0002	***	<i>Paracentrotus lividus</i>	0,739	0,0034	**				<i>Ellisolandia elongata</i>	0,625	0,0063	**	<i>Peyssonnelia spp.</i>	0,816	0,004	**	<i>Palaemon elegans</i>	0,756	0,0094	**	
	<i>Spirorbidae</i>	0,742	0,0145	*								<i>Halimeda tuna</i>	0,612	0,0491	*	<i>Haliptilon virgatum</i>	0,544	0,0035	**	<i>Padina pavonica</i>	0,559	0,0361	*	
															<i>Lithophyllum incrustans</i>	0,503	0,0493	*						
Toutes saisons	<i>Spirorbidae</i>	0,632	0,0001	***	<i>Laurencia obtusa</i>	0,461	0,0167	*	<i>Lithophyllum racemus</i>	0,578	0,0001	***	<i>Ellisolandia elongata</i>	0,714	0,0001	***	<i>Peyssonnelia spp.</i>	0,642	0,0001	***	<i>Cystoseira compressa</i>	0,578	0,0001	***
	<i>Palaemon elegans</i>	0,571	0,0001	***	<i>Serpula vermicularis</i>	0,409	0,0065	**	<i>Patella ferruginea</i>	0,516	0,0002	***	<i>Halimeda tuna</i>	0,6	0,0001	***	<i>Acetabularia acetabulum</i>	0,531	0,0001	***	<i>Padina pavonica</i>	0,48	0,0039	**
	<i>Palaemon serratus</i>	0,569	0,0001	***				<i>Patella caerulea</i>	0,512	0,0001	***	<i>Patella rustica</i>	0,464	0,0059	**	<i>Caulerpa racemosa</i>	0,485	0,0001	***	<i>Lithophyllum incrustans</i>	0,479	0,0052	**	
	<i>Cerithium vulgatum</i>	0,505	0,0001	***				<i>Dictyota dichotoma</i>	0,466	0,0113	*	<i>Crambe crambe</i>	0,346	0,0246	*	<i>Thylacodes arenarius</i>	0,414	0,0025	**	<i>Phorcus turbinatus</i>	0,458	0,0096	**	
	<i>Turf</i>	0,501	0,0001	***				<i>Codium bursa</i>	0,447	0,0005	***								<i>Chthalamus spp.</i>	0,457	0,0268	*		
	<i>Ericaria amentacea</i>	0,453	0,0012	**				<i>Tripterigyon sp.</i>	0,404	0,0071	**								<i>Patella aspera</i>	0,445	0,0441	*		
	<i>Paracentrotus lividus</i>	0,451	0,0012	**				<i>Campanularidae</i>	0,4	0,0045	**								<i>Pachygrapsus marmoratus</i>	0,361	0,0213	*		
	<i>Marthasterias glacialis</i>	0,32	0,0337	*				<i>Arbacia lixula</i>	0,38	0,0184	*													
							<i>Phymatolithon lenormandii</i>	0,346	0,0225	*														



Figure 32 : communautés et espèces se développant au sein des cuvettes rocheuses artificielles.

## 4. DISCUSSION

### 4.1 Processus de colonisation par les cystoseires

Une nouvelle fois le procédé d'ensemencement en cystoseires CYSTORE®, désormais bien maîtrisé, a produit un grand nombre de recrues sur l'ensemble des cuvettes installées sur la Grande Jetée de Toulon et sur les enrochements à proximité. A volume constant, l'ordre de grandeur de ce recrutement est similaire à celui observé dans la cadre du projet CYSTORE® Monaco (Javel et Puissant., 2024). Comme attendu, la survie de ces jeunes cystoseires sur les enrochements a été très faible (3 % après 3 ans) du fait très probablement du pâturage des saupes (*Sarpa salpa*) mais aussi des oursins fréquemment observés sur le site (*Paracentrotus lividus*) (Gianni et al., 2017).

En limitant l'accessibilité pour les saupes, la protection visée par l'installation des cuvettes rocheuses artificielles paraît efficace avec une « espérance de vie » 6 fois plus élevée pour les cystoseires s'étant développé à l'intérieur (les individus présents sur les rebords ont disparu dès le premier hiver). Le taux de survie à un an (~30 %) est largement supérieur à celui décrit dans des expérimentations réalisées avec un procédé d'ensemencement similaire ; 8 à 20 % Medrano et al., 2020 ; ~5 % Verdura et al., 2018). L'effet protecteur des cuvettes se manifeste aussi sur la longueur des rameaux qui sont trois fois plus long dans les cuvettes. Ces écarts intérieur / extérieur (taux de survie et longueurs) sont là aussi du même ordre que ceux déjà observés dans le cadre du projet CYSTORE® Monaco.

Néanmoins, durant les trois années de suivi, une diminution constante du nombre d'individus est observée même au sein des cuvettes. Cela ne présage pas de la suite du processus puisqu'à Monaco ce n'est qu'au bout de la 4<sup>ème</sup> année que la tendance s'est inversée tandis qu'à Marseille 8 années ont été nécessaires pour observer des signes clairs d'une colonisation en cours (site des Catalans - projet GIREL ; annexe 1). Sur la grande jetée, bien que plus longs que ceux des enrochements, les rameaux restent plus courts qu'en milieu naturel et n'ont présenté que très peu d'apex fertiles en juillet 2023 (seule campagne réalisée en période de fertilité) limitant ainsi le flux de zygotes et la possibilité d'extension de la population.

Plusieurs pressions sont susceptibles d'expliquer cette situation. Par ailleurs, la variabilité des combinaisons de ces pressions selon les cuvettes considérées est probablement responsable de la variabilité du succès de la colonisation par *E. amentacea* et plus généralement par les cystoseires (des effets hyper locaux en lien avec l'hydrodynamisme et la configuration des blocs rocheux entre et devant les cuvettes sont également suspectés) :

- Une pression de broutage encore insuffisamment maîtrisée : bien que plus faible qu'à l'extérieur, cette pression reste trop importante sur les apex des cystoseires « adultes » et sur les « juvéniles » à l'intérieur des cuvettes. Elle est occasionnée sans aucun doute par les oursins présents à l'intérieur des cuvettes (observations récurrentes à partir de l'automne 2023) et les saupes qui semblent parvenir à accéder à l'intérieur des cuvettes car placées peut-être quelques centimètres trop bas. Seule une régulation de la population d'oursins pourrait permettre de réduire cette pression (voir les retours d'expérience : Guarnieri et al., 2020 ; Piazzini et Ceccherelli, 2019). Une fois la population établie elle sera beaucoup plus résistante au pâturage.
- L'altération physique par les cailloutis : certaines cuvettes ont été partiellement comblées par des cailloutis remobilisés à l'occasion des coups de mer. Le recouvrement des cystoseires ou leur abrasion générée par les mouvements de ces éléments solides a forcément eu un impact sur la population que ce soit sur le nombre d'individus ou sur la longueur de rameaux.
- La compétition avec *Cystoseira compressa* : cette autre espèce de cystoseire apparue spontanément sur le site a connu un développement substantiel à partir du printemps 2024 pour devenir largement dominante en 2025. Une concurrence notamment pour la lumière, l'espace et possiblement les nutriments peut être envisagée (Mangialajo et al., 2008).

*C. compressa* bien que couramment observée avec *E. amentacea* (Peres et Picard, 194) est plus tolérante aux stress anthropiques et supporte des conditions hydronymiques plus faibles (Mangialajo et al., 2008). De fait, quand les conditions ne sont plus optimales pour *E. amentacea*, *C. compressa* devient plus compétitive. En outre, ses aérocytes lui offrent une plus grande capacité dispersive (Mangialajo et al., 2012). Les communautés benthiques associées à *C. compressa* sont généralement moins diversifiées que celles de *C. amentacea* (Mangialajo et al., 2008). Cependant, comme toutes les cystoseires, *C. compressa* représente un intérêt écologique indéniable par rapport à des fonds rocheux sans macro-algues pérennes et *a fortiori* par rapport à des substrats rocheux artificiels dépourvus de strate algale dressée. A ce titre, elle figure dans la liste des habitats de macro-algues à restaurer dans le cadre du règlement européen sur la restauration de la nature<sup>4</sup> et est utilisée dans le cadre de l'évaluation de la qualité des masses d'eaux côtières (niveau de sensibilité de 12/20 contre 10 à 20/20 pour *E. amentacea* selon son abondance ; Blanfune et al., 2017a).

Sur la portion de la grande jetée de Toulon aménagée en « écodigue » *C. compressa* a rencontré des conditions très favorables et bénéficie clairement de l'effet protecteur des cuvettes qui ont facilité son implantation sur le site alors qu'elle est quasi inexistante sur le reste de la grande jetée. Comme pour *E. amentacea*, la protection offerte par les cuvettes se matérialise, par une plus forte abondance et des rameaux plus longs à l'intérieur. Sur certaines cuvettes, en 3 années, le potentiel écologique est quasi intégralement exprimé (ie colonisation de toutes zones favorables) et le processus de colonisation des enrochements à proximité est en cours.

## 4.2 Evolution de la diversité et de la structure des communautés

En dehors des cuvettes et des roches naturelles, les différents habitats présentent presque toujours des communautés différentes les unes des autres avec une très forte discrimination de l'écodigue (cuvettes et roches à côté associées) par rapport aux deux autres digues (nouvelle et ancienne) et aux habitats naturels. Contrairement à nos attentes, les cuvettes artificielles et les roches à côté sont moins similaires à leurs homologues naturels que l'ancienne digue mais également la nouvelle en termes de structure de la communauté. La mise en place des cuvettes artificielles n'a donc pas permis d'obtenir le résultat attendu à savoir offrir un habitat permettant une structuration des communautés plus proche de celle des habitats naturels qu'un ouvrage classique. Parmi les espèces associées aux cuvettes artificielles, on retrouve deux crevettes, *Palaemon serratus* et *Palaemon elegans* mais également l'oursin violet *Paracentrotus lividus* et l'étoile de mer galciaire *Marthasterias glacialis*. Ce résultat n'est pas surprenant. Ce type de cuvettes est bien connu pour être des zones de refuges pour de nombreuses petites espèces mobiles comme des crevettes (Vinagre et al., 2015 ; Bone et al., 2024) ou encore des poissons (White et al., 2015).

Jusqu'à l'automne 2024, la richesse spécifique observée sur les structures artificielles éco-conçues est de manière générale significativement inférieure à celles des habitats naturels mais également des deux types de digues. Il n'existe d'ailleurs pas vraiment de différence entre la nouvelle et l'ancienne digue. Plusieurs hypothèses non mutuellement exclusives peuvent être émises pour expliquer ces résultats.

Premièrement, les sites de la rade de Toulon, qu'il s'agisse de la grande jetée ou des sites naturels sont soumis à des pressions anthropiques permanentes, notamment de contamination chimique, dont il a été démontré qu'elles ont un impact sur les communautés marines urbaines (Gauff et al., 2022).

---

<sup>4</sup> Règlement UE 2024/1991 du parlement européen et du conseil du 24 juin 2024 relatif à la restauration de la nature et modifiant le règlement UE 2022/869.

Par ailleurs, les sites naturels sélectionnés sont soumis à une intense pression de piétinement durant la période estivale et peuvent être considérés comme dégradés. Les sites de la grande jetée sont préservés de cette pression car non accessibles au public. Il est donc possible que ces pressions influencent fortement la richesse spécifique sur les habitats suivis et masquent leurs effets.

Deuxièmement, comme précisé précédemment, les premières semaines de l'année 2023 ont connu un épisode exceptionnel avec des niveaux très bas de la mer Méditerranée sur une longue période. Ce phénomène a entraîné des mortalités des communautés benthiques de l'étage médiolittoral, en particulier dans les cuvettes artificielles et les roches à côté qui se sont trouvés exondés durant plusieurs jours/semaines, entraînant une mortalité massive sur ces structures. Ce phénomène se voit très clairement sur la Figure 30 où l'on voit une chute drastique de la richesse taxonomique sur tous les habitats entre l'automne 2022 et le printemps 2023 mais plus marquée sur les cuvettes artificielles et les roches à côté. Les effets de ce phénomène s'estompent avec le temps et ne sont quasiment plus visibles pour les différents habitats en dehors des cuvettes artificielles et des roches à côté dès l'automne 2023. L'écodigue a donc montré moins de résistance à cette pression mais également moins de résilience que les autres habitats, ce qui est contraire à ce qui est généralement attendu dans ce type d'étude.

Troisièmement, dès leur installation, la plupart des cuvettes artificielles se sont remplies de petits blocs rocheux mobiles lors des tempêtes et des coups de mer. Ces blocs, issus de la construction de l'écodigue, ont d'une part exercé une abrasion à l'intérieur des cuvettes artificielles et donc limité l'installation d'individus et d'autre part limité la profondeur des cuvettes artificielles, les rendant plus sensibles aux variations des conditions physico-chimiques.

Enfin, il est fortement plausible le temps de cette étude n'ait pas été suffisant pour atteindre l'état climax de la succession écologique qui prend généralement cinq à dix ans (Ostalé- Valriberas et al., 2024) et que les communautés continueront à changer à l'avenir. Seul un suivi sur le long terme permettra donc de conclure sur l'intérêt écologique de l'installation de ces cuvettes artificielles.

En ce qui concerne les avantages associés aux cuvettes artificielles sur la biodiversité, il convient de noter que la structure des communautés des roches à côté et des cuvettes artificielles est, comme prévu, très différente ce qui a conduit à une bêta-diversité globale plus élevée. Cela s'explique principalement par l'augmentation substantielle de la mosaïque d'habitats sur les sites de l'écodigue (roches à côté et cuvettes), alors que les nouvelles et anciennes digues sont plus homogènes. Ce résultat est notamment visible à l'automne 2024. Des études antérieures ont montré que l'inclusion de ces micro-structures dans les habitats artificiels peut avoir un effet positif sur les communautés locales et la biodiversité (Strain et al., 2018).

### 4.3 Résilience de l'écodigue

En écologie, la résilience désigne la capacité d'un système à absorber des perturbations tout en maintenant ses fonctions, sa structure, et ses dynamiques. Autrement dit, il s'agit de sa faculté à se réorganiser après une perturbation, qu'elle soit d'origine naturelle ou anthropique, afin de retrouver un état d'équilibre ou d'évolution stable. Les deux dimensions principales de la résilience sont d'une part la résistance, c'est-à-dire la capacité du système à limiter les changements ou à résister à une perturbation sans subir de transformation majeure et d'autre part la récupération, c'est-à-dire sa capacité à revenir à son état initial ou à un nouvel état stable après avoir été perturbé. Au cours de cette étude, nous avons observé que, suite à la perturbation majeure survenue durant l'hiver 2023, les cuvettes et les roches situées à proximité n'ont pas démontré une résilience supérieure à celle des anciennes et nouvelles digues. Celles-ci ont été affectées dans les mêmes proportions que les autres habitats et n'ont pas retrouvé un état stable plus rapidement.

Ce constat s'inscrit dans un phénomène bien documenté dans la littérature scientifique : la résilience généralement plus faible des habitats artificiels comparés aux habitats naturels (Alberti & Marzluff 2004, Ferrario et al. 2020). Nous aurions pu nous attendre à ce que l'installation de cuvettes artificielles contribue à améliorer cette résilience, comme cela a été démontré dans d'autres travaux (Bone et al., 2024, Ostalé- Valriberas et al., 2024).

Cependant, nos observations ont révélé un résultat contraire, probablement en raison de la configuration, du faible volume des cuvettes installées ou de leur perçage. D'autres phénomènes comme le comblement des cuvettes par de petits blocs rocheux mobiles peut également expliquer les résultats observés.

#### 4.4 Apport de l'ensemencement des cuvettes artificielles

Une des particularités de cette étude par rapport à d'autres plus classiques est l'ensemencement des cuvettes par des cystoseires *Ericaria amentacea* à trois reprises (deux fois en juillet 2022 et une fois en juillet 2023). Les effets de ces ensemencements sont visibles : *Ericaria amentacea* a été observée dans les cuvettes artificielles à toutes les saisons, en particulier à l'automne 2024 où l'espèce est même indicatrice de l'habitat. L'efficacité de la méthode d'ensemencement par des cystoseires n'est pas une surprise.

La transplantation de cystoseires est maîtrisée depuis de très nombreuses années (Susini et al. 2007) et le procédé CYSTORE® démontré son efficacité à plusieurs reprises, en particulier à Marseille (Thibaut et al. 2021). En revanche, bien que toutes les cuvettes aient étéensemencées dès le début de l'expérience, *Ericaria amentacea* n'a été systématiquement observée dans les cuvettes artificielles qu'à l'automne 2024. L'installation et le développement de cette espèce a en effet révélé sur les premières saisons une variabilité notable entre les cuvettes : certaines, notamment celle située le plus au nord, présentaient des densités nettement supérieures à celles des cuvettes situées plus au sud. Les causes de cette variabilité demeurent encore mal comprises et seules quelques hypothèses peuvent être envisagées à ce stade. Ces hypothèses se concentrent principalement sur l'effet de la protection des cuvettes contre la houle et sur leur comblement partiel par les enrochements avoisinants. Par ailleurs, la méthode de suivi employée, le RAS, s'avère peu adaptée pour détecter les algues lorsqu'elles sont peu abondantes ou faiblement développées. En effet, la durée allouée à l'évaluation des algues est limitée à seulement 1 minute 30 par cuvette, ce qui restreint la précision des observations. Cette contrainte temporelle peut conduire à une sous-estimation des densités ou à une omission des espèces discrètes, compromettant ainsi l'exactitude et la représentativité des données collectées, notamment dans des conditions où les algues sont rares ou fragmentaires. Les suivis plus fins réalisés spécifiquement sur les cystoseires ont permis de compléter ces observations.

Il est à noter qu'*Ericaria amentacea* a également été observé sur les roches à côté à l'automne 2022 et au printemps 2024, dans les cuvettes naturelles en 2023 mais également sur la nouvelle digue au printemps 2024. Si sa présence sur les roches à côté peut être attribuée à l'ensemencement des cuvettes, sa présence sur la nouvelle digue à plus de 80 m des cuvettes est plus inattendue et mérite d'être investiguée. Un autre fait intéressant est la présence régulière de *Cystoseira compressa* dans les cuvettes artificielles et les roches à côté dès le début de cette étude, présence qui devient quasiment systématique à l'automne 2024 alors qu'elle reste anecdotique sur la nouvelle digue et assez faible sur l'ancienne digue (Tableau 2). Le substrat et la pente offerts par l'écodigue semblent donc plus favorables au recrutement de cette espèce que les digues adjacentes.

#### 4.5 Espèces non-indigènes

Parmi les risques associés à l'ingénierie écologique en zones marines urbaines, comme ici sur la grande jetée de Toulon, le développement d'espèces non-indigènes (ENI) est probablement le plus préoccupant. Les communautés benthiques qui se développent sur les substrats artificiels peuvent abriter une grande diversité et abondance d'ENI. Pour réduire le risque de développement et de propagation des ENI, il est souvent recommandé d'augmenter la complexité des structures artificielles, en mimant les biotopes naturels, pour favoriser des mécanismes visant à préserver ou à améliorer les espèces indigènes (Strain et al., 2021).

L'hypothèse sous-jacente est que les espèces natives exerceront une résistance biotique compétitive contre les ENI envahissantes (hypothèse de la résistance biotique), en occupant les niches écologiques disponibles. Cependant, cette hypothèse suscite une controverse et les études menées sur l'écodigue de la rade de Brest tendent à montrer que l'ingénierie écologique et en particulier la mise en place de cuvettes artificielles peut accroître le risque lié aux ENI.

Ces études s'intéressent pour la première fois aux effets négatifs potentiels de l'ingénierie écologique en zone marine urbaine et interrogent directement et légitimement la pertinence des projets. Les auteurs concluent que les structures éco-conçues ajoutées aux ouvrages comme les cuvettes artificielles favorisent une augmentation de la diversité des communautés benthiques comme nous pouvons le voir dans nos résultats (Figure 30). Cette augmentation de diversité s'accompagne d'une hausse du nombre d'ENI. L'installation de cuvettes artificielles comme tous les projets de cette nature a donc des effets positifs sur la diversité mais également des effets négatifs qu'il faut prendre en compte.

Au cours de cette étude, 6 ENI ont été observées dont une, *Caulerpa racemosa*, indicatrice pour les roches naturelles. Parmi ces 6 ENI, seules 2 ont été observées dans les cuvettes artificielles (contre 3 dans les cuvettes naturelles) : le sabellidae *Branchiommma luctuosum* et le bryzoaire *Watersipora* sp. *Branchiommma luctuosum* a été observé pour la première fois en France en 2022 dans les ports de la rade de Toulon (Tiralongo et al., 2022, Massé et al., 2023) à des densités pouvant atteindre à ce moment 50 ind. m<sup>-2</sup>.

Aujourd'hui, dans certains secteurs portuaires, les densités dépassent les 100 ind. m<sup>-2</sup>. Cette observation de *Branchiommma luctuosum* en dehors d'une zone portuaire est la première en France. Les espèces du genre *Watersipora* n'ont pas été identifiées dans cette étude. La plupart des espèces de ce genre introduites en Méditerranée. *Watersipora subtorquata* a souvent été décrite comme l'espèce introduite la plus présente en Méditerranée mais une étude récente a mis en évidence que *Watersipora subatra* était majoritaire dans les ports de la rade de Toulon (Gauff et al., 2023).

## 5. CONCLUSION

L'ensemencement en cystoseires *Ericaria amentacea* des cuvettes rocheuses artificielles intégrées dans la Grande Jetée de Toulon a permis d'initier leur colonisation avec plusieurs centaines de jeunes recrues confirmant une nouvelle fois l'efficacité du procédé CYSTORE®.

Trois années plus tard, l'intérêt des cuvettes (conçues pour protéger les cystoseires du broutage par les saupes) s'est concrétisé par une augmentation très significative de la survie des individus et de la longueur de leurs rameaux. Toutefois, un ou plusieurs facteurs abiotiques et/ou biotiques spécifiques à la zone d'intervention, ont limité le processus de colonisation par *E. amentacea*. Celui-ci n'est clairement pas encore engagé mais les retours d'expérience sur des opérations similaires montrent qu'un délai de trois années est insuffisant au regard de la dynamique intrinsèque de l'espèce (vitesse de croissance, distance de dispersion...).

*A contrario* une autre espèce de cystoseire *Cystoseira compressa* a colonisé spontanément et massivement les cuvettes rocheuses artificielles. Moins intéressante sur le plan écologique qu'*E. amentacea*, cette autre espèce de l'horizon supérieur de l'étage infralittoral apporte toutefois une valeur écologique notable à l'ouvrage colonisé et contribue à l'amélioration de la qualité de la masse d'eau au titre de la DCE. Si la tendance se poursuit, on peut imaginer une colonisation complète du secteur de la digue équipée en cuvettes en quelques années. Une régulation de la population d'oursins (*Paracentrotus lividus*) permettrait certainement d'accélérer le processus de colonisation par *C. compressa* et relancerait celui d'*E. amentacea*.

Au-delà des cystoseires, les cuvettes rocheuses artificielles ont bénéficié plus largement aux communautés benthiques. Avec une richesse spécifique plus élevée, un effet significatif par rapport à un ouvrage classique a été détecté deux années et demie après l'installation des cuvettes. Les communautés associées diffèrent encore notablement de celles des zones naturelles même si cet écart tend à se réduire avec le temps.

Que ce soit pour les cystoseires ou les communautés associées seules des observations sur des périodes plus longues permettront d'évaluer pleinement les effets et de mieux identifier les processus sous-jacents. Quoi qu'il en soit le projet CYSTORE® Toulon a permis d'acquérir de nouveaux retours d'expérience précieux permettant d'envisager des opérations de restauration des forêts de macroalgues de l'infralittoral supérieur à plus grande échelle par une combinaison de maîtrise des pressions, d'optimisation écologique des ouvrages maritimes et d'ensemencements. La maîtrise opérationnelle apparaît plus que jamais comme une nécessité dans la perspective de la mise en œuvre du règlement européen pour la restauration de la nature.

## 6. BIBLIOGRAPHIE

Alberti M, Marzluff JM., 2004. Ecological resilience in urban ecosystems: Linking urban patterns to human and ecological functions. *Urban ecosystems* 7:241-265.

Bone JR, Stafford R, Hall AE, Herbert RJ., 2024. Vertical arrays of artificial rockpools on a seawall provide refugia across tidal levels for intertidal species in the UK. *Science of the Total Environment* 951:175528.

Blanfuné, A., Thibaut, T., Boudouresque, C. F., Mačić, V., Markovic, L., Palomba, L., Verlaque, M., Boissery, P, 2017a. The CARLIT method for the assessment of the ecological quality of European Mediterranean waters: Relevance, robustness and possible improvements. *Ecological indicators*, 72, 249-259.

Blanfuné A., Thibaut T., Palomba L. 2017b. Préfiguration du réseau macroalgues – Bassin Rhône Méditerranée Corse – Application de la directive Cadre Eau – Rapport d'état écologique des masses d'eau – Littoral rocheux méditerranéen français – Deuxième phase de réévaluation. Contrat Agence de l'eau RMC – ProtisValor : 53 pp. + Atlas.

Carpenter S.R. et Lodge D.M., 1986. Effects of submersed macrophytes on ecosystem processes. *Aquatic Botany* 26 : 341-370.

Chapman, M. G., Blockley, D. J., 2009. Engineering novel habitats on urban infrastructure to increase intertidal biodiversity. *Oecologia*, 161, 625-635.

Dafforn, K. A., Mayer-Pinto, M., Morris, R. L., Waltham, N. J., 2015. Application of management tools to integrate ecological principles with the design of marine infrastructure. *Journal of Environmental Management*, 158, 61-73.

Ferrario J, Gestoso I, Ramalhosa P, Cacabelos E, Duarte B, Cacador I, Canning-Clode J., 2020. Marine fouling communities from artificial and natural habitats: comparison of resistance to chemical and physical disturbances. *Aquatic Invasions* 15.

Firth, L. B., Thompson, R. C., White, F. J., Schofield, M., Skov, M. W., Hoggart, S. P., Jackson, J., Knights A.M., Hawkins, S. J., 2013. The importance of water-retaining features for biodiversity on artificial intertidal coastal defence structures. *Diversity and distributions*, 19(10), 1275-1283.

Firth, L. B., Schofield, M., White, F. J., Skov, M. W., Hawkins, S. J., 2014. Biodiversity in intertidal rock pools: Informing engineering criteria for artificial habitat enhancement in the built environment. *Marine Environmental Research*, 102, 122-130.

Gauff RP, Davoult D, Greff S, Bohner O, Coudret J, Jacquet S, Loisel S, Rondeau S, Sevin L, Wafo E., 2022. Pollution gradient leads to local adaptation and small-scale spatial variability of communities and functions in an urban marine environment. *Science of the Total Environment* 838:155911.

Gauff RP, Bouchoucha M, Curd A, Droual G, Evrard J, Gayet N, Nunes F., 2023. First joint morphological and molecular detection of *Watersipora subatra* in the Mediterranean Sea presented in an updated genus phylogeny to resolve taxonomic confusion. *Aquatic Invasions* 18:295-312.

Gianni, F., Bartolini, F., Pey, A., Laurent, M., Martins, G. M., Airoidi, L., Mangialajo, L., 2017. Threats to large brown algal forests in temperate seas: the overlooked role of native herbivorous fish. *Scientific reports*, 7(1), 6012.

Guarnieri, G., Bevilacqua, S., Figueras, N., Tamburello, L., Frascchetti, S., 2020. Large-scale sea urchin culling drives the reduction of subtidal barren grounds in the Mediterranean Sea. *Frontiers in Marine Science*, 7, 519.

Hall, A. E., Herbert, R. J., Britton, J. R., Boyd, I. M., & George, N. C., 2019. Shelving the coast with vertipools: retrofitting artificial rock pools on coastal structures as mitigation for coastal squeeze. *Frontiers in marine science*, 6, 456.

Hiscock K., 1996. Marine nature conservation review: rationale and methods. Joint Nature Conservation Committee Peterborough.

Javel F., Puissant C., 2020. CYSTORE Port Vauban - Projet pilote de restauration écologique en milieu artificiel - Bilan final. Convention Agence de l'eau Rhône Méditerranée Corse n° 4096 SUEZ Consulting publ., Fr., 29 p.

Javel F., Belmont C., Blanfuné A., Grondin J., Blin E., 2018. Re-CYST : Projet pilote de restauration de ceintures de cystoseires dans le parc national des Calanques - Bilan final. Convention Agence de l'eau Rhône Méditerranée Corse – Métropole Aix-Marseille Provence. SUEZ Consulting publ., Fr., 46 p.

Javel F., Thibaut T., Grondin J., Blanfuné-Thibaut A., Delaye M., Belmont C., Bizzozero L., 2015. Programme GIREL, projet CYSTORE : Valorisation écologique d'infrastructures maritimes par transplantation d'algues du genre *Cystoseira*, bilan final et perspectives. Convention Agence de l'eau Rhône Méditerranée Corse – Safege (réf. 2014096 et 20140975), convention GPMM - Safege (réf. C1202413). Safege publ., 71 p. + ann.

Javel F., Curd A., Puissant C., Carlier A., Gauff R., Droual G., Bouchoucha M., Mangialaj, L., Thibaut T., Puissant C., Le Lan C., 2023. Plus-value écologique des cuvettes rocheuses artificielles intégrées aux ouvrages maritimes : premiers retours d'expérience en Atlantique et Méditerranée. Journées Méditerranéennes de l'AIPCN (25-27 octobre 2023, Sète).

Javel F., Puissant C., Gauff R., 2024. Projet CYSTORE Monaco - Bilan 2024. Contrat Bouygues TP Monaco – SUEZ Consulting. SUEZ Consulting publ., 25 p.

Mangialajo L., Chiantore M., Susini M.L., Meinesz A., Cattaneo-Vietti R., Thibaut T., 2012. Zonation patterns and interspecific relationships of fucoids in microtidal environments. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 412, 72-80.

Mangialajo, L., Chiantore, M., Cattaneo-Vietti, R., 2008. Loss of fucoid algae along a gradient of urbanisation, and structure of benthic assemblages. *Marine Ecology Progress Series*, 358, 63-74.

Martins, G. M., Hawkins, S. J., Thompson, R. C., Jenkins, S. R., 2007. Community structure and functioning in intertidal rock pools: effects of pool size and shore height at different successional stages. *Marine Ecology Progress Series*, 329, 43-55.

Massé C, Viard F, Humbert S, Antajan E, Auby I, Bachelet G, Bernard G, Bouchet VM, Burel T, Dauvin J-C., 2023. An overview of marine non-indigenous species found in three contrasting biogeographic metropolitan French regions: Insights on distribution, origins and pathways of introduction. *Diversity* 15:161.

Metaxas, A., Scheibling, R. E., 1993. Community structure and organization of tidepools. *Marine Ecology Progress Series*, 98 (1-2), 187-198.

Medrano, A., Hereu, B., Cleminson, M., Pagès-Escolà, M., Rovira, G. L., Sola, J., & Linares, C., 2020. From marine deserts to algal beds: *Treptacantha elegans* revegetation to reverse stable degraded ecosystems inside and outside a No-Take marine reserve. *Restoration Ecology*, 28(3), 632-644.

Morris, R. L., Golding, S., Dafforn, K. A., Coleman, R. A., 2018. Can coir increase native biodiversity and reduce colonisation of non-indigenous species in eco-engineered rock pools? *Ecological Engineering*, 120, 622-630.

Ostalé-Valriberas E, Martín-Zorrilla A, Sempere-Valverde J, García-Gómez JC, Espinosa F., 2024. Ecological succession within microhabitats (tidepools) created in riprap structures hosting climax communities: An economical strategy for mitigating the negative effects of coastal defence structure on marine biodiversity. *Ecol Eng* 200:107187.

Pères, J.M., Picard, J., 1964. Nouveau manuel de bionomie benthique de la mer Méditerranée. *Rec. Trav. Stn. Mar. Endoume Fac. Sci. Mars* 31, 5–137.

Piazzini, L., Ceccherelli, G., 2019. Effect of sea urchin human harvest in promoting canopy forming algae restoration. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 219, 273-277.

De Pippo, T., Donadio, C., 1999. Morphology, genesis and evolution of rockpools along Italian coasts. *Geografia Fisica e Dinamica Quaternaria*, 22(2), 129-141.

Schaefer, N., Mayer-Pinto, M., Johnston, E. L., Dafforn, K. A., 2023. Understanding the role of microhabitats in intertidal rock pools to guide future eco-engineering designs. *Marine Biology*, 170(4), 44.

Strain EMA, Olabarria C, Mayer-Pinto M, Cumbo V, Morris RL, Bugnot AB, Dafforn KA, Heery E, Firth LB, Brooks PR, Bishop MJ., 2018. Eco-engineering urban infrastructure for marine and coastal biodiversity: Which interventions have the greatest ecological benefit? *J Appl Ecol* 55:426-441.

Strain EMA, Steinberg PD, Vozzo M, Johnston EL, Abbiati M, Aguilera MA, Airoidi L, Aguirre JD, [...] Bishop MJ., 2021. A global analysis of complexity–biodiversity relationships on marine artificial structures. *Global Ecology and Biogeography* 30:140-153

Susini M, Mangialajo L, Thibaut T, Meinesz A., 2004. Development of a transplantation technique of *Cystoseira amentacea* var. *stricta* and *Cystoseira compressa*. *Proc Biodiversity in Enclosed Seas and Artificial Marine Habitats: Proceedings of the 39th European Marine Biology Symposium, held in Genoa, Italy, 21–24 July 2004*. Springer.

Thibaut, T., Blanfuné, A., Boudouresque, C. F., Verlaque, M., 2015. Decline and local extinction of Fucales in French Riviera: the harbinger of future extinctions? *Mediterranean marine science*, 16(1), 206-224.

Thibaut, T., Blanfuné, A., Markovic, L., Verlaque, M., Boudouresque, C. F., Perret-Boudouresque, M., Mačić V., Bottin, L., 2014. Unexpected abundance and long-term relative stability of the brown alga *Cystoseira amentacea*, hitherto regarded as a threatened species, in the north-western Mediterranean Sea. *Marine pollution bulletin*, 89(1), 305-323.

Thibaut T, Blanfuné A, Javel F, Puissant C., 2021. Is it possible to restore algal forest on large areas? The French experience. *Proc 9th World Conference on Ecological Restoration SER 2021, Virtual, S-19 Implementing marine ecosystems restoration: new insights from shallow and deep ecosystems*.

Tiralongo F, et al., 2022. New Alien Mediterranean Biodiversity Records (August 2022). *Mediterranean Marine Science* 23:725-747.

Underwood, A. J., Skilleter, G. A., 1996. Effects of patch-size on the structure of assemblages in rock pools. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 197(1), 63-90.

Verdura, J., Sales, M., Ballesteros, E., Cefali, M. E., Cebrian, E., 2018). Restoration of a canopy-forming alga based on recruitment enhancement: methods and long-term success assessment. *Frontiers in Plant Science*, 9, 1832. Vinagre C, Dias M, Fonseca C, Pinto MT, Cabral HN, Silva A., 2015. Use of rocky intertidal pools by shrimp species in a temperate area. *Biologia* 70:372-379.

White GE, Hose GC, Brown C (2015) Influence of rock-pool characteristics on the distribution and abundance of inter-tidal fishes. *Marine Ecology* 36:1332-1344.

# ANNEXES

## Annexe 1 « Communication »

En octobre 2022, un point presse a été organisé, par l'ESID et SUEZ Consulting en vue de promouvoir le projet et présenter la fin des travaux de réfection de la Grande Jetée. Un dossier de presse a été remis aux participants (voir page suivante).

A la suite à cette journée, plusieurs articles de presse et reportage TV ont permis de faire connaître le projet à plus large échelle.

- Presse écrite :
  - ▷ Article dans Var matin<sup>5</sup> (publication le 24/10/2022)
- Télévision :
  - ▷ Reportage BFMtv<sup>6</sup> (publication le 20/10/2022)
  - ▷ Reportage France 3

	Pg Journal	Pg Dossier	Lundi 24 Octobre 2022
	4	1/1	

# Une algue pour booster la biodiversité dans la rade

Si les travaux de réfection de la grande jetée de Toulon sont finis depuis mars 2022, l'ouvrage fait désormais l'objet d'un projet pilote visant à favoriser sa colonisation par les algues cystoseires.

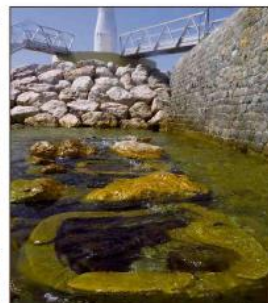
Initialement, ça n'avait pas été prévu dans les travaux de restauration de l'ouvrage estimés à quelque 21 millions d'euros. Mais comme souvent sur les chantiers dans l'ancien – la Grande Jetée est une « vieille dame » de 141 ans – il y a eu quelques surprises. « Il a fallu consolider davantage le pied de talus et donc contracter plus que prévu sur les possibilités avoisinantes », explique l'ingénieur en chef David Bordaroud, chef du bureau Ouvrages maritimes de l'Établissement du service d'infrastructure de la Défense de Toulon.

### Cuvettes artificielles en béton

Les postiches étant une espèce protégée, des mesures compensatoires supplémentaires ont donc été nécessaires. C'est là que Suez est intervenu. L'idée étant de restaurer écologiquement un ouvrage maritime, certes emblématique de la rade de Toulon, mais qui, avec ses 1 200 mètres de long, fragmente tout autant l'habitat naturel qu'il protège le littoral septentrional de la houle d'Est. En collaboration avec la société E.ONcrete, inventrice d'un additif qui permet au ciment d'être à la fois plus résistant et plus propice au développement de la biodiversité, Suez a proposé de combiner son procédé Cystore® avec la mise en place de cuvettes rocheuses artificielles en béton. Ces dernières, au nombre de dix et installées à fleur d'eau côté grande rade, ont pour fonction de protéger de la prédation des poissons les jeunes pousses de cystoseires, une algue considérée comme « espèce-ingénieur » autour de laquelle va pouvoir se développer la biodiversité.



Candice Puissant, Julien Bachelet et Fabrice Javel, l'équipe de Suez derrière le projet de valorisation écologique de la Grande Jetée. C'est dans ces cuvettes à fleur d'eau, ce qui leur assure une bonne protection contre les poissons herbivores, que les rameaux de cystoseires ont été implantés. (Photo V. L. R. et DR/Suez)



« Toute la difficulté a été d'installer à la Grande Jetée ces cuvettes, des structures de jupes d'une tonne chacune, avec une précision de deux centimètres. Trop profondes, elles ne joueraient plus leur rôle protecteur contre les poissons herbivores. Trop en surface, les jeunes algues risqueraient de sécher au soleil », explique Fabrice Javel, directeur du développement Ports et Milieu marin chez Suez.

### Cinq ans de suivi

La pose réussie, ne restait plus qu'à initier la reconquête de l'ouvrage par la biodiversité. Candice Puissant, ingénieure en environnement, détaille le procédé Cystore®. « Au mois de juillet on a prélevé les parties fertiles des cystoseires du côté du cap de Carqueiranne. On en a fait des rameaux qu'on a fixés le même jour dans les fameuses cuvettes ». Fabrice Javel n'a aucun

doute sur le succès de l'opération : « On a enregistré des résultats très encourageants à Monaco où cette technique a été mise en œuvre il y a maintenant deux ans ». Mais pour s'en assurer en rade de Toulon, un suivi scientifique a été confié à l'Institut français de recherche pour l'exploitation de la mer (Ifremer) pour une période de cinq ans. « L'opération a débuté ce jeudi 20 octobre par un état des lieux sur les parties

non restaurées de la Grande Jetée et les parties naturelles du sentier du littoral de Piopady. Et puis, deux fois l'an, on va mesurer ce qui se passe dans les cuvettes et les environnements alentour », détaille Marc Bouchouchs, écologue chez Ifremer, et responsable du fil suivi. Il n'y a plus qu'à espérer que Dame Nature fasse une fois de plus preuve de résilience.

P.-L. PAGÉS  
plpages@varmatin.com

<sup>5</sup> <https://www.varmatin.com/environnement/une-algue-pour-boosteur-la-biodiversite-sur-la-grande-jetee-a-toulon-802750>

<sup>6</sup> [https://www.bfmtv.com/var/replay-emissions/bonjour-var/toulon-une-rehabilitation-de-la-faune-et-flore-marine-lancee\\_VN-202210200191.html](https://www.bfmtv.com/var/replay-emissions/bonjour-var/toulon-une-rehabilitation-de-la-faune-et-flore-marine-lancee_VN-202210200191.html)

## Annexe 2 : GIREL – projet CYSTORE : retour sur site 8 ans après, quelles tendances évolutives ? quels enseignements

# GIREL – projet CYSTORE : retour sur site 8 ans après, quelles tendances évolutives ? quels enseignements ?

## 1 - Préambule

Le programme GIREL (*Gestion des Infrastructures pour la Réhabilitation Écologique du Littoral*) est un projet initié par le Grand Port Maritime avec le soutien de l'Agence de l'Eau Rhône Méditerranée Corse. Mené sur la période 2011-2015, ce programme de recherche et de développement avait pour objectif de mettre au point des méthodes pour valoriser les ouvrages maritimes de Marseille et du Golfe de Fos et/ou d'en améliorer les fonctions écologiques. Il comprenait trois pilotes expérimentaux dont le projet CYSTORE porté par SUEZ Consulting en partenariat avec l'Institut Méditerranéen d'Océanologie.

L'objectif du projet pilote CYSTORE était de développer des techniques permettant d'initier ou accélérer la colonisation des ouvrages par *Ericaria amentacea*<sup>1</sup> (anciennement nommée *Cystoseira amentacea* var. *stricta*) pour offrir à des gestionnaires un outil opérationnel de valorisation écologique.

Sur quatre sites expérimentaux et un site témoin, 45 supports de transplantation, abritant chacun une trentaine d'individus *E. amentacea* prélevés sur la côte Bleue, ont été installés au printemps 2014. Entre avril 2014 et juin 2015, un suivi de la tenue des individus, de leur croissance et de leur fertilité a été réalisé, complété ensuite par le suivi des recrues à partir d'octobre 2014. En juin 2016, après la fin du projet, une campagne complémentaire a mis en évidence une stagnation ou régression sur la plupart des sites à l'exception de la digue des Catalans ou des premiers signes d'une dynamique colonisation avaient été détectés.

Plus de huit années après les transplantations et six après le dernier suivi, il est apparu intéressant de retourner sur les sites afin d'évaluer si les tendances évolutives qui avaient commencé à se dégager se sont précisées. Ce retour d'expérience sur une période d'une durée significative par rapport à la biologie de l'espèce cible vient enrichir celui acquis avec d'autres projets menés dans les Calanques (2015 ; Javel et al., 2018), à Antibes (2017 ; Javel et Puissant, 2020), Monaco (2021 ; Javel et al., 2024) et Toulon (2022) ; projets pour lesquels la méthode a évolué vers un ensemencement à l'aide de rameaux fertiles plutôt que de la transplantation d'individus entiers.

La présente note expose les principaux résultats acquis lors de la campagne de juin 2022 au regard de ceux obtenus lors des derniers suivis et en tire les principaux enseignements dans la perspective de prochaines opérations à grande échelle.

---

<sup>1</sup> *E. amentacea* ou « cystoseire(s) » dans la suite de la note.

# GIREL – projet CYSTORE : retour sur site 8 ans après, quelles tendances évolutives ? quels enseignements ?

## 2 - Méthodologie

Les relevés ont été réalisés sur l'ensemble des sites d'expérimentation le 15 juin 2022 en présence de Thierry THIBAUT de l'Institut Méditerranéen d'Océanologie (Figure 1). Sur chaque site, ont été notés :

- Nombres de cystoseires, le cas échéant surface des *patches* ;
- Position des cystoseires par rapport aux plaques ;
- Longueur des rameaux ;
- La présence éventuelle d'apex fertiles ;
- Etat des plaques (présence/absence, fissure, ...).

Grace aux cartographies de l'état initial des sites en 2012, une distinction a pu être faite entre les cystoseires qui étaient déjà présentes sur les sites avant les transplantations et les cystoseires issues des transplantations. Pour ces dernières, contrairement aux précédents suivis, la distinction entre les transplants et les recrues n'est plus possible. La recherche des individus a porté sur les supports de transplantations et les roches ou blocs béton autour des supports.

L'analyse des données considère les résultats de trois campagnes : 25 juin 2015, 12 août 2016 et 15 juin 2022. A noter un biais pour la comparaison des longueurs de rameaux entre les campagnes de juin et celle d'août.

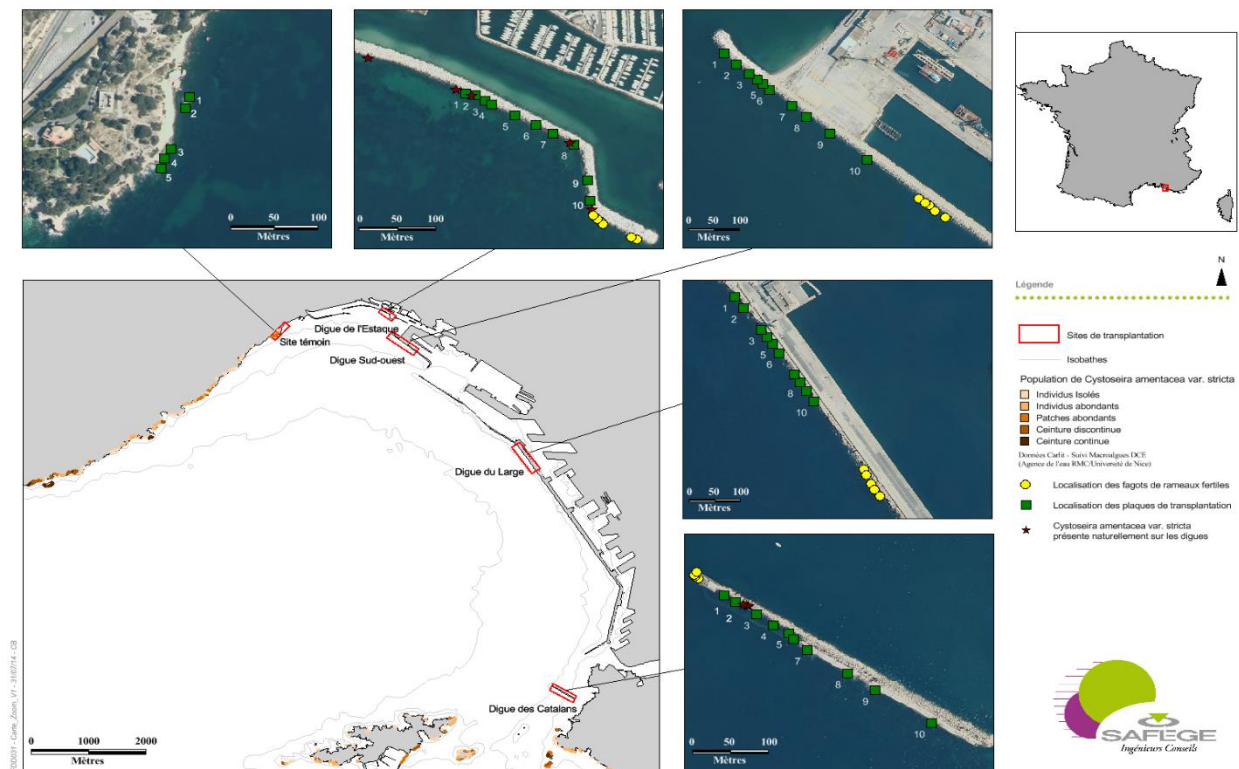


Figure 1 : localisation des sites d'expérimentation.

## GIREL – projet CYSTORE : retour sur site 8 ans après, quelles tendances évolutives ? quels enseignements ?

### 3 - Résultats

En juin 2022, plus de 250 individus d'*E. amentacea* ont été comptabilisés sur les sites d'expérimentation (hors cystoseires déjà présentes avant 2014). La grande majorité est située sur la digue des Catalans tandis qu'il ne subsiste plus aucune cystoseire sur le site de la digue du large.

Les détails des résultats obtenus pour chaque site et les comparaisons avec ceux des années précédentes sont présentés ci-après.

#### Corbières, site témoin

Deux supports de transplantation parmi les cinq installés en 2014 sont encore présents. Seul un individu de cystoseire a persisté sur les supports restants alors qu'il en restait encore une dizaine en 2015 et 2016. La longueur moyenne des rameaux de cystoseires présentes naturellement sur le site est de  $16,4 \pm 5.4$  cm.

#### Digue de l'Estaque

La moitié des supports de transplantation disposés sur la digue de l'Estaque est encore présente. Ceux-ci sont colonisés par des moules, balanes ainsi que des algues calcaires encroûtantes (*Lithophyllum incrustans*) et dressés (*Corallina caespitosa*) ; visuellement la densité de patelles paraît élevée. Que ce soit sur les supports ou les blocs rocheux de la digue, le peuplement algal est très ras.

Concernant spécifiquement les cystoseires, la tendance déjà constatée en 2016 s'est poursuivie avec la disparition de quasiment tous les individus. Il n'en subsiste plus que quatre contre encore une trentaine en 2016. En outre, la dizaine de cystoseires recensées avant les transplantations et suivies jusqu'en 2016 semblent elles aussi avoir disparu.

Le seul point positif sur ce site concerne la longueur moyenne des individus qui atteint plus de  $24 \pm 11.10$  cm, largement au-dessus des autres sites d'expérimentation et même du site témoin (Figure 3 et Figure 4) ; des apex fertiles sont présents.

#### Digue Sud-Ouest

Sur la digue Sud-Ouest, constituée de blocs cubiques en béton, six supports de transplantation sur les dix initiaux sont encore présents. Le nombre d'individus de cystoseire semble stable avec sensiblement le même effectif en 2016 et 2022 (~20). Quinze individus ont été observés sur un seul et même support de transplantation comportant encore le dispositif visant à limiter la prédation par les saupes (Figure 6). Au vu du diamètre important des axes primaires, il s'agit de vieux individus et donc très probablement des transplants de 2014 ayant survécu. Quatre cystoseires ont été comptabilisées en dehors des supports ; la plus éloignée est située à environ un mètre du support le plus proche. Ces recrues sont « noyées » dans une couverture très dense de moules. Il est probable que certaines d'entre elles soient fixées sur les moules et seraient ainsi amenées à disparaître rapidement avec le décrochage de leur support dû à l'hydrodynamisme.

La longueur moyenne des rameaux ( $11,9 \pm 6.63$  cm) est bien supérieure à 2016 et 2015 (respectivement  $7,4 \pm 1.41$  cm et  $6,3 \pm 0.4$  cm) et reste en dessous de celle du site témoin (Corbières ;  $16,4 \pm 5.4$  cm). Ils comportent de multiples traces de broutage toutefois des apex fertiles ont été observés sur une proportion significative des rameaux (non évaluée).

#### Digue du large

Six supports de transplantation se sont maintenus sur ce site très exposé à l'hydrodynamisme. Aucun individu de cystoseire n'a été observé confirmant ainsi la tendance à la régression notée en 2016 (11 individus contre 68 en 2015).

## GIREL – projet CYSTORE : retour sur site 8 ans après, quelles tendances évolutives ? quels enseignements ?

### Digue des Catalans

La totalité des dix supports de transplantation est encore présente avec même, pour deux d'entre eux, la persistance des câbles de protection contre la prédation des saupes. Dans l'ensemble, ce site se distingue par une couverture algale bien supérieure aux autres. On notera en particulier la présence de larges patches de *Cystoseira compressa* qui se sont développés sur certains supports de transplantation.

Concernant *E. amentacea*, une trentaine d'individus isolés a été recensée dont huit à proximité des supports (non compris les cystoseires présentes avant les transplantations) ; le plus éloigné étant situé à plus de 3 m du support le plus proche. Le fait le plus marquant est la présence d'un ensemble quasi continu de plusieurs centaines d'individus formant un patch d'environ 1,8 m<sup>2</sup> sur un des supports et sa périphérie immédiate (Figure 6). Par ailleurs, une dizaine d'individus parmi la quinzaine recensée avant les transplantations ont à nouveau été observés.

De l'ordre de  $9 \pm 4.55$  cm, comme en 2016 et 2018, la longueur moyenne des rameaux est stable. Malgré cette valeur faible pour la saison et les nombreuses traces de broutage, de nombreux rameaux comportent des apex fertiles.

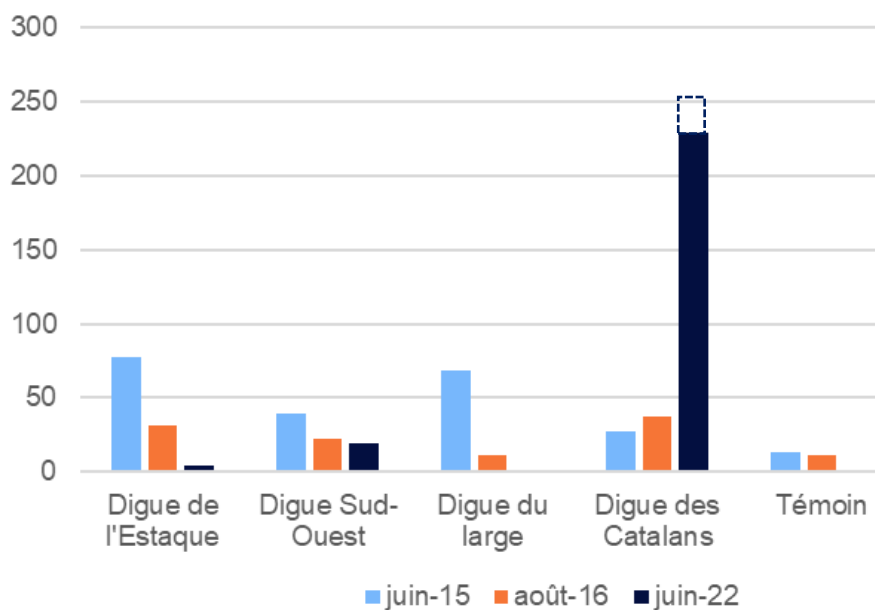


Figure 2 : comparaison du nombre de cystoseires entre les différents sites et les différentes années (digue des Catalans 2022 : estimation minimale figurée en pointillé).

# GIREL – projet CYSTORE : retour sur site 8 ans après, quelles tendances évolutives ? quels enseignements ?

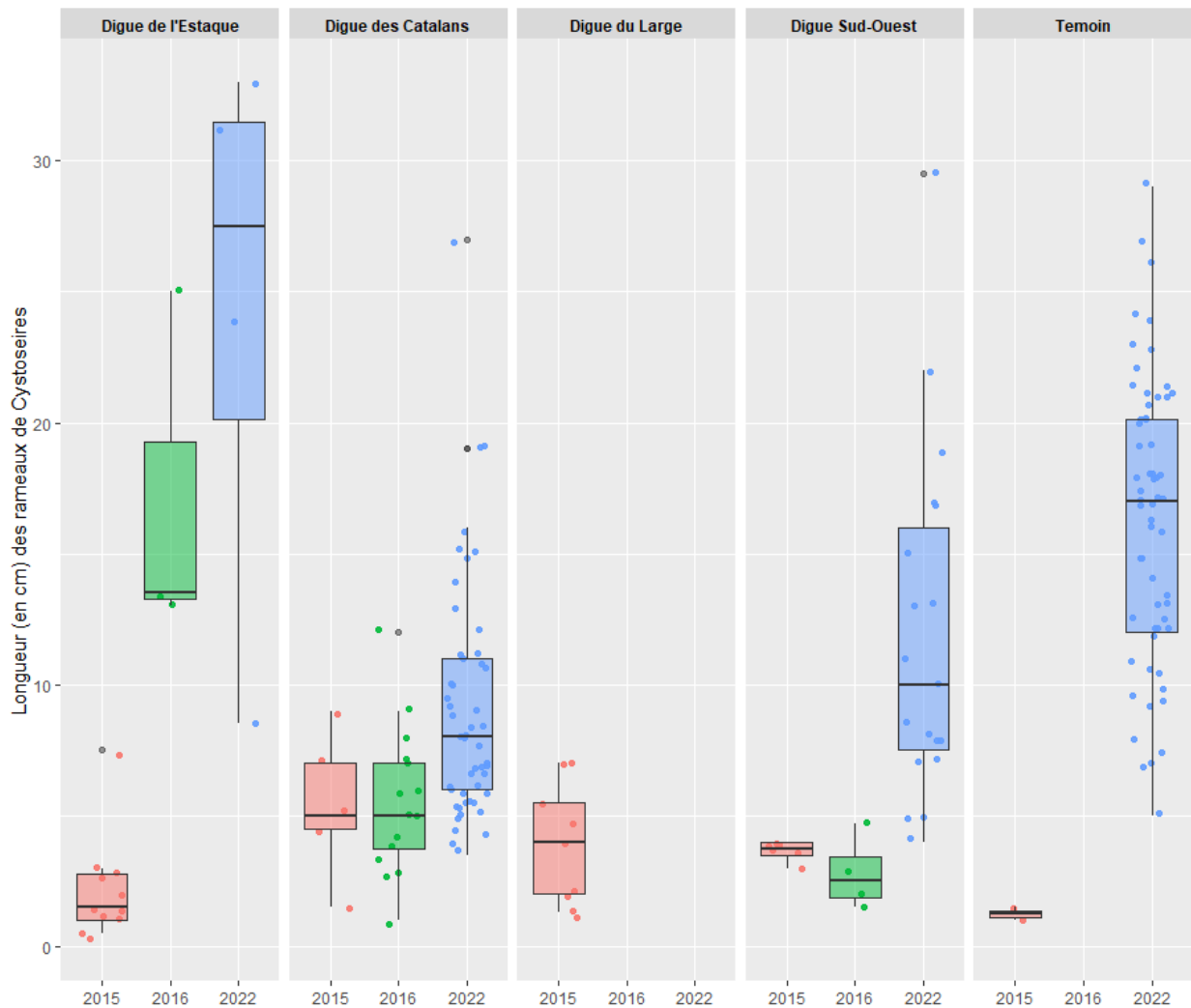


Figure 3 : comparaison des longueurs (en cm) des rameaux de cystoseire entre les différents sites et les différentes années.

# GIREL – projet CYSTORE : retour sur site 8 ans après, quelles tendances évolutives ? quels enseignements ?

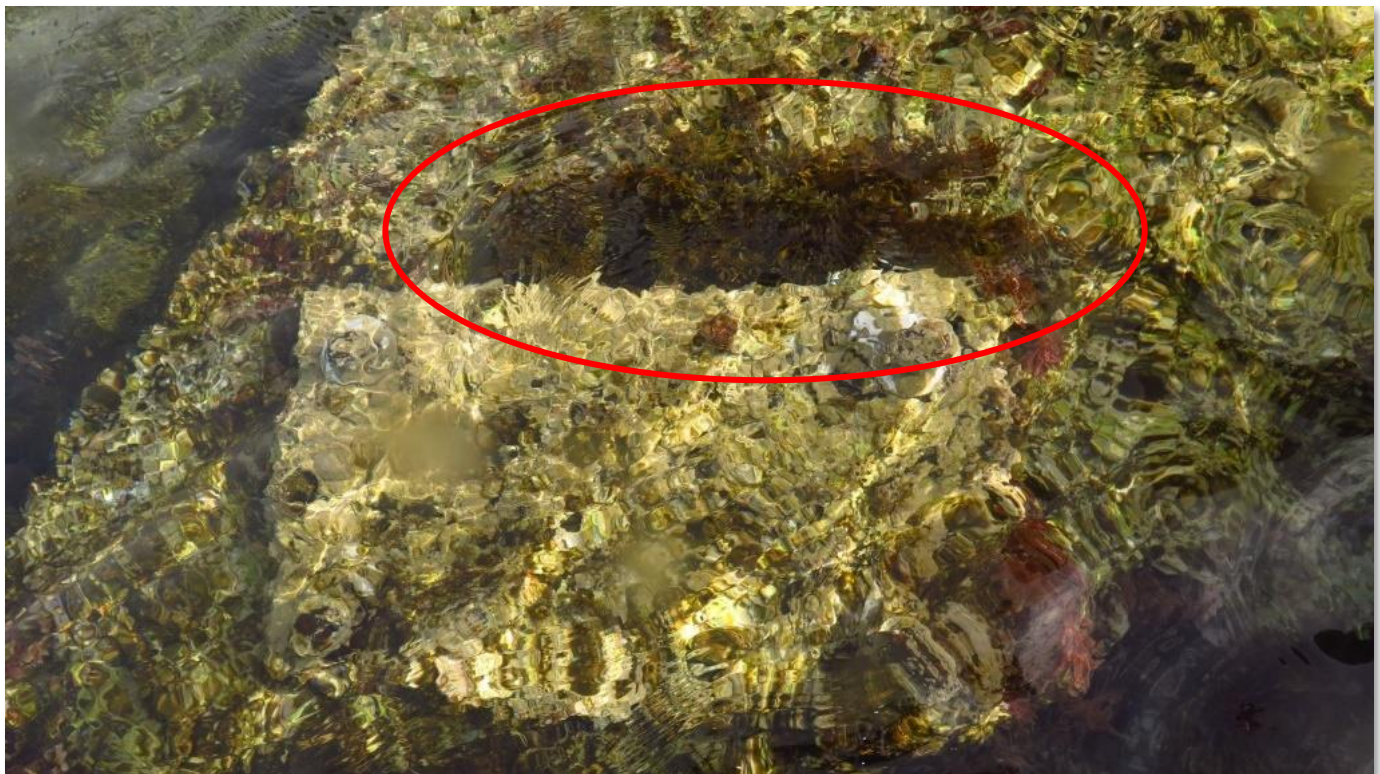
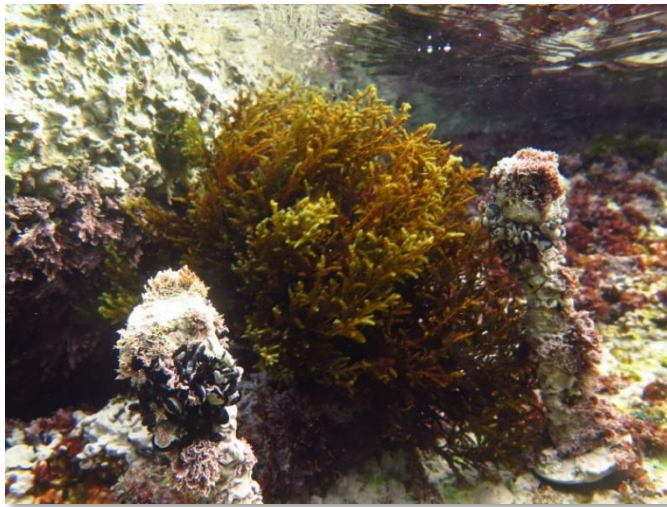


Figure 4 : individus isolés d'*E. amentacea* sur et à proximité des supports de transplantation (en haut, gauche et droite) et ensemble d'individus se développant à la base d'un support – digue de L'Estaque, juin 2022.

# GIREL – projet CYSTORE : retour sur site 8 ans après, quelles tendances évolutives ? quels enseignements ?

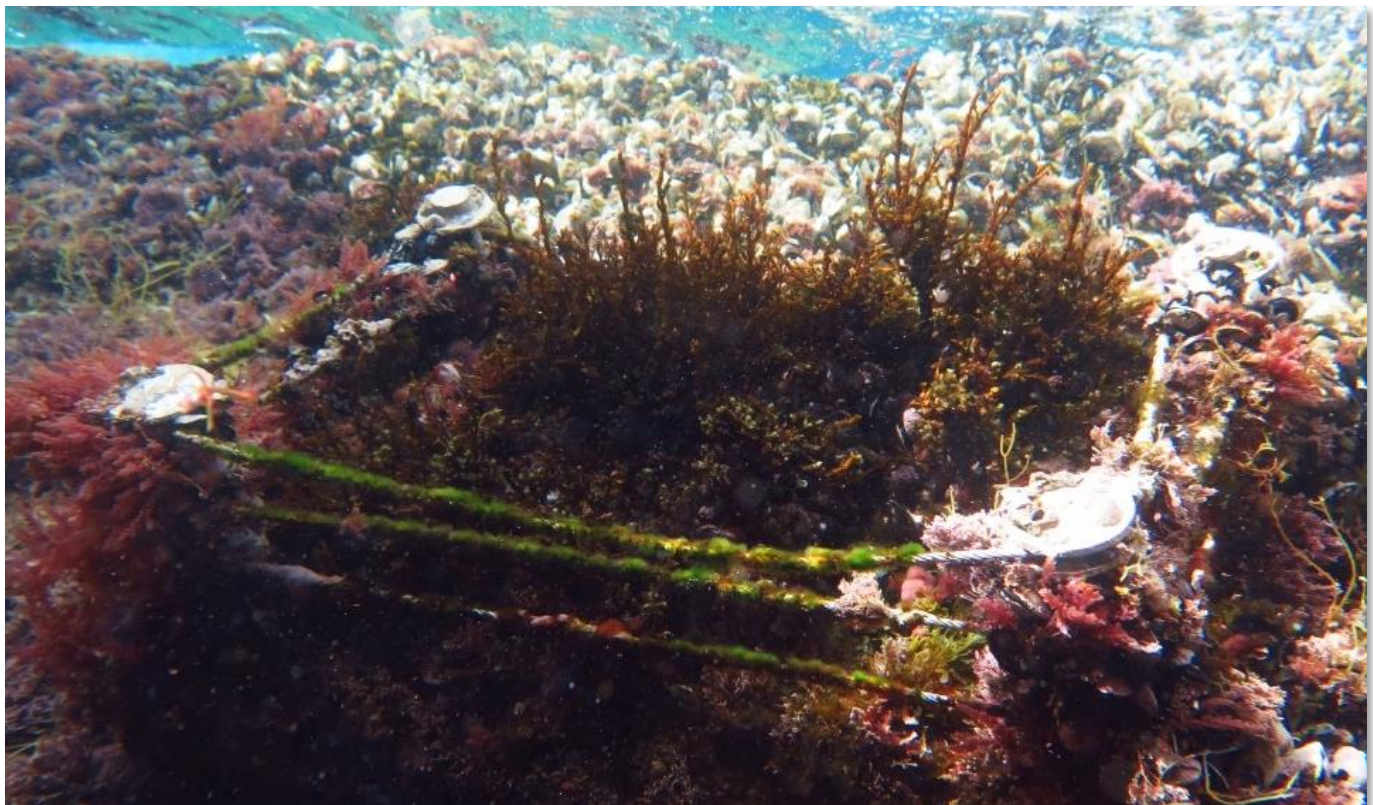
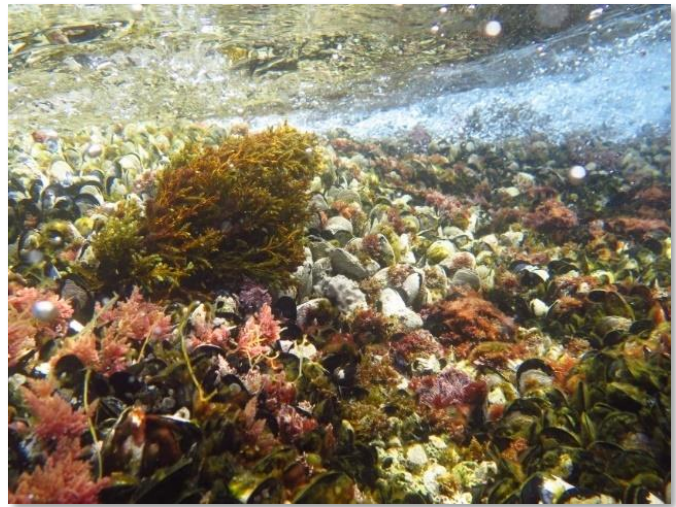


Figure 5 : individus isolés d'*E. amentacea* sur les blocs béton avec un fort recouvrement de moules (en haut, gauche et droite) et support de de transplantation comportant encore un nombre significatif d'individus d'*E. amentacea* (probablement des transplants de 2014, axes de fort diamètre) – digue Sud-Ouest, juin 2022.

# GIREL – projet CYSTORE : retour sur site 8 ans après, quelles tendances évolutives ? quels enseignements ?



Figure 6 : individus isolés d'*E. amentacea* sur les supports de transplantation (en haut, gauche et droite) et large patch d'*E. amentacea* autour d'un support – digue des Catalans, juin 2022.

## GIREL – projet CYSTORE : retour sur site 8 ans après, quelles tendances évolutives ? quels enseignements ?

### 4 – Discussion et conclusion

Huit années après les transplantations, sur trois sites sur quatre la disparition progressive des transplants et recrues déjà mise en évidence en 2016 s'est poursuivie jusqu'en 2022.

Les paramètres naturels de ces sites sont favorables au développement de l'espèce. Toutefois, à l'exception du site des Catalans, la prédation par les saupes (affectant la capacité des individus à se reproduire et engendrant certainement une mortalité importante des recrues), la compétition pour l'espace (en particulier par les moules comme sur la digue Sud-Ouest) et la structure des substrats (pente et exposition) ne semblent manifestement pas favorable à leur survie. Seul peut-être une transplantation plus massive et plus dense aurait permis d'initier un processus de colonisation mais sans aucune certitude. Profitant certainement d'une microtopographie particulière des roches les rendant moins accessibles pour les saupes, les quelques cystoseires restant sur les sites présentent des apex fertiles et des rameaux de longueur proche voire supérieure à celle du site naturel. Cet aspect confirme que des individus isolés transplantés ou non sont soumis à la prédation des saupes, et que favoriser des zones à l'abri de cet herbivore est une solution à leur survie et leur développement.

Comme déjà pressenti en 2015, une dynamique de colonisation positive est en cours sur la digue des Catalans. Une proportion significative des individus transplantés sont parvenus à se maintenir et à se reproduire produisant des jeunes recrues qui à leur tour ont pu disséminer engageant ainsi le processus de colonisation de proche en proche. La présence d'un *patch* d'une surface de plus de 1,5 m<sup>2</sup> et d'individus situés à plusieurs mètres de supports en sont des signes clairs. Les zones colonisées ne sont pas facilement accessibles aux saupes. Bien qu'isolé des populations naturelles de *E. amentacea*, la présence significative de cystoseires (*E. amentacea* et *C. compressa*) avant les transplantations sur ce site montrait déjà bien qu'il était plus favorable que les autres. Il est délicat de définir l'échéance d'une colonisation complète de l'ensemble des roches favorables sur la digue (au regard en particulier de leur rugosité, pente et altimétrie). Au vu de l'ancienneté des quelques rares ouvrages abritant de très belles populations de cystoseires<sup>2</sup>, on peut supposer qu'au moins une dizaine d'années sera nécessaire car bien que la dispersion lointaine soit possible par les courants via des radeau d'algues, la majorité du recrutement se fait de proche en proche.

Ce délai particulièrement long lié intrinsèquement à la biologie de l'espèce peut certainement être réduit en créant des foyers pérennes de production de zygotes abrités de la prédation par les saupes et des oursins. Il s'agit en fait de combiner des cuvettes artificielles intégrées dans l'ouvrage avec le procédé CYSTORE<sup>®</sup> qui repose désormais sur un ensemencement via des bouquets de rameaux fertiles<sup>3</sup> plutôt que la transplantation d'individus entiers. Cette approche combinée a été mis en œuvre en 2021 à Monaco et en 2022 sur la grande jetée de Toulon.

<sup>2</sup> Par exemple, la digue du port de Frioul abrite de larges ceintures de cystoseires se développant sur les blocs maçonnés sub-horizontaux. Cette configuration atypique pour une digue est liée aux bombardements ayant eu lieu pendant la 2<sup>ème</sup> guerre mondiale, soit il y a plus de 70 ans.

<sup>3</sup> Des premiers essais peu concluants avaient été réalisés dans le cadre du programme GIREL. Puis, le procédé a été maîtrisé à l'occasion du projet ReCYST dans le parc national des Calanques

## GIREL – projet CYSTORE : retour sur site 8 ans après, quelles tendances évolutives ? quels enseignements ?

### 5 - Bibliographie

**Javel F., Thibaut T., Grondin J., Blanfuné-Thibaut A., Delaye M., Belmont C., Bizzozero L., 2015.** Programme GIREL, projet CYSTORE® : Valorisation écologique d'infrastructures maritimes par transplantation d'algues du genre *Cystoseira*, bilan final et perspectives. Convention Agence de l'eau Rhône Méditerranée Corse – Safege (réf. 2014096 et 20140975), convention GPMM - Safege (réf. C1202413). Safege publ., 71 p. + ann.

**Javel F., Belmont C., Blanfuné A., Grondin J., Blin E., 2018.** Re-CYST : Projet pilote de restauration de ceintures de cystoseires dans le parc national des Calanques - Bilan final. Convention Agence de l'eau Rhône Méditerranée Corse – Métropole Aix-Marseille Provence. SUEZ Consulting publ., Fr., 46 p.

**Javel F., Puissant C., 2020.** CYSTORE® Port Vauban - Projet pilote de restauration écologique en milieu artificiel - Bilan final. Convention Agence de l'eau Rhône Méditerranée Corse n° 4096. SUEZ Consulting publ., Fr., 29 p.

**Javel F., Puissant C., Gauf R., 2024.** Projet CYSTORE® Monaco - Bilan 2024. Contrat Bouygues TP Monaco – SUEZ Consulting. SUEZ Consulting publ., 25 p.