

# Rapport scientifique

## CONTROLE DE SURVEILLANCE BENTHIQUE DE LA DIRECTIVE CADRE SUR L'EAU (2000/60/CE)

Année 2022  
Bassin Artois-Picardie.

Coordination : **Aurélie Foveau (Ifremer), Nicolas Desroy (Ifremer)**  
Rédaction : **Aurélie Foveau (Ifremer), Manuel Rouquette (Ifremer),  
Alexandre Robert (Ifremer), Vincent Bouchet (LOG), Céline Rolet  
(GEMEL)**





**RÉPUBLIQUE  
FRANÇAISE**

*Liberté  
Égalité  
Fraternité*



# Fiche documentaire

---

**Titre du rapport : Contrôle de surveillance benthique de la Directive Cadre sur l'Eau (2000/60/CE). Année 2022. Bassin Artois-Picardie**

---

**Référence interne :**

lfremer/ODE/LITTORAL/LERBN-24-002

**Date de publication :**

2024/04/09

**Diffusion**

- libre (internet)
- restreinte (intranet)  
levée d'embargo : AAAA/MM/JJ
- interdite (confidentielle)  
levée de confidentialité : AAAA/MM/JJ

**Version :** 1.1.0

**Référence de l'illustration de couverture**

FOVEAU Aurélie/Vue de Gravelines depuis le Thalia/19.04.2019

**Langue(s) :** Français

---

**Résumé / Abstract :**

Ce rapport présente les résultats des opérations menées lors de l'année 2022 (contrôle de surveillance des invertébrés benthiques) sur l'ensemble des masses d'eau côtières, de transition et des sites d'appui rattachées au bassin Artois-Picardie.

This report presents results of the monitoring actions in 2022 (on benthic invertebrate communities) in the water bodies of the Artois-Picardie water basin.

---

**Mots-clés / Key words :**

Directive Cadre Eau, Benthos, Réseau de surveillance, Manche  
European Water Framework Directive, Benthos, Monitoring Network, English Channel

---

**Comment citer ce document :**

---

**Disponibilité des données de la recherche :**

---

**DOI :**

---

---

**Commanditaire du rapport :**

Agence de l'Eau Artois-Picardie

---

**Nom / référence du contrat :**

Rapport intermédiaire (Réf. Bibliographique : XXX)

Rapport définitif

**Réf. Interne du rapport intermédiaire :** Ifremer/ODE/LITTORAL/LERBN-24-002/ 99938)

---

**Projets dans lesquels ce rapport s'inscrit (programme européen, campagne, etc.) :**

Appui à politique publique, Réseau DCE-Benthos

---

**Auteur(s) / adresse mail****Affiliation / Direction / Service, laboratoire**

---

Aurélié FOVEAU / aurelie.foveau@ifremer.fr

Ifremer/ODE/LITTORAL, LERBN

---

Manuel Rouquette

Ifremer/ODE/LITTORAL, LERBN

---

Alexandre Robert

Ifremer/ODE/LITTORAL, LERBN

---

Vincent Bouchet

UMR 8187 LOG

---

Céline Rolet

GEMEL

---

**Encadrement(s) :****Destinataires :**

Arnaud Abadie, Agence de l'Eau Artois-Picardie

---

**Validé par :**

Nicolas Desroy - Ifremer/ODE/LITTORAL/LERBN

---

# Sommaire

<b>1. Rappel du contexte et des obligations imposées par la directive européenne cadre sur l'eau .....</b>	<b>6</b>
<b>1.1 Rappel des attendus relatifs aux éléments de qualité biologique du benthos marin pour la DCE (Guillaumont &amp; Gauthier, 2005) .....</b>	<b>6</b>
<b>1.2 Rappel des caractéristiques des masses d'eau du bassin côtier Artois-Picardie .....</b>	<b>7</b>
<b>1.3 Partenaires de la mise en œuvre de la surveillance du compartiment benthique en Artois-Picardie .....</b>	<b>7</b>
<b>2. Suivi stationnel des macroinvertébrés benthiques.....</b>	<b>8</b>
<b>2.1 Objectifs de l'étude .....</b>	<b>8</b>
<b>2.2 Stratégie générale .....</b>	<b>8</b>
2.2.1 Prélèvements et analyses biologiques .....	9
2.2.2 Prélèvements et analyses sédimentaires .....	11
2.2.3 Traitement des données.....	11
<b>2.3 Qualification biologique des masses d'eau côtières .....</b>	<b>15</b>
2.3.1 Conditions d'utilisation du M-AMBI .....	18
2.3.2 Traitement de la base de données .....	19
<b>3. Résultats .....</b>	<b>19</b>
<b>3.1 Masses d'eau côtières en domaine intertidal côtier.....</b>	<b>20</b>
3.1.1 Caractéristiques sédimentaires .....	20
3.1.2 Caractéristiques faunistiques .....	21
<b>3.2 Masses d'eau côtières en domaine subtidal côtier .....</b>	<b>25</b>
3.2.1 Caractéristiques sédimentaires .....	25
3.2.2 Caractéristiques faunistiques .....	26
<b>3.3 Masses d'eau côtières en domaine intertidal de transition .....</b>	<b>30</b>
3.3.1 Caractéristiques sédimentaires .....	30
3.3.2 Caractéristiques faunistiques .....	31
<b>3.4 Masses d'eau côtières en domaine subtidal de transition .....</b>	<b>35</b>
3.4.1 Caractéristiques sédimentaires .....	35
3.4.2 Caractéristiques faunistiques .....	36
<b>3.5 Evolution temporelle de la structure des communautés des macro-invertébrés benthiques .....</b>	<b>39</b>
<b>4. Synthèse 2022 des indices benthiques.....</b>	<b>41</b>
<b>5. Opérations programmées en 2023 et 2024 .....</b>	<b>43</b>
<b>6. Références bibliographiques.....</b>	<b>44</b>
<b>Annexe 1 – Valeurs des groupes écologiques .....</b>	<b>46</b>

# 1. Rappel du contexte et des obligations imposées par la directive européenne cadre sur l'eau

## 1.1 Rappel des attendus relatifs aux éléments de qualité biologique du benthos marin pour la DCE (Guillaumont & Gauthier, 2005)

L'application de la Directive Cadre sur l'Eau (DCE) nécessite la mise en place de contrôles pour évaluer l'état écologique des Masses d'Eau Côtières (MEC) et de Transition (MET) avec comme objectif l'atteinte du bon état en 2027. L'ensemble des eaux côtières, dont la limite extérieure s'établit à 1 mille de la ligne de base, et des eaux de transition, correspondant aux eaux de surface situées près des embouchures de rivières/fleuves et partiellement salines mais influencées par les eaux douces, a fait l'objet d'un découpage en Masses d'Eau (ME). Ces ME ont été définies en fonction de leurs caractéristiques physiques ainsi que des pressions qui s'y exercent.

Sur ces ME, différents types de contrôle peuvent être exercés :

- Le **contrôle de surveillance**, appliqué sur une sélection de Masses d'Eau considérées comme représentatives en se référant à la typologie préétablie. Les objectifs de cette surveillance sont de « (...) concevoir de manière efficace et valable les futurs programmes de surveillance, évaluer les changements à long terme des conditions naturelles, évaluer les changements à long terme résultant d'une importante activité anthropique. » (Annexe V – art. 1.3.1) ;
- Le **contrôle opérationnel**, appliqué sur les Masses d'Eau présentant un Risque de Non Atteinte des Objectifs Environnementaux (RNAOE) d'ici 2027, afin d'en établir l'état et d'en évaluer les changements dus aux programmes de mesure mis en place ;
- Le **contrôle additionnel**, requis pour les zones protégées (notamment les zones de protection d'habitat et/ou d'espèces résultant des directives européennes « Oiseaux » et « Habitats », risquant de ne pas répondre à leurs objectifs environnementaux) ;
- Le **contrôle d'enquête**, appliqué aux Masses d'Eau présentant un RNAOE pour des raisons inconnues, ainsi qu'aux zones touchées par des pollutions accidentelles, pour lesquelles le benthos est un indicateur privilégié de l'ampleur et de l'incidence des contaminations.

L'article 1.1.4 de l'annexe V de la DCE précise les paramètres biologiques qui participent à l'évaluation de l'état écologique des masses d'eau côtières. Ces derniers se réfèrent à la composition, l'abondance et la biomasse du phytoplancton, à la composition et l'abondance de la flore aquatique (autre que le phytoplancton) et à la composition et l'abondance de la faune benthique invertébrée.

Dans le cadre du contrôle de surveillance du compartiment benthique, la végétation benthique (macroalgues et angiospermes), ainsi que les macroinvertébrés benthiques, doivent obligatoirement être pris en considération.

Pour les contrôles opérationnels, les éléments les plus sensibles sont retenus « (...) afin d'évaluer l'ampleur des pressions auxquelles les masses d'eau de surface sont soumises, les États membres contrôlent les éléments de qualité qui permettent de déterminer les pressions auxquelles la ou les masses sont soumises. Afin d'évaluer l'incidence de ces pressions, les États membres contrôlent (...) les paramètres permettant de déterminer l'élément de qualité biologique ou les éléments qui sont les plus sensibles aux pressions auxquelles les masses d'eau sont soumises (...) ».

A partir du texte de la DCE, des travaux de réflexion ont été conduits au niveau européen (travaux du groupe COAST, aboutissant notamment à des recommandations générales consignées dans le rapport « *Guidance on monitoring* » destiné à guider les stratégies à mettre en œuvre dans chaque pays, travaux des groupes d'intercalibration

NEA-GIG), chaque pays restant libre de définir la stratégie de surveillance la plus adaptée, avec toutefois un impératif d'intercalibration sur le classement relatif à l'état écologique des Masses d'Eau défini selon cinq niveaux (très bon, bon, moyen, médiocre, mauvais - Art. 1.2. de l'annexe V de la DCE).

## 1.2 Rappel des caractéristiques des masses d'eau du bassin côtier Artois-Picardie

Le bassin côtier Artois-Picardie est composé de cinq masses d'eau côtières et de quatre masses d'eau de transition (Figure 1). Au total, quatre masses d'eau côtières ont été retenues pour le contrôle de surveillance ainsi que deux masses d'eau de transition (cf. Guérin et al., 2007 pour la présentation des caractéristiques générales et biologiques des masses d'eau).

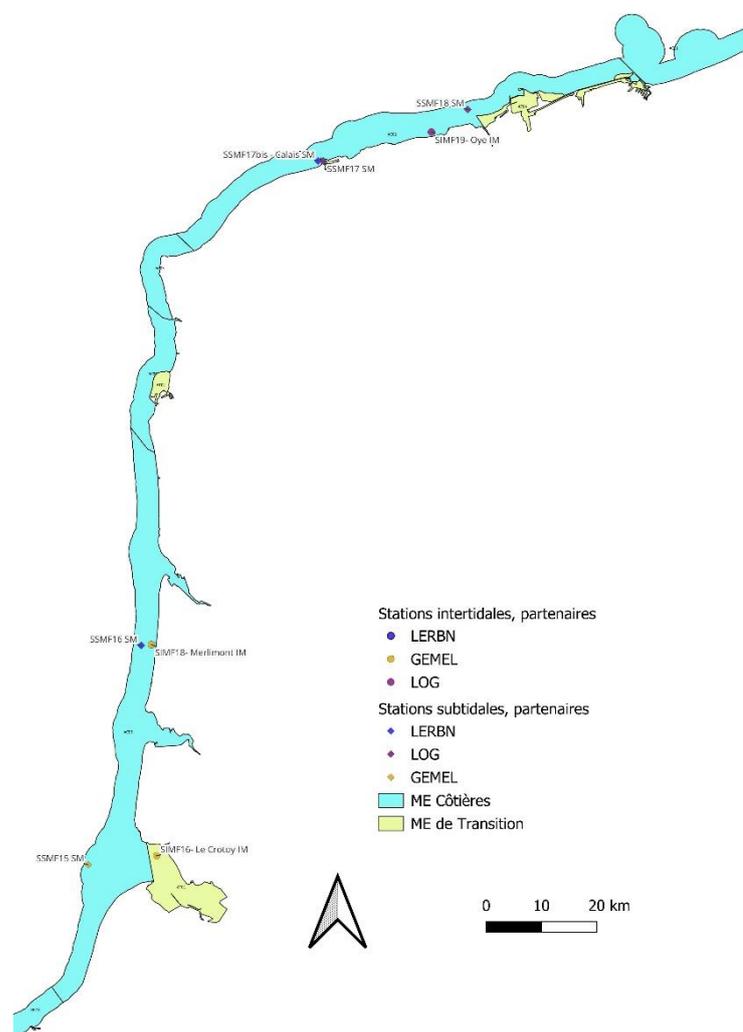


Figure 1 : Localisation des sites d'échantillonnage lors du suivi 2022 et partenaires impliqués.

## 1.3 Partenaires de la mise en œuvre de la surveillance du compartiment benthique en Artois-Picardie

Afin d'assurer la bonne réalisation du contrôle de surveillance pour l'année 2022, trois partenaires ont été sollicités pour le suivi de l'élément de qualité « Invertébrés benthiques de substrats meubles » (Tableau 1) : le Laboratoire d'Océanologie et de

Géosciences (LOG), le Groupe d'Etudes des Milieux Estuariens et Littoraux (GEMEL) et le Laboratoire Environnement Ressources Bretagne Nord (LERBN / Ifremer).

Tableau 1 : Répartition entre partenaires des stations de prélèvements pour l'élément de qualité « Invertébrés benthiques de substrats meubles » en Artois-Picardie. IM : Intertidal Meuble, SM : Subtidal Meuble, CS : Contrôle de Surveillance, SA : Site d'Appui.

Partenaires	Sites	Masse d'eau	Substrat	Statut
Laboratoire d'Océanologie et de Géosciences	SSMF17 SM	AT03M	SM	SA
	SSMF18 SM	AC02	SM	CS
	SIMF19 - Oye IM	AC02	IM	SA
GEMEL	SIMF16 - Le Crotoy IM	AT01	IM	SA
	SIMF18 - Merlimont IM	AC05	IM	CS
	SSMF15 SM	AC05	IM	CS
LERBN	SSMF16 SM	AC05	SM	SA
	SSMF17bis - Calais SM	AC02	SM	SA

## 2. Suivi stationnel des macroinvertébrés benthiques

### 2.1 Objectifs de l'étude

L'étude porte sur le suivi des communautés d'invertébrés benthiques des masses d'eau côtières et de transition du Bassin Artois-Picardie et l'évaluation de leur qualité biologique. Les macroinvertébrés benthiques constituent en effet d'excellents intégrateurs et indicateurs de l'état général du milieu et peuvent permettre notamment, grâce à certains organismes sensibles, d'identifier certaines pressions anthropiques s'exerçant sur ces masses d'eau.

L'élément de qualité « invertébrés benthiques » est défini par :

- « le niveau de diversité et d'abondance des taxa (...) » ;
- *tous les taxa sensibles aux perturbations (...) »*

Afin de compléter le contrôle de surveillance des communautés d'invertébrés benthiques ayant lieu une fois tous les trois ans, un réseau de sites appelés "sites d'appui" (cf Tableau 1) a été mis en place avec une fréquence annuelle d'échantillonnage. Ces prélèvements intermédiaires, réalisés en un nombre limité de stations distribuées le long des côtes de la Manche et de l'Atlantique, ont pour but de fournir une information quant à la variabilité spatio-temporelle des communautés benthiques. Selon l'échelle de la variabilité observée, il sera possible de savoir si un phénomène observé par rapport à un état initial est de causalité naturelle ou non et/ou local ou non. A cette fin, une première étude (Goyot *et al.*, 2016) a été conduite dans le but d'identifier d'une part les évolutions des sites d'appui au cours du temps et, d'autre part, les facteurs environnementaux qui influencent ou non ces évolutions.

### 2.2 Stratégie générale

Dans le cadre du contrôle de surveillance conduit sur l'année 2022 (plan de gestion 2022-2027), le suivi concernait les sites en masses d'eau côtières ainsi que les sites d'appui. Une analyse des tendances temporelles est à venir. Ainsi, cinq sites subtidiaux et trois sites intertidaux ont été échantillonnés. Les cinq sites subtidiaux à échantillonner sont : le site SSMF16, situé en face de la commune de Merlimont (site d'appui depuis 2013), les sites SSMF17 (site d'appui depuis le début du suivi) et SSMF17 bis (site d'appui depuis 2011), situés à proximité du port de Calais, et les sites SSMF15 et SSMF18. Les sites intertidaux SIMF16 (Baie de Somme), SIMF18 (Merlimont) et SIMF19 (Oye Plage) venaient compléter les sites échantillonnés. Les coordonnées des sites sont présentées au Tableau 2.

Tableau 2 : Coordonnées géographiques des sites étudiés (ME : Masses d'Eau, CS : Contrôle de Surveillance, SA : Site d'Appui, DDD : Degrés Décimaux).

Sites	Localité	ME	Statut	Latitude (DDD)	Longitude (DDD)
SIMF16 – Le Crotoy IM	Le Crotoy	AT01	CS	50,2440132	1,5739515
SIMF18 – Merlimont IM	Merlimont	AC05	CS	50,4657479	1,563656
SIMF19 – Oye IM	Oye-Plage	AC02	SA	51,000008	2,021024
SSMF15 SM	Baie de Somme	AC05	CS	50,2346802	1,4620202
SSMF16 SM	Merlimont	AC05	SA	50,4650165	1,5488612
SSMF17 SM	Calais	AT03M	SA	50,9700115	1,8450279
SSMF17bis – Calais SM	Calais	AC02	SA	50,9700051	1,8366928
SSMF18 SM	Grand Fort Philippe	AC02	CS	51,0233456	2,080022

Dans un souci de calibration des méthodes d'acquisition et de qualité de la donnée, le protocole en vigueur depuis 2015 pour l'étude des macroinvertébrés benthiques de substrats meubles en zone côtière est celui défini par Garcia *et al.* (2014). En zone de transition, le protocole à mettre en œuvre est celui de Blanchet et Fouet (2019).

### 2.2.1 Prélèvements et analyses biologiques

La macrofaune benthique subtidale a été échantillonnée à l'aide d'une benne Van Veen (échantillonnant sur une surface unitaire de 0,1m<sup>2</sup>) à raison de neuf répliquats (trois prélèvements sur chacun des trois passages pour un même site, Figure 2).

En domaine intertidal, les prélèvements ont été effectués à l'aide d'un carottier à main (0,029 m<sup>2</sup>), à raison de neuf répliquats (trois prélèvements sur chacun des trois passages pour un même site, Figure 2). Le nombre de répliquats et les dates de prélèvement sont résumés dans le Tableau 2.

En zone de transition, les engins de prélèvements sont les mêmes ; les répliquats sont cependant réduits à trois pour un seul passage (Figure 3).

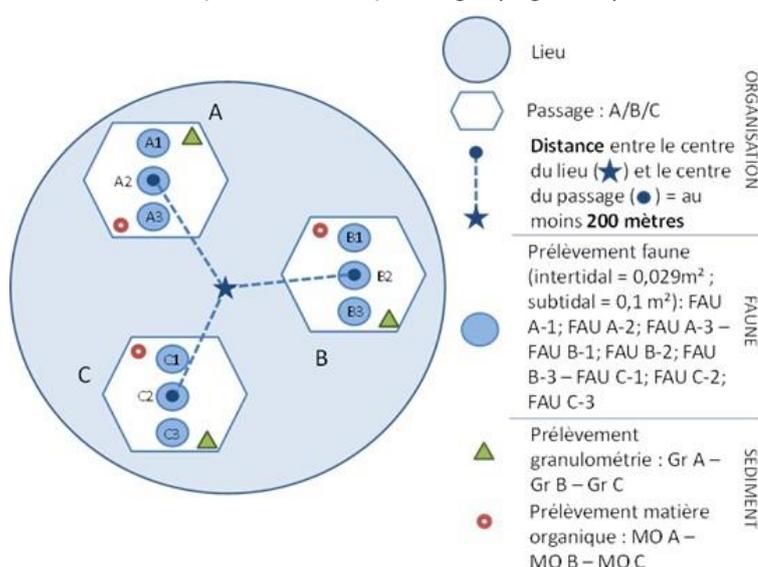


Figure 2 : Organisation des prélèvements dans le cadre du suivi stationnel du paramètre macroinvertébrés benthiques de substrats meubles de la DCE (Garcia *et al.*, 2014).

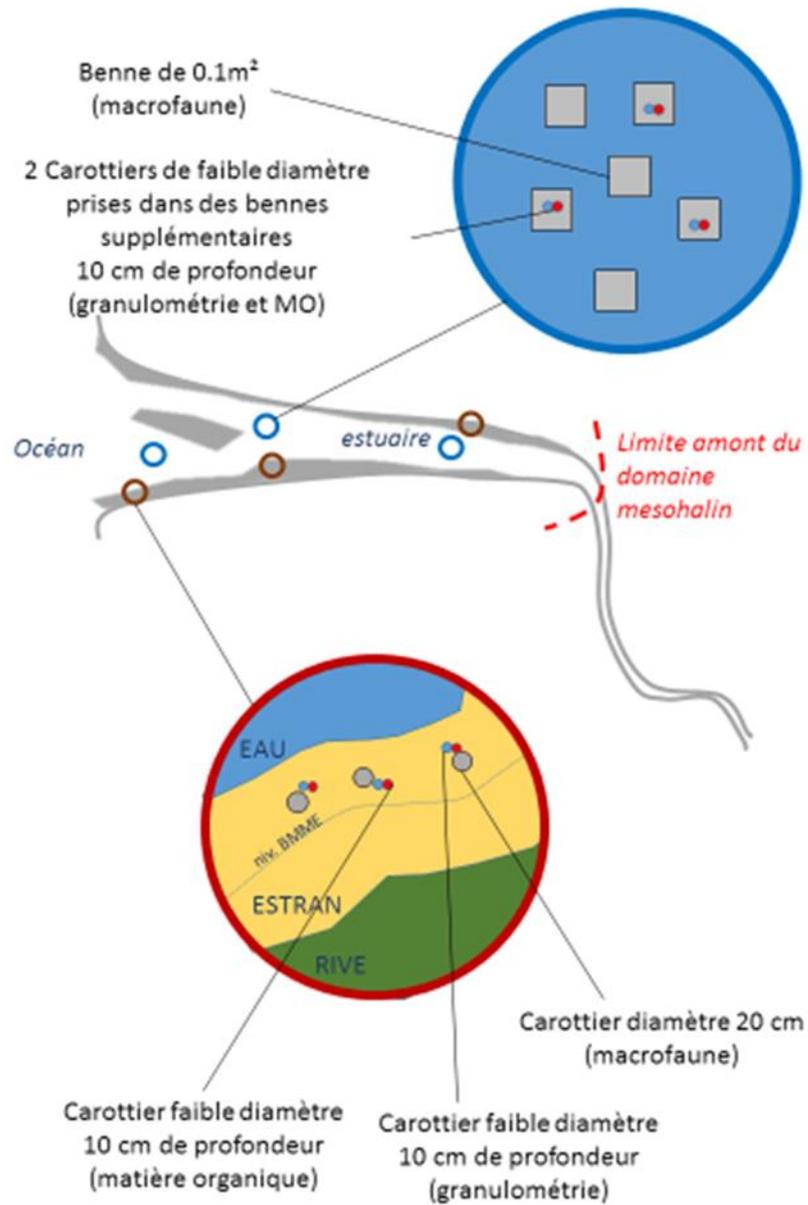


Figure 3 : Organisation des prélèvements dans le cadre du suivi stationnel du paramètre macroinvertébrés benthiques de substrats meubles de la DCE (Blanchet et Fouet, 2019).

Tableau 3 : comparaison des classifications de Blott & Pye (GRADISTAT program, 2001), Udden (1914), Wentworth (1922) et Friedman & Sanders (1978).

Substrat	Engin d'échantillonnage	Nombre de prélèvements	Sites	Masse d'eau	Date
IM	Carottier à main (0,029 m <sup>2</sup> )	9 (3 x 3)	SIMF16 - Le Crotoy IM	AT01	20/09/2022
			SIMF18 - Merlimont IM	AC05	21/03/2022
			SIMF19 - Oye IM	AC02	28/04/2022
SM	Benne Van Veen (0,1 m <sup>2</sup> )	9 (3 x 3)	SSMF15 SM	AC05	07/03/2022
			SSMF16 SM	AC05	07/03/2022
			SSMF17 SM	AT03	26/04/2022
			SSMF17bis	AC02	27/04/2022
			SSMF18 SM	AC02	28/04/2022

Les prélèvements ont été tamisés sur une maille de 1 mm (ronde pour le domaine subtidale ou carrée pour le domaine intertidal), puis les refus ont été fixés et conservés dans une solution de formaldéhyde (de 4 à 10%). Les organismes ont ensuite été déterminés et dénombrés spécifiquement. Certains groupes peuvent faire exception (Bryozoa, Chaetognatha, Copepoda, Ctenophora, Echiura, Hemichordata, Hydrozoa, Insecta, Nemertea, Nematoda, Oligochaeta, Ostracoda, Phoronida, Platyhelminthes, Pogonophora, Priapulida). Les noms d'espèces déterminées ont été actualisés selon le référentiel officiel international : World Register of Marine Species (WoRMS ; adossement réalisé en 2022).

### 2.2.2 Prélèvements et analyses sédimentaires

Un prélèvement supplémentaire de sédiment a été effectué au sein de chaque site afin de déterminer la distribution granulométrique du sédiment. Il a été réalisé par échantillonnage vertical avec un tube de 3 à 5 cm de diamètre sur 5 cm de profondeur en domaine intertidal. En domaine subtidal, le prélèvement est réalisé par sous-échantillonnage dans une benne additionnelle dédiée aux analyses sédimentaires.

Après désalinisation, le sédiment a été séché dans une étuve à 60°C pendant 48 heures. Pour les échantillons présentant une fraction fine (<63 µm) importante, le sédiment a été rincé sur un tamis AFNOR 63 µm ; la partie fine récupérée a été mise à sécher (60°C pendant 48h) pour obtenir le poids sec. Le refus de sédiment (> 63 µm) a ensuite été tamisé à sec sur une colonne vibrante de 26 tamis de maille décroissante (de 20 à 0,063 mm). Les refus de tamis ont été pesés au centième de gramme près.

Un second prélèvement de sédiment a également été réalisé dans chaque site selon le même procédé pour quantifier la teneur totale en matière organique. Il a été conservé à l'abri de la lumière au congélateur -20°C. Après décongélation, la teneur en matière organique des sédiments a été déterminée sur la fraction totale par la méthode de perte au feu : 4 heures à 450°C. La différence de poids, exprimée en pourcentage, indique la teneur en matière organique de l'échantillon.

### 2.2.3 Traitement des données

#### Analyses sédimentaires

Les indices et paramètres granulométriques permettant de caractériser le sédiment ont été calculés grâce au package G2Sd développé par Fournier *et al.* (2014). Ont ainsi été déterminés :

- La texture du sédiment et les histogrammes de distributions des fréquences de classes granulométriques (classification de Blott & Pye, 2001 ;

- Tableau 4). Les sédiments fins étant particulièrement visés par ce protocole dans le cadre de la DCE, seules sept classes ont été retenues pour décrire le sédiment : les vases (<63µm), les cinq classes de sable telles que définies dans le programme GRADISTAT, et la fraction supérieure à 2mm, appelée plus loin « graviers » ;
- La médiane ou D50 (paramètre de position), qui donne une estimation de la taille moyenne des grains ;
- L'indice de Trask (ou Sorting-Index)  $S_o$ , paramètre de dispersion, où  $Q_{25}$  et  $Q_{75}$  sont les quartiles (Équation 1).

*Équation 1 : indice de Trask  $S_o$*

$$S_o (mm) = \sqrt{\frac{Q_{25} (mm)}{Q_{75} (mm)}}$$

Tableau 4 : comparaison des classifications de Blott & Pye (GRADISTAT program, 2001), Udden (1914), Wentworth (1922) et Friedman & Sanders (1978).

Grain size		Descriptive terminology		
phi	mm/ $\mu$ m	Udden (1914) and Wentworth (1922)	Friedman and Sanders (1978)	GRADISTAT program
-11	2048 mm		Very large boulders	
-10	1024		Large boulders	Very large
-9	512	Cobbles	Medium boulders	Large
-8	256		Small boulders	Medium
-7	128		Large cobbles	Small
-6	64		Small cobbles	Very small
-5	32			Very coarse pebbles
-4	16	Pebbles	Coarse pebbles	Coarse
-3	8		Medium pebbles	Medium
-2	4		Fine pebbles	Fine
-1	2	Granules	Very fine pebbles	Very fine
0	1		Very coarse sand	Very coarse
1	500 $\mu$ m		Coarse sand	Coarse
2			Medium sand	Medium
3			Fine sand	Fine
4			Very fine sand	Very fine
5	31		Very coarse silt	Very coarse
6	16	Silt	Coarse silt	Coarse
7	8		Medium silt	Medium
8	4		Fine silt	Fine
9	2	Clay	Very fine silt	Very fine
			Clay	Clay

Le sédiment est homogène pour un indice de 1. Le Tableau 5 issu de Fournier *et al.* (2012) récapitule les classements.

Tableau 5 : Classement du sédiment en fonction de l'indice de Trask (So) (Fournier *et al.*, 2012).

So	Classement
<b>1 à 1,17</b>	Très bien classé
<b>1,17 à 1,20</b>	Bien classé
<b>1,20 à 1,35</b>	Assez bien classé
<b>1,35 à 1,87</b>	Moyennement classé
<b>1,87 à 2,75</b>	Mal classé
<b>&gt; 2,75</b>	Très mal classé

## **Analyse de la dynamique temporelle des communautés benthiques**

Grâce à la mise en place, depuis 2007, du réseau de sites d'appui, il est maintenant possible de commencer à analyser de manière plus pertinente l'évolution temporelle de la composition des communautés benthiques.

Les communautés faunistiques ont été caractérisées par des indices de diversité communément utilisés par la communauté scientifique :

- La richesse taxonomique (S) correspond au nombre de taxa présents dans une communauté
- L'abondance (N) correspond au nombre d'individus présent dans 0,1 m<sup>2</sup>.
- L'indice de Pielou (J') est compris entre 0 et 1 et correspond à une mesure de la répartition des espèces au sein d'une communauté donnée. Si la valeur est 0, la communauté est dominée par une seule espèce et si la valeur est 1, les espèces sont présentes dans les mêmes proportions.

De façon générale, les abondances d'espèces suivent une distribution asymétrique, certaines espèces pouvant atteindre des abondances telles qu'elles écrasent statistiquement la présence d'autres espèces. Lorsque nécessaire, la matrice des abondances a donc été transformée par la fonction racine carrée pour réduire l'importance des espèces très abondantes et donner davantage de poids aux espèces moins représentées, tout en conservant l'ordre de dominance entre les espèces communes (Thorne *et al.*, 1999).

Dans un premier temps, une analyse d'ordination par Positionnement Multidimensionnel non Métrique (n-MDS) des sites a permis de visualiser leur répartition au travers de l'étagement (intertidal et subtidal) et du type de masse d'eau (côtier et de transition). Cette analyse est basée sur une matrice de distance de Bray-Curtis réalisée à partir des abondances moyennes des espèces rapportées à 0,1 m<sup>2</sup>.

Une analyse MDS a permis de traduire dans un plan en deux dimensions les données de la matrice de distance entre les communautés benthiques des différents sites étudiés. De façon générale, plus les sites sont proches sur le graphique, plus les communautés sont similaires. Dans le cas d'une analyse n-MDS, le but est de représenter les distances entre les objets, en respectant l'ordre entre les proximités plutôt que leurs valeurs exactes.

Le regroupement des sites, représenté par la n-MDS au travers des différents facteurs, a été évalué au moyen d'une analyse de variance multivariée par permutation (PermAnova ; Anderson, 2005). Cette analyse permet de vérifier s'il existe une réelle différence entre ces facteurs. Cette méthode statistique non paramétrique est basée sur des permutations, elle s'absout donc des conditions d'applications normalement requises en statistique paramétrique comme par exemple la normalité des résidus (Anderson et Legendre, 1999). En fonction des résultats de la PermAnova, les modalités des facteurs significatifs seront traitées séparément.

Au sein de chaque facteur significatif, une Classification Ascendante Hiérarchique (CAH) utilisant une matrice de similarité (1-DBC, DBC : dissimilarité de Bray-Curtis) a permis de définir des groupes en utilisant un seuil de similarité arbitraire de 20%. La CAH consiste à regrouper les passages (année\_site) les plus proches sous forme d'un dendrogramme, dont la longueur des branches représente la distance moyenne entre les passages et groupes de passages, c'est-à-dire leur pourcentage de similarité. La pertinence de la différenciation des groupes a été évaluée à l'aide d'une PermAnova.

Les variations de richesses spécifiques moyennes et d'abondances moyennes ont été testées entre les différents groupes par une analyse de variance (ANOVA) suivie d'un test post-hoc de Tukey discriminant les groupes entre eux. Le test de Tukey consiste à comparer chaque paire de moyennes comme si ces deux moyennes pouvaient être la plus grande et la plus petite dans l'ensemble des n moyennes à comparer.

Pour chaque groupe, les espèces caractéristiques intra-groupes ont été déterminées grâce à la méthode IndVal. Cet indice créé par Dufrêne et Legendre (1997) a pour objectif de caractériser des groupes par un assemblage d'espèces. Il se base sur la spécificité (A) qui correspond à l'abondance d'une espèce (j) dans un groupe (k) plutôt qu'un autre et la fidélité (B) qui correspond à l'occurrence d'une espèce (j) dans un groupe (k) plutôt qu'un autre (Équation 2).

*Équation 2 : Méthode IndVal – Dufrêne & Legendre (1997)*

$$IndVal_{(groupe\ k, espèce\ j)} = 100 \times A_{kj} \times B_{kj}$$

Enfin, la contribution des espèces à la dissimilarité inter-groupe a été évaluée à l'aide de la routine SIMPER (SIMilarity PERcentage ; Clarke, 1993). Pour différencier les groupes, la méthode SIMPER calcule la dissimilarité de Bray-Curtis moyenne entre tous les groupes (c'est-à-dire tous les sites appartenant au groupe 1 versus tous les sites appartenant au groupe 2). Comme la dissimilarité de Bray-Curtis intègre la contribution de chaque élément (par exemple, chaque espèce), la dissimilarité moyenne entre les sites d'un groupe et les sites d'un autre groupe peut être exprimée comme la contribution moyenne de chaque espèce.

## 2.3 Qualification biologique des masses d'eau côtières

L'indice idéal, qui résume en une valeur unique représentative d'une somme importante d'informations écologiques sur les communautés benthiques, doit répondre à deux conditions :

- Être indépendant des facteurs externes : il doit être indépendant de la surface totale de l'échantillonnage, du type d'habitat, du degré d'identification taxonomique ;
- Être capable de refléter les différences entre les communautés qu'il s'agisse de la richesse spécifique, de l'équitabilité de la distribution des espèces ou du caractère sensible ou tolérant des espèces, en relation avec les facteurs de perturbation. C'est ce qui définit son pouvoir discriminant.

De nombreux outils ont été développés afin de répondre aux exigences de la Directive européenne Cadre sur l'Eau pour l'évaluation de la qualité des eaux côtières.

L'indicateur retenu par la France, à l'issue de sa participation à l'exercice européen d'intercalibration au sein du GIG-NEA, est le M-AMBI.

Cet indice, version améliorée de l'AMBI développé par A. Borja et son équipe (Borja *et al.*, 2000 ; Muxika *et al.*, 2007) repose :

- Sur la reconnaissance dans la communauté de cinq groupes écologiques de polluo-sensibilités, comme proposé par Hily (1984) (

- Tableau 6). Cet indice est basé sur la pondération de chaque groupe écologique par une constante qui représente le niveau de perturbation auquel les espèces sont associées, selon la formule (Équation 3) :

*Équation 3 : AZTI Marine Biotic Index - AMBI*

$$AMBI = (0 \times \%GI) + (1,5 \times \%GII) + (3 \times \%GIII) + (4,5 \times \%GIV) + (6 \times \%GV)$$

Tableau 6 : Groupes écologiques de polluo-sensibilités différentes (d'après Hily, 1984).

Groupe	Type d'espèces	Caractéristiques	Groupes trophiques
I	Sensibles à une hypertrophisation	- largement dominantes en conditions normales - disparaissent les premières lors de l'enrichissement en matière organique du milieu - dernières à se réinstaller	suspensivores, carnivores sélectifs, quelques dépositives tubicoles de sub-surface
II	Indifférentes à une hypertrophisation	- espèces peu influencées par une augmentation de la quantité de MO	carnivores et nécrophages peu sélectifs
III	Tolérantes à une hypertrophisation	- naturellement présentes dans les vases, mais, leur prolifération étant stimulée par l'enrichissement du milieu, elles sont le signe d'un déséquilibre du système	- dépositives tubicoles de surface profitant du film superficiel chargé en MO
IV	Opportunistes de second ordre	- cycle de vie court (souvent <1 an) proliférant dans les sédiments réduits	dépositives de sub-surface
V	Opportunistes de premier ordre	- prolifèrent dans les sédiments réduits sur l'ensemble de leur épaisseur jusqu'à la surface	dépositives

- Sur la richesse spécifique (S), ou nombre d'espèces présentant au moins un individu pour la station étudiée ;
- Sur l'indice de diversité de Shannon-Weaver (H', Équation 4)

Équation 4 : Indice de Shannon-Weaver

$$H' = \sum_{i=1}^S p_i \log_2 p_i$$

Où :  $p_i$  est la proportion de l'espèce  $i$  dans le nombre total d'individus du milieu d'étude.  $i$  allant de 1 à S.

Ces paramètres sont calculés pour toutes les stations. Avec le jeu de données résultant, une Analyse Factorielle des Correspondances (AFC) est réalisée, déterminant trois axes perpendiculaires minimisant le critère des moindres carrés. La projection dans ce nouveau repère des deux points de référence correspondant à l'état le plus dégradé et l'état le meilleur, permet de définir un nouvel axe sur lequel est projeté l'ensemble des points des stations (Figure 4). Pour chacun de ces points, la distance qui le sépare du point le plus dégradé est calculée, en considérant que le segment de droite du point le plus dégradé à celui du meilleur état, a une longueur de 1. Cette distance bornée par 0 et 1 est le M-AMBI.

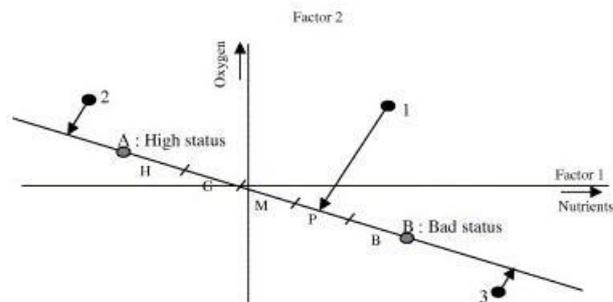


Figure 4 : Définition du statut des stations échantillonnées par projection sur l'axe factoriel défini par les conditions de référence (d'après Bald *et al.*, 2005).

En Artois-Picardie, les stations échantillonnées se réfèrent à trois types d'environnements hydrosédimentaires : i) des sables fins plus ou moins envasés subtidaux, ii) des sables fins plus ou moins envasés intertidaux, auxquelles correspondent deux conditions de référence distinctes et iii) Sables fins battus (Tableau 7).

Tableau 7 : Conditions de référence retenues pour le calcul de la valeur de M-AMBI dans les eaux côtières.

Environnement hydrosédimentaire	Etat	S	H'	AMBI
Sables fins plus ou moins envasés subtidaux	Très bon	58	4	1
	Mauvais	1	0	6
Sables fins plus ou moins envasés intertidaux	Très bon	35	4	1
	Mauvais	1	0	6
Sables fins battus	Très bon	15	3,5	1
	Mauvais	1	0	6

La grille de lecture du M-AMBI, telle qu'adoptée par la France au sein du GIG-NEA, est la suivante :

Classes	[0; 0,2[	[0,2; 0.39[	[0,39; 0,53[	[0,53; 0,77[	[0,77; 1]
Etat écologique	Mauvais	Médiocre	Moyen	Bon	Très bon

### 2.3.1 Conditions d'utilisation du M-AMBI

Malgré le fait qu'il soit parlant pour tous, simple d'utilisation (grâce au logiciel AMBI) et déjà testé et validé sur un large spectre de données, le M-AMBI doit être manipulé et interprété avec précautions.

D'après Borja (2013) :

- La richesse spécifique (S) doit être supérieure à 4 ;
- L'abondance (N) doit être supérieure à 6 ;
- Le pourcentage de taxa Non-Assignés (% NA) à un groupe écologique doit être inférieur à 20% ;
- Les taxa doivent être actualisés et les synonymes identifiés avant l'assignation à un groupe écologique ;
- La surface d'échantillonnage doit être identique pour tous les prélèvements ;
- Un minimum 50 sites est recommandé pour optimiser la robustesse du M-AMBI.

### 2.3.2 Traitement de la base de données

D'après Borja et Muxika (2005), la robustesse de l'AMBI et donc du M-AMBI, peut être réduite par des événements locaux (faible salinité, stress naturel, impact physique) qui génèrent une augmentation des espèces opportunistes et par la suite, une augmentation des valeurs de AMBI, entraînant à une mauvaise classification.

L'analyse structurelle des communautés est là pour minimiser ce type de confusion mais, afin que l'indice soit le plus réaliste possible, la base de données a subi quelques aménagements. Ainsi les taxa qui n'appartiennent pas aux invertébrés benthiques de substrats meubles des eaux côtières ont été exclus de la base. La norme ISO/FDIS 16665 : 2005 (F) et le protocole de Guérin et Desroy (2008), préconisent d'identifier jusqu'au niveau spécifique les organismes prélevés, en tenant compte du fait que certains taxa ne peuvent être identifiés qu'à un niveau supérieur. Hormis s'ils sont référencés dans la liste d'espèces actualisée en 2012, les hauts niveaux taxonomiques n'ont pas été pris en compte.

## 3. Résultats

Dans cette partie, seuls les résultats synthétiques sont présentés. Les données brutes sont disponibles dans la base de données Quadrige<sup>2</sup>.

Nous rappelons ici qu'un certain nombre de couples stations-2020 sont absents du fait concomitant de la pandémie mondiale du coronavirus (SARS-CoV-2) et d'une avarie technique.

La composition et la structure des communautés benthiques sont conditionnées par de nombreux facteurs environnementaux. Parmi ces facteurs, la nature du substrat (roche, cailloutis et graviers, sables, vases, etc.), le mode d'exposition à la houle et aux courants (côte battue, abritée, etc.), la profondeur, les apports d'eau douce par les rivières sont prépondérants. Le domaine intertidal est soumis à des pressions et des variations des conditions environnementales (dessiccation, température, éclaircissement) plus marquées que le domaine subtidal. Les zones de transition influencées par les apports d'eau douce des fleuves et rivières connaissent également de fortes variations (salinité, turbidité, enrichissement en éléments nutritifs...).

Au vu de ces différences, et comme cela l'est confirmé par une analyse de variance par permutation (PermAnova : p-value <0.001, stress : 0,07), les données ont été traitées selon la combinaison du domaine (intertidal ou subtidal) couplé au type de masse d'eau (côtières ou de transition ; voir la Figure 5).

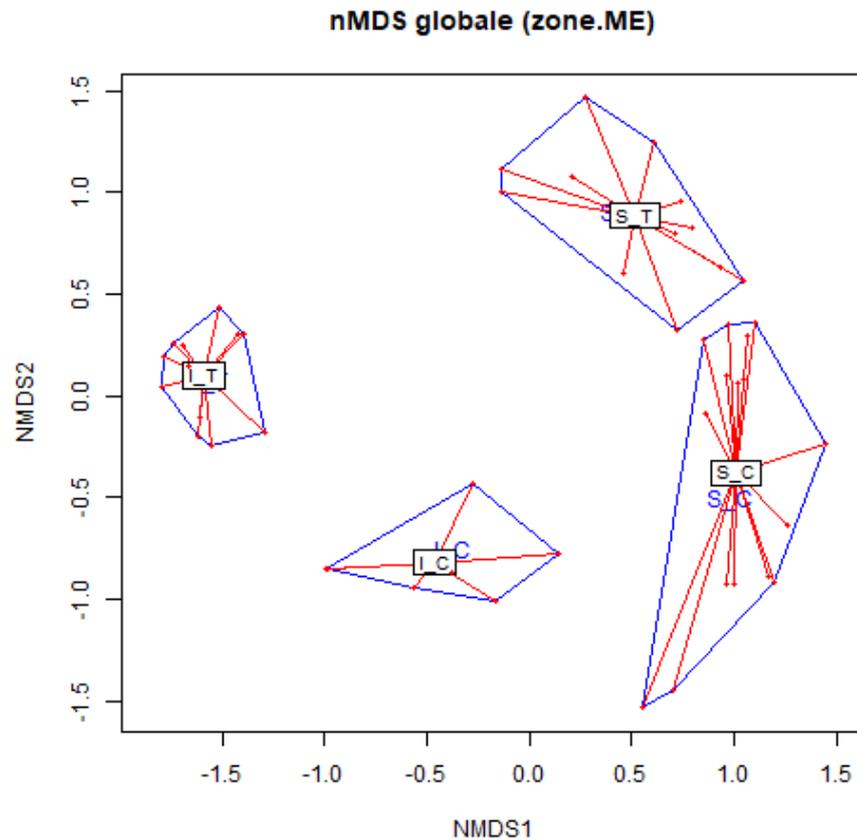


Figure 5 : Multi-Dimensional Scaling (n-MDS) de l'ensemble des sites suivis en Artois-Picardie entre 2017 et 2022. Avec S\_C : Subtidal Côtier, S\_T : Subtidal de Transition, I\_C : Intertidal Côtier et I\_T : Intertidal de Transition.

Sur l'ensemble des sites suivis entre 2017 et 2022, 196 965 individus appartenant à 368 taxa ont été identifiés : 180 annélides polychètes, 108 arthropodes, 58 mollusques, 13 échinodermes, 9 autres (anthozoaires, bryozoaires, hydrozoaires, insectes, oligochètes, némerthes, siponcles...).

### 3.1 Masses d'eau côtières en domaine intertidal côtier

#### 3.1.1 Caractéristiques sédimentaires

La Figure 6 présente la granulométrie des sites échantillonnés en domaine intertidal pour la période 2017-2022.

Selon la classification de Blott & Pye (2001), l'ensemble des sites échantillonnés est caractérisé par des sables plus ou moins envasés (Figure 6).

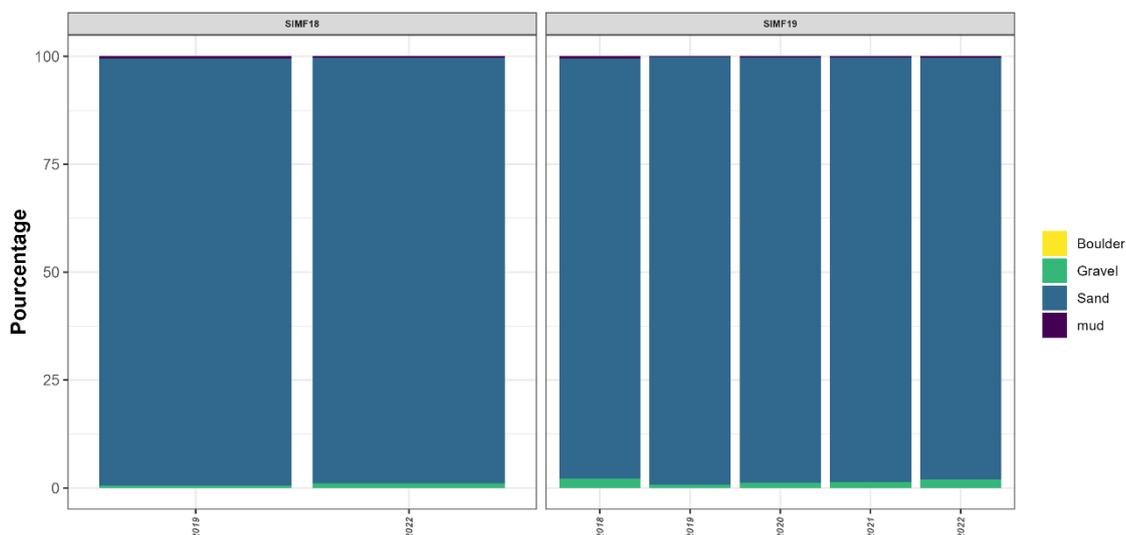


Figure 6 : Histogrammes de distribution des fréquences de classes granulométriques caractérisant les sites du domaine intertidal (SIMF) sous contrôle de surveillance.

En 2018, les deux stations intertidales (SIMF16 et SIMF19) sont devenues sites d'appui et sont depuis échantillonnées chaque année.

Les valeurs de la médiane granulométrique sont restées stables sur l'ensemble des sites côtiers (Figure 7A). L'indice de Trask So indique que les sédiments des sites intertidaux côtiers sont homogènes (valeurs inférieures à 2,75 ; Figure 7B). Les valeurs de teneur en matière organique restent faibles (< 5% ; Figure 7C).

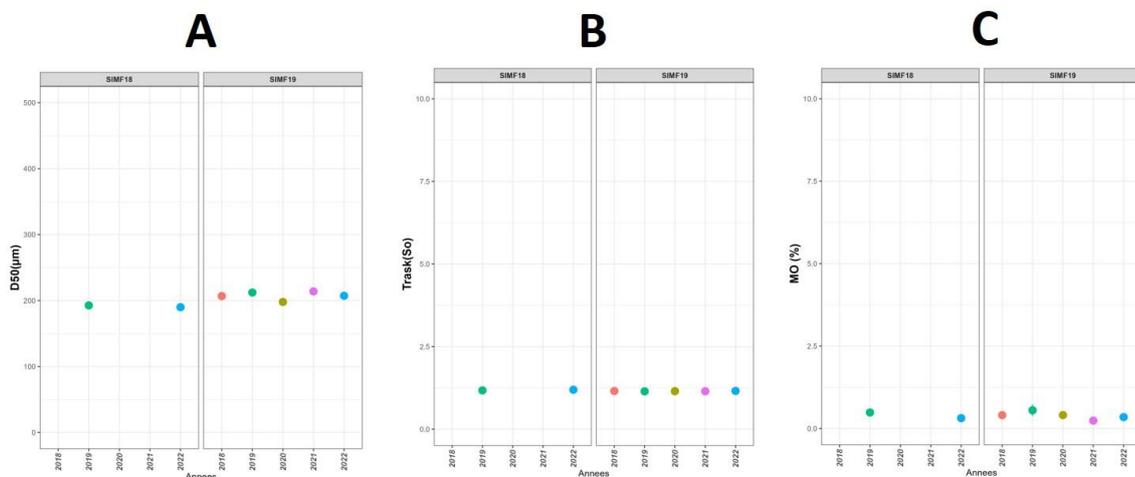


Figure 7 : Evolution des paramètres sédimentologiques associés depuis 2015 en domaine intertidal. A : médiane granulométrique (D50), B : indice de Trask (So), C : teneur en matière organique (MO).

### 3.1.2 Caractéristiques faunistiques

#### Abondances

L'abondance moyenne sur les sites intertidaux durant la période 2017-2022 est de  $45 \pm 38$  ind.0,1m-2, avec une abondance moyenne 2017-2022 maximale atteinte sur le site de Merlimont en 2022 (SIMF18 : 102 ind.0,1m-2 ; Figure 8). Cette forte valeur est principalement due aux abondances élevées des annélides *Scolecopsis squamata*, *Spio martinensis* et du crustacé *Eurydice pulchra*. L'abondance moyenne 2017-2022 minimale est observée sur le site d'Oye-Plage en 2019 (SIMF19 : 10 ind.0,1m-2). Les évolutions des abondances des sites suivis en 2022 sont variables en fonction des sites : en augmentation au site SIMF18 et en diminution au site SIMF19 (Figure 8).

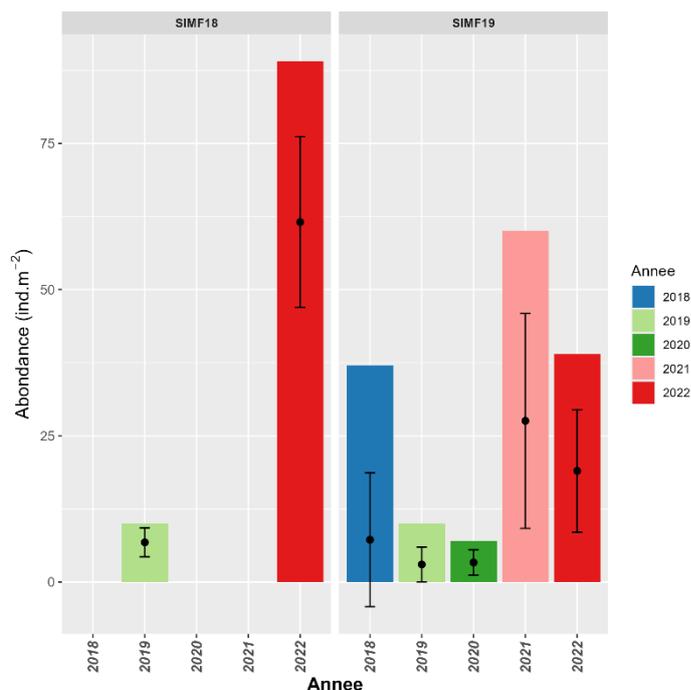


Figure 8 : Abondance moyenne (ind.0,1m<sup>-2</sup> ± écart-type). Sites intertidaux côtiers pour la période 2017-2022. (Barres colorées : abondance totale, points noirs : abondance moyenne et écart-type)

### Indices de diversité : Richesse taxinomique (S) et équitabilité (J')

Un total de 54 taxa a été identifié entre 2017 et 2022 sur l'ensemble des sites intertidaux côtiers. La richesse spécifique moyenne 2017-2022 sur l'ensemble des sites est de  $17 \pm 10$  taxa, avec une valeur moyenne 2017-2022 maximale atteinte sur le site de Merlimont en 2022 (SIMF18 : 36 taxa) et une valeur moyenne 2017-2022 minimale observée sur le site d'Oye-Plage en 2017 (SIMF19 : 7 taxa ; Figure 9).

La proportion d'individus est plus ou moins bien équilibrée entre les taxa. Sur l'ensemble des suivis 2017-2022, la totalité des indices de Pielou (J') calculés par couple année/site sont supérieurs à 0,6 (Figure 10). De plus, les écarts-types sont faibles, ce qui signifie que les échantillons sont homogènes. Néanmoins, il reste utile d'échantillonner plusieurs réplicats pour avoir une bonne représentativité de la communauté en place.

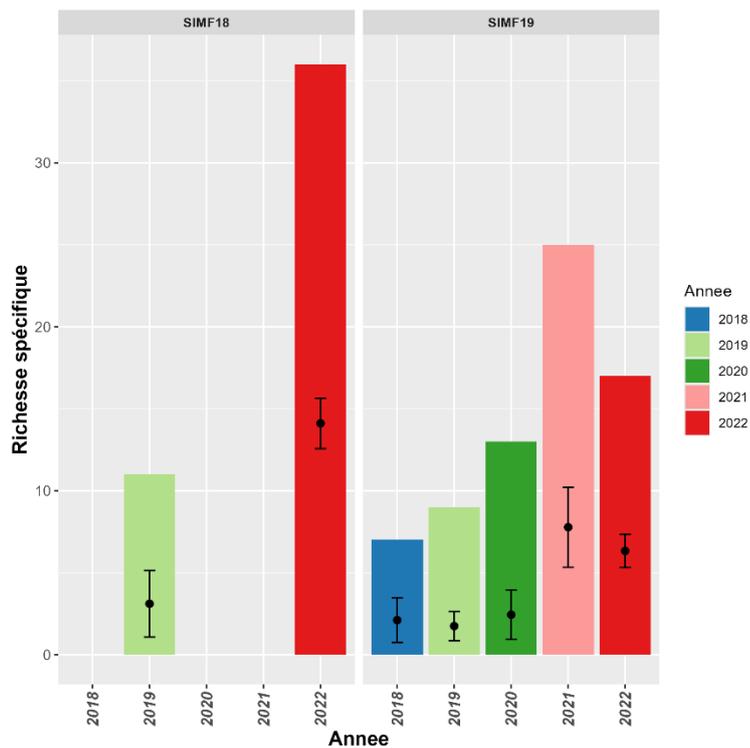


Figure 9 : Richesse taxonomique (S) des sites côtiers en domaine intertidal - 2017-2022 (barres colorées : richesse cumulée des passages, points noirs : richesse moyenne et écart-type)

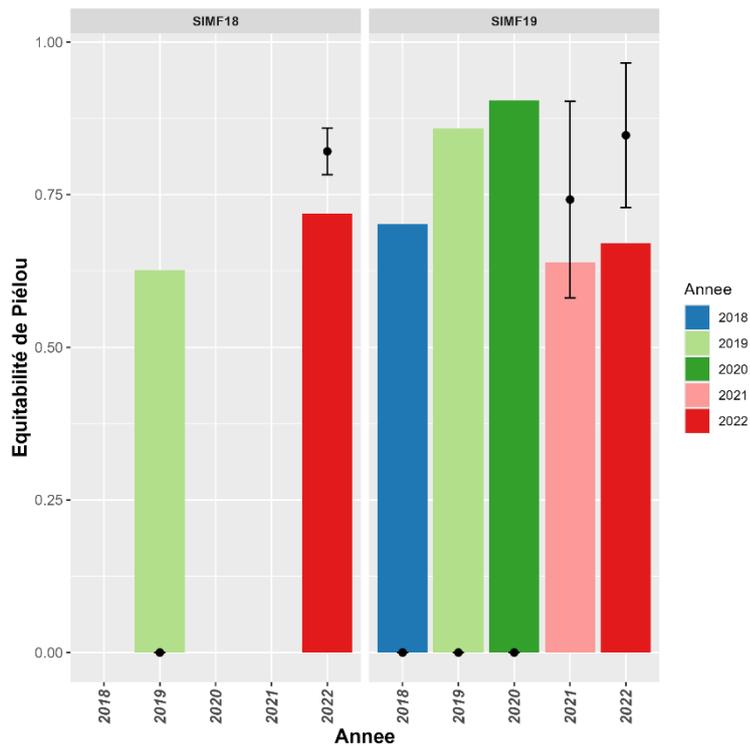


Figure 10 : Indice de Pielou (J') - sites côtiers en domaine intertidal - 2017-2022 (barres colorées : indice de Pielou total, points noirs : indice de Pielou moyen et écart-type).

### Détermination des communautés

Les groupes déterminés a priori grâce à la Classification Ascendante Hiérarchique réalisée à partir de la matrice de similarité (distance de Bray-Curtis) entre les sites côtiers

en domaine intertidal sont significativement différents (PermAnova : p-value < 0,001 ; Figure 11).

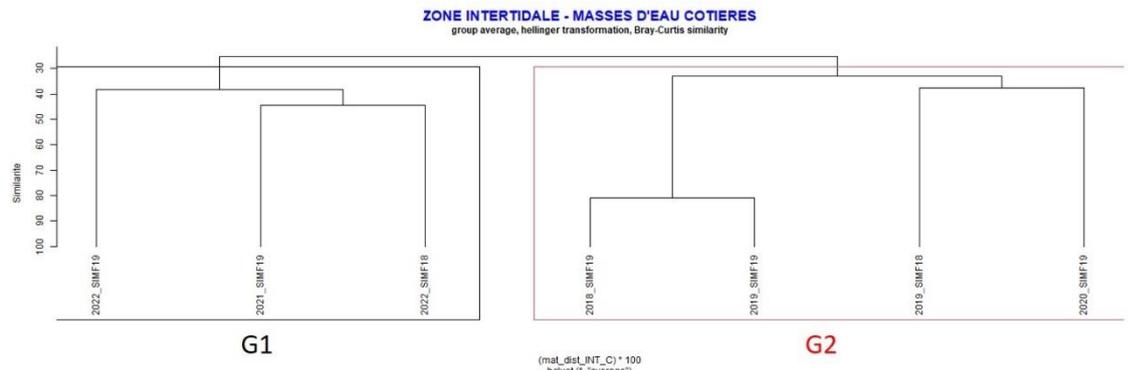


Figure 11 : Classification Ascendante Hiérarchique réalisée à partir de la matrice de similarité entre les sites en domaine intertidal.

Le premier groupe (G1, n=3 ; Figure 11) est constitué des couples stations-années suivants : SIMF19-2021, SIMF19-2022 et SIMF18-2022. Ce groupe présente l'abondance ( $83 \pm 21$  ind.0,1m-2) et la richesse ( $26 \pm 10$  taxa) les plus fortes. Les annélides polychètes *Eteone longa*, *Lanice conchilega* et *Spiophanes bombyx* (IndVal ; p-value = 0,0099) en sont les espèces indicatrices.

Le deuxième groupe (G2, n=4 ; Figure 11) est constitué des autres couples stations-années. Ce site présente une abondance ( $16 \pm 7$  ind.0,1m-2) et une richesse spécifique ( $10 \pm 3$  taxa) faibles enregistrées sur la période de suivi (2017-2022). L'amphipode *Urothoe poseidonis* (IndVal ; p-value = 0,0099) est l'espèce indicatrice.

### Groupes écologiques

Une grande majorité des communautés du domaine intertidal côtier sont dominées par des taxa appartenant aux groupes écologiques G1 ou G2, caractérisant un bon état écologique (Figure 12).

En 2022, le site SIMF18 présente une augmentation des taxa appartenant au groupe G3 (espèce tolérante à une hypertrophisation). L'autre site n'est pas interprétable du fait d'une proportion de taxa non-assignés en termes de groupes écologiques trop importante.

Pour un couple année/station (encadrés noirs ; Figure 12), les proportions des cinq groupes écologiques calculées, doivent être considérées avec précaution (Tableau 8). Certains descripteurs (richesse spécifique : S, abondance : N et pourcentage d'espèces Non-Assignées à un groupe écologique : %NA) ne respectent pas les conditions d'application permettant une représentation robuste de la structure écologique.

Tableau 8 : Résumé des descripteurs (S : richesse taxonomique, N : abondance moyenne (ind.0,1 m<sup>-2</sup>) et %NA : pourcentage d'espèces Non-Assignées à un groupe écologique) ne respectant pas les conditions d'application permettant une représentation robuste de la structure écologique des stations côtières du domaine intertidal.

Sites	Année	S	N	%NA
SIMF19	2022	17	616	36,84

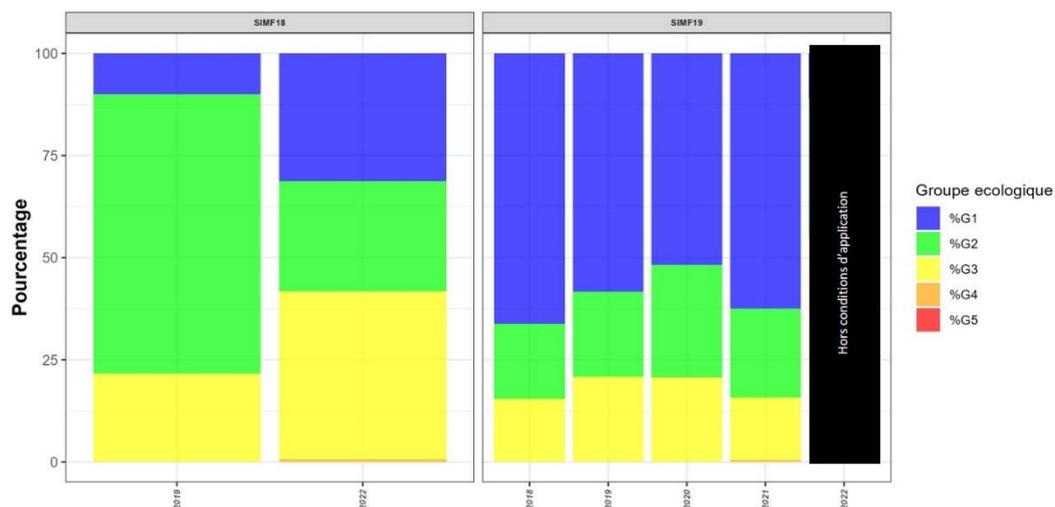


Figure 12 : Répartition des différents groupes écologiques au sein des communautés du domaine intertidal côtier (encadrés noirs : ne respectent pas les conditions d'application).

## 3.2 Masses d'eau côtières en domaine subtidal côtier

### 3.2.1 Caractéristiques sédimentaires

La Figure 13 présente la granulométrie des sites échantillonnés en domaine subtidal pour la période 2017-2022.

Selon la classification de Blott & Pye (2001), les sites échantillonnés sont caractérisés par des sables plus ou moins envasés (SSMF15, SSMF16 et SSMF18). Le sédiment du site SSMF17bis est décrit depuis 2017 comme un « sable vaseux légèrement graveleux » (Figure 13).

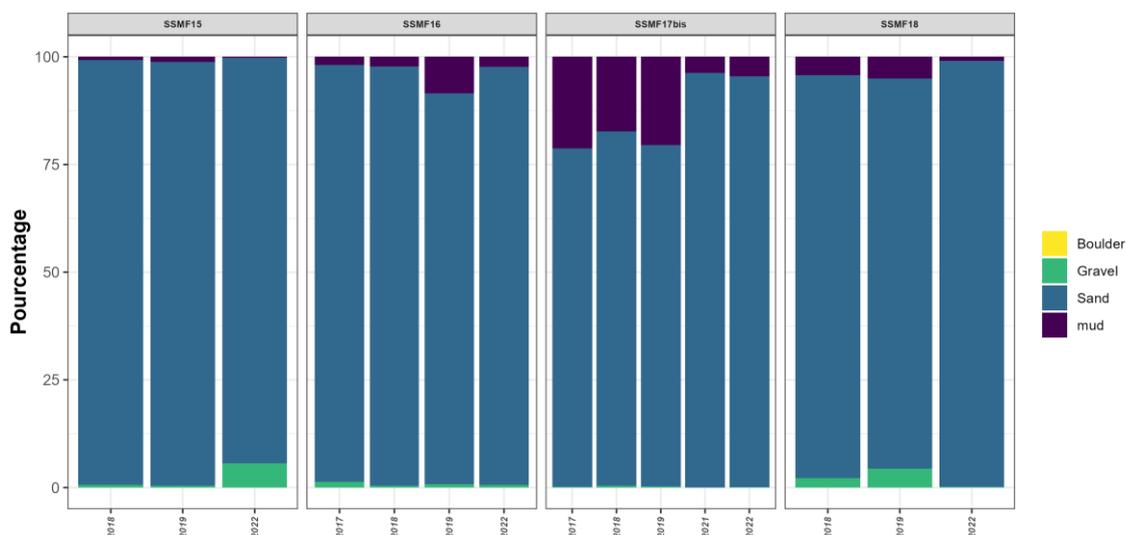


Figure 13 : Histogrammes de distribution des fréquences de classes granulométriques caractérisant les sites du domaine subtidal (SSMF) sous contrôle de surveillance.

En 2022, la valeur de la médiane granulométrique est restée stable la totalité des sites côtiers, à l'exception de la SSMF15 où il a légèrement augmenté (Figure 14A). Les sédiments des sites subtidaux côtiers sont homogènes (valeurs de l'indice de Trask inférieures à 2,75 ; Figure 14B). Les valeurs de teneur en matière organique restent stables et faibles (< 5% ; Figure 14C).

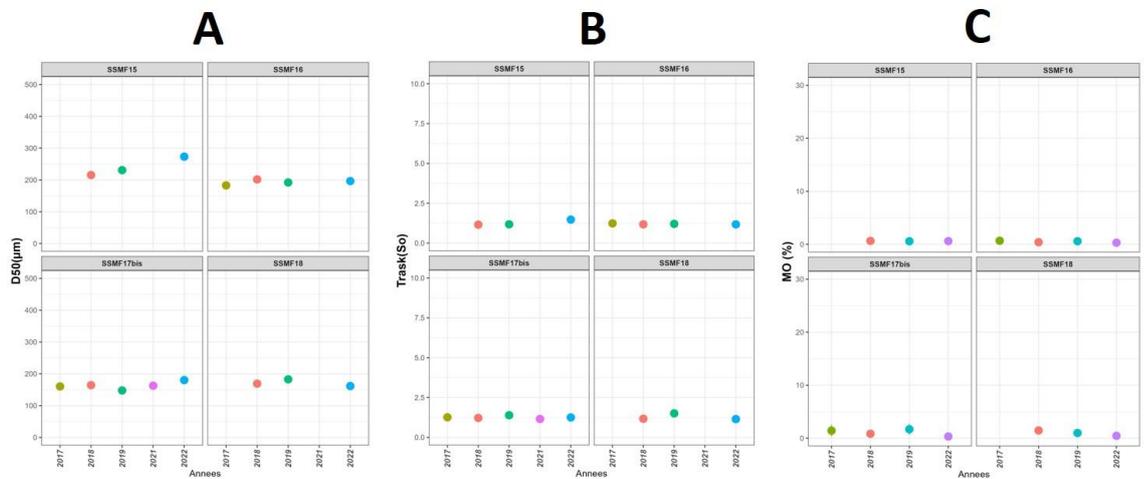


Figure 14 : Evolution des paramètres sédimentologiques associés depuis 201 en domaine subtidal. A : médiane granulométrique (D50), B : indice de Trask (So), C : teneur en matière organique (MO).

### 3.2.2 Caractéristiques faunistiques

#### Abondances

L'abondance moyenne sur les sites subtidaux durant la période 2017-2022 est de  $505 \pm 730$  ind.0,1m-2, avec une abondance moyenne 2017-2022 maximale atteinte sur le site de Calais extérieur en 2017 (SSMF17bis : 2419 ind.0,1m-2 ; Figure 15). Cette abondance particulière est due à la dominance de l'annélide polychète *Lanice conchilega* et du bivalve *Abra alba*. L'abondance moyenne 2017-2022 minimale est observée sur le site SSMF15 en 2022 (18 ind.0,1m-2 ; Figure 15). Les abondances en 2022 sont globalement plus faibles que celles des années antérieures (Figure 15), ce qui s'observe également dans la valeur moyenne des abondances. Cette diminution générale des abondances est quasi continue depuis 2017.

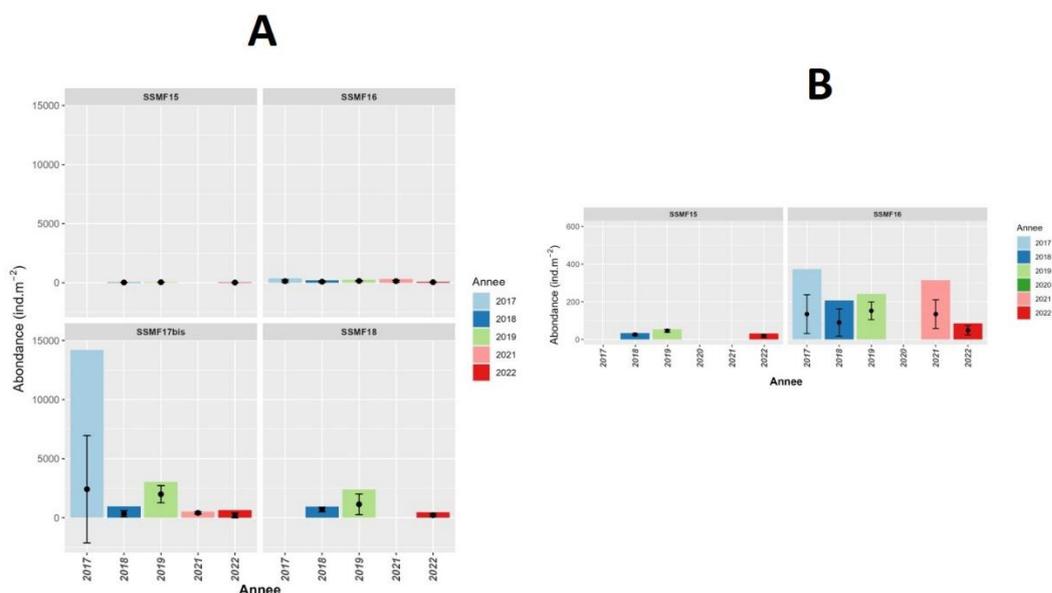


Figure 15 : Abondance moyenne (ind.0,1m<sup>-2</sup> ± écart-type). Sites subtidaux côtiers pour la période 2017-2022. A : toutes les stations ; B : zoom sur les stations SSMF15 et SSMF16. (Barres colorées : abondance totale, points noirs : abondance moyenne et écart-type).

### Indices de diversité : Richesse taxinomique (S) et équitabilité (J')

Un total de 278 taxa a été identifié entre 2017 et 2022 sur l'ensemble des sites subtidaux. La richesse spécifique moyenne 2017-2022 sur l'ensemble des sites est de  $56 \pm 21$  taxa, avec des valeurs moyennes 2017-2022 maximale atteinte enregistrée sur le site de Gravelines en 2019 (SSMF18 : 93 taxa) et minimale observée à la station SSMF15 en 2022 (24 taxa ; Figure 16).

Au cours de cette période, la répartition des individus au sein des taxa est majoritairement équilibrée. Sur l'ensemble des suivis, 50% des indices de Pielou (J') calculés par couple année/site sont supérieurs à 0,6. 44% des indices de Pielou (J') calculés par couple année/site sont compris entre 0,4 et 0,6. Cependant, les écarts-types sont très variables dans le temps mais souvent élevés, ce qui signifie que les échantillons sont hétérogènes. Cela confirme la nécessité d'échantillonner plusieurs réplicats pour avoir une bonne représentativité de la communauté en place. La valeur J' calculée au site SSMF17bis en 2017 est la plus faible (J'=0,27 ; Figure 17). Elle reflète la dominance en termes d'abondance de l'annélide polychète *Lanice conchilega* et du bivalve *Abra alba*.

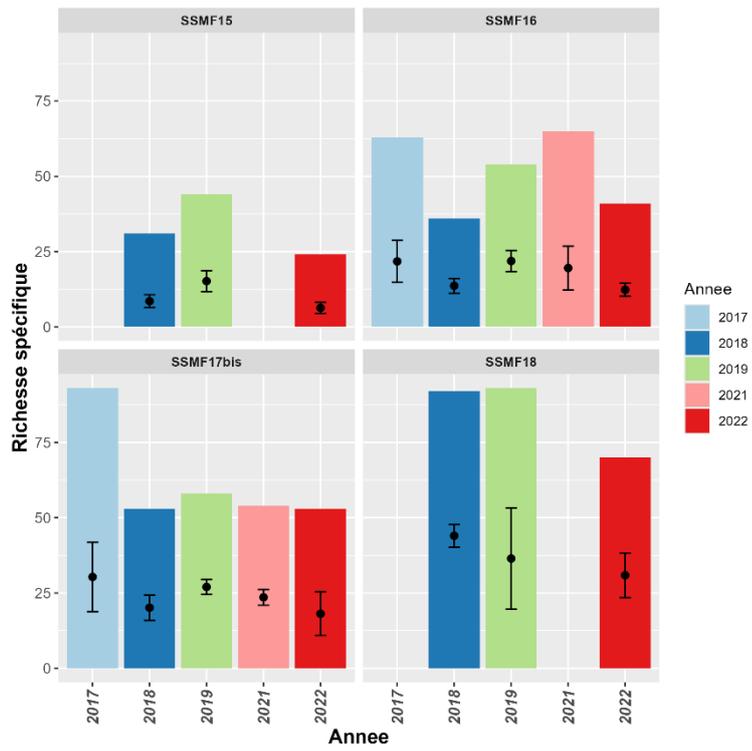


Figure 16 : Richesse taxonomique (S) des sites côtiers en domaine subtidal - 2017-2022 (barres colorées : richesse cumulée des passages, points noirs : richesse moyenne et écart-type)

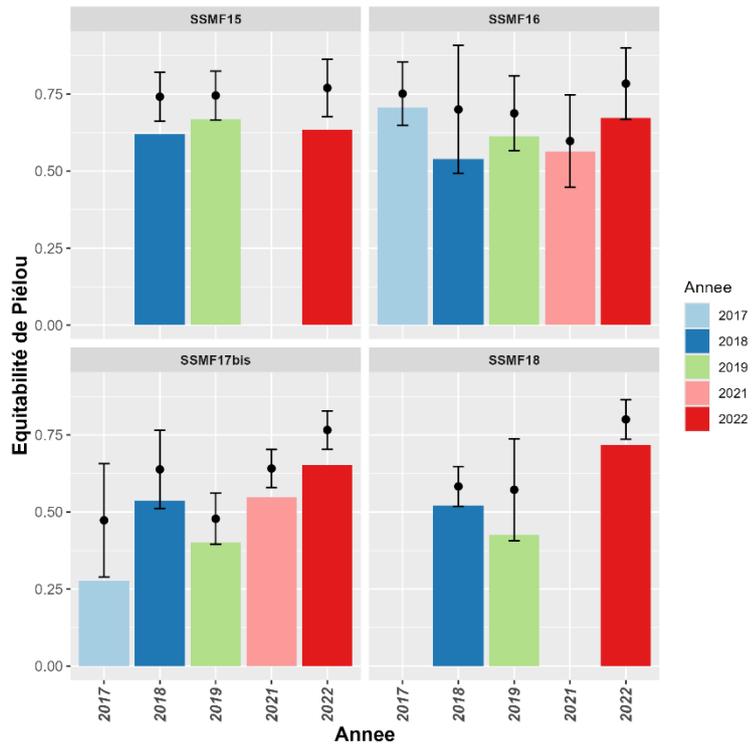


Figure 17 : Indice de Piélou (J') - sites côtiers en domaine subtidal - 2017-2022 (barres colorées : indice de Piélou total, points noirs : indice de Piélou moyen et écart-type).

## Détermination des communautés

Les groupes déterminés a priori grâce à la Classification Ascendante Hiérarchique réalisée à partir de la matrice de similarité (distance de Bray-Curtis) entre les sites côtiers en domaine subtidal sont significativement différents (PermAnova : p-value < 0,001 ; Figure 34).

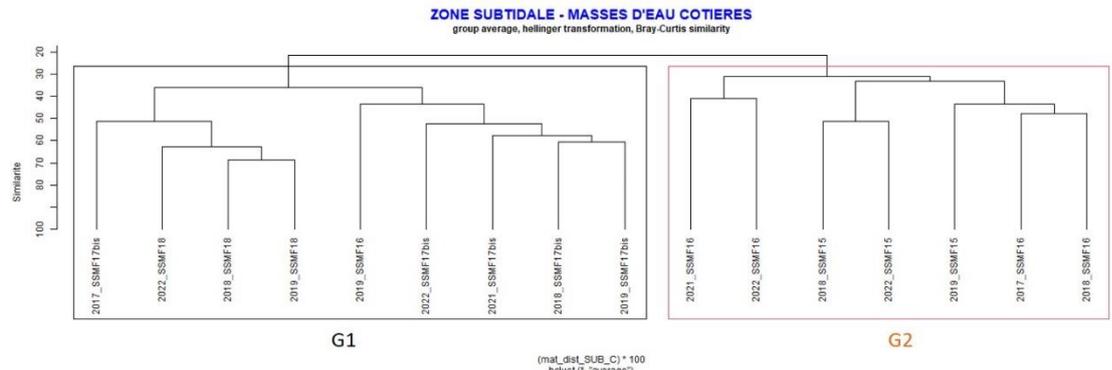


Figure 18 : Classification Ascendante Hiérarchique réalisée à partir de la matrice de similarité entre les sites en domaine subtidal.

Le groupe 1 (G1 ; n=9) correspond à l'ensemble des sites côtiers subtidaux présents en mer du Nord (SSMF17bis et SSMF18), à l'exception du site SSMF16 en 2019 (Figure 34). Pour ce groupe, la richesse spécifique ( $69 \pm 18$  taxa) et l'abondance ( $842 \pm 840$  ind.0,1 m<sup>-2</sup>) sont les plus élevés. Les taxa caractéristiques de ce groupe sont les annélides *Caulleriella alata*, *Glycera tridactyla*, *Notomastus latericeus*, *Pholoe baltica*, *Lagis koreni* et *Mediomastus fragilis*, les oligochètes et le bivalve *Kurtiella bidentata* (IndVal ; p-value = 0,0099).

Le groupe 2 (G2 ; n=7) est constitué l'ensemble des sites présents en Manche (SSMF15 et SSMF16 ; Figure 18). Ce groupe présente une richesse spécifique ( $43 \pm 16$  taxa) et une abondance ( $71 \pm 49$  ind.0,1m<sup>-2</sup>) faibles. Un groupe de quatre espèces, déterminées par la méthode de l'IndVal (p-value = 0,0099), sont caractéristiques de ce groupe : l'échinoderme *Echinocardium cordatum*, le bivalve *Tellimya ferruginosa* et les annélides polychètes *Scoloplos armiger* et *Nephtys cirrosa*.

## Groupes écologiques

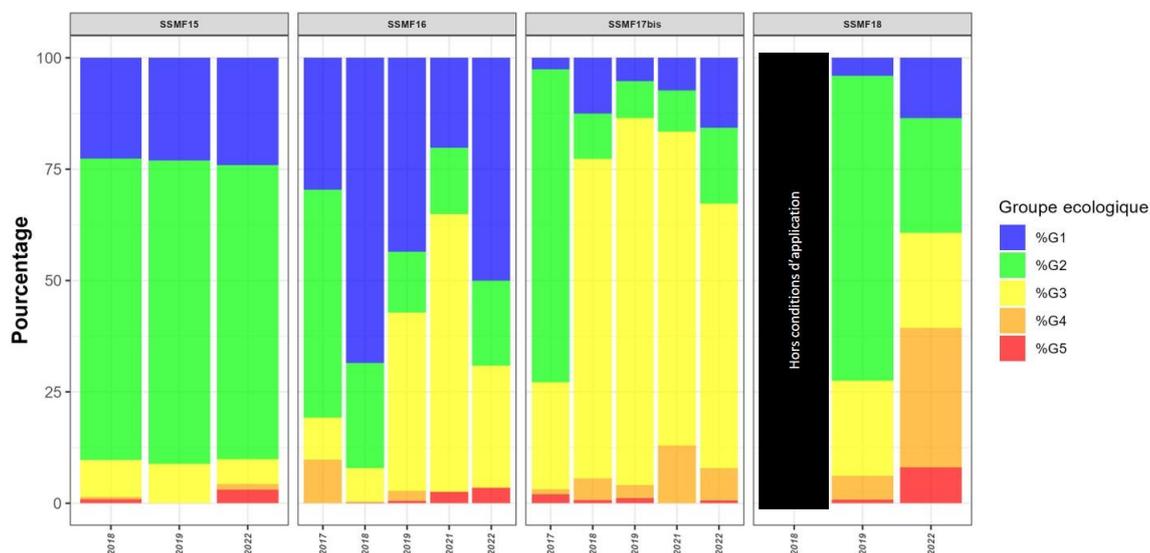
Les sites situés en Manche sont dominés par des taxa appartenant aux groupes écologiques G1 et G2, caractéristiques du bon état écologique (Figure 19). Les sites situés en mer du Nord sont plutôt dominés par les groupes G3 (espèce tolérante à une hypertrophisation ; site SSMF17bis, Figure 19), voire G4 (espèces opportunistes de second ordre ; site SSMF18, Figure 19)

En 2022, les sites présents en mer du Nord ainsi que le site SSMF15 voient une augmentation de la proportion des individus appartenant au groupe G4 (espèces opportunistes de second ordre). Ces augmentations sont liées aux annélides polychètes des genres Capitellidae et/ou Cirratulidae.

Pour un couple année/station (encadrés noirs ; Figure 19), les proportions des cinq groupes écologiques calculées, doivent être considérées avec précaution (Tableau 9). Certains descripteurs (richesse spécifique : S, abondance : N et pourcentage d'espèces Non-Assignées à un groupe écologique : %NA) ne respectent pas les conditions d'application permettant une représentation robuste de la structure écologique.

Tableau 9 : Résumé des descripteurs (S : richesse taxonomique, N : abondance moyenne (ind.0,1m<sup>-2</sup>) et %NA : pourcentage d'espèces Non-Assignées à un groupe écologique) ne respectant pas les conditions d'application permettant une représentation robuste de la structure écologique des stations côtières du domaine subtidal.

Sites	Année	S	N	%NA
SSMF18	2018	91	700	41,04



### 3.3 Masses d'eau côtières en domaine intertidal de transition

#### 3.3.1 Caractéristiques sédimentaires

La Figure 20 présente la granulométrie des sites de transition échantillonnés en domaine intertidal pour la période 2017-2022.

Selon la classification de Blott & Pye (2001), l'ensemble des sites échantillonnés est caractérisé par des sables plus ou moins envasés, présentant une part de graviers légère et variable (Figure 20).

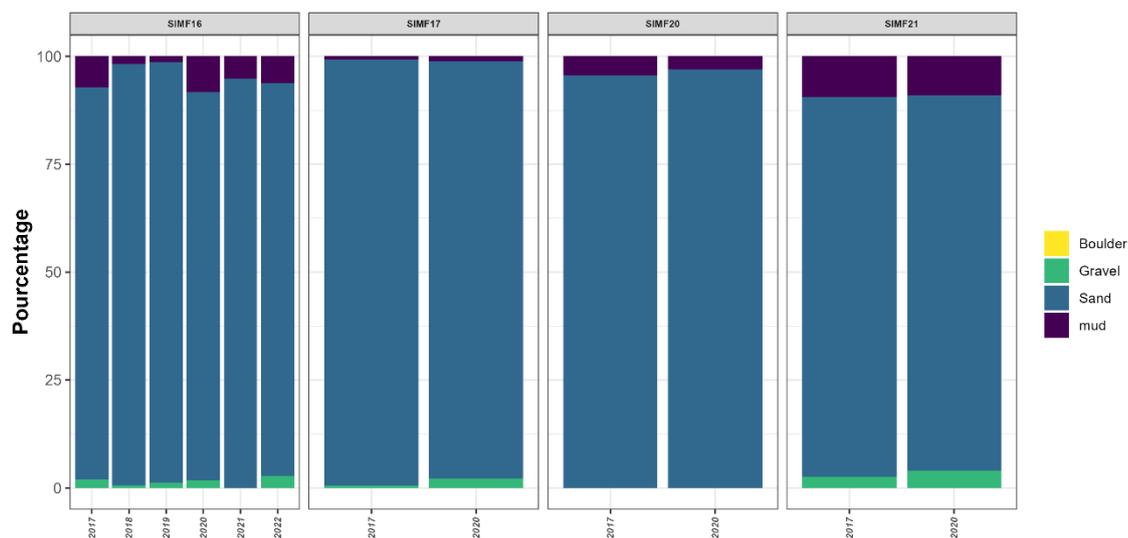


Figure 20 : Histogrammes de distribution des fréquences de classes granulométriques caractérisant les sites du domaine intertidal (SIMF) sous contrôle de surveillance.

En 2018, les deux stations intertidales (SIMF16 et SIMF19) sont devenues sites d'appui et sont depuis échantillonnées chaque année.

Les valeurs de la médiane granulométrique sont restées stables sur l'ensemble des sites de transition (Figure 21A). L'indice de Trask So indique que les sédiments des sites intertidaux de transition sont homogènes (valeurs inférieures à 2,75 ; Figure 21B). Les valeurs de teneur en matière organique restent faibles (< 5% ; Figure 21C).

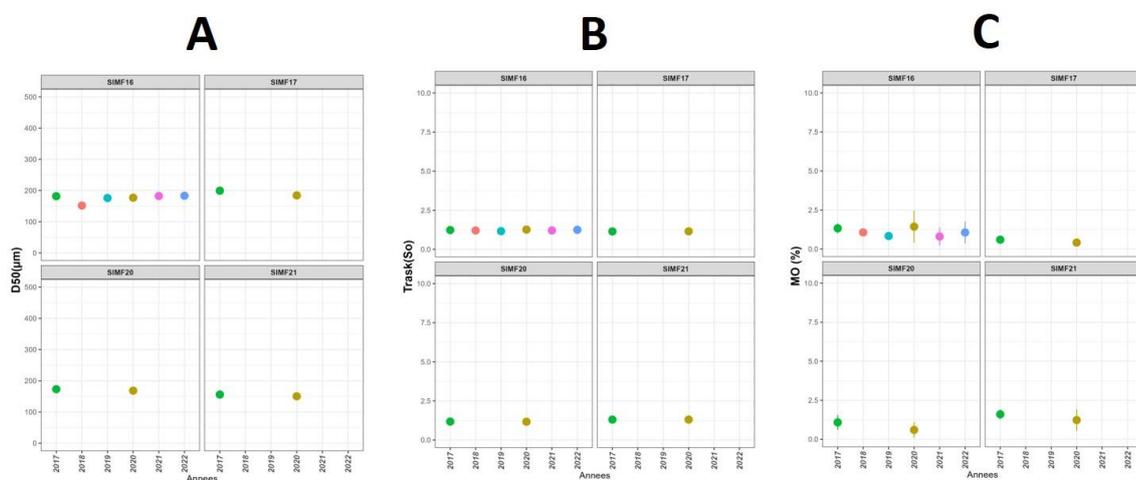


Figure 21 : Evolution des paramètres sédimentologiques associés depuis 2017 en domaine intertidal. A : médiane granulométrique (D50), B : indice de Trask (So), C : teneur en matière organique (MO).

### 3.3.2 Caractéristiques faunistiques

#### Abondances

L'abondance moyenne sur les sites intertidaux durant la période 2017-2022 est de  $3081 \pm 2448 \text{ ind.}0,1\text{m}^{-2}$ , avec une abondance moyenne<sub>2017-2022</sub> maximale atteinte sur le site du Crotoy en 2017 (SIMF16 :  $7947 \text{ ind.}0,1\text{m}^{-2}$  ; Figure 22). Cette forte valeur est principalement due aux abondances élevées du mollusque *Peringia ulvae*. L'abondance moyenne<sub>2017-2022</sub> minimale est observée sur le site de Cayeux en 2017 (SIMF17 :  $54 \text{ ind.}0,1\text{m}^{-2}$ ). Seul le site SIMF16, en tant que site d'appui, est suivi annuellement. L'évolution des abondances de ce site suivi en 2022 montre une légère augmentation (Figure 22).

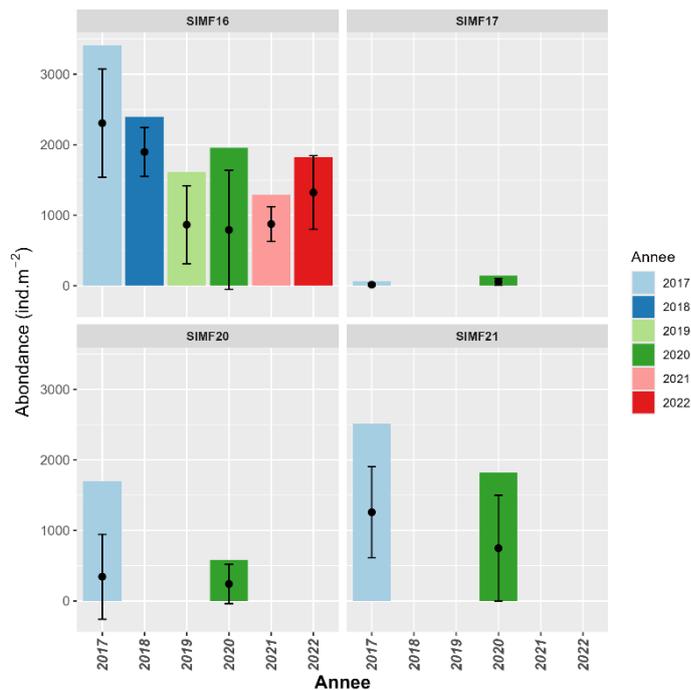


Figure 22 : Abondance moyenne (ind.0,1m<sup>-2</sup> ± écart-type). Sites intertidaux de transition pour la période 2017-2022. (Barres colorées : abondance totale, points noirs : abondance moyenne et écart-type)

### Indices de diversité : Richesse taxinomique (S) et équitabilité (J')

Un total de 34 taxa a été identifié entre 2017 et 2022 sur l'ensemble des sites intertidaux de transition. La richesse spécifique moyenne<sub>2017-2022</sub> sur l'ensemble des sites est de  $14 \pm 3$  taxa, avec une valeur moyenne<sub>2017-2022</sub> maximale atteinte sur le site de Cayeux en 2020 (SIMF17 : 21 taxa) et une valeur moyenne<sub>2017-2022</sub> minimale observée sur le site du Crotoy en 2017 (SIMF16 : 11 taxa ; Figure 23).

La proportion d'individus est plutôt mal équilibrée entre les taxa. Sur l'ensemble des suivis 2017-2022, 17 % des indices de Pielou (J') calculés par couple année/site sont supérieurs à 0,6 et 61 % des indices de Pielou (J') calculés par couple année/site sont inférieurs à 0,4 (Figure 24). Le nombre élevé de sites avec un indice de Pielou faible se traduit par les dominances, en fonction des sites, du bivalve *Cerastoderma edule*, du mollusque *Peringia ulvae*, ou des annélides *Pygospio elegans* ou *Hediste diversicolor*. De plus, les écarts-types sont relativement élevés, ce qui signifie que les échantillons sont hétérogènes. Il est donc utile d'échantillonner plusieurs réplicats pour avoir une bonne représentativité de la communauté en place.

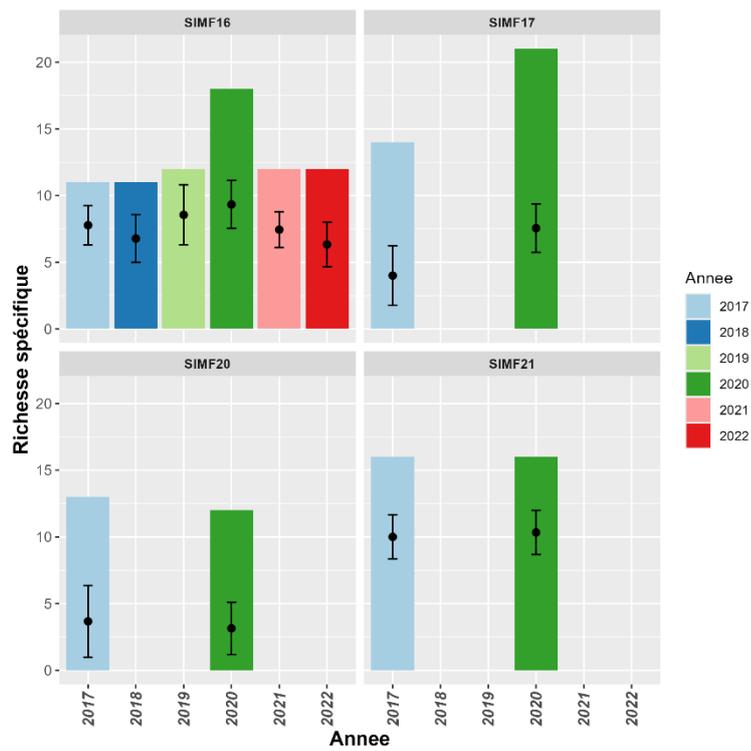


Figure 23 : Richesse taxonomique (S) des sites de transition en domaine intertidal - 2017-2022 (barres colorées : richesse cumulée des passages, points noirs : richesse moyenne et écart-type)

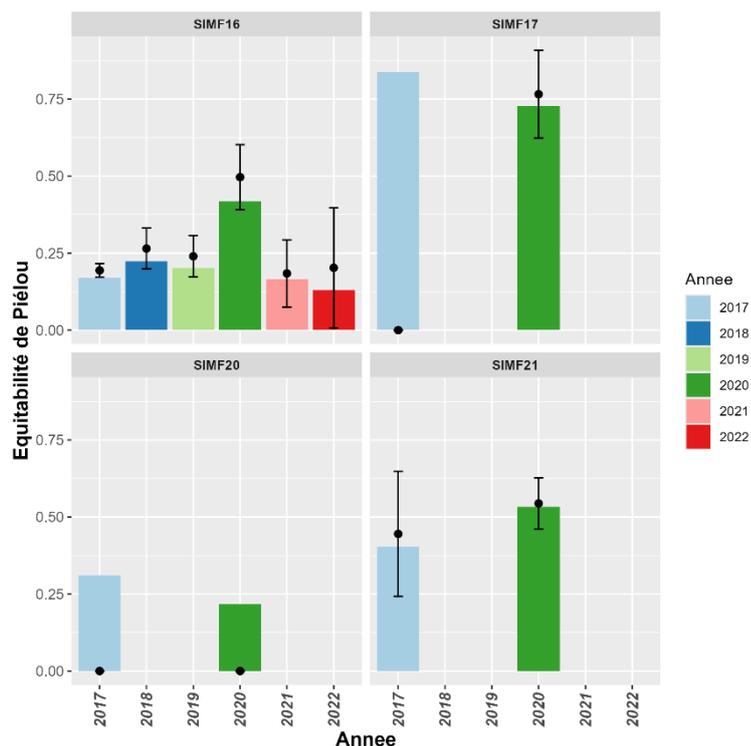


Figure 24 : Indice de Pielou (J') - sites de transition en domaine intertidal - 2017-2022 (barres colorées : indice de Pielou total, points noirs : indice de Pielou moyen et écart-type).

### Détermination des communautés

Les groupes déterminés a priori grâce à la Classification Ascendante Hiérarchique réalisée à partir de la matrice de similarité (distance de Bray-Curtis) entre les sites de

transition en domaine intertidal sont significativement différents (PermAnova : p-value < 0,001 ; Figure 25).

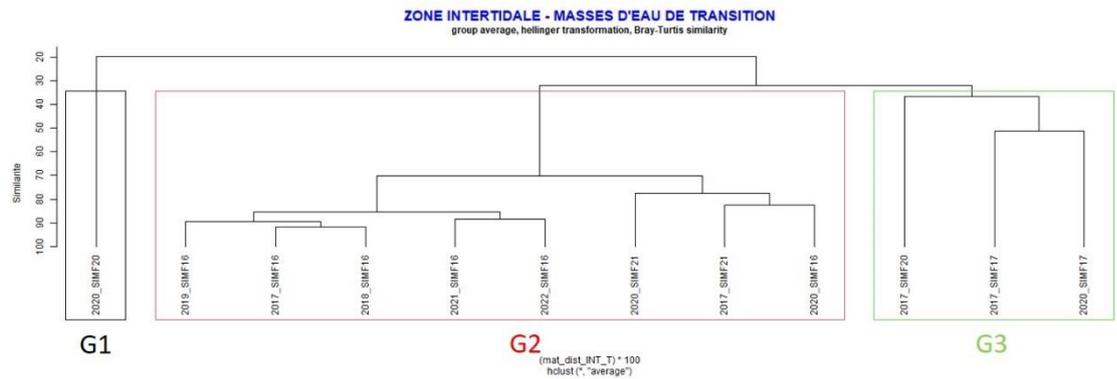


Figure 25 : Classification Ascendante Hiérarchique réalisée à partir de la matrice de similarité entre les sites de transition en domaine intertidal.

Le premier groupe (G1, n=1 ; Figure 25) est constitué de l'année 2020 pour le site SIMF20. Ce groupe présente une abondance moyenne (833 ind.0,1m<sup>-2</sup>) et la richesse la plus faible (12 taxa). Aucune espèce ne caractérise ce groupe.

Le deuxième groupe (G2, n=8 ; Figure 25) est constitué de l'ensemble des couples sites-années des stations du nord de la Baie de Somme (SIMF16 et SIMF21). Ce groupe présente l'abondance la plus forte (4337 ± 1970 ind.0,1m<sup>-2</sup>) et une richesse intermédiaire (14 ± 3 taxa). Le mollusque *Peringia ulvae* (IndVal ; p-value = 0,0099) est l'espèce indicatrice de ce groupe.

Le troisième groupe (G3, n=3 ; Figure 25) est constitué des autres couples sites-années des sites du sud de la Baie de Somme (SIMF17 et SIMF20). Ce site présente l'abondance la plus faible (479 ± 618 ind.0,1m<sup>-2</sup>) et la richesse spécifique la plus forte (16 ± 4 taxa). L'annélide *Scolelepis (Scolelepis) squamata* (IndVal ; p-value = 0,00297) est l'espèce indicatrice.

### Groupes écologiques

Une grande majorité des communautés du domaine intertidal de transition sont dominées par des taxa appartenant aux groupes écologiques G3 (espèces tolérantes à une hypertrophisation (Figure 26)). Seul le site SIMF17 présente les plus fortes proportions d'espèces appartenant aux groupes G1 (espèces sensibles à une hypertrophisation) et G5 (espèces opportunistes de premier ordre).

En 2022, le site SIMF16 présente une proportion de 99,7 % des taxa appartenant au groupe G3 (espèce tolérante à une hypertrophisation), probablement liée à la forte présence du mollusque *Peringia ulvae*.

Aucun couple année/station (encadrés noirs ; Figure 26), ne doit être considéré avec précaution.

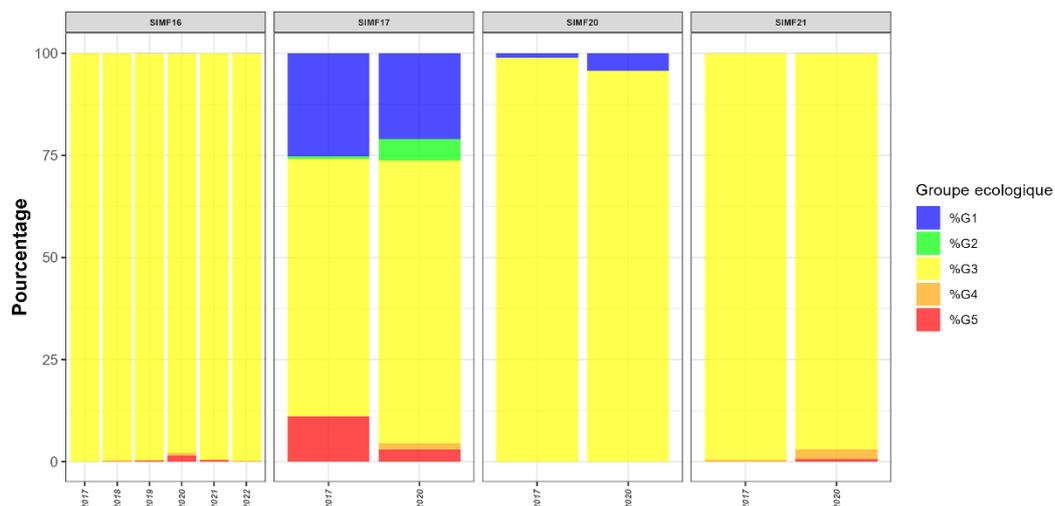


Figure 26 : Répartition des différents groupes écologiques au sein des communautés du domaine intertidal de transition (encadrés noirs : non présent ici).

### 3.4 Masses d'eau côtières en domaine subtidal de transition

#### 3.4.1 Caractéristiques sédimentaires

La Figure 27 présente la granulométrie des sites de transition échantillonnés en domaine subtidal pour la période 2017-2022.

Selon la classification de Blott & Pye (2001), les sites échantillonnés sont caractérisés par des vases sableuses (Figure 27). Les sites SSMF17 et SSMF20 présentent, de façon variable, des proportions de graviers notables.

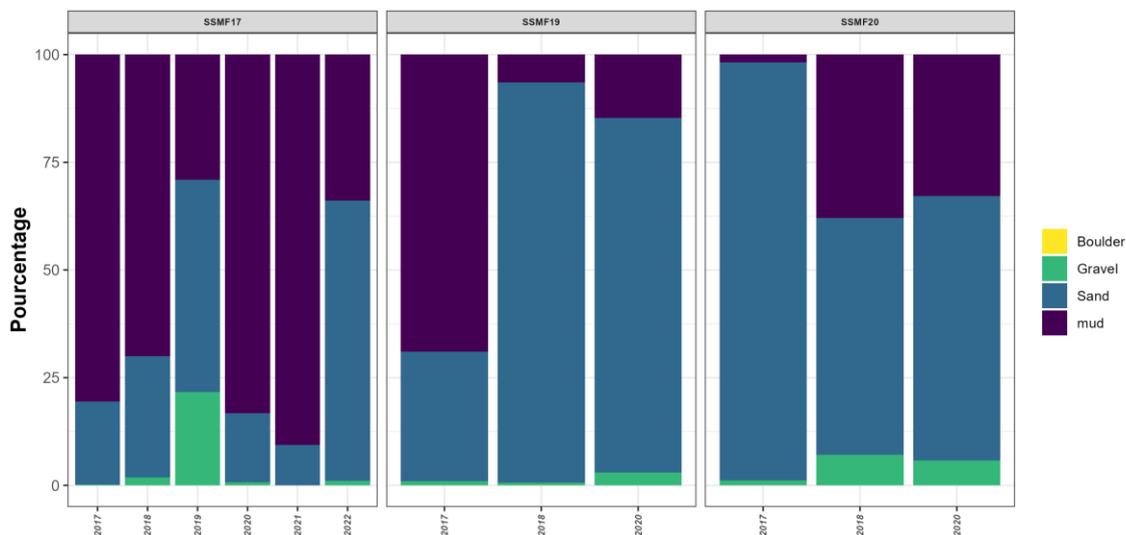


Figure 27 : Histogrammes de distribution des fréquences de classes granulométriques caractérisant les sites du domaine subtidal (SSMF) sous contrôle de surveillance.

En 2022, la valeur de la médiane granulométrique (Figure 28A) est restée stable sur les deux sites internes du port de Calais (SSMF19 et SSMF20) et augmente sur le site de la sortie du port (SSMF17). Les sédiments des sites subtidaux de transition sont hétérogènes (valeurs de l'indice de Trask supérieures à 2,75), sauf pour le site SSMF19 où une valeur basse est notée depuis 2018 ; Figure 28B). Les valeurs de teneur en matière organique restent stables et faibles pour les sites SSMF19 et SSMF20 (< 5% ; Figure 28C). Les valeurs de matière organique sont variables et plus élevées pour le site SSMF17 (Figure 28).

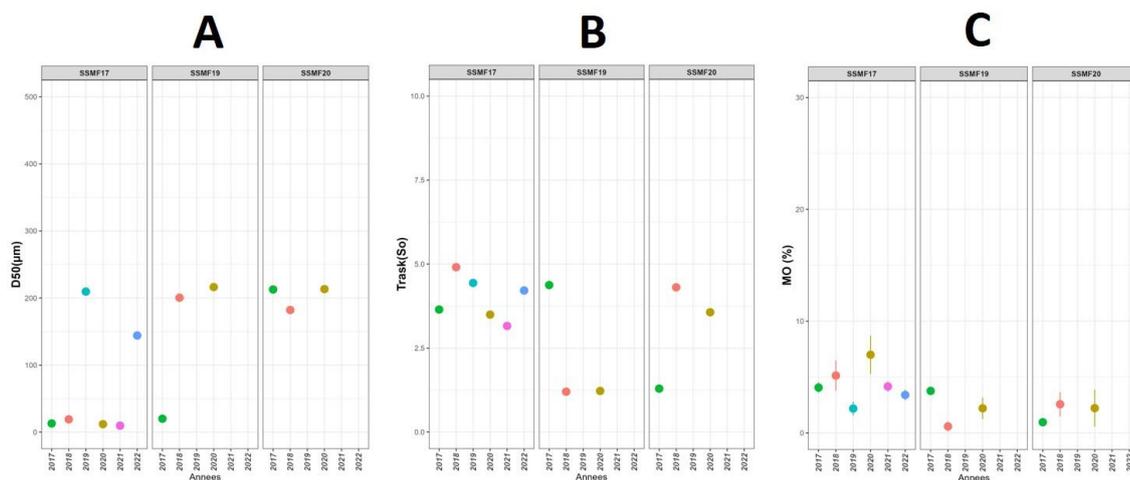


Figure 28 : Evolution des paramètres sédimentologiques associés depuis 2017 en domaine subtidal. A : médiane granulométrique (D50), B : indice de Trask (So), C : teneur en matière organique (MO).

### 3.4.2 Caractéristiques faunistiques

#### Abondances

L'abondance moyenne sur les sites subtidaux de transition durant la période 2017-2022 est de  $253 \pm 475$  ind. $0,1m^{-2}$ , avec une abondance moyenne<sub>2017-2022</sub> maximale atteinte sur un site de Calais intérieur en 2020 (SSMF19 : 1602 ind. $0,1m^{-2}$  ; Figure 29). Cette abondance particulière est due à la dominance de l'annélide polychète *Lanice conchilega* et des oligochètes. L'abondance moyenne<sub>2017-2022</sub> minimale est observée sur l'autre site interne du port de Calais (SSMF20) en 2017 (14 ind. $0,1m^{-2}$  ; Figure 29). Seul le site SSMF17 est suivi annuellement. Les abondances en 2022 pour ce site sont les plus faibles observées sur la période 2017-2022 (Figure 29). Les abondances de cette station sont variables dans le temps.

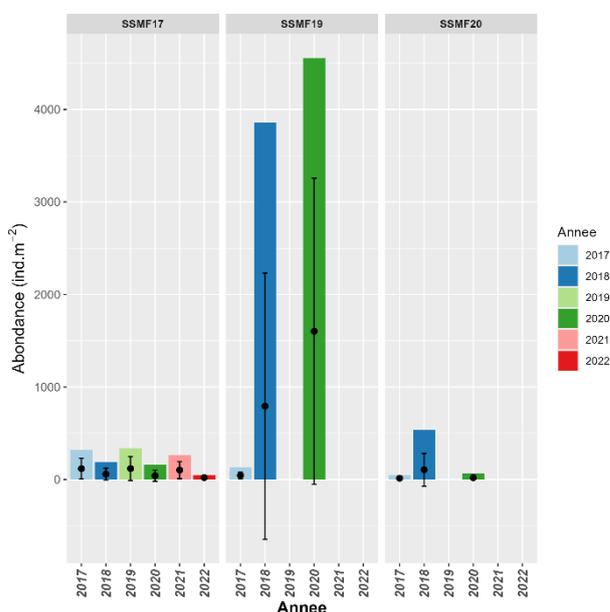


Figure 29 : Abondance moyenne (ind. $0,1m^{-2} \pm$  écart-type). Sites subtidaux de transition pour la période 2017-2022. (Barres colorées : abondance totale, points noirs : abondance moyenne et écart-type).

#### Indices de diversité : Richesse taxinomique (S) et équitabilité (J')

Un total de 192 taxa a été identifié entre 2017 et 2022 sur l'ensemble des sites subtidaux de transition. La richesse spécifique moyenne<sub>2017-2022</sub> sur l'ensemble des sites

est de  $43 \pm 35$  taxa, avec des valeurs moyennes<sup>2017-2022</sup> maximale atteinte enregistrée sur le site de l'intérieur en 2020 (SSMF19 : 139 taxa) et minimale observée à la station SSMF17 en 2022 (9 taxa ; Figure 30).

Au cours de cette période, la répartition des individus au sein des taxa est plus ou moins bien équilibrée. Sur l'ensemble des suivis, 33% des indices de Pielou (J') calculés par couple année/site sont supérieurs à 0,6. 41% des indices de Pielou (J') calculés par couple année/site sont compris entre 0,4 et 0,6. Cependant, les écarts-types sont très variables dans le temps mais souvent élevés, ce qui signifie que les échantillons sont hétérogènes. Cela confirme la nécessité d'échantillonner plusieurs réplicats pour avoir une bonne représentativité de la communauté en place. La valeur J' calculée au site SSMF17 en 2021 est la plus faible (J'=0,17 ; Figure 31). Elle reflète la dominance en termes d'abondance du bivalve *Abra alba*.

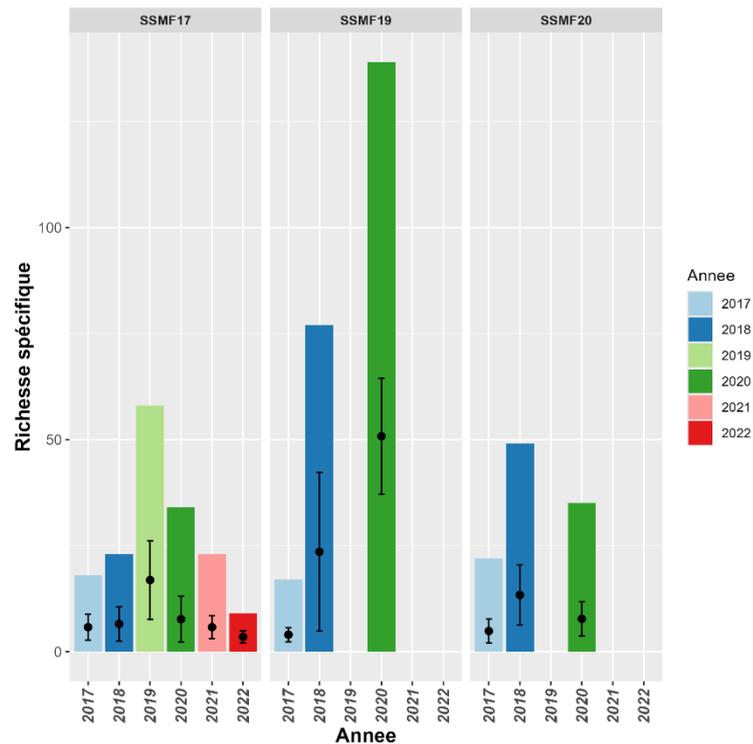


Figure 30 : Richesse taxonomique (S) des sites de transition en domaine subtidal - 2017-2022 (barres colorées : richesse cumulée des passages, points noirs : richesse moyenne et écart-type)

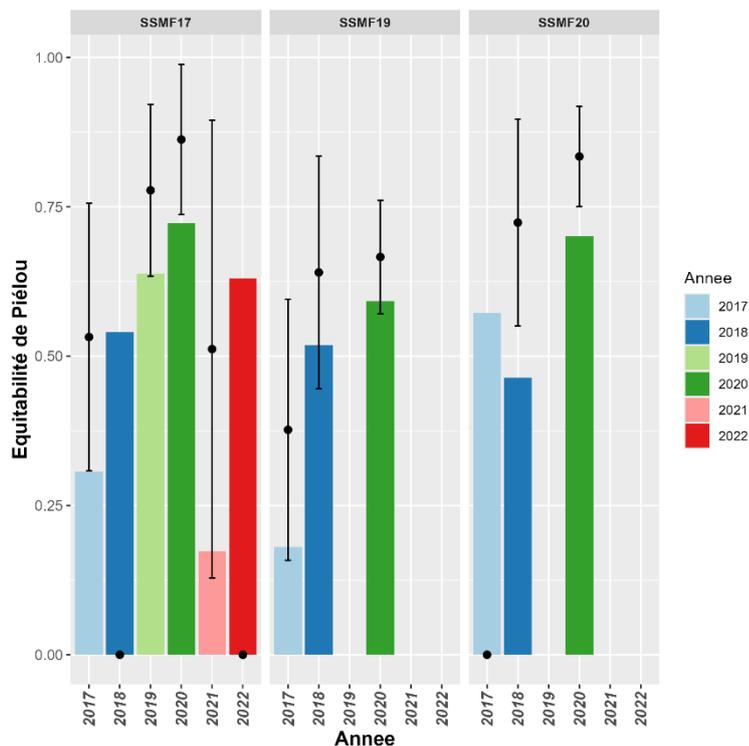


Figure 31 : Indice de Piérou (J') - sites de transition en domaine subtidal - 2017-2022 (barres colorées : indice de Piérou total, points noirs : indice de Piérou moyen et écart-type).

### Détermination des communautés

Les groupes déterminés a priori grâce à la Classification Ascendante Hiérarchique réalisée à partir de la matrice de similarité (distance de Bray-Curtis) entre les sites de transition en domaine subtidal sont significativement différents (PermAnova : p-value < 0,001 ; Figure 32).

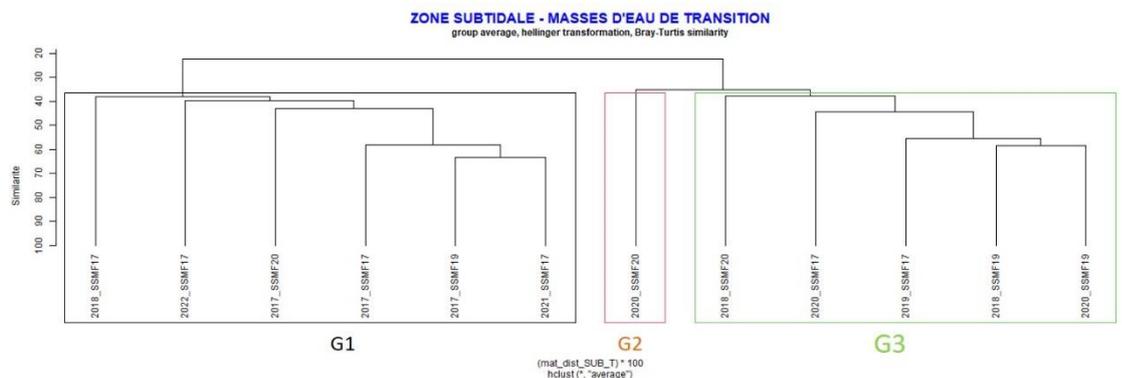


Figure 32 : Classification Ascendante Hiérarchique réalisée à partir de la matrice de similarité entre les sites en domaine subtidal.

Le groupe 1 (G1 ; n=6) correspond à la majorité des couples années-sites de la station SSMF17 (sont exclues les années 2019 et 2020), de l'année 2017 pour les sites SSMF19 et SSMF20 (Figure 32). Pour ce groupe, la richesse spécifique est la plus faible ( $18 \pm 5$  taxa) et l'abondance est intermédiaire ( $59 \pm 42$  ind.0,1 m<sup>-2</sup>). Aucune espèce caractéristique ne ressort pour ce groupe par la méthode de l'IndVal.

Le groupe 2 (G2 ; n=1) est constitué l'ensemble du site SSMF20 en 2020 (Figure 32). Ce groupe présente une richesse spécifique intermédiaire (34 taxa) et l'abondance la plus faible ( $20$  ind.0,1m<sup>-2</sup>). Aucune espèce caractéristique ne ressort pour ce groupe par la méthode de l'IndVal.

Le groupe 3 (G2 ; n=5) est constitué l'ensemble des couples années-sites restants (Figure 32). Ce groupe présente la richesse spécifique ( $69 \pm 40$  taxa) et l'abondance les plus fortes ( $532 \pm 672$  ind. $0,1m^{-2}$ ). Les espèces caractéristiques de ce groupe (méthode de l'IndVal, p-value=0,0198) sont les annélides polychètes *Caulleriella alata*, *Pholoe baltica* et *Notomastus latericeus*.

### Groupes écologiques

Les sites de transition, tous situés au niveau du port de Calais sont dominés par des taxa appartenant aux groupes écologiques G3 (espèces tolérantes à une hypertrophisation), G4 (espèces opportunistes de second ordre) et G5 (espèces opportunistes de premier ordre), caractéristiques d'un état écologique modifié (Figure 33). Seul le site SSMF20 présente une forte proportion de taxa du groupe G1 (espèces sensibles à une hypertrophisation) en 2018.

En 2022, le seul site suivi annuellement (SSMF17) présente une diminution des taxa des groupes G4 et G5 et une augmentation des taxa des groupes G1 et G2 (espèces indifférentes à une hypertrophisation).

Aucun couple année/station (encadrés noirs ; Figure 33), ne doit être considéré avec précaution.

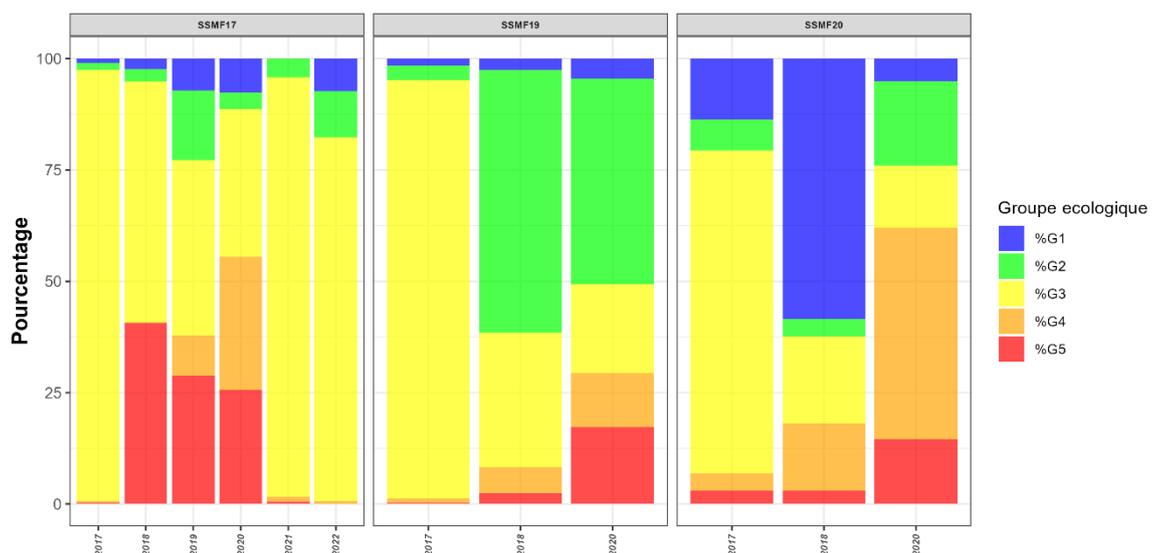


Figure 33 : Répartition des différents groupes écologiques au sein des communautés du domaine subtidal de transition (encadrés noirs : non présent ici).

### 3.5 Evolution temporelle de la structure des communautés des macro-invertébrés benthiques

La dynamique des sites échantillonnés entre 2017 et 2022 a été étudiée à l'aide d'une n-MDS. La matrice considérée comprend donc la totalité des données, i.e. sites intertidaux et sites subtidaux. La n-MDS (stress = 0,07) basée sur la matrice de distance de Bray-Curtis dissocie naturellement les sites intertidaux et subtidaux (PermAnova, p-value = 0,001 ; Figure 34A). Cette même analyse réalisée entre les années suivies montre que toutes les années sont groupées (Figure 34B). Néanmoins, il peut être observé une légère dissociation entre le groupe d'années 2017-2020 et les autres années du suivi.

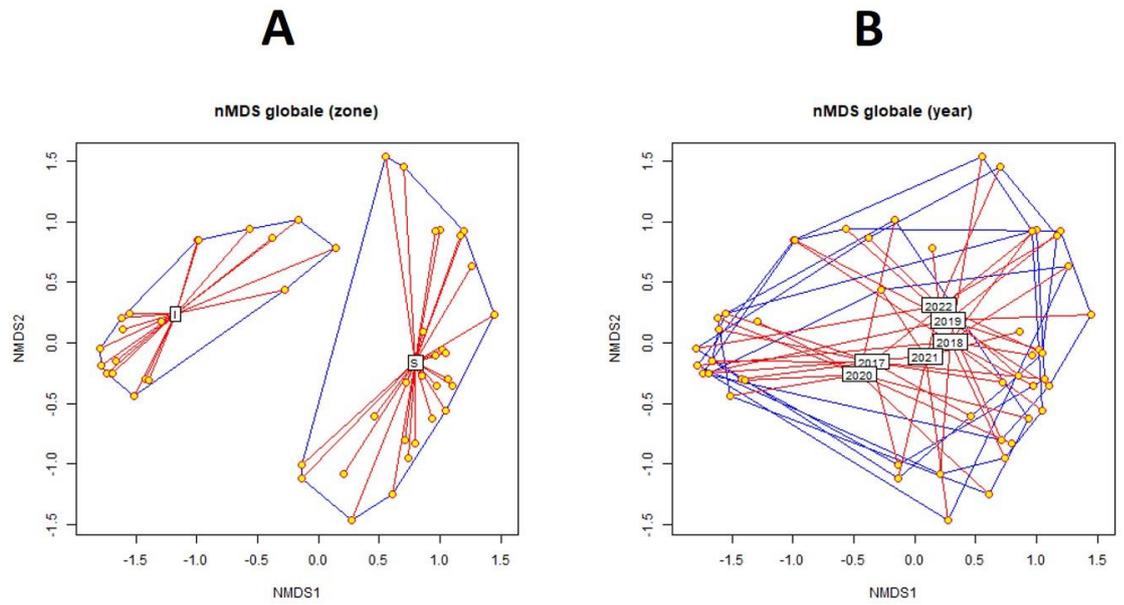


Figure 34 : Diagrammes d'ordination issus de la n-MDS basée sur la matrice de distance (Bray-Curtis) entre sites calculée à partir des abondances spécifiques par site après transformation en racine carré. Sites : ●, enveloppes convexes : □, étoile de barycentre : ✖. A : groupement par zone (I : intertidal, S : subtidal). B : groupement par années.

## 4. Synthèse 2022 des indices benthiques

Depuis la mise en place de la surveillance en 2007, les paramètres biologiques benthiques pour la classification de l'état écologique des masses d'eau côtières et de transitions ont été suivis *a minima* aux fréquences recommandées par l'article 1.3.4 de l'annexe V de la DCE.

L'Agence de l'Eau Artois-Picardie a souhaité renforcer ces fréquences d'observation sur les éléments invertébrés benthiques depuis 2018 (deux sites d'appui ont été ajoutés dans les zones intertidales).

Comme préconisé par l'article 1.4.1 de l'annexe V de la DCE, les résultats sont exprimés comme des Ratio de Qualité Ecologique (EQR) allant de zéro à un. Ils sont divisés en cinq classes dont les bornes sont spécifiques à chaque paramètre. Les valeurs proches de 0 représentent le « mauvais » état écologique et les valeurs proches de 1 le « très bon » état écologique.

La classification de l'état écologique d'une masse d'eau se fait par le plus déclassant des résultats du contrôle biologique et physico-chimique. Le classement de la masse d'eau est représenté par un code couleur (Tableau 10). Si c'est une masse d'eau fortement modifiée, le classement est illustré par le même code couleur avec des hachures égales de gris.

Tableau 10 : Grilles d'évaluations de la qualité écologique des masses d'eau des paramètres benthiques : faune invertébré benthique (FAU), angiospermes (ANG).

	Mauvais	Médiocre	Moyen	Bon	Très bon	
FAU (M-AMBI)	[0 ; 0,2[	[0,2 ; 0,39[	[0,39 ; 0,53[	[0,53 ; 0,77[	[0,77 ; 1]	Borja et al. (2012)

Le Tableau 11 synthétise les derniers résultats disponibles du contrôle biologique benthique. Ce dernier a été calculé en 2022 pour la période 2015-2020. Malgré les absences de prélèvements liés à la pandémie mondiale du coronavirus (SARS-CoV-2), il avait été évalué par les experts statisticiens que l'impact de l'annulation des stations devrait être faible sur le calcul de l'indicateur. Ces résultats sont fournis à titre indicatif car actuellement, tous les indices utilisés en France ne sont pas intercalibrés au niveau européen. Un indicateur (BEQI-FR) a été choisi et intercalibré pour les masses d'eaux de transition pour les macro-invertébrés benthiques. Cependant, à la date de rédaction de ce manuscrit, son calcul n'a pas encore été mis en œuvre. Il est donc très important de ne pas réduire l'évaluation de la qualité écologique des masses d'eau à une couleur, les valeurs des indices et la classification qui en découle ne devant être utilisées qu'avec l'appui des spécialistes.

Tableau 11 : Synthèse 2022 des derniers résultats du contrôle biologique des éléments de qualité benthique : faune invertébré benthique (FAU), angiospermes (ANG).

<b>Masses d'eau</b>	<b>FAU (2015-2020)</b>
<b>AC02</b>	0,73
<b>AC03</b>	
<b>AC05</b>	0,84
<b>AT01</b>	
<b>AT03M</b>	

## 5. Opérations programmées en 2023 et 2024

Pour l'année 2023, le volet benthique comprend les éléments de qualité suivants :

- Le suivi stationnel des macroinvertébrés de substrats meubles des sites de transition et des sites d'appui dans les masses d'eau côtières et de transition.

Pour l'année 2024, le volet benthique comprendra les éléments de qualité suivants :

- Le suivi stationnel des macroinvertébrés de substrats meubles des sites d'appui dans les masses d'eau côtières et de transition.

## 6. Références bibliographiques

- Anderson M.J. (2005). PERMANOVA: a FORTRAN computer program for permutational multivariate analysis of variance. Department of Statistics, University of Auckland, New Zealand.
- Anderson M.J., Legendre P. (1999). An empirical comparison of permutation methods for tests of partial regression coefficients in a linear model. *Journal of Statistical Computation and Simulation* 62: 271–303.
- Bajjouk T., Guillaumont B., Michez N., Thouin B., Croguennec C., Populus J., Louvel-Glaser J., Gaudillat V., Chevalier C., Tourolle J., Hamon D. (2015). Classification EUNIS, Système d'information européen sur la nature : Traduction française des habitats benthiques des Régions Atlantique et Méditerranée. Vol. 1. Habitats Littoraux. 231 pp. <http://archimer.ifremer.fr/doc/00271/38222/>
- Bald J., Borja A., Muxika I., Franco J., Valencia V. (2005). Assessing reference conditions and physico-chemical status according to the European Water Framework Directive: a case-study from the Basque Country (Northern Spain). *Marine Pollution Bulletin*, 50: 1508–1522.
- Blanchet Hugues, Fouet Marie (2019). Synthèse méthodologique pour la surveillance de l'élément de qualité biologique "Faune invertébrée benthique dans les masses d'eau de transition (estuaires) de la façade Manche-Atlantique". 14 p.
- Blott S.J. & Pye K. (2001) GRADISTAT: a grain size distribution and statistics package for the analysis of unconsolidated sediments. *Earth Surface Processes and Landforms*, 26: 1237–1248.
- Borja A. (2013). Ecological indices based on macrobenthos: the case of AMBI and M-AMBI in assessing seafloor integrity status, PERSEUS Summer School "The contribution of environmental indices in meeting objectives and principles of Marine Strategy Framework Directive. 3-7 June 2013, Costanta, Romania.
- Borja A., Franco J., Pérez V. (2000). A marine biotic index to establish the ecological quality of soft-bottom benthos within European estuarine and coastal environments. *Marine Pollution Bulletin*, 40: 1100–1114.
- Borja A., Muxika I. (2005). Guidelines for the use of AMBI (AZTI's Marine Biotic Index) in the assessment of the benthic ecological quality. *Marine Pollution Bulletin*, 50: 787–789.
- Borja A., Elliott M., Henriksen P., Marbà N. (2012). Transitional and coastal waters ecological status assessment: advances and challenges resulting from implementing the European Water Framework Directive. *Hydrobiologia*, 704: 213–229.
- Clarke K.R. (1993). Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology*, 18: 117–143.
- Directive 2000/60/CE du parlement européen et du conseil du 23 octobre 2000 établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau. Journal officiel des Communautés européennes, FR, 22.12.2000, L 327/1.
- Dufrêne M., Legendre P. (1997). Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological monographs*, 67: 345–366.
- Friedman G. M., Sanders J. E. (1978). Principles of Sedimentology. Wiley, New-York.
- Fournier J., Bonnot-Courtois C., Paris R., Voldoire O., Le Vot M. (2012). Analyses granulométriques, principes et méthodes. CNRS, Dinard, 99 pp.
- Fournier J., Gallon R.K., Paris R. (2014). G2Sd: a new R package for the statistical analysis of unconsolidated sediments. *Géomorphologie : relief, processus, environnement*, 1/2014 | 2014, 73-78.
- Garcia A., Desroy N., Le Mao P., Miossec L. (2014). Protocole de suivi stationnel des macroinvertébrés benthiques de substrats meubles subtidiaux et intertidaux dans

le cadre de la DCE. Façades Manche et Atlantique – Rapport AQUAREF 2014 – 13 p. + Annexes.

- Goyot L., Desroy N., Garcia A., Le Mao P. (2016). Etude des communautés benthiques des sites d'appui des façades Manche et Atlantique (2007-2013) - Directive Cadre sur l'Eau (2000/60/CE). 20 pp.
- Guérin L., Desroy N. (2008). Protocole d'observation pour le suivi de la macrofaune benthique subtidale et intertidale des sédiments meubles côtiers dans le cadre DCE. 3 p.
- Guillaumont B., Gauthier E. (2005). Recommandations pour un programme de surveillance adapté aux objectifs de la DCE - Recommandations concernant le benthos marin. 152 pp.
- Hily C. (1984). Variabilité de la macrofaune benthique dans les milieux hypertrophiques de la Rade de Brest. Doctorat d'Etat, Université de Bretagne Occidentale, Brest, 696 p.
- ISO/FDIS 16665, 2005. Qualité de l'eau — Lignes directrices pour l'échantillonnage quantitatif et le traitement d'échantillons de la macrofaune marine des fonds meubles.
- Muxika I., Ibaibarriaga L., Sáiz J.I., Borja Á. (2007). Minimal sampling requirements for a precise assessment of soft-bottom macrobenthic communities, using AMBI. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 349: 323–333.
- Thorne R.S.J., Williams P., Cao Y. (1999). The influence of the data transformations on biological monitoring studies using macroinvertebrates. *Water Research*, 33: 343-350.
- Udden J. A. (1914). Mechanical composition of clastic sediments. *Bulletin of the Geological Society of America*, 25: 655-744.
- Wentworth C.K. (1922). A scale of grade and class terms for clastic sediments. *Journal of Geology*, 30: 377-392.

## Annexe 1 – Valeurs des groupes écologiques

Libellés	S	N	%NA	%G1	%G2	%G3	%G4	%G5
2018_SIMF19_I_C	7	23	0	66,15	18,46	15,38	0	0
2019_SIMF18_I_C	11	21,59	1,64	10	68,33	21,67	0	0
2019_SIMF19_I_C	9	9,55	0	58,33	20,83	20,83	0	0
2020_SIMF19_I_C	13	10,62	3,33	51,72	27,59	20,69	0	0
2021_SIMF19_I_C	25	86,96	7,66	62,45	21,83	15,28	0,44	0
2022_SIMF18_I_C	36	101,91	10,47	31,25	27,02	41,13	0,6	0
2022_SIMF19_I_C	17	60,51	36,84	11,11	34,26	54,63	0	0
2017_SIMF16_I_T	11	7947,13	3,05	0	0	99,95	0,05	0
2017_SIMF17_I_T	14	54,02	4,26	25,19	0,74	62,96	0	11,11
2017_SIMF20_I_T	13	1187,74	0,55	1,14	0	98,86	0	0
2017_SIMF21_I_T	16	4337,93	7,11	0,01	0,01	99,55	0,38	0,05
2018_SIMF16_I_T	11	6540,61	3,15	0	0	99,86	0,02	0,12
2019_SIMF16_I_T	12	2983,52	5,03	0,04	0	99,58	0,16	0,22
2020_SIMF16_I_T	18	2731,42	5,81	0,07	0	97,84	0,57	1,52
2020_SIMF17_I_T	21	195,02	7,86	21,11	5,12	69,3	1,49	2,99
2020_SIMF20_I_T	12	832,51	0,18	4,27	0	95,67	0,06	0
2020_SIMF21_I_T	16	2580,84	1,29	0,08	0,02	96,83	2,42	0,66
2021_SIMF16_I_T	12	3018,77	0,19	0	0	99,62	0,03	0,36
2022_SIMF16_I_T	12	4558,24	0,08	0,03	0	99,71	0,27	0

Libellés	S	N	%NA	%G1	%G2	%G3	%G4	%G5
2017_SSMF16_S_C	63	134,56	8,18	29,59	51,17	9,44	9,8	0
2017_SSMF17bis_S_C	93	2418,78	1,02	2,52	70,28	24,02	1,18	1,99
2018_SSMF15_S_C	31	26,11	7,66	22,58	67,74	8,29	0,46	0,92
2018_SSMF16_S_C	36	89,89	3,34	68,54	23,53	7,54	0,26	0,13
2018_SSMF17bis_S_C	53	341,89	3,25	12,5	10,25	71,68	4,84	0,74
2018_SSMF18_S_C	91	700,33	41,04	5,95	48,47	23,79	16,82	4,98
2019_SSMF15_S_C	44	46,11	6,99	23,06	68,13	8,81	0	0
2019_SSMF16_S_C	54	152,11	6,43	43,56	13,66	39,97	2,26	0,55
2019_SSMF17bis_S_C	58	1994,67	0,57	5,24	8,26	82,41	2,95	1,13
2019_SSMF18_S_C	92	1141	19,48	4,04	68,48	21,3	5,36	0,82
2021_SSMF16_S_C	65	134,44	5,54	20,21	14,87	62,29	0,09	2,54
2021_SSMF17bis_S_C	54	411,22	3,76	7,33	9,26	70,38	13	0,03
2022_SSMF15_S_C	24	18,11	0,61	24,07	66,05	5,56	1,23	3,09
2022_SSMF16_S_C	41	48	13,89	50	19,09	27,42	0	3,49
2022_SSMF17bis_S_C	53	200,33	16,08	15,66	17,05	59,42	7,2	0,66
2022_SSMF18_S_C	69	215,22	19,46	13,59	25,71	21,35	31,28	8,08
2017_SSMF17_S_T	18	117,67	0,85	0,95	1,62	96,76	0,38	0,29
2017_SSMF19_S_T	17	44,67	1	1,51	3,27	93,97	1,01	0,25
2017_SSMF20_S_T	22	13,5	5,56	13,73	6,86	72,55	3,92	2,94
2018_SSMF17_S_T	22	58	2,87	2,37	2,76	54,04	0,2	40,63
2018_SSMF19_S_T	74	792,56	2,51	2,53	58,97	30,28	5,78	2,43
2018_SSMF20_S_T	48	104,75	1,31	58,52	3,87	19,47	15,11	3,02
2019_SSMF17_S_T	57	118,44	7,32	7,19	15,59	39,37	9,01	28,85
2020_SSMF17_S_T	32	40,67	3,01	7,61	3,66	33,24	29,86	25,63
2020_SSMF19_S_T	135	1602,11	7,71	4,52	46,19	19,87	12,17	17,25
2020_SSMF20_S_T	34	20,12	1,86	5,06	18,99	13,92	47,47	14,56
2021_SSMF17_S_T	22	101,33	0,44	0	4,19	94,16	1,1	0,55
2022_SSMF17_S_T	9	21	2,38	7,32	10,37	81,71	0,61	0