

---

# Rapport de stage individuel

4<sup>ème</sup> année

## Evaluation des impacts écologiques engendrées par l'extraction de sable sur la composition fonctionnelle des communautés benthiques

---

Laboratoire d'écogéochimie des environnements  
benthiques

1 avenue Pierre Fabre 666520 Banyuls-sur-Mer France

Tuteur entreprise :

Dr. Céline Labrune (LECOB UMR 8222  
CNRS)

Thomas Day

Dr. Paulo Bonifácio

IMA

Tuteur académique : Dr.  
Francesca Di Pietro



**POLYTECH<sup>®</sup>**  
TOURS

35 ALLÉE FERDINAND DE LESSEPS  
37200 TOURS

Thomas Day

2019-2020

Evaluation des impacts écologiques engendrés par l'extraction de sable sur la composition fonctionnelle des communautés benthiques.

Résumé : Les zones côtières sont des environnements variés et riches qui sont soumis à des pressions anthropiques fortes comme par exemple le dragage. Ce dernier va exercer une pression sur la faune benthique et peut modifier les communautés présentes. L'objectif de ce rapport est d'évaluer l'impact d'un dragage sur la macrofaune benthique à l'aide d'une méthode s'appuyant sur les traits fonctionnels des espèces. Au total ce sont 142 espèces qui ont été caractérisées pour 12 stations échantillonnées sur 5 temps. Les résultats montrent un potentiel impact présent sur deux stations, et une augmentation de la diversité fonctionnelle qui peut être expliquée par l'hypothèse des perturbations intermédiaires.

Mots Clés : macrofaune benthique, mer Méditerranée, traits fonctionnels, diversité fonctionnelle, dragage

Sorbonne Université

Tuteur entreprise :

Dr. Céline Labrune (LECOB UMR 8222  
CNRS)

Dr. Paulo Bonifácio

Tuteur académique :

Dr. Francesca Di Pietro

## Avant-propos

L'observatoire Océanologique de Banyuls-sur-Mer (OOB), aussi connu sous le nom de « Laboratoire Arago » est un laboratoire créé en 1882 par Henri Lacaze-Duthiers et qui s'est rattaché au Centre National de la Recherche Scientifique (CNRS) en 1967. En 1985, il devient une école interne de Sorbonne Université (Université Pierre et Marie Curie jusqu'à 2017).

Du fait de ses nombreuses missions dans le domaine de l'observatoire, le laboratoire Arago a rapidement obtenu le statut d'Observatoire Océanologique de l'Institut National des Sciences de l'Univers (INSU). Ce qui a fait de lui, le premier observatoire créé dans la Région Languedoc-Roussillon.

Ses missions sont nombreuses et variées, elles concernent la recherche, la formation, l'observation, l'accueil scientifique mais aussi la médiation scientifique. Au sein de ces grandes catégories, plusieurs thématiques sont abordées : la microbiologie, la biotechnologie, l'écogéochimie entre autres. C'est donc au sein du laboratoire d'Ecogéochimie des Environnements Benthique (LECOB) que le stage a été réalisé sous forme de télétravail.

Le LECOB a pour objectif d'approfondir la compréhension de la dynamique des environnements benthiques. Pour la période de 2019 à 2023, leurs recherches s'organisent suivant 3 axes :

- La dynamique des assemblages benthiques marins
- La relation habitats-fonctions associées aux ingénieurs en écosystèmes
- La réponse au stress des individus aux communautés.

Le stage s'est effectué sous la tutelle de Dr. Céline Labrune, ingénieure de recherche du CNRS et de Dr. Paulo Bonifácio, spécialiste des polychètes.

## Remerciements

Je tiens à remercier les deux personnes sans qui ce stage n'aurait pas pu se dérouler. Merci à Céline Labrune de m'offrir l'opportunité de faire ce stage, et le temps que tu as pris pour m'expliquer la diversité fonctionnelle. Merci à Paulo Bonifácio, pour m'avoir supporté et appris comment R pouvait être utile et pénible à la fois.

Merci à Niam Smith pour la présentation de son mémoire, à Jenny Dannheim pour l'explication de leur base de données.

Merci à tous les experts qui ont permis de remplir la base de données : Jean-Michel Amouroux (chercheur bénévole Sorbonne Université), Cyrielle Jac, Benoit Gouillieux (spécialiste crustacés).

Merci à l'ensemble des personnes qui ont participé au bon déroulement de mon stage et à sa rédaction.

## Table des matières

Remerciements .....	4
Liste des figures .....	7
Listes des tables.....	8
I. Introduction.....	9
II. Matériel et méthode .....	10
II.1. Contexte .....	10
II.2. Site d'étude et stratégie d'échantillonnage .....	10
II.3. Les prélèvements.....	11
II.4. Traitement des échantillons au laboratoire .....	12
II.5. Les données .....	12
II.5.1. Les traits fonctionnels .....	12
II.5.2. La méthode de codage floue .....	14
II.6. Les analyses statistiques.....	15
II.6.1. Calcul des indices.....	16
II.6.2. Les indices.....	17
III. Résultats .....	20
III.1. Base de données.....	20
III.2. Dendrogramme et ACP.....	20
III.4. Les indices par stations.....	22
III.4.1. La richesse fonctionnelle (FRic) .....	22
III.4.2. La dispersion fonctionnelle (FDis) .....	23
III.4.3. La divergence fonctionnelle (FDiv) .....	23
III.4.4. L'équitabilité fonctionnelle (FEve).....	24
III.5. Zone potentiellement impactée et zone de référence .....	25
III.5.1. Nouvelle base de données .....	25

IV. Discussion .....	26
IV.1. Variation à l'échelle locale des assemblages .....	26
IV.2. Variation à l'échelle des stations .....	27
IV.3. Facteurs environnementaux .....	27
IV.5. Analyse critique.....	28
IV.6. Perspective .....	28
V. Conclusion .....	29
VI. Annexes .....	30
Annexe 1. Benne Van veen : Echantillonnage des stations du projet IMPECAPE à bord du navire <i>Ma Pome</i> . Remontée de la benne van Veen à la main et bascule par-dessus le bord.....	30
Annexe 2 : Analyse de redondance (RDA) basée sur les données de faune transformées (Hellinger), contraint par les variables abiotiques sélectionnées et avec les variables qui contribuent significativement à l'ordination (Labruno et al., 2019) .....	31
Annexe 3 : Légende des abréviations pour la figure 4 .....	32
VII. Bibliographie .....	33

## Liste des figures

Figure 1. Localisation de la zone d'extraction de sable prévu sur le site Orpellières (Hérault). La zone hachurée représente la zone de travaux initialement prévue. Les rectangles quadrillés représentent la drague aspiratrice mobile. Les flèches indiquent les deux rangées de dunes littorales. Fond de carte : Google Maps. .... 11

Figure 2. Exemple des quatre indices présentés pour la station 5 au temps T0 (assemblage T0\_05). Les figures correspondent à la représentation des différents indices sur les dimensions 1 et 3 de l'espace fonctionnel. A) Richesse fonctionnelle, B) Divergence fonctionnelle, C) Dispersion fonctionnelle, D) Equitabilité fonctionnelle. L'espace blanc représente l'espace fonctionnel possible de tous les traits observés dans la communauté. L'espace bleu montre l'espace fonctionnel de l'assemblage T0\_05. Les points bleus sont les coordonnées fonctionnelles des espèces de l'assemblage. Deux espèces peuvent avoir les mêmes coordonnées si leurs traits fonctionnels sont identiques. La taille des points bleus représente l'abondance. Les traits bleus continus représentent la distance euclidienne suivant différents critères : pour B), cela représente la distance des sommets du centre de l'espace fonctionnel ; C), les traits sont les distances des sommets du centre pondéré par l'abondance de l'assemblage. D), les traits représentent la plus petite distance entre les espèces. Cette distance est obtenue grâce au plus court arbre reliant toutes les espèces. Enfin les croix, représentent les possibles sommets (assemblage de traits fonctionnels) de la communauté. .... 19

Figure 3. Dendrogramme réalisé à partir de la matrice des traits fonctionnels. Il y a trois groupes qui peuvent être séparés à partir de 2 (trait rouge). Chaque fin de branches correspond à une espèce. Les lettres A, B et C représentent des groupes. L'échelle correspond à la variance minimum calculée sur la matrice des distances euclidienne obtenue à l'aide du dbFD (Szekely and Rizzo, 2005). Le trait rouge qui coupe le dendrogramme à 2 représente le choix des trois groupes..... 20

Figure 4. Analyse composantes principales (ACP) par stations et par temps des abondances des traits fonctionnels. Cela représente l'ordination des stations vis à vis de 2 dimensions, et les traits qui contribuent pour l'ordination des stations. L'axe 1 explique 36% de la variance, quant à l'axe 2, il explique 17% de la variance. L'ACP a été réalisée à partir de la matrice d'abondance par traits fonctionnels et transformée à racine carré..... 21

Figure 5. Diagramme en bâton des richesses fonctionnelles de chaque station pour les cinq temps. Les stations sont positionnées au plus près de la zone supposée d'impact (à gauche), à la plus éloignée (à droite). La dernière station considérée comme impactée est la station 4. .... 22

Figure 6 Diagramme en bâton de la dispersion fonctionnelle de chaque station pour les cinq temps. Les stations sont positionnées au plus près de la zone supposée d'impact (à gauche), à la plus éloignée (à droite). La dernière station considérée comme impactée est la station 4. .... 23

Figure 7. Diagramme en bâton des divergences fonctionnelles de chaque station pour les cinq temps. Les stations sont positionnées au plus près de la zone supposée d'impact (à gauche), à la plus éloignée (à droite). La dernière station considérée comme impactée est la station 4. .... 23

Figure 8. Diagramme en bâton de l'équitabilité fonctionnelle de chaque station pour les cinq temps. Les stations sont positionnées au plus près de la zone supposée d'impact (à gauche), à la plus éloignée (à droite). La dernière station considérée comme impactée est la station 4. .... 24

Figure 9. SESFRic A) et SESRao B) des assemblages de la zone potentiellement impactée (« \_imp ») et de la zone référence (« \_ref ») à chaque temps (T). Chaque assemblage est comparé à la ligne rouge

(0). Les lignes en pointillées bleues indiquent l'intervalle dans lesquels les stations possèdent une distribution des traits fonctionnels considérée comme normale (Perronne et al., 2017). L'astérisque indique les stations où H0 est rejetée..... 26

## Listes des tables

Table 1. Récapitulatif des stations échantillonnées dans chaque temps (T). Les stations grisées sont les stations localisées dans la zone impactées. Les étoiles indiquent que l'échantillonnages n'a pas été réalisé correctement. .... 12

Table 2. Valeur attribuée à chaque modalité des différents traits suivant les exemples de de Juan et al., 2009; Foveau et al., 2017. .... 14

Table 3. Exemple du codage floue proposé dans ce rapport. .... 15

Table 4. Test de Kruskal et Wallis effectué sur les quatre indices (FRic, FDiv, FDis, FEve). L'ensemble des p-value est supérieur à 0,05, donc l'hypothèse nulle est acceptée : il n'y a pas de différence significative. Le test est effectué sous R..... 24



## I. Introduction

Le milieu marin côtier assure divers services écosystémiques et socio-économiques (Costanza et al., 1997). En effet, bien que les eaux côtières n'occupent que 7% de la surface du globe, c'est près de 20% de la production primaire océanique, 17% de l'assimilation de CO<sub>2</sub> par les océans, 80% de l'enfouissement de matière organique et 90% de la reminéralisation qui est réalisé dans cet environnement (Gattuso et al., 1998). A cela, s'ajoute le fait que la zone côtière est sous l'influence direct des échanges fluviaux ce qui crée un écosystème unique où se trouve la transition entre l'eau douce et l'eau de mer (Bonifácio et al., 2014; Ray, 1991). Cette zone est particulièrement riche, avec une faune diverse et fragile (Le Pape et al., 2007). Un de ses principaux habitats, est le plateau dunaire, dont la faune est habituée à hydrodynamisme locale et à la forte instabilité des sédiments. La diversité faunistique, se concentre majoritairement au niveau des fonds marins, notamment dû à la présence d'habitats hétérogènes (Ray, 1991). Les organismes vivants dans ou étroitement associés aux fonds marins sont appelés *benthos* (Ray, 1991).

Cependant, les pressions anthropiques, aussi présentes dans ces environnements côtiers, sont nombreuses, variées, et ayant des intensités différentes sur les communautés benthiques (Le Pape et al., 2007; Sala and Knowlton, 2006). La pêche peut être source de perturbation anthropique avec par exemple, le chalutage qui va modifier, voire détruire les habitats benthiques (Hiddink et al., 2006; Tillin et al., 2006) ; la surpêche, qui va modifier les réseaux trophiques ; ou encore l'introduction d'espèces invasives, qui vont entrer en compétition avec des espèces indigènes (Jackson and Sala, 2001; Sala and Knowlton, 2006). La pollution peut elle aussi provoquer des perturbations au sein du benthos (Grizzle, 1984), de même que le dragage (Hall-Spencer and Moore, 2000). Ce dernier consiste à extraire les matériaux situés sur le fond d'un plan d'eau (Hall-Spencer and Moore, 2000) ce qui peut changer la composition du sédiment et ainsi modifier la communauté présente (McLachlan, 1996; Worm et al., 2006). Or ces derniers jouent un rôle essentiel dans le fonctionnement des écosystèmes côtiers (Snelgrove et al., 2014), et perturber ce fonctionnement peut avoir des conséquences sur la performance de l'écosystème marin (Worm et al., 2006). C'est pourquoi l'étude du benthos peut servir comme un indicateur de changements après une perturbation anthropique importante.

De nombreuses analyses sont utilisées afin de qualifier et quantifier les impacts sur la faune benthique (Boyé et al., 2019; de Juan et al., 2009; Foveau et al., 2017; Garcia, 2010; Hooper et al., 2005; Tillin et al., 2006). Toutefois, si l'étude d'impact se concentre uniquement sur la diversité taxonomique (nombre d'espèces et abondances) d'un écosystème, les réponses fonctionnelles apportées par ce dernier ne seront pas pris en compte dans leur globalité (Hooper et al., 2005). De même qu'étudier seulement une caractéristique biologique comme le réseau trophique ou la taille ne peuvent pas expliquer la réponse globale de l'écosystème (Garcia, 2010; Tillin et al., 2006). L'analyse des traits fonctionnelles consiste à étudier un ensemble de caractéristiques biologiques (fécondité, taille, mobilité etc.) afin d'analyser la diversité, l'équitabilité et la dispersion fonctionnelle d'une communauté (Statzner et al., 1994). Les caractéristiques aussi appelées traits représentent « toutes fonctionnalités physiologique, morphologique et phénologique mesurable d'un individu » (Violle et al., 2007). La diversité fonctionnelle quant à elle permet de comprendre le fonctionnement des écosystèmes de manière plus complète que la diversité taxonomique (Hooper et al., 2005). En effet, afin d'observer des changements spécifiques dans la biodiversité en général, et comprendre pourquoi tel espèce disparaît ou apparaît, les propriétés fonctionnelles de cette espèce semblent nécessaires (Garcia, 2010). Hooper et al. (2005) précise la définition des traits fonctionnels : « les traits fonctionnels sont ceux qui influencent les propriétés de l'écosystème ou les réponses des espèces aux conditions environnementales ». Cependant, a *contrario* de la botanique ou de l'écologie aquatique continentale, pour lesquels les traits représentent directement le fonctionnement ou une réponse à un stimuli externe (Lavorel and Garnier, 2002), ce qui est notamment dû à un nombre conséquent de publication

à ce sujet (Charvet et al., 1998; Lavorel and Garnier, 2002; Mondy et al., 2012). En biologie marine, la caractérisation des traits fonctionnels est plus compliquée d'accès et donc leurs attributs sont issus d'expérimentation et de la bibliographie (Bremner et al., 2003). De plus, les traits ne représentent pas forcément des réponses directes à des stimulus mais plutôt des conséquences de ces réponses (Bremner et al., 2003), par exemple, la taille, la fragilité d'une espèce, sa capacité à s'enfouir, son alimentation etc...

Dans le cadre de ce stage, c'est donc une base de données regroupant des traits fonctionnels qui a été réalisée, puis analysée. Les traits ont été choisis de façon à caractériser les espèces au regard de l'impact causé par un dragage. L'objectif de ce stage est de i) créer une base de données sur les traits fonctionnels, ii) évaluer l'impact d'une pression effectuée sur une zone grâce à l'analyse des traits fonctionnels, et iii) mieux comprendre le fonctionnement de certains indices fonctionnels. Pour cela, une étude sur des différentes stations a été réalisée afin d'observer localement un changement temporel possiblement lié aux impacts subis. Puis une étude sur la zone impactée et la zone de référence afin d'observer des restrictions dû à des facteurs environnementaux.

## **II. Matériel et méthode**

### **II.1. Contexte**

Le projet IMPECAPE vise à étudier les pressions et les impacts des activités humaines sur les habitats benthiques côtiers, trois zones sont étudiées : la Baie de Morlaix (Thiebault et al., 2018), la rade de Brest (Grall, 2018), et le site atelier des sables fins des Orpillières dans l'Hérault (Labrune et al., 2019). Dans le cadre de ce projet interinstitutionnel, ce dernier site est l'objet de ce présent rapport avec principal objectif d'analyser l'impact d'un dragage sur la faune benthique. Un premier rapport a été effectué sur la relation des données quantitatives de pressions physiques avec des données biologiques échantillonnées (diversité taxonomique) en fonction de l'intensité de la pression. L'idée était de réaliser un gradient de pression suivant l'intensité, la fréquence des pressions et la répartition de l'habitat concerné. Aucun résultat probant n'a cependant été obtenu (Labrune et al., 2019).

C'est pourquoi ce rapport présente une nouvelle perspective se basant sur les traits fonctionnels afin d'essayer d'évaluer la pression sur la zone potentiellement draguée et la zone de référence.

La pression considérée est l'extraction de sédiments afin de réensabler une plage située un peu plus à l'Est.

### **II.2. Site d'étude et stratégie d'échantillonnage**

Le site de l'étude se trouve à la sortie du port de Valras, au Nord de l'embouchure de l'Orb. Le site est caractérisé par des fonds meubles sableux compris entre zéro et dix mètres de profondeur. Ces derniers sont caractérisés par des dunes littorales mobiles, ce qui induit une grande instabilité des peuplements benthiques et donc une présence élevée d'espèces assez mobiles (Amouroux, 1972).

## II.3. Les prélèvements



Figure 1. Localisation de la zone d'extraction de sable prévu sur le site Orpellières (Hérault). La zone hachurée représente la zone de travaux initialement prévue dans le plateau dunaire. Les rectangles quadrillés représentent la drague aspiratrice mobile. Les flèches indiquent les deux rangées de dunes littorales. Fond de carte : Google Maps.

Lors de l'échantillonnage avant travaux (« Temps zéro » ou « T0 » : Etat initial), huit stations ont été échantillonnées (nommées de 1 à 8) : 4 à l'intérieur de la zone de travaux pressentie (zone hachurée sur la Figure 1) et 4 à l'extérieur de cette zone, dans une gamme de profondeur équivalente. L'extraction a finalement été effectuée à l'extérieur de cette zone, un peu plus vers le large, durant la première quinzaine d'avril 2015, pour un total de 60 000 m<sup>3</sup> de sédiments extraits. La localisation des stations a donc été modifiée lors du premier échantillonnage post-travaux, un mois après la fin des travaux, le 13 Mai 2015 (T1). Trois autres campagnes d'échantillonnage post-travaux ont été effectuées, soit six mois (T2), un an (T3) et quatre ans (T4) après la fin des travaux. Cependant, des problèmes techniques n'ont pas permis d'échantillonner la totalité des stations à chaque temps (Table 1). La zone potentiellement impactée par l'extraction de sable a été estimée à l'aide de la différence de bathymétrie entre T0 et T1 (Labrune et al., 2019). Ainsi, la zone potentiellement impactée inclues les stations jusqu'à 500 m de distance du point centrale d'extraction potentiellement localisé aux alentours de la station 11.

Table 1. Récapitulatif des stations échantillonnées dans chaque temps (T). Les stations grisées sont les stations localisées dans la zone potentiellement impactées. Les étoiles indiquent que l'échantillonnage n'a pas été réalisé correctement.

Date	06/03/2015 T0	13/05/2015 T1	29/10/2015 T2	16/04/2016 T3	01/03/2019 T4
Station 1	X		X	X	X
Station 2	X	X	X	X	X
Station 3	X	X	X	X	X
Station 4	X		X	X	X
Station 5	X		X	X	X
Station 6	X	X	X	X	X
Station 7	X	X	X	X	X
Station 8	X		X	X	X
Station 9		X		X	X
Station 10		X		X*	X
Station 11		X		X*	X
Station 12		X		X	X

A chaque station trois répliques ont été échantillonnées grâce à une benne van Veen (Annexe 1) de 0,1 m<sup>2</sup>. Le contenu de la benne a été tamisé sur un tamis de 1 mm de vide de maille, et fixé dans du formaldéhyde à 5%. Au laboratoire, les échantillons ont été triés et conservés dans de l'éthanol à 70%.

## II.4. Traitement des échantillons au laboratoire

Les échantillons de la macrofaune benthique ont été comptés (chaque tête uniquement), triés et identifiés jusqu'au niveau taxonomique le plus bas. L'identification finale de chaque espèce a été inter-calibrée entre différents experts taxonomique et les noms d'espèces ont été vérifiés et mis à jour sur le site WoRMS (2020), qui constitue la base de données de référence mondiale des espèces marines.

## II.5. Les données

### II.5.1. Les traits fonctionnels

Actuellement de nombreux traits peuvent définir une espèce. Il existe deux types de traits fonctionnels (Garcia, 2010) : les traits qualitatifs (guilde trophique, développement larvaire...) qui présentent des modalités (filtreur, dépositore, lecitotrophe...) et des traits quantitatifs (fécondité, espérance de vie...) qui présentent des valeurs. Comme il a été expliqué dans l'introduction, la difficulté en biologie marine d'obtenir des informations, a amené à restreindre à neuf, les traits fonctionnels présents dans la base de données de ce rapport.

Les neuf traits fonctionnels choisis sont définis comme ci-dessous :

- Taille de l'individu

La taille permet de savoir l'utilisation de l'habitat par l'espèce, son interaction avec les autres espèces et sa biomasse (Törnroos and Bonsdorff, 2012). La taille est divisée en cinq modalités : <1 cm ; 1-2 cm ; 2-5 cm ; 5-10 cm ; >10 cm.

- Mode d'alimentation

Ce trait permet de connaître comment l'espèce acquiert sa nourriture et la position dans le réseau trophique (Törnroos and Bonsdorff, 2012). Six modalités sont proposées : prédateur ; charognard ; filtreur ; dépositif ; parasite et omnivore.

- Type de mobilité

Ce trait fonctionnel permet de savoir si l'espèce peut coloniser rapidement des nouveaux espaces, et comment peut se réaliser sa colonisation (Törnroos and Bonsdorff, 2012). Il y a quatre modalités : attaché ; creuseur ; rampeur et nageur.

- Mobilité

Ce trait se concentre sur la distance pouvant être parcourue par une espèce. Il possède trois modalités : sessile : c'est-à-dire qu'il ne bouge pas durant sa phase de vie adulte ; semi-mobile : c'est-à-dire qu'il peut se déplacer sur de faible distance et cela sur un territoire délimité ; et enfin mobile : peut se déplacer sur de longue distance.

- Durée de vie

La durée de vie permet d'observer la dynamique des espèces et leur dispersion possible (Degen et al., 2018). Il y a quatre modalités : < 2ans ; 2-5 ans ; 5-10 ans et 10 ans et plus.

- Préférence sédimentaire

C'est un trait qualitatif permettant de connaître l'environnement le plus usuel pour une espèce. Ce trait est divisé en six catégories : la vase ; le sable fin ; le sable grossier ; des graviers ; un lit rocheux ou un substrat organique.

- Mode de développement

Le mode de développement est la façon dont l'espèce va recruter et comment les larves peuvent se disperser (Törnroos and Bonsdorff, 2012). Trois modalités : développement direct : la larve devient directement un juvénile ou « mini » adulte. Le développement indirect lecithotrophe quand la larve se déplace dans la colonne d'eau et possède des réserves de nourriture avec elle. Et enfin le développement indirect planctotrophe quand la larve se déplace dans la colonne d'eau et se nourrit du plancton.

- Fécondité

C'est le nombre d'œufs par année pour une femelle. Cela renseigne sur le recrutement de l'espèce. En effet, les espèces peuvent avoir deux types de stratégie. Une stratégie k, c'est-à-dire que l'espèce va pondre moins d'œufs, mais ces derniers vont se développer plus longtemps et l'adulte vivra

vieux. L'autre type de stratégie est la stratégie r qui consiste à pondre énormément d'œufs, afin que certains puissent éclore. La vie de ces espèces est généralement courte et elles tendent à être plus résiliente. Il existe dans ce rapport quatre modalités qui divisent ce trait : <100 œufs par année ; 100-10 000 œufs ; 10 000-100 000 œufs et >100 000 œufs.

#### - Position environnementale

C'est la position de l'individu benthique dans l'environnement. L'espèce peut être soit épifaune (vivant au-dessus de l'interface sédiment-eau) ou endofaune (vivant en dessous de l'interface sédiment-eau).

Les modalités peuvent aussi représenter la vulnérabilité des espèces à une pression physique anthropique. En effet, chaque espèce va réagir différemment à une pression et c'est pourquoi un codage de sensibilité écologique a été réalisé (de Juan et al., 2009; Foveau et al., 2017). Les valeurs vont de zéro (faible vulnérabilité) à trois (forte vulnérabilité) (Table 2).

Table 2. Valeur attribuée à chaque modalité des différents traits suivant les exemples de la littérature (de Juan et al., 2009; Foveau et al., 2017).

Score	Mobilité et type de mobilité	Mode d'alimentation	Position environnementale	Taille	Fécondité	Mode de développement	Durée de vie
0	Mobile (nageur)	Détritivore / parasite / omnivore	Epifaune	<1cm et 1-2 cm	>100 000 œufs	Indirect planctotrophore	<2 ans
1	Mobile (rampeur)	Déposivore et prédateur		2-5 cm	10 000-100 000 œufs	Indirect lecitotrophe	2-5 ans
2	Semi-mobile (creuseur)			5-10 cm	100 -10 000 œufs		5-10 ans
3	Sessile	Filtreur	Endofaune	>10 cm	<100 œufs	Direct	>10ans

## II.5.2. La méthode de codage floue

En résumé, pour chaque trait, il existe différentes modalités. Cependant une espèce peut avoir plusieurs modalités dans ses caractéristiques. Elle peut être à la fois filtreur et déposévire par exemple. C'est pourquoi la méthode du codage floue (ou fuzzy code) de Chevenet et al. (1994) a été appliquée sur l'ensemble de la base de données. Cette méthode consiste à donner une valeur, allant de zéro à trois à chaque modalité pour chaque espèce. Où zéro signifiant que l'espèce n'a pas d'affinité avec cette modalité, et trois signifiant que l'espèce a une très forte affinité avec cette modalité (exemple donné dans la Table 3). La somme des valeurs par trait doit être égale à trois.

Table 3. Exemple du codage flou proposé dans ce rapport pour 4 espèces hypothétiques.

Affinité connue des espèces	Modalité 1	Modalité 2	Modalité 3	Modalité 4
Espèce 1 : Une affinité exclusive avec la modalité 1	3	0	0	0
Espèce 2 : Une affinité avec la modalité 1 et 2 sans connaître la préférence de l'espèce	1.5	1.5	0	0
Espèce 3 : Une affinité avec la modalité 1 et 2 mais avec une préférence pour la modalité 1	2	1	0	0
Espèce 4 : Une affinité avec toutes les modalités	0.75	0.75	0.75	0.75

Les informations de chaque trait pour chacune des espèces de la base ont été informés grâce à des bases de données en ligne tel que Polytraits [Polytraits Team (2020)], Biotic (MarLIN, 2006. *BIOTIC*), Arctictrait [Degen and Faulwetter S (2019) The Arctic Traits Database], mais aussi grâce à la littérature grise comme celle de Garcia et al. (2010) ou de Juan et al. (2009), et de l'avis de nombreux experts. En absence d'une base de données des traits biologiques propres pour les espèces méditerranéennes, la majorité des données sont issues de l'Océan Atlantique et de la mer du Nord, c'est pourquoi l'avis des experts benthiques locaux tels que Jean-Michel Amouroux, Céline Labrune ou encore des taxonomistes comme Benoit Gouillieux et Paulo Bonifácio ont été décisifs dans le choix des traits des espèces. La base de données n'est composée que des taxa identifiés jusqu'à l'espèce, mais si une information sur l'espèce n'est pas disponible, alors l'information du trait est recherchée sur le genre puis en dernier recours sur la famille ; et seulement si le trait est assez homogène dans le groupe il est gardé (Annexe 3).

## II.6. Les analyses statistiques

La structure fonctionnelle des stations ou assemblages a été caractérisée sur la base de cinq indices fonctionnels (FRic : Functional Richness, FDiv : Functional Divergence, FDis : Functional Dispersion, FEve : Functional Evenness et le SES : Standard Effect Size). La méthode de calcul de l'espace fonctionnel pour caractériser une station ou assemblage est relativement récente (Boersma et al., 2016; Weiher and Keddy, 1995). Cependant, de nombreux indices peuvent être utilisés pour caractériser la diversité fonctionnelle d'une communauté (Taudiere and Violle, 2016), mais, il n'existe pas un indice qui peut définir l'ensemble de la diversité fonctionnelle (Villéger et al., 2008). Ainsi, les indices de FRic, FDiv, FDis et FEve, analysent chacun une partie spécifique de la diversité fonctionnelle et sont indépendants des uns et des autres. De plus, le codage flou peut être utilisé pour calculer ces indices. Enfin la méthode du SES permet de comparer l'assemblage avec un assemblage modèle.

Un dendrogramme a été réalisé, afin d'observer différents groupes d'espèces suivant leurs traits fonctionnels. L'objectif est de pouvoir classer les espèces suivant leurs ressemblances ou au contraire, leurs différences fonctionnelles. Le dendrogramme est obtenu à partir des distances euclidiennes qui ont été corrigées avec la méthode de « Cailliez » (Cailliez, 1983). Les données utilisées sont i) la matrice des traits par espèces et ii) la matrice de l'abondance des espèces par stations (voir section II.6.1). Le dendrogramme est obtenu grâce à la fonction dbFD (Laliberté and Legendre, 2010).



Une Analyse des Composantes Principales (ACP) a été réalisée afin d'évaluer des différences dans la composition des traits fonctionnels entre les stations. Une ACP consiste à ordonner des points (i.e. stations) sur deux dimensions pour chaque assemblage de  $n$  dimensions suivant leurs traits. L'ACP est réalisée à partir d'une matrice d'abondance des traits fonctionnels par station obtenue grâce à la fonction dbFD. C'est-à-dire que la matrice va être calculée à l'aide des deux matrices (voir section II.6.1) et renseigne la moyenne pondérée au niveau des assemblages des valeurs de traits. Cette matrice est ensuite transformée par une racine carrée afin d'avoir une distribution normale.

### II.6.1. Calcul des indices

Dans le but de calculer les indices fonctionnels, plusieurs matrices sont nécessaires : (1) la matrice des traits par espèce avec le codage flou, qui correspond à la base de données détaillée dans la section II.5.2, et (2) la matrice des abondances des espèces par station qui a été réalisée avant ce stage (Labruno et al., 2019). Afin d'étudier la zone impactée et la zone référence à chaque temps, d'autres matrices sont créées. Les stations proches de la zone d'extraction de sable ont été regroupées pour former la zone potentiellement impactée (« imp »). De même pour la station de référence (« ref »), et cela sur chaque temps. Ainsi il peut arriver que certaines zones aient plus d'espèces que d'autres. Les données manquantes restent vides et ne sont pas pris en compte dans le calcul.

Le calcul des cinq indices se fait grâce à un sous-ensemble d'une Analyse Principale des COordonnées (PCoA) basée sur la distance Euclidienne. L'objectif est d'ordonner les espèces dans un espace fonctionnel. Ce dernier est un espace avec  $n$  dimensions dans lequel une espèce est placée suivant ses traits fonctionnels. Le choix du nombre de dimensions se fait grâce à l'erreur quadratique moyenne (de l'anglais « mean squared deviation », MSD), calculée à l'aide d'une fonction sur R. Ce dernier doit être inférieur à 0,02 pour être significatif (Maire et al., 2015). Le choix s'est porté sur un espace fonctionnel à 5 dimensions, qui d'après Blonder et al. (2017) convient à caractériser la plupart des systèmes écologiques.

Concernant la méthode SES, le calcul est effectué avec l'indice de FRic et de Rao. La méthode SES consiste à créer un ensemble de matrices de distribution théorique des abondances par traits (appelé modèle nul) et de définir un assemblage considéré comme aléatoire. Chaque temps et zone a donc un assemblage aléatoire estimé. Ensuite chaque assemblage est comparé à son assemblage aléatoire afin de voir si les traits sont distribués de façon aléatoire, divergente ou convergente (Boyer et al., 2019). Calcul du SES :

$$SES = \frac{Indice_{obs} - \mu_{nullmodel}}{\sigma_{nullmodel}}$$

Avec,  $Indice_{obs}$  pour l'indice observé d'un assemblage.  $\mu_{nullmodel}$  pour la moyenne des distributions du modèle nul et  $\sigma_{nullmodel}$  pour l'écart-type de cette distribution.

Le modèle nul va créer un assemblage suivant le temps et la zone, tout en conservant i) la richesse spécifique, ii) l'abondance totale et iii) l'occurrence des espèces présentes dans les échantillons. Par exemple, pour la zone non impactée, à T0, s'il y a 20 espèces, le modèle nul conserve cette richesse spécifique (i.e. 20) avec la même abondance totale mais les espèces changent, de même que les abondances par espèce, il peut par exemple prendre 10 espèces de la zone potentiellement impactée à T0 puis ensuite 10 espèces de la zone référence à T0 ; ou 5 et 15, etc. De cette nouvelle matrice résulte un indice de Rao et de FRic qui change à chaque simulation. Le modèle nul tourne 1 000 fois afin d'obtenir une moyenne et un écart-type associé à ces 1000 simulations. Ainsi, le tirage aléatoire permet de générer la distribution théorique de l'indice SESFRIC (Richesse Fonctionnelle



Standardisée) sous hypothèse nulle ( $H_0$ ) que la présence des espèces (et donc de leurs traits fonctionnels) présentes à un temps T dans l'assemblage considéré (i.e. *ref* ou *imp*) est un ensemble aléatoire d'espèces (possédant des traits fonctionnels associés) parmi la liste des espèces présentes au temps T considéré.

Si la valeur SESFRIC observée pour l'assemblage considéré est excentrée par rapport à cette distribution théorique de SESFRIC sous hypothèse  $H_0$ , on pourra rejeter  $H_0$  et conclure que la richesse fonctionnelle observée ne dépend pas d'une distribution aléatoire d'espèces.

Les calculs des indices fonctionnels ont été effectués sous R Development Core Team (2005) avec les scripts, fonctions et packages suivants : scripts de Sébastien Villéger (<http://villeger.sebastien.free.fr/Rscripts.html>) et package (FD) avec la fonction dbFD (Laliberté and Legendre, 2010). D'autres packages ont aidé à la manipulation des données : « picante » (Kembel et al. 2010), « dplyr » (Wickham et al. 2020), « vegan » (Oksanen et al. 2019), « adespatial » (Dray et al., 2020), « BiodiversityR » (Kindt et al., 2005), « reshape » (Wickham et al., 2007), « devtools » (Wickham et al. 2020), « tidyverse » (Wickham et al., 2019), « ggpubr » et « rstatix » (Alboukadel Kassambara, 2020), « factoextra » (Kassambara and Mundt, 2020), « ggrepel » (Kamil Slowikowski 2020).

## II.6.2. Les indices

- La richesse fonctionnelle [Functional Richness « FRic » (Villéger et al., 2008)]

Cet indice permet d'estimer la richesse fonctionnelle d'un assemblage par rapport au nombre de traits fonctionnels représentés à la station/assemblage considérée. Cet indice est calculé dans un espace fonctionnel rempli par toutes les fonctions des espèces de la communauté dans lequel un assemblage (les espèces présentes à la station considérée) est ensuite positionné. Le nombre de dimensions est obtenu grâce à un calcul expliqué (cf. calcul des indices, voir section II.6.1). Le nombre d'espèces doit être plus grand que le nombre de traits pour que l'indice soit calculé. La valeur de cet indice varie de zéro à un. Une valeur de FRic proche de zéro correspond à une richesse fonctionnelle faible alors qu'une valeur de FRic proche de 1 signifie que la richesse fonctionnelle de l'assemblage remplit l'ensemble de l'espace fonctionnel possible et est donc maximum (Figure 2). Cet indice est indépendant de l'abondance.

- La divergence fonctionnelle [Functional Divergence « FDiv » (Villéger et al., 2008)]

Cet indice correspond à la distance moyenne des espèces (pondérée par leur abondance) entre la position de chaque espèce présente à la station considérée dans l'espace fonctionnel et le centre de gravité de ce même espace fonctionnel. Cet indice indique si les individus présents à la station considérée possèdent des traits fonctionnels proches des autres espèces de la station (indice faible). Ou au contraire, l'abondance des traits fonctionnels des espèces se situe au bord de l'espace et donc que la majorité de la communauté possède des traits fonctionnels diversifiés (Boyé et al., 2019). Deux propriétés importantes de cet indice sont : i) l'abondance des espèces n'entre pas en compte pour le calcul des coordonnées du centre de l'espace fonctionnel, et ii) la taille de cet espace n'est pas non plus influencée par l'abondance (Villéger et al., 2008) (Figure 2).

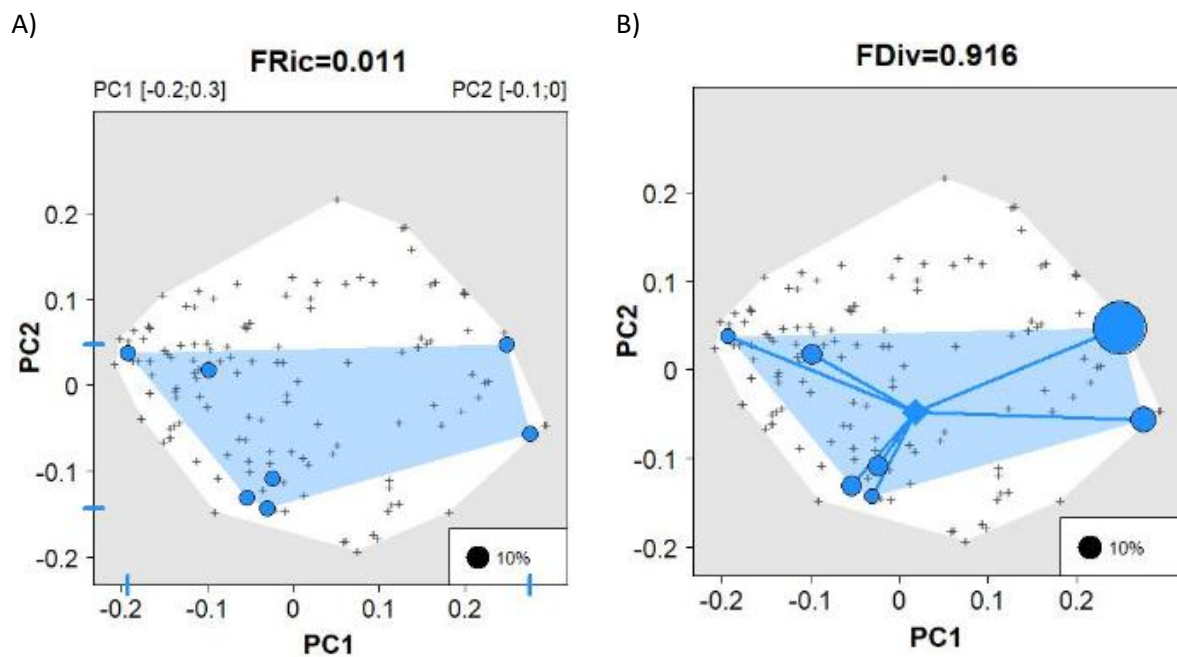
- La dispersion fonctionnelle [Functionnal Dispersion « FDis » (Laliberté and Legendre, 2010)]

Cet indice correspond à la dispersion des espèces suivant leurs abondances dans l'espace fonctionnel de la communauté par rapport au centroïde. Cet indice prend en compte l'abondance des espèces pour définir le centre de gravité (centroïde) et l'indice définit la distance pondérée par l'abondance des espèces à leur centroïde pondéré par l'abondance (Laliberté and Legendre, 2010). En

d'autres termes, si l'abondance est concentrée sur un trait fonctionnel, l'indice sera faible. Mais au contraire, si les abondances sont réparties entre chaque sommet alors l'indice sera fort. Il renseigne donc sur la dispersion des espèces au sein de l'espace fonctionnel, sans être sensible aux espèces rares (Figure 2).

- L'équitabilité fonctionnelle [Functional Evenness « FEve » (Villéger et al., 2008)]

Cet indice correspond à la moyenne des ratios entre i) la distance entre les paires d'espèces les plus proches fonctionnellement présentes à la station (pondérée par leur abondance), et ii) la moyenne de toutes les distances calculées en i). L'objectif est d'analyser la répartition entre les espèces et leurs abondances. Un FEve élevé correspond à une répartition à distance égale des espèces et de leurs abondances au sein de l'espace fonctionnel (Figure 2).



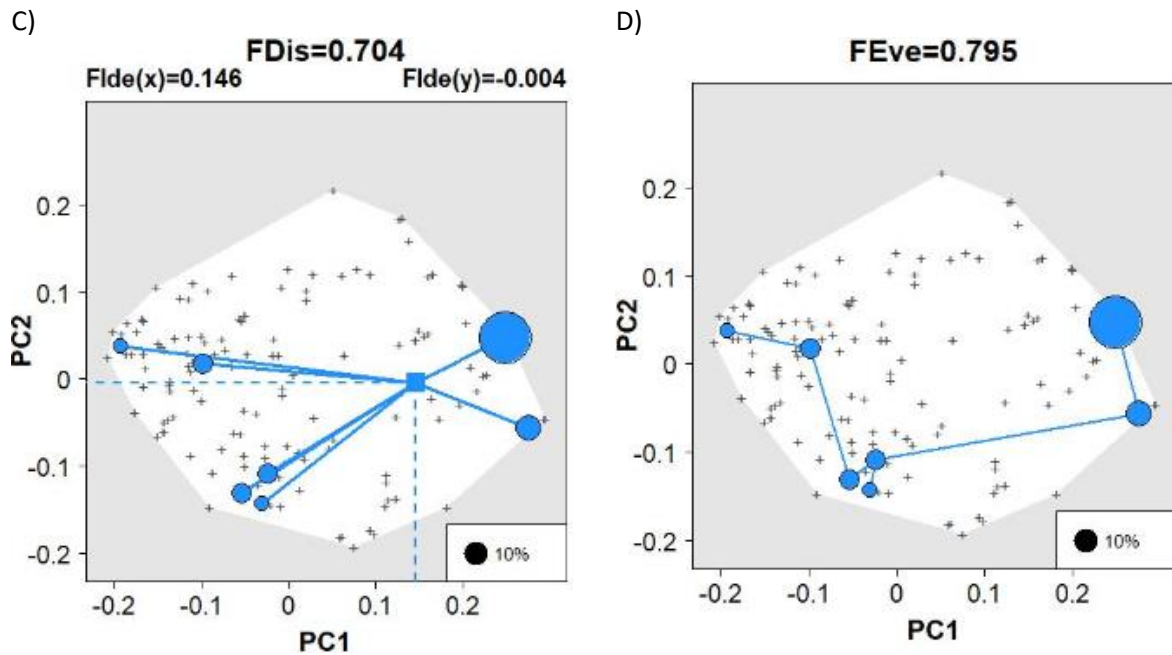


Figure 2. Exemple des quatre indices présentés pour la station 5 au temps T0 (identifié comme T0\_05). Les figures correspondent à la représentation des différents indices sur les dimensions 1 et 2 de l'espace fonctionnel. A) Richesse fonctionnelle, B) Divergence fonctionnelle, C) Dispersion fonctionnelle et D) Équitabilité fonctionnelle. L'espace blanc représente l'espace fonctionnel possible de tous les traits observés dans la communauté. L'espace bleu montre l'espace fonctionnel de l'assemblage T0\_05. Les points bleus sont les coordonnées fonctionnelles des espèces de l'assemblage. Deux espèces peuvent avoir les mêmes coordonnées si leurs traits fonctionnels sont identiques. La taille des points bleus représente l'abondance. Les traits bleus continus représentent la distance euclidienne suivant différents critères : pour B), cela représente la distance des sommets du centre de l'espace fonctionnel ; pour C), les traits sont les distances des sommets du centre pondéré par l'abondance de l'assemblage ; et pour D), les traits représentent la plus petite distance entre les espèces. Cette distance est obtenue grâce la plus courte distance reliant toutes les espèces (de l'anglais « Minimum Spanning Tree »). Enfin les croix, représentent les possibles sommets (assemblage de traits fonctionnels) de la communauté.

- L'indice de Rao et Taille d'Effet Standard [Standard Effect Size « SES » (Rao, 1982)]

L'indice de Rao permet d'observer si une espèce est différente d'une autre en termes de traits fonctionnels (Botta-Dukát, 2005). L'indice consiste à étudier deux espèces aléatoirement et à comparer leurs traits et distribution, et faire cela pour l'ensemble des espèces présentes à la station. Le SES du Rao's quadratic entropy est idéal pour trouver des traits divergents (plus grande diversité attendue) ou convergents (plus basse diversité attendue) d'une communauté. C'est un indice qui prend en compte l'abondance.

Dans le présent rapport deux SES vont être étudiés : le SES avec le FRic (SESFRic) qui permet d'observer si les traits fonctionnels d'une communauté sont plus bas qu'attendu, ou au contraire plus diversifiés (quand le SESFRic sera positif). Le SESFRic est couplé avec le SESRao afin de prendre en compte l'abondance des traits dans les assemblages. En effet, le deuxième SES sera centré sur l'indice de Rao expliqué précédemment (SESRao).

### III. Résultats

#### III.1. Base de données

La base de données des traits fonctionnels a été construite avec 151 taxa (Annexe 3). Après un tri concernant l'ensemble des taxa qui n'ont pas été identifiés jusqu'à l'espèce, ce sont 142 espèces qui sont utilisées dans la matrice des traits. Les données manquantes pour chaque trait sont de 2% pour la préférence sédimentaire et la durée de vie ; de 3,5% pour le type de mobilité ; 8,4% pour le mode de développement et la position environnementale et de 27% pour la fécondité.

#### III.2. Dendrogramme et ACP

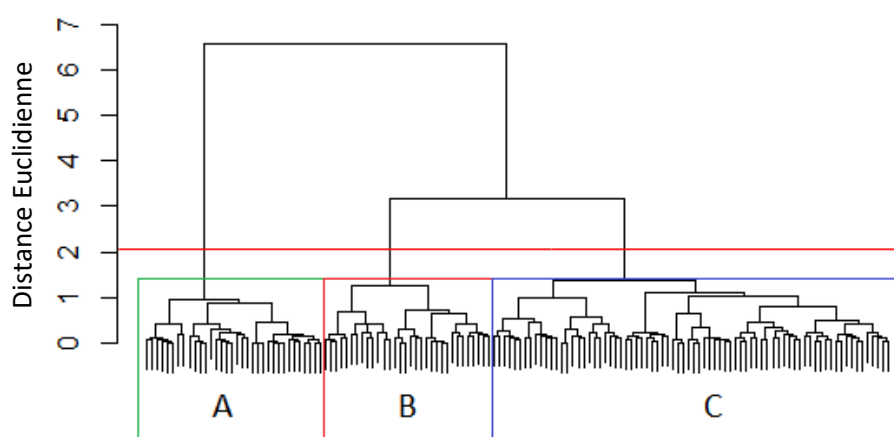


Figure 3. Dendrogramme réalisé à partir de la matrice des traits fonctionnels. Il y a trois groupes qui peuvent être séparés à partir d'une distance de 2 (trait rouge). Chaque fin de branches correspond à une espèce. Les lettres A, B et C représentent des groupes. L'échelle correspond à la variance minimum calculée sur la matrice des distances euclidiennes obtenue à l'aide du dbFD (Szekely and Rizzo, 2005).

D'après le dendrogramme (Figure 3), trois groupes sont obtenus, le premier qui semble le plus éloigné des autres (A) est caractérisé par les modalités suivantes : très petite taille ; majoritairement suspensivore et dépositivore ; une durée de vie courte ; une grande mobilité ; un mode de développement direct et une fécondité faible, cela est caractéristique des amphipodes. Le deuxième groupe (B), est représenté par un type d'alimentation plutôt centré sur la prédation, une mobilité forte, un développement indirect planctotrophique et une fécondité très élevée. Enfin le dernier groupe (C) et le plus abondant est représenté par une majorité de creuseur, et d'espèce semi-mobile. Ce sont des espèces de l'endofaune.

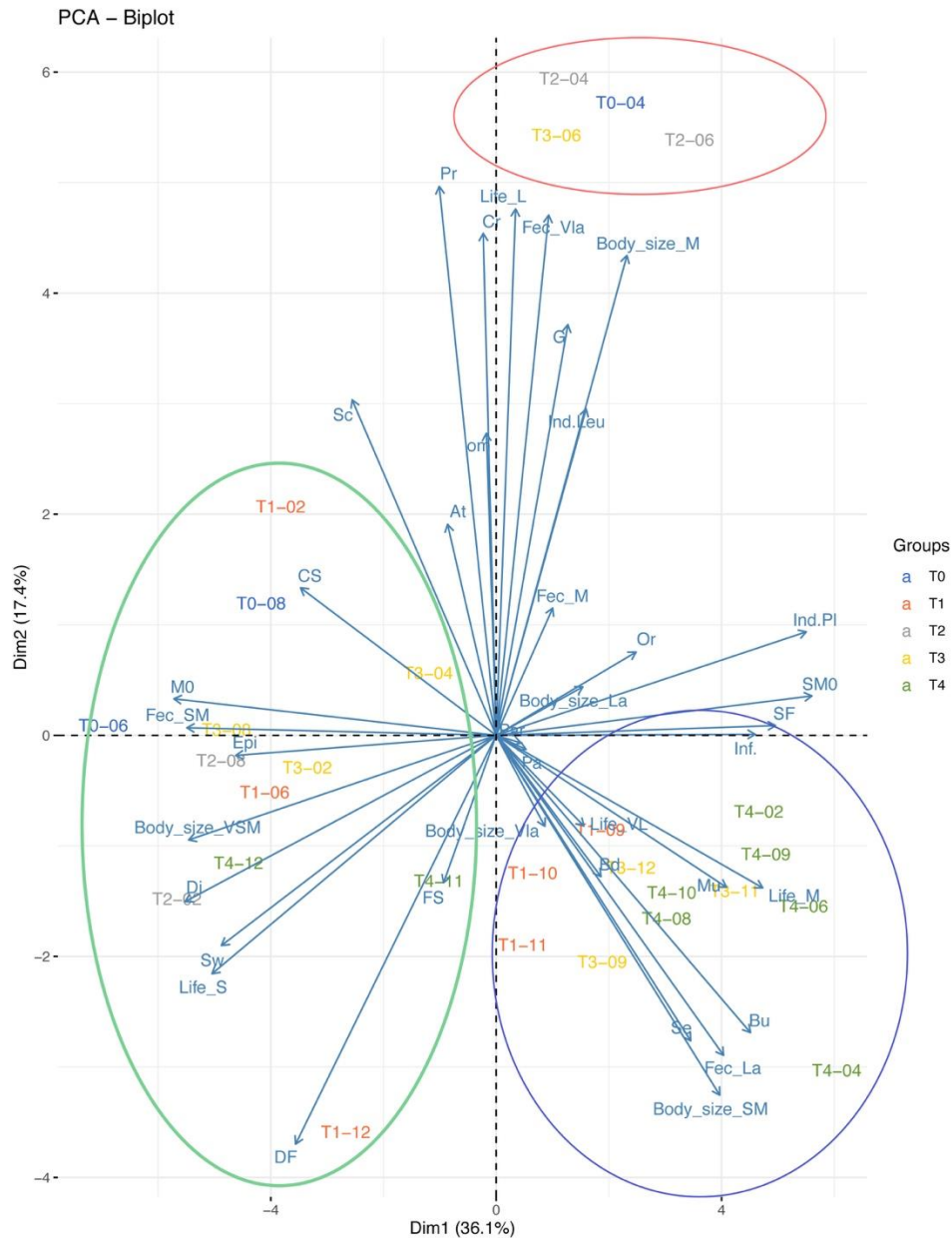


Figure 4. Analyse des composantes principales (ACP) par stations et par temps basé sur la matrice des abondances des traits fonctionnels (annexe 3) transformée à racine carré. Cela représente l'ordination des stations vis à vis de 2 dimensions, et les traits qui contribuent pour l'ordination des stations. L'axe 1 explique 36% de la variance total, quant à l'axe 2, il explique 17% de la variance. L'ACP a été réalisée à partir de la matrice d'abondance par traits fonctionnels et transformée à racine carré.

L'ACP a expliqué 53,5 % de la variance totale de la composition des traits fonctionnels (Figure 4) sur deux axes. L'axe 1 semble être déterminé par la position environnementale des espèces au sein des assemblages avec l'épifaune à gauche et l'endofaune à droite. Du côté gauche se trouve T0\_06, T0\_08, T1\_2, T1\_10, T1\_11, T1\_12, T2\_02, T2\_08, T3\_02, T3\_04 et T3\_08. Ce groupe est représenté par les mêmes traits que le groupe A du dendrogramme (Figure 3). Alors que du côté droit se trouve T1\_09, T1\_10, T3\_09, T3\_11, T3\_12, T4\_11 et T4\_12. Ce groupe est caractérisé par des espèces creuseurs, une durée de vie moyenne à très longue, une fécondité élevée, un substrat meuble, vase, une taille de corps pouvant être petit ou large. L'axe 2 indique la variation des traits causée par la composition de certaines stations : T0\_04, T2\_04, T2\_06 et T3\_06. Ce groupe-ci est caractérisé par une préférence sédimentaire de type gravier, des espèces avec une durée de vie longue, des rampeurs et prédateurs. Enfin T1\_12 semble être influencé par des espèces dépositives.

Il ne semble pas avoir une différenciation claire dans la composition des traits fonctionnelles entre les stations de la zone potentiellement impactée (i.e. 4, 6, 11 et 12) et les stations de la zone référence (i.e. 2, 8, 9, 10) au cours du temps. Cependant les stations 4 et 6 de la zone potentiellement impactées au temps 0, 2 et 3 semblent se différencier.

### III.4. Les indices par stations

La station T0\_02 a été retirée de l'analyse car sa richesse spécifique est inférieure au nombre de traits étudiés (voir Matériel et méthodes).

#### III.4.1. La richesse fonctionnelle (FRic)

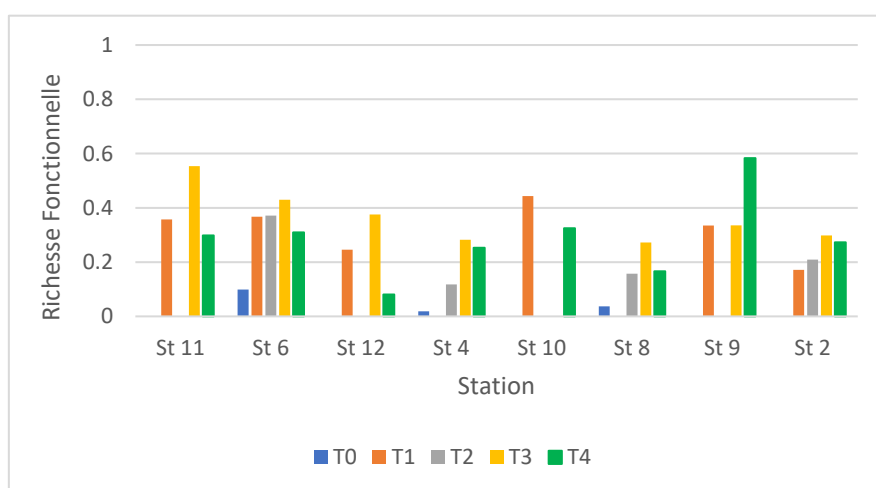


Figure 5. Diagramme en bâton des richesses fonctionnelles de chaque station pour les cinq temps. Les stations sont positionnées au plus près de la zone supposée d'impact (à gauche), à la plus éloignée (à droite). La dernière station considérée comme impactée est la station 4.

Les valeurs de la richesse fonctionnelle sont variables au cours du temps et entre les stations, avec un minimum à T0\_04 (0,019) et un maximum à T4\_09 (0,58) (Figure 5). A T0 le FRic est le plus bas de tous les temps étudiés, que ce soit pour la zone impactée (T0\_06 : 0,099 et T0\_04 : 0,019) ou pour la zone de référence (T0\_08 : 0,037). Enfin, il ne semble pas y avoir de patron entre les stations potentiellement impactées, dont les valeurs varient entre 0,0019 à la station T0\_04 et 0,55 à la station T3\_11 et les stations de référence dont les valeurs varient entre 0,037 à la station T0\_08 et 0,58 à la station T4\_09. Enfin, la valeur du FRic est faible pour la majorité des assemblages. Cela ne signifie pas que les stations ont une faible richesse fonctionnelle, mais plutôt qu'en rapport avec les traits fonctionnels proposés dans la zone, les stations étudiées représentent à chaque fois qu'une petite partie de la diversité fonctionnelle. Il n'y a pas une station qui représente à elle seule la richesse fonctionnelle présente dans toute la zone étudiée (FRic =1) (Villéger et al., 2008).

### III.4.2. La dispersion fonctionnelle (FDis)

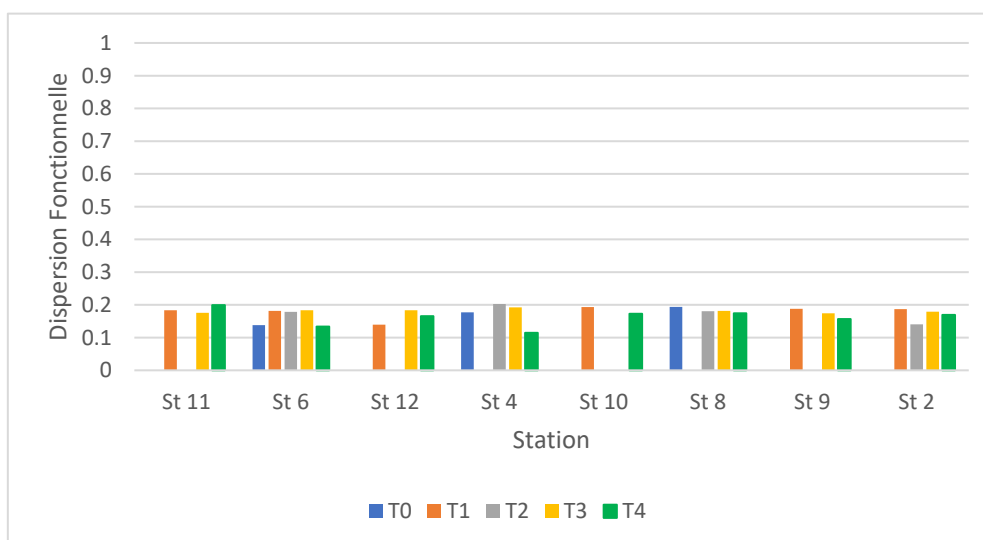


Figure 6 Diagramme en bâton de la dispersion fonctionnelle de chaque station pour les cinq temps. Les stations sont positionnées au plus près de la zone supposée d'impact (à gauche), à la plus éloignée (à droite). La dernière station considérée comme impactée est la station 4.

La dispersion fonctionnelle est comprise entre 0,15 et 0,2 exceptée pour certaines stations qui semblent plus faibles : T0\_06 (0,14) et T4\_06 (0,13) ; T1\_12 (0,14) ; T4\_04 (0,11) ; T2\_02 (0,14) (Figure 6).

### III.4.3. La divergence fonctionnelle (FDiv)

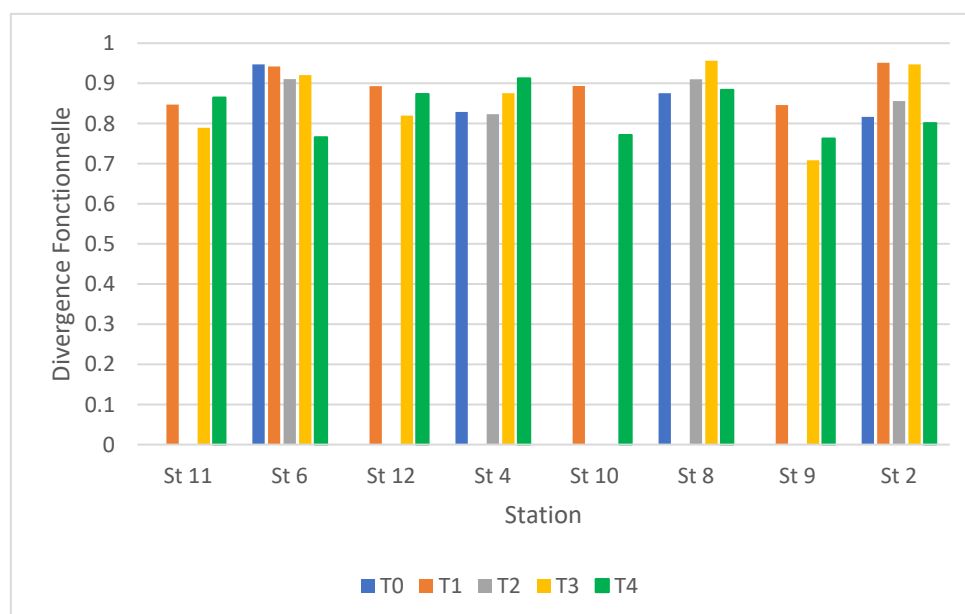


Figure 7. Diagramme en bâton des divergences fonctionnelles de chaque station pour les cinq temps. Les stations sont positionnées au plus près de la zone supposée d'impact (à gauche), à la plus éloignée (à droite). La dernière station considérée comme impactée est la station 4.

Similairement à la dispersion fonctionnelle (Figure 6), la divergence fonctionnelle semble être homogène avec des valeurs élevées entre 0,6 et 1 (Figure 7). De même que pour les deux autres

indices, il ne semble pas y avoir de lien entre la valeur de FDiv et le fait d'être en zone impactée ou de référence.

La forte valeur de FDiv, montre que les espèces ont des traits fonctionnels situés au bord de l'espace fonctionnel. Cela s'explique par le fait d'utiliser un codage flou. En effet, en réalisant un indice de divergence fonctionnelle sur le codage flou qui est codé de zéro à trois, une forte valeur de FDiv démontre que la plupart des espèces ont une affinité exclusive (trois) ou pas d'affinité du tout (zéro) avec certaines modalités. Ainsi, aucune station n'a que des espèces qui ont plusieurs modalités sur un même trait. Par exemple, des espèces qui sont moitié suspensivore et moitié déposévore, avec des tailles de classe situées entre très petits et moyens, une fécondité qui peut être variable etc.

#### III.4.4. L'équitabilité fonctionnelle (FEve)

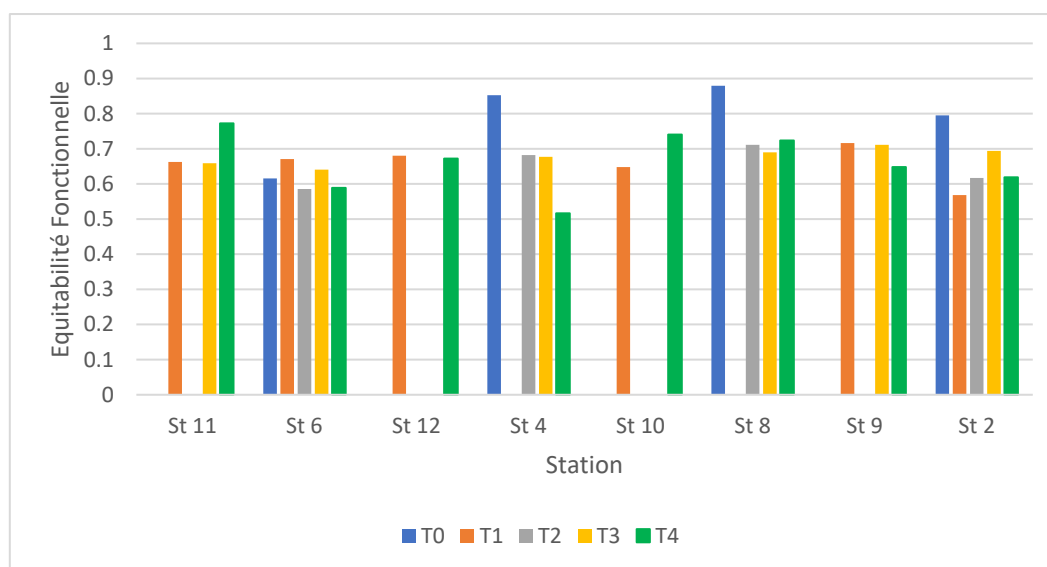


Figure 8. Diagramme en bâton de l'équitabilité fonctionnelle de chaque station pour les cinq temps. Les stations sont positionnées au plus près de la zone supposée d'impact (à gauche), à la plus éloignée (à droite). La dernière station considérée comme impactée est la station 4.

De manière générale, l'équitabilité fonctionnelle est élevée (Figure 8), aucune valeur n'est en dessous de 0,5. Ce sont les stations à T0 qui ont les plus grandes valeurs T0\_04 : 0,85 ; T0\_08 : 0,87 ; T0\_02 : 0,82 et T4\_04 qui présentent la valeur la plus faible (0,52). En ce qui concerne la valeur de l'indice de FEve, les stations semblent avoir des répartitions équilibrées en termes de fonctionnalité. Cela ne veut pas dire que les espèces occupent tout l'espace fonctionnel, mais plutôt que la distance entre deux espèces dans l'espace fonctionnel est la même entre chaque espèce. Cette forte répartition peut aussi être induite par le codage flou.

Table 4. Test de Kruskal et Wallis effectué sur les quatre indices (FRic, FDiv, FDis et FEve). L'ensemble des p-value est supérieur à 0,05, donc l'hypothèse nulle est acceptée : il n'y a pas de différence significative. Le test a été effectué sous R.

Indice	Facteurs	df	P-value
FRic	FRic /zone	1	0.765
FDiv	FDiv/ zone	1	0.8
FDis	FDis / zone	1	0.8
FEve	FEve / zone	1	0.24



En conclusion, il n'y a pas de différence significative des indices de diversité fonctionnelle entre les stations de la zone référence et les stations de la zone potentiellement impactée par les travaux (tableau 4).

### III.5. Zone potentiellement impactée et zone de référence

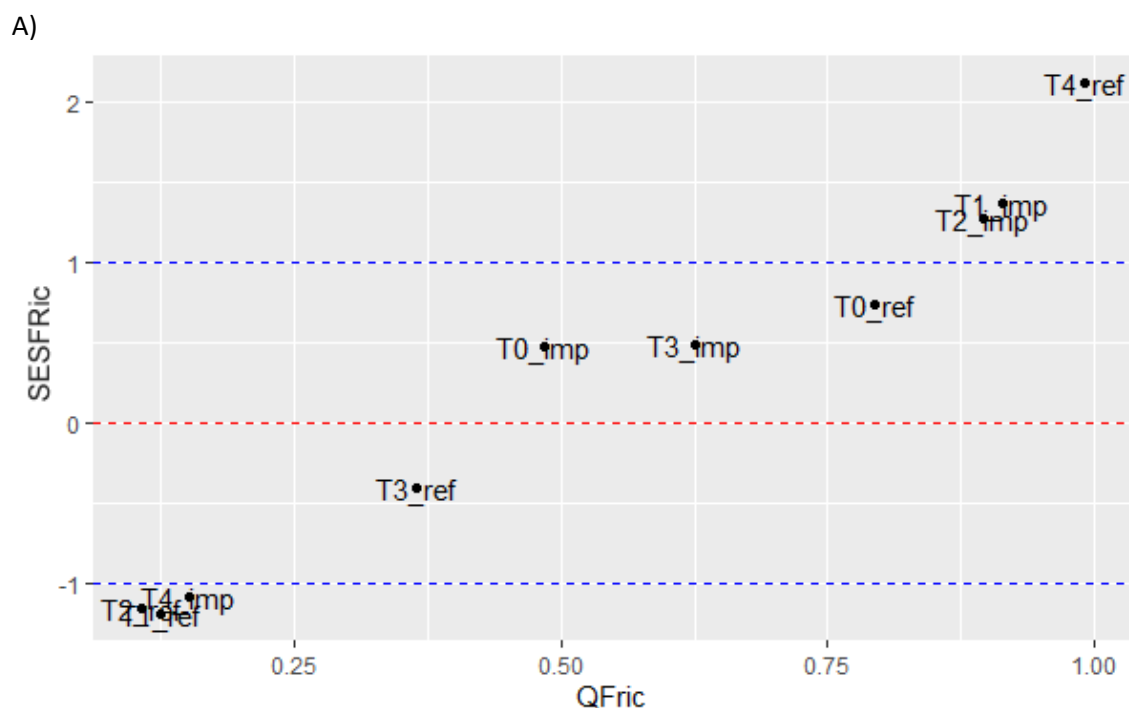
L'objectif ici n'est pas de comparer directement la zone potentiellement impactée et la zone référence, mais plutôt de tester si la diversité fonctionnelle de ces assemblages est fortement contrainte ou non par des facteurs environnementaux. Le modèle nul représente l'ensemble des matrices de traits générées par tirage aléatoire d'assemblages parmi les espèces présentes au temps T considéré.

#### III.5.1. Nouvelle base de données

En créant les nouvelles matrices, certaines espèces ne vont être présentes qu'à T0, d'autres à T1, etc. (cf. Matériel et méthode). Ainsi, les matrices ont comme richesse spécifique : T0 : 20 espèces ; T1 : 82 ; T2 : 38 ; T3 : 84 ; T4 : 72 espèces. C'est pourquoi, il ne faut pas les zones suivant le temps entre elles mais plutôt leurs positions vis-à-vis de l'axe y.

#### 3.5.2. La taille d'effet standard (SESFRic et SESRao)

La Figure 9 représente l'indice SES en fonction du quantile (QFRic ou QRao) de la distribution aléatoire générée. Les assemblages pour lesquels H0 est rejetée sont donc localisés aux deux extrêmes de cet axe des abscisses. L'indice SESFRic considère les matrices d'espèces en Présence/Absence alors que l'indice RAO prend en compte les abondances des espèces.



B)

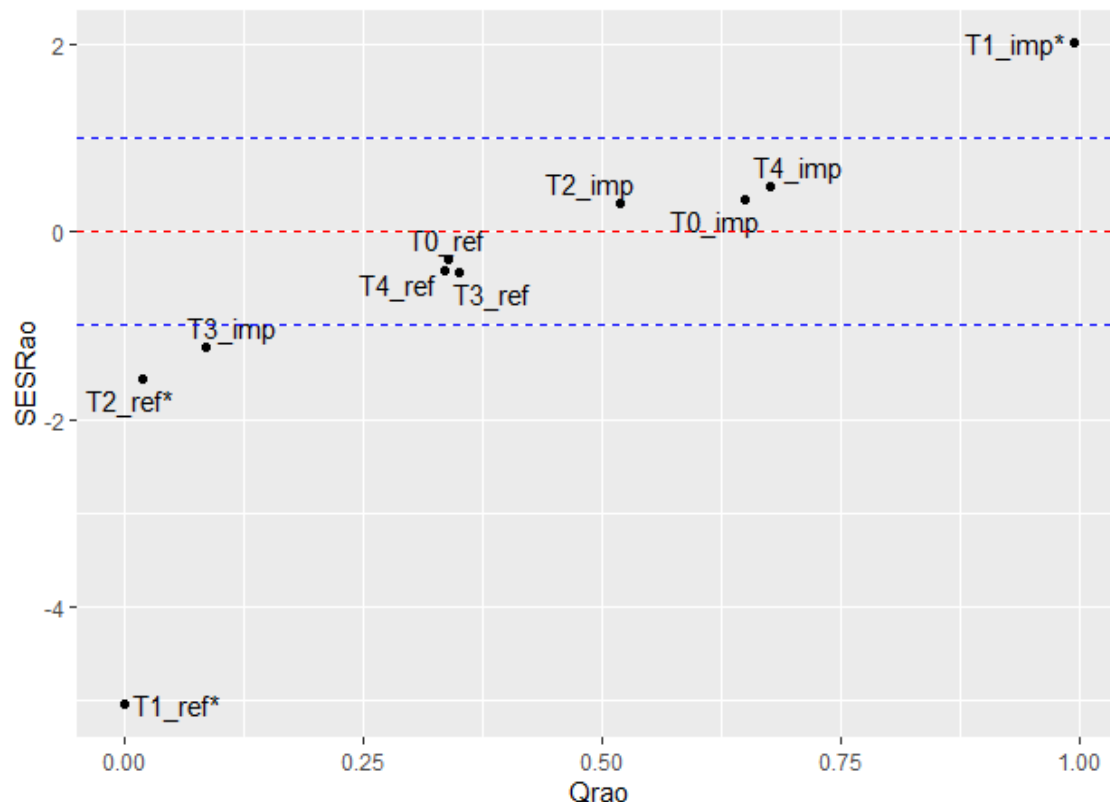


Figure 9. SESFRic (A) et SESRao (B) des assemblages de la zone potentiellement impactée (« \_imp ») et de la zone référence (« \_ref ») à chaque temps (T). Chaque assemblage est comparé à la ligne rouge (0). Les lignes en pointillées bleues indiquent l'intervalle dans lesquels les stations possèdent une distribution des traits fonctionnels considérée comme normale (Perronne et al., 2017). L'astérisque indique les stations où  $H_0$  est rejetée et ne font donc pas partie de la distribution.

Un SES positif, indique que la diversité fonctionnelle observée est plus élevée que celle générée aléatoirement et donc que les conditions environnementales sont favorables à la présence d'espèces présentant des fonctions variées. C'est le cas aux assemblages T1\_imp, T2\_imp et T4\_ref\* pour l'indice FRic (Figure 9A) et à l'assemblage T1\_imp pour le RAO (Figure 9B). Un SES négatif, indique que la diversité fonctionnelle observée est plus faible que si les espèces étaient issues d'un tirage aléatoire. Ceci signifie que les conditions environnementales ont possiblement conduit à la disparition de traits fonctionnels. C'est le cas aux assemblages T1\_ref, T2\_ref et T4\_imp (Figure 9A) et aux assemblages T1\_ref, T2\_ref et T3\_imp pour le Rao (Figure 9B).

## IV. Discussion

### IV.1. Variation à l'échelle locale des assemblages

A l'aide de l'ACP et du dendrogramme, l'ensemble des stations est classé en trois groupes fonctionnels majeurs. Deux groupes fonctionnels sont identifiables par leurs positions environnementales, un groupe caractérisé par des individus de l'épifaune et un autre par des individus de l'endofaune. Mais un petit groupe est séparé des deux autres. Ce groupe fonctionnel est composé

de deux stations impactées (i.e. station 4 et 6), au temps 0, 2 et 3. Elles montrent aussi une forte augmentation de la fraction grossière des sédiments (Labrune et al., 2019). Une hypothèse serait que ces stations ont été impactées plus directement par le dragage que les deux autres (11 et 12) aussi localisées dans la zone potentiellement impactée. De plus, à T1 les stations 4 et 6 n'ont pas été échantillonnées, c'est pourquoi elles n'apparaissent pas dans les résultats. A cause d'un manque d'informations pendant T0, les travaux d'extraction ont failli avoir lieu avant l'échantillonnage des communautés benthiques. Grâce à un problème technique, les travaux n'ont pas eu lieu mais personne n'est en mesure d'affirmer que les stations n'ont pas subi un quelconque impact à ce moment-là (Labrune et al., 2019). Cette différence de la taille du grain pourrait traduire l'impact du dragage et valider les observations des pêcheurs qui indiquent avoir observé un grand creux jusqu'à 2016 pas loin du point central estimé de l'impact.

Les assemblages du groupe fonctionnel, composé des stations 4 et 6 au temps 0, 2 et 3, sont caractérisés par des espèces prédatrices, qui sont mobiles, plutôt de type marcheur/rampeur, avec une préférence sédimentaire pour le gravier. Sur les stations de ce groupe fonctionnel, il y a une plus grande abondance de *Goniadella bobrezkii* qui est un polychète (annélide), prédateur qui se déplace en rampant. Ou encore la présence d'autres polychètes prédateurs rampants comme *Scoletoma impatiens* ou des décapodes (crabes) comme *Portumnus latipes*. Ce changement faunistique au sein des assemblages est fréquent après un dragage (Zarzuelo et al., 2019), et peut souligner un changement dans la composition du sédiment (Zarzuelo et al., 2019). De plus, la variation de sédiment fin en sédiment grossier qui disparaît, ensuite au temps 3 pour la station 4 et au temps 4 pour la station 6 (Annexe 2) pourrait être dû au fort hydrodynamisme de cette zone (Warwick and Uncles, 1980). En effet, l'hydrodynamisme dû aux marées, tempêtes, ou apport du fleuve de l'Orb peuvent facilement modifier la variation de sédiments et donc de macrofaune benthiques (Hill et al., 1999; Warwick and Uncles, 1980). De plus, la présence de dunes littorales mobiles, présentes sur le site (flèches dans la Figure xx), induit une grande instabilité au sein des peuplement benthiques (Amouroux, 1972 ; Labrune et al., 2019). L'influence de l'ensemble de ces processus hydro-sédimentaires, traduisant les variations climatiques, sur la composition de la macrofaune benthiques, ont déjà été mis en évidence dans cette région (Bonifácio et al., 2019; Labrune et al., 2007).

## IV.2. Variation à l'échelle des stations

Malgré, une différence fonctionnelle remarquée pour les stations 4 et 6 observé dans l'ACP, les valeurs individuelles des indices de richesse fonctionnelle, de dispersion, de divergence et d'équitabilité fonctionnelle, n'ont pas permis de faire ressortir un effet à cause du dragage ponctuel ou sur le temps. En effet, les stations 4 et 6 au temps 0, 2 et 3 ne se démarquent pas des autres. Sauf pour le temps 0 pour la richesse fonctionnelle mais cela peut s'expliquer par la faible richesse spécifique (Villéger et al., 2008). Cela souligne l'importance de ne pas étudier seulement l'alpha diversité mais aussi la bêta diversité (Piló et al., 2019). La bêta diversité qui n'est pas présente dans ce rapport par faute de temps. Cependant le fait d'avoir une variabilité au sein des assemblages références et ce durant les différents temps montre la forte instabilité de la zone qui peut être expliquée par l'hydrodynamisme (Hill et al., 1999; Warwick and Uncles, 1980).

## IV.3. Facteurs environnementaux

Concernant les analyses avec les indices de SES, la zone impactée à T1 montre une plus grande diversité que celle générée aléatoirement, que ce soit pour l'indice du SESFric et pour l'indice du SESRao. Cette diversité élevée pourrait être le reflet de l'hypothèse de la perturbation intermédiaire (Connell, 1978). Cette hypothèse suggère que le pic de diversité apparaît lors de perturbations intermédiaires. C'est-à-dire qu'une communauté dans un environnement soumise à un gradient de

perturbation aura une valeur de diversité, plus élevée aux stations moyennement perturbées (Connell, 1978; Townsend et al., 1997). Ainsi, dans le cas de ce rapport, la zone potentiellement impactée aurait subi une forte perturbation, puis la perturbation aurait réduit en intensité aux alentours de T1, ce qui explique la diversité élevée (Connell, 1978; Townsend et al., 1997). Enfin la perturbation disparaît et la diversité de la zone potentiellement impactée retourne à un état considéré comme naturel (Connell, 1978). De plus, Perronne et al. (2017), observe que les traits divergents (diversité plus élevée que la diversité générée aléatoirement), indique des interactions compétitives entre les espèces. Ce qui pourrait expliquer pourquoi la diversité retourne à un état plus homogène après T1 (certaines espèces disparaissent du fait de la compétition). Cependant l'hypothèse de la perturbation intermédiaire qui semble expliquer les conditions et les résultats observés dans le présent rapport, ne fait pas l'unanimité entre les chercheurs (Moi et al., 2020).

Au temps 4, le SESFRic est très disparate entre la zone potentiellement impactée et la zone référence. Cependant, cette différence disparaît pour le SESRao. Ainsi cette variation peut être dû aux espèces rares qui ont souvent des données manquantes pour leurs traits fonctionnels (Perronne et al., 2017). Ces données manquantes peuvent biaiser certaines métriques fonctionnelles en particulier la richesse fonctionnelle (FRic) qui semble plus sensible aux données manquantes (Perronne et al., 2017).

En somme, les résultats indiquent un possible impact mais qui disparaît rapidement (inférieur à quatre ans). Ce qui peut s'expliquer par une forte capacité de dispersion/mobilité de la faune benthique, déjà habitué à l'hydrodynamisme côtier (Hall-Spencer and Moore, 2000) et au fait que les communautés présentes sur les habitats de sables fins ont une très forte résilience (Dauvin et al., 2017).

## IV.5. Analyse critique

Tout d'abord, les résultats obtenus sont influencés par les données disponibles et le choix des traits fonctionnels. En effet, ces derniers sont nombreux et éparpillés au sein de la littérature (Boyé et al., 2019; Garcia, 2010) et doivent se choisir en étroite relation à la question posée. De plus, bien que les traits fonctionnels soit bien caractérisés pour les espèces en mer du Nord/Atlantique ou Manche (Garcia et al., 2010), ils sont peu étudiés en Méditerranée et ne peuvent pas forcément s'adapter d'une région à l'autre (Smith et al., 2020). Malgré l'incompatibilité de ces jeux de données, c'est la méthode du codage flou qui a été utilisée afin de catégoriser au mieux les espèces (e.g. quand elles ont des affinités avec plusieurs modalités). Seulement, le codage flou va limiter aussi la qualité de l'espace fonctionnel et par conséquent les indices de diversité fonctionnelle (Maire et al., 2015).

## IV.6. Perspective

D'autres analyses peuvent être réalisées afin de compléter ce rapport, comme les analyses sur la bêta-diversité afin de quantifier la variation de la composition faunistique entre les temps et entre les zones. De plus, la méthode du codage flou, n'est pas la seule méthode pour étudier les traits fonctionnels. Il existe des analyses qui se concentrent sur la vulnérabilité des espèces (Table 2) qui donne un indice par espèce de sa capacité à survivre à un impact physique (de Juan et al., 2009; Foveau et al., 2017; Jac et al., 2020), ou encore des indices de TDI (Trawling Disturbance Index), mTDI (modified Trawling Disturbance Index) qui eux permettent de quantifier l'impact d'une pression physique, généralement un chalutage, et de comparer ces indices avec d'autres études (Jac et al., 2020).

Enfin une piste d'amélioration pour les modèles nuls serait de pouvoir ajouter des contraintes environnementales lors de la génération de matrices pour identifier les facteurs environnementaux qui influencent les communautés.

## V. Conclusion

D'après la littérature, le dragage a un impact sur la faune benthique qui dure plus ou moins longtemps suivant l'intensité de la pression (Boyd et al., 2005; Dauvin et al., 2017; Piló et al., 2019; Zarzuelo et al., 2019). Dans le présent rapport, l'intensité du dragage fut courte (une quinzaine de jours). De plus cette extraction a été suivie par une crue de l'Orb et d'un épisode de tramontane (vent fort qui souffle sur la côte méditerranéenne direction la mer), augmentant l'hydrodynamisme de cette région et entraînant une dilution des impacts (Bonifácio et al., 2019; Labrune et al., 2007; Labrune et al., 2019). Cela peut expliquer pourquoi l'effet est faible. Pour confirmer que les stations 4 et 6 ont bien été impactée, une meilleure communication entre l'entreprise, l'administration et l'équipe de recherche aurait permis de mieux échantillonner la zone draguée et ainsi d'évaluer précisément l'impact. Un bon dialogue entre les différents acteurs est ainsi fondamental pour la vie des projets.

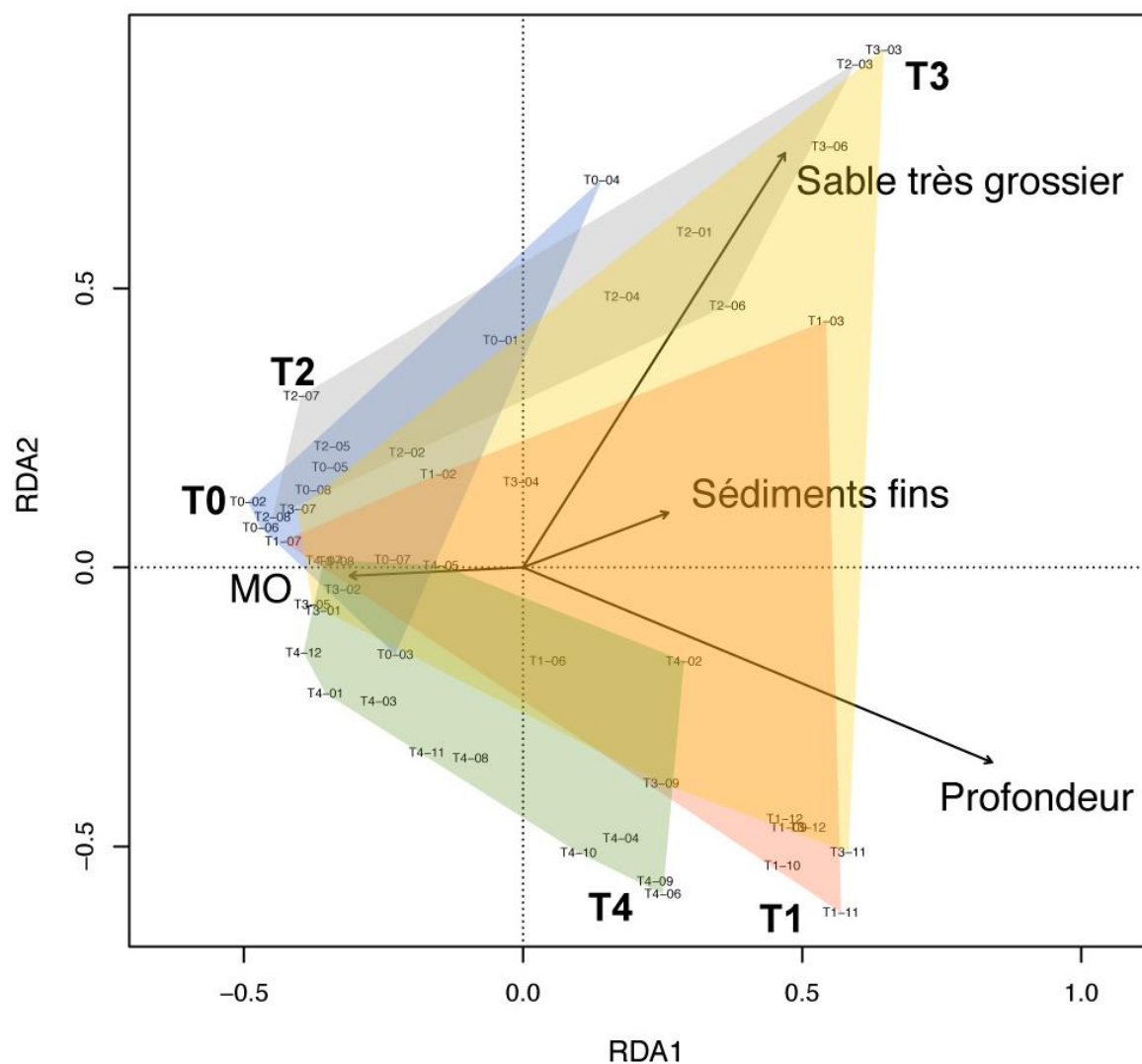
Malgré les difficultés à comparer des études qui évoquent les traits fonctionnels à cause des différences dans les méthodes (e.g. nombre et choix des traits), les indices de diversité fonctionnelle semblent un grand atout qui peut mettre en évidence certains patrons de réponse des communautés, non perçut par la diversité taxonomique. Le présent rapport vient s'ajouter à une première initiative (Smith et al., 2020) sur les traits fonctionnels dans le Golfe du Lion et va sans doute créer des bases pour d'autres études du même genre dans la zone. Enfin la base de données réalisée durant ce stage, s'intègre à un effort européen de caractériser les espèces suivant leur traits fonctionnels et leurs lieux de vie.

## VI. Annexes

Annexe 1. Benne Van veen : Echantillonnage des stations du projet IMPECAPE à bord du navire *Ma Pome*. Remontée de la benne van Veen à la main et bascule par-dessus le bord.



Annexe 2 : Analyse de redondance (RDA) basée sur les données de faune transformées (Hellinger), contraint par les variables abiotiques sélectionnées et avec les variables qui contribuent significativement à l'ordination (Labrune et al., 2019)





### Annexe 3 : Légende des abréviations pour la figure 4

Trait	Catégorie	abrevation
Taille du corps	Très petit <1cm	VSM
	Petit 1-2 cm	SM
	Moyen 2-5 cm	Me
	Grand 5-10 cm	La
	Très grand >10 cm	VLa
Alimentation	Predateur	Pr
	Détritivore	Sc
	Suspensivore	SF
	Déposivore	DF
	Parasite	Pa
	Omnivore	om
Préférence sédimentaire	Vase	M
	Sable fin	FS
	Sable grossier	CS
	Gravier	G
	Roche	Bd
	Organique	Or
Durée de vie	Petite <2 ans	S
	Moyenne 2-5 ans	M
	Longue 5-10 ans	L
	Très longue 10 et +	VI
Mobilité	Sessile	Se
	Sédentaire	Sed
	Mobile	Mo
	Creuseur (tube or not)	Bu
Habitude de vie	Rampeur	Cr
	Nageur	Sw
	Attacher	At
	Asexué	As
Mode de développement	Direct	Di
	Indirect-planktotrophique	Ind-PI
	Indirect-lecithotrophique	Ind-Le
Position environnementale	Endofaune	Inf
	Epifaune	Epi
fecundité	< 100 œufs par an	Sm
	100-10000 œufs par an	Me
	10000-100 000 œufs par an	La
	>100 000 œufs par an	VLa



## VII. Bibliographie

- Amouroux, J.-M. A. 1972. Données sur la structure et l'instabilité des peuplements infralittoraux de la côte du Roussillon, Thèse de Doctorat du 3<sup>ème</sup> cycle, Université de Paris VI, Paris, 105 pp., 1972
- Boersma, K.S., Dee, L.E., Miller, S.J., Bogan, M.T., Lytle, D.A., Gitelman, A.I., 2016. Linking multidimensional functional diversity to quantitative methods: a graphical hypothesis-evaluation framework. *Ecology* 97, 583–593. <https://doi.org/10.1890/15-0688>
- Bonifácio, P., Grémare, A., Amouroux, J.-M., Labrune, C., 2019. Climate-driven changes in macrobenthic communities in the Mediterranean Sea: A 10-year study in the Bay of Banyuls-sur-Mer. *Ecology and Evolution* 9, 10483–10498. <https://doi.org/10.1002/ece3.5569>
- Botta-Dukát, Z., 2005. Rao's quadratic entropy as a measure of functional diversity based on multiple traits. *Journal of Vegetation Science* 16, 533–540. <https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2005.tb02393.x>
- Boyd, S.E., Limpenny, D.S., Rees, H.L., Cooper, K.M., 2005. The effects of marine sand and gravel extraction on the macrobenthos at a commercial dredging site (results 6 years post-dredging). *ICES J Mar Sci* 62, 145–162. <https://doi.org/10.1016/j.icesjms.2004.11.014>
- Boyé, A., Thiébaud, É., Grall, J., Legendre, P., Broudin, C., Houbin, C., Garrec, V.L., Maguer, M., Droual, G., Gauthier, O., 2019. Trait-based approach to monitoring marine benthic data along 500 km of coastline. *Diversity and Distributions* 25, 1879–1896. <https://doi.org/10.1111/ddi.12987>
- Bremner, J., Rogers, S.I., Frid, C.L.J., 2003. Assessing functional diversity in marine benthic ecosystems: a comparison of approaches. *Marine Ecology Progress Series* 254, 11–25. <https://doi.org/10.3354/meps254011>
- Cailliez, F., 1983. The analytical solution of the additive constant problem. *Psychometrika* 48, 305–308. <https://doi.org/10.1007/BF02294026>
- Charvet, S., Kosmala, A., Statzner, B., 1998. Biomonitoring through biological traits of benthic macroinvertebrates: perspectives for a general tool in stream management. *Archiv fuer Hydrobiologie* 142, 415–432.
- Chevenet, Fran., Dolédec, S., Chessel, D., 1994. A fuzzy coding approach for the analysis of long-term ecological data. *Freshwater Biology* 31, 295–309. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.1994.tb01742.x>
- Connell, J.H., 1978. Diversity in Tropical Rain Forests and Coral Reefs. *Science* 199, 1302–1310. <https://doi.org/10.1126/science.199.4335.1302>
- Costanza, R., d'Arge, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R.V., Paruelo, J., Raskin, R.G., Sutton, P., van den Belt, M., 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387, 253–260. <https://doi.org/10.1038/387253a0>
- Dahlgren, C.P., Kellison, G.T., Adams, A.J., Gillanders, B.M., Kendall, M.S., Layman, C.A., Ley, J.A., Nagelkerken, I., Serafy, J.E., 2006. Marine nurseries and effective juvenile habitats: concepts

- and applications. *Marine Ecology Progress Series* 312, 291–295. <https://doi.org/10.3354/meps312291>
- Dauvin, J.-C., Bakalem, A., Baffreau, A., Delecrcin, C., Bellan, G., Lardicci, C., Balestri, E., Sardá, R., Grimes, S., 2017. The well sorted fine sand community from the western Mediterranean Sea: A resistant and resilient marine habitat under diverse human pressures. *Environmental Pollution* 224, 336–351. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.02.013>
- Dauvin, J.C., Bakalem, A., Baffreau, A., Grimes, S., 2017. Benthic ecological status of Algerian harbours. *Marine Pollution Bulletin* 125, 378–388. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.09.049>
- Dray, S., Bauman, Blanchet, D., G., Borcard, D., Clappe, S., Guenard, G., Jombart, T., Larocque, G., Legendre, P., Madi, N., Wagner H. (2020). *adespatial: Multivariate Multiscale Spatial Analysis*. R package version 0.3-8. <https://CRAN.R-project.org/package=adespatial>
- de Juan, S., Demestre, M., Thrush, S., 2009. Defining ecological indicators of trawling disturbance when everywhere that can be fished is fished: A Mediterranean case study. *Marine Policy* 33, 472–478. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2008.11.005>
- Degen R and Faulwetter S (2019) The Arctic Traits Database – a repository of Arctic benthic invertebrate traits, *Earth System Science Data* 11: 301–322. <https://doi.org/10.5194/essd-11-301-2019>
- Degen, R., Aune, M., Bluhm, B.A., Cassidy, C., Kędra, M., Kraan, C., Vandepitte, L., Włodarska-Kowalczyk, M., Zhulay, I., Albano, P.G., Bremner, J., Grebmeier, J.M., Link, H., Morata, N., Nordström, M.C., Shojaei, M.G., Sutton, L., Zuschin, M., 2018. Trait-based approaches in rapidly changing ecosystems: A roadmap to the future polar oceans. *Ecological Indicators* 91, 722–736. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.04.050>
- Foveau, A., Vaz, S., Desroy, N., Kostylev, V.E., 2017. Process-driven and biological characterisation and mapping of seabed habitats sensitive to trawling. *PLOS ONE* 12, e0184486. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0184486>
- Garcia, C., 2010. Approche fonctionnelle des communautés benthiques du bassin oriental de la Manche et du sud de la mer du Nord Assessment of benthic ecosystem functioning through trophic web modelling: the example of the eastern basin of the English Channel and the southern bight of the North Sea Macrozoobenthos of the eastern English Channel and southern North Sea (These de doctorat). Lille 1.
- Gattuso, J.-P., Frankignoulle, M., Wollast, R., 1998. Carbon and Carbonate Metabolism in Coastal Aquatic Ecosystems. *Annual Review of Ecology and Systematics* 29, 405–434. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.29.1.405>
- Grizzle, R., 1984. Pollution indicator species of macrobenthos in a coastal lagoon. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 18, 191–200. <https://doi.org/10.3354/meps018191>
- Hall-Spencer, J.M., Moore, P.G., 2000. Scallop dredging has profound, long-term impacts on maerl habitats. *ICES J Mar Sci* 57, 1407–1415. <https://doi.org/10.1006/jmsc.2000.0918>
- Hiddink, J.G., Jennings, S., Kaiser, M.J., Queirós, A.M., Duplisea, D.E., Piet, G.J., 2006. Cumulative impacts of seabed trawl disturbance on benthic biomass, production, and species richness in different habitats. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 63, 721–736. <https://doi.org/10.1139/f05-266>

- Hill, A.S., Veale, L.O., Pennington, D., Whyte, S.G., Brand, A.R., Hartnoll, R.G., 1999. Changes in Irish Sea Benthos: Possible Effects of 40 years of Dredging. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 48, 739–750. <https://doi.org/10.1006/ecss.1999.0476>
- Hooper, D.U., Chapin, F.S., Ewel, J.J., Hector, A., Inchausti, P., Lavorel, S., Lawton, J.H., Lodge, D.M., Loreau, M., Naeem, S., Schmid, B., Setälä, H., Symstad, A.J., Vandermeer, J., Wardle, D.A., 2005. Effects of Biodiversity on Ecosystem Functioning: A Consensus of Current Knowledge. *Ecological Monographs* 75, 3–35. <https://doi.org/10.1890/04-0922>
- Jackson, J.B.C., Sala, E., 2001. Unnatural Oceans. *Scientia Marina* 65, 273–281. <https://doi.org/10.3989/scimar.2001.65s2273>
- Kassambara, A. (2020). ggpubr: 'ggplot2' Based Publication Ready Plots. R package version 0.4.0. <https://CRAN.R-project.org/package=ggpubr>
- Kassambara, A. (2020). rstatix: Pipe-Friendly Framework for Basic Statistical Tests. R package version 0.6.0. <https://CRAN.R-project.org/package=rstatix>
- Kassambara, A., Mundt, F. (2020). factoextra: Extract and Visualize the Results of Multivariate Data Analyses. R package version 1.0.7. <https://CRAN.R-project.org/package=factoextra>
- Kembel, S.W., Cowan, P.D., Helmus, M.R., Cornwell, W.K., Morlon, H., Ackerly, D.D., Blomberg, S.P., Webb, C.O. 2010. Picante: R tools for integrating phylogenies and ecology. *Bioinformatics* 26:1463-1464
- Labrune, C., Bonifácio, P., Amouroux, J-M., 2020. Evaluation des impacts écologiques engendrés par pressions physiques, sur les habitats benthiques : cas de la pêche et de l'extraction. Rapport IMPECAPE.
- Laliberté, E., Legendre, P., 2010. A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. *Ecology* 91, 299–305. <https://doi.org/10.1890/08-2244.1>
- Labrune, C., Grémare, A., Guizien, K., Amouroux, J.M., 2007. Long-term comparison of soft bottom macrobenthos in the Bay of Banyuls-sur-Mer (north-western Mediterranean Sea): A reappraisal. *Journal of Sea Research* 58, 125–143. <https://doi.org/10.1016/j.seares.2007.02.006>
- Lavorel, S., Garnier, E., 2002. Predicting changes in community composition and ecosystem functioning from plant traits: revisiting the Holy Grail. *Functional Ecology* 16, 545–556. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2435.2002.00664.x>
- Le Pape, O., Baulier, L., Cloarec, A., Martin, J., Le Loc'h, F., Désaunay, Y., 2007. Habitat suitability for juvenile common sole (*Solea solea*, L.) in the Bay of Biscay (France): A quantitative description using indicators based on epibenthic fauna. *Journal of Sea Research, Proceedings of the Sixth International Symposium on Flatfish Ecology, Part I* 57, 126–136. <https://doi.org/10.1016/j.seares.2006.08.011>
- Maire, E., Grenouillet, G., Brosse, S., Villéger, S., 2015. How many dimensions are needed to accurately assess functional diversity? A pragmatic approach for assessing the quality of functional spaces. *Global Ecology and Biogeography* 24, 728–740. <https://doi.org/10.1111/geb.12299>

- MarLIN, 2006. *BIOTIC - Biological Traits Information Catalogue*. Marine Life Information Network. Plymouth: Marine Biological Association of the United Kingdom. [7/15/2020] Available from <[www.marlin.ac.uk/biotic](http://www.marlin.ac.uk/biotic)> Blonder, B., Moulton, D.E., Blois, J., Enquist, B.J., Graae, B.J., Macias-Fauria, M., McGill, B., Nogué, S., Ordonez, A., Sandel, B., Svenning, J.-C., 2017. Predictability in community dynamics. *Ecology Letters* 20, 293–306. <https://doi.org/10.1111/ele.12736>
- McLachlan, A., 1996. Physical factors in benthic ecology: effects of changing sand particle size on beach fauna. *Marine Ecology Progress Series* 131, 205–217. <https://doi.org/10.3354/meps131205>
- Moi, D.A., García-Ríos, R., Hong, Z., Daquila, B.V., Mormul, R.P., 2020. Intermediate Disturbance Hypothesis in Ecology: A Literature Review. *anzf* 57, 67–78. <https://doi.org/10.5735/086.057.0108>
- Mondy, C.P., Villeneuve, B., Archaimbault, V., Usseglio-Polatera, P., 2012. A new macroinvertebrate-based multimetric index (I2M2) to evaluate ecological quality of French wadeable streams fulfilling the WFD demands: A taxonomical and trait approach. *Ecological Indicators* 18, 452–467. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.12.013>
- Oksanen, J., Guillaume Blanchet, F., Friendly, M., Kindt, R., Legendre, P., McGlinn, D., Minchin, P.R., O'Hara, R.B., Simpson, G.L., Solymos, P., Stevens, M.H.H., Szoecs, E., Wagner, H. (2019). *vegan: Community Ecology Package*. R package version 2.5-6. <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>
- Perronne, R., Munoz, F., Borgy, B., Reboud, X., Gaba, S., 2017. How to design trait-based analyses of community assembly mechanisms: Insights and guidelines from a literature review. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 25, 29–44. <https://doi.org/10.1016/j.ppees.2017.01.004>
- Piló, D., Carvalho, A.N., Pereira, F., Coelho, H.E., Gaspar, M.B., 2019. Evaluation of macrobenthic community responses to dredging through a multimetric approach: Effective or apparent recovery? *Ecological Indicators* 96, 656–668. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.08.064>
- Polytraits Team (2020). *Polytraits: A database on biological traits of polychaetes*. LifewatchGreece, Hellenic Centre for Marine Research. Accessed on 2020-08-17. Available from <http://polytraits.lifewatchgreece.eu>
- Rao, C.R., 1982. Diversity and dissimilarity coefficients: A unified approach. *Theoretical Population Biology* 21, 24–43. [https://doi.org/10.1016/0040-5809\(82\)90004-1](https://doi.org/10.1016/0040-5809(82)90004-1)
- Ray, G.C., 1991. Coastal-Zone Biodiversity Patterns. *BioScience* 41, 490–498. <https://doi.org/10.2307/1311807>
- Research, H.C. for M., n.d. A database on biological traits of polychaetes [WWW Document]. URL <http://polytraits.lifewatchgreece.eu/> (accessed 7.15.20).
- Sala, E., Knowlton, N., 2006. Global Marine Biodiversity Trends. *Annual Review of Environment and Resources* 31, 93–122. <https://doi.org/10.1146/annurev.energy.31.020105.100235>
- Snelgrove, P.V.R., Thrush, S.F., Wall, D.H., Norkko, A., 2014. Real world biodiversity–ecosystem functioning: a seafloor perspective. *Trends in Ecology and Evolution* 29, 398–405. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2014.05.002>

- Smith, N., Ouisse, V., Simier, M., 2020. Impact de l'eutrophisation sur la biodiversité de la macrofaune benthique lagunaire méditerranéenne. Université SORBONNE. Institut Français de Recherche pour l'Exploitation de la MER.
- Statzner, B., Resh, V.H., Roux, A.L., 1994. The synthesis of long-term ecological research in the context of concurrently developed ecological theory: design of a research strategy for the Upper Rhône River and its floodplain. *Freshwater Biology* 31, 253–263. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.1994.tb01739.x>
- Slowikowski, K. (2020). ggrepel: Automatically Position Non-Overlapping Text Labels with 'ggplot2'. R package version 0.8.2. <https://CRAN.R-project.org/package=ggrepel>
- Szekely, G.J., Rizzo, M.L., 2005. Hierarchical Clustering via Joint Between-Within Distances: Extending Ward's Minimum Variance Method. *Journal of Classification* 22, 151–183. <https://doi.org/10.1007/s00357-005-0012-9>
- Taudiere, A., Violle, C., 2016. cati: an R package using functional traits to detect and quantify multi-level community assembly processes. *Ecography* 39, 699–708. <https://doi.org/10.1111/ecog.01433>
- Thiebault, E., Houbin, C., Broudin, C., Perrier, L., 2018. IMPECAPE "Etude des pressions et impacts des activités humaines sur les habitats benthiques côtiers pour la mise au point d'indicateurs et de protocoles de surveillance de l'état écologique de ces habitats". Rapport Final. Tillin, H.M., Hiddink, J.G., Jennings, S., Kaiser, M.J., 2006. Chronic bottom trawling alters the functional composition of benthic invertebrate communities on a sea-basin scale. *Marine Ecology Progress Series* 318, 31–45. <https://doi.org/10.3354/meps318031>
- Törnroos, A., Bonsdorff, E., 2012. Developing the multitrait concept for functional diversity: lessons from a system rich in functions but poor in species. *Ecological Applications* 22, 2221–2236. <https://doi.org/10.1890/11-2042.1>
- Townsend, C.R., Scarsbrook, M.R., Dolédec, S., 1997. The intermediate disturbance hypothesis, refugia, and biodiversity in streams. *Limnology and Oceanography* 42, 938–949. <https://doi.org/10.4319/lo.1997.42.5.0938>
- Villéger, S., Mason, N.W.H., Mouillot, D., 2008. New Multidimensional Functional Diversity Indices for a Multifaceted Framework in Functional Ecology. *Ecology* 89, 2290–2301. <https://doi.org/10.1890/07-1206.1>
- Violle, C., Navas, M.-L., Vile, D., Kazakou, E., Fortunel, C., Hummel, I., Garnier, E., 2007. Let the concept of trait be functional! *Oikos* 116, 882–892. <https://doi.org/10.1111/j.0030-1299.2007.15559.x>
- Warwick, R., Uncles, R., 1980. Distribution of Benthic Macrofauna Associations in the Bristol Channel in Relation to Tidal Stress. *Marine Ecology-progress Series - MAR ECOL-PROGR SER* 3, 97–103. <https://doi.org/10.3354/meps003097>
- Weiher, E., Keddy, P.A., 1995. Assembly Rules, Null Models, and Trait Dispersion: New Questions from Old Patterns. *Oikos* 74, 159–164. <https://doi.org/10.2307/3545686>
- Wickham et al., (2019). Welcome to the tidyverse. *Journal of Open Source Software*, 4(43), 1686, <https://doi.org/10.21105/joss.01686>

- Wickham, H., François, R., Henry, L., Müller, K. (2020). dplyr: A Grammar of Data Manipulation. R package version 1.0.0. <https://CRAN.R-project.org/package=dplyr>
- Wickham, H. (2007). Reshaping data with the reshape package. *Journal of Statistical Software*, 21(12)
- Wickham, H., Hester, J., Chang, W. (2020). devtools: Tools to Make Developing R Packages Easier. R package version 2.3.0. <https://CRAN.R-project.org/package=devtools>
- Worm, B., Barbier, E.B., Beaumont, N., Duffy, J.E., Folke, C., Halpern, B.S., Jackson, J.B.C., Lotze, H.K., Micheli, F., Palumbi, S.R., Sala, E., Selkoe, K.A., Stachowicz, J.J., Watson, R., 2006. Impacts of Biodiversity Loss on Ocean Ecosystem Services. *Science* 314, 787–790. <https://doi.org/10.1126/science.1132294>
- WoRMS Editorial Board (2020). World Register of Marine Species. Available from <https://www.marinespecies.org> at VLIZ. Accessed 2020-07-15. doi:10.14284/170
- Zarzuelo, C., López-Ruiz, A., Ortega-Sánchez, M., 2019. Evaluating the impact of dredging strategies at tidal inlets: Performance assessment. *Science of The Total Environment* 658, 1069–1084. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.12.227>