



IFREMER, Océanographie et Dynamique des Ecosystèmes
Unité Littoral
Laboratoire Environnement Ressources Bretagne Nord
Station de Dinard

Coordination : Aurélie Foveau (Ifremer), Nicolas Desroy (Ifremer)

Rédaction : Aurélie Foveau (Ifremer), Manuel Rouquette (Ifremer), Vincent Bouchet (LOG), Céline Rolet (GEMEL), Muriel Crouvoisier (LOG), Emma Becuwe (GEMEL), Thierry Ruellet (GEMEL), Jean-Denis Talleux (GEMEL)

Date : Juillet 2023

CONTROLE DE SURVEILLANCE BENTHIQUE DE LA DIRECTIVE CADRE SUR L'EAU (2000/60/CE). ANNEE 2019

District Artois-Picardie

Fiche documentaire

Titre du rapport : Contrôle de surveillance benthique de la Directive Cadre sur l'Eau (2000/60/CE). Année 2019. District Artois-Picardie	
Référence interne : ODE/LITTORAL/LERBN-23-012 Diffusion : <input checked="" type="checkbox"/> libre (internet) <input type="checkbox"/> restreinte (intranet) - date de levée d'embargo : AAA/MM/JJ <input type="checkbox"/> interdite (confidentielle) - date de levée de confidentialité : AAA/MM/JJ	Date de publication : 2023/07/18 Version : 1.0.0 Référence de l'illustration de couverture Crédit photo/titre/date Langue(s) : Français
Résumé/ Abstract : Ce rapport présente les résultats des opérations menées en 2019, sur l'ensemble des masses d'eau côtières et de transition rattachées au district Artois-Picardie. This report deals with results of monitoring carried out in 2019 for the area concerned by the Artois-Picardie water district.	
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 : Foveau Aurélie, Rouquette Manuel, Bouchet Vincent, Rolet Céline, Crouvoisier Muriel, Becuwe Emma, Ruellet Thierry, Talleux Jean-Denis (2023). Contrôle de surveillance benthique de la Directive Cadre sur l'Eau (2000/60/CE). Année 2019. District Artois-Picardie. ODE/LITTORAL/LERBN-23-012.	
Disponibilité des données de la recherche :	
DOI :	

Commanditaire du rapport : Agence de l'Eau Artois-Picardie

Nom / référence du contrat :

- Rapport intermédiaire (réf. bibliographique :)
 Rapport définitif: ODE/LITTORAL/LERBN-23-011/96642)

Projets dans lesquels ce rapport s'inscrit (programme européen, campagne, etc.) :
 Appui à politique publique, DCE-Benthos

Auteur(s) / adresse mail	Affiliation / Direction / Service, laboratoire
Aurélie Foveau / aurelie.foveau@ifremer.fr	Ifremer/ODE/LITTORAL, LERBN
Manuel Rouquette	Ifremer/ODE/LITTORAL, LERBN
Vincent Bouchet / vincent.bouchet@univ-lille.fr	LOG
Muriel Crouvoisier	LOG
Céline Rolet / celine.rolet@gemel.org	GEMEL
Thierry Ruellet	GEMEL
Emma Becuwe	GEMEL
Jean-Denis Talleux	GEMEL

Encadrement(s) :

Destinataire : Arnaud Abadie, Agence de l'Eau Artois-Picardie

Validé par : Nicolas Desroy / Ifremer/ODE/LITTORAL, LERBN

Sommaire

1. Rappel du contexte et des obligations imposées par la directive européenne cadre sur l'eau.....	5
1.1. Rappel des attendus relatifs aux éléments de qualité biologique du benthos marin pour la DCE (Guillaumont & Gauthier, 2005)	5
1.2. Rappel des caractéristiques des masses d'eau du district côtier Artois-Picardie.....	6
1.3. Partenaires de la mise en œuvre de la surveillance du compartiment benthique en Artois-Picardie	7
2. Suivi stationnel des macro-invertébrés benthiques	7
2.1. Objectifs de l'étude	7
2.2. Stratégie générale.....	7
2.2.1. Prélèvements et analyses sédimentaires	8
2.2.2. Prélèvements et analyses biologiques.....	8
2.2.3. Traitement des données	9
2.3. Qualification biologique des masses d'eau côtières.....	13
2.3.1. Conditions d'utilisation du M-AMBI	15
2.3.2. Traitement de la base de données	15
3. Résultats	16
3.1. Evolution des caractéristiques sédimentaires.....	16
3.1.1. Domaine intertidal	16
3.1.2. Domaine subtidal	17
3.2. Evolution des caractéristiques faunistiques.....	18
3.2.1. Domaine intertidal	18
3.2.2. Domaine subtidal	21
3.3. Analyses des communautés	23
3.3.1. Domaine intertidal	23
3.3.2. Domaine subtidal	24
3.3.3. Evolution temporelle de la structure des communautés des macro-invertébrés benthiques	25
3.4. Groupes écologiques	26
3.4.1. Domaine intertidal	26
3.4.2. Domaine subtidal	27
4. Synthèse 2018 des indices benthiques.	29
5. Opérations programmées en 2019 et 2020.....	31
6. References bibliographiques	32

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 du Bon Etat Ecologique (RNABE) 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 RNABE 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 district côtier Artois-Picardie

Le district 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).

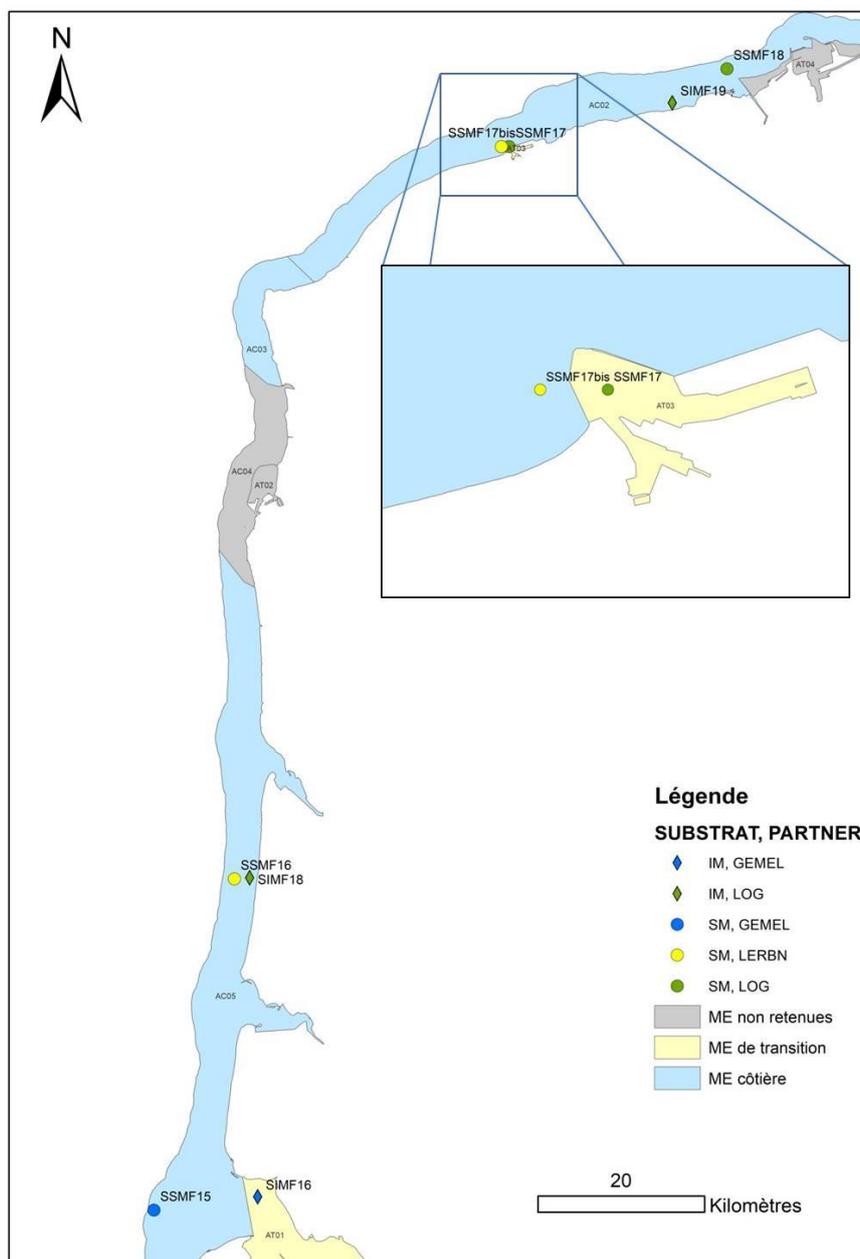


Figure 1 : Localisation des sites d'échantillonnage des éléments de qualité « Macro-Invertébrés Benthiques des substrats meubles » lors du suivi 2019 et partenaires impliqués.

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 2019, trois partenaires ont été sollicités pour le suivi de l'élément de qualité « Macro-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 sites de prélèvements. 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	SSMF18 SM	AC02	SM	CS
	SSMF17 SM	AT03M	SM	SA
	SIMF 18 - Merlimont IM	AC05	IM	CS
	SIMF19 - Oye IM	AC02	IM	SA
GEMEL	SIMF16 - Le Crotoy IM	AT01	IM	SA
	SSMF15 SM	AC05	SM	CS
LERBN	SSMF16 SM	AC05	SM	SA
	SSMF17bis - Calais SM	AT03M	SM	SA

2. Suivi stationnel des macro-invertébrés 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 district Artois-Picardie et l'évaluation de leur qualité biologique. Les macro-invertébrés benthiques constituent 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 (eutrophisation, modifications ou pertes d'habitats...) 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

En 2019, la totalité des sites localisés dans les masses d'eaux côtières, et appartenant au contrôle de surveillance, ainsi que les sites d'appui ont fait l'objet d'un suivi. Une analyse des

tendances temporelles est à venir. Ainsi, cinq sites subtidaux et trois sites intertidaux ont été échantillonnés. Les cinq sites subtidaux échantillonnés sont : le site SSMF18, au large de Grand Fort Philippe, 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, le site le site SSMF15, situé à l'embouchure de l'estuaire de Somme et le site SSMF16, situé en face de la commune de Merlimont (site d'appui depuis 2013). Les sites intertidaux SIMF16 (Baie de Somme) et SIMF19 (Oye-Plage), passés sites d'appui en 2018, et le site SIMF18 (Merlimont), sous contrôle de surveillance, viennent 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	SA	50,2440132	1,5739515
SIMF 18 - Merlimont IM	Merlimont	AC05	CS	50,4658479	1,5653656
SIMF19 - Oye IM	Oye-Plage	AC02	SA	51,00008	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	AT03M	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 macro-invertébrés benthiques de substrats meubles est celui défini par Garcia *et al.* (2014).

2.2.1. 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 dédié 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.

2.2.2. 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 0,1m²) à raison de neuf réplicats (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 m²), 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 3

Tableau 3.

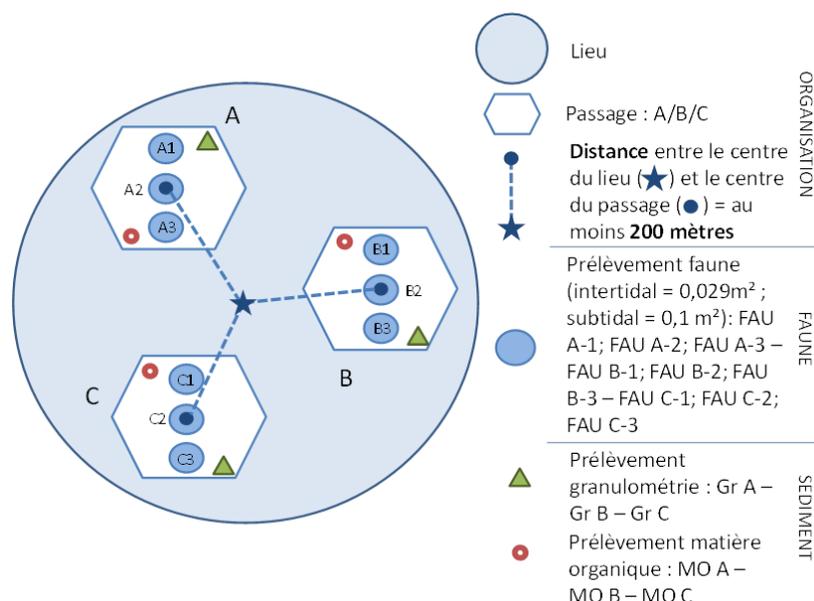


Figure 2 : Organisation des prélèvements dans le cadre du suivi stationnel du paramètre macroinvertébrés benthiques de substrats meubles de la DCE (Garcia et al., 2014).

Tableau 3 : RESUME - Rappel des modalités de prélèvements dans le cadre du suivi stationnel du paramètre macroinvertébrés benthiques de substrats meubles de la DCE (faune).

Substrat	Engin d'échantillonnage	Nombre de prélèvements	Sites	Masse d'eau	Date
IM	Carottier à main (0,029 m ²)	9 (3 x 3)	SIMF16 - Le Crotoy IM	AT01	09/10/2019
			SIMF18 - Merlimont IM	AC05	10/05/2019
			SIMF19 - Oye IM	AC02	20/06/2019
SM	Benne Van Veen (0,1 m ²)	9 (3 x 3)	SSMF15 SM	AC05	18/04/2019
			SSMF16 SM	AC05	18/04/2019
			SSMF17 SM	AT03M	18/04/2019
			SSMF17bis - Calais SM	AT03M	19/04/2019
			SSMF18 SM	AC02	19/04/2019

Notons que certaines stations sont échantillonnées à des dates hors protocole. Une harmonisation des dates de prélèvements est en cours, grâce à une intercalibration des prélèvements.

Les prélèvements ont été tamisés sur une maille de 1 mm (ronde pour le domaine subtidal 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).

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) So , paramètre de dispersion, où Q_{25} et Q_{75} sont les quartiles (Équation 1).

Équation 1 : indice de Trask So

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

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/µm	Udden (1914) and Wentworth (1922)	Friedman and Sanders (1978)	GRADISTAT program	
			Very large boulders		
-11	2048 mm		Large boulders	Very large	
-10	1024	Cobbles	Medium boulders	Large	
-9	512		Small boulders	Medium	
-8	256		Large cobbles	Small	
-7	128		Small cobbles	Very small	
-6	64				
			Very coarse pebbles	Very coarse	
-5	32	Pebbles	Coarse pebbles	Coarse	
-4	16		Medium pebbles	Medium	
-3	8		Fine pebbles	Fine	
-2	4	Granules	Very fine pebbles	Very fine	
-1	2				
0	1	Very coarse sand	Very coarse sand	Very coarse	
1	500 µm	Coarse sand	Coarse sand	Coarse	
2		250	Medium sand	Medium	
3		125	Fine sand	Fine sand	Fine
4		63	Very fine sand	Very fine sand	Very fine
5	31	Silt	Very coarse silt	Very coarse	
6	16		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 (S_o) (Fournier et al., 2012).

S_o	Classement
1 à 1,17	Très bien classé
1,17 à 1,20	Bien classé
1,20 à 1,35	Assez bien classé
1,35 à 1,87	Moyennement classé
1,87 à 2,75	Mal classé
> 2,75	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 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)*, qui correspond au nombre de taxa présents dans une communauté ;
- *L'abondance (N)*, qui correspond au nombre d'individus présent dans $0,1\text{m}^2$;
- *L'indice de Pielou (J')*, qui 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 été transformée par la fonction racine carrée pour réduire l'importance des espèces très abondantes et donner d'avantage 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 ; Shepard 1962a,b; Kruskal 1964a,b, Clarke, 1993) 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 $0,1\text{ m}^2$.

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 ($1-D_{BC}$, D_{BC} : 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)

$$IndVal_{(groupek,espècej)} = 100 \times A_{kj} \times B_{kj}$$

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 dépositivores 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	- dépositivores 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	dépositivores de sub-surface
V	Opportunistes de premier ordre	- prolifèrent dans les sédiments réduits sur l'ensemble de leur épaisseur jusqu'à la surface	dépositivores

- 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 3). 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.

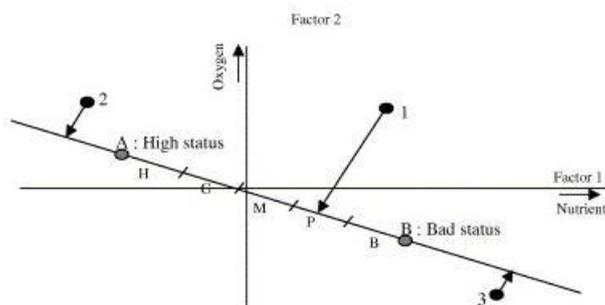


Figure 3 : Définition du statut des stations échantillonnées par projection sur l'axe factoriel défini par les conditions de référence (d'après Bald et al., 2005).

En Artois-Picardie, les stations échantillonnées se réfèrent à deux types d'environnements hydrosédimentaires : i) des sables fins plus ou moins envasés subtidiaux, ii) des sables fins plus ou moins envasés intertidaux, auxquelles correspondent deux conditions de référence distinctes (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 subtidiaux	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

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 Quadrigé².

3.1. Evolution des caractéristiques sédimentaires

3.1.1. Domaine intertidal

La Figure 4 présente la granulométrie des sites échantillonnés en domaine intertidal pour la période 2014-2019.

Selon la classification de Blott & Pye (2001), l'ensemble des sites échantillonnés est caractérisé par des sables plus ou moins envasés (Figure 4).

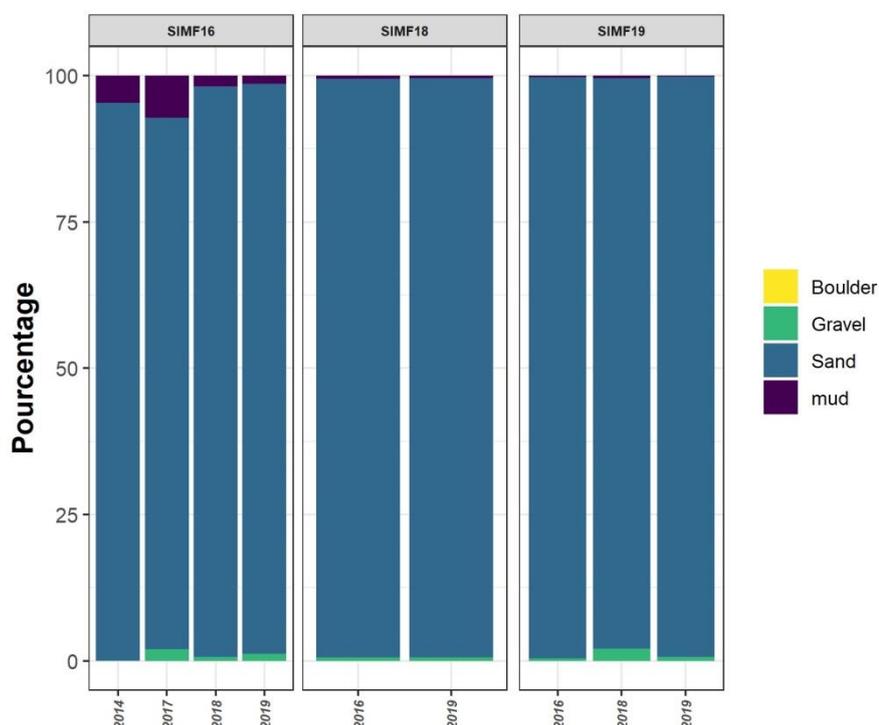


Figure 4 : Histogrammes de distribution des fréquences de classes granulométriques caractérisant les sites du domaine intertidal (SIMF) sous contrôle de surveillance (MEC et MET).

Pour rappel, depuis 2018, les deux stations intertidales (SIMF16 et SIMF19) sont devenues sites d'appui et sont donc échantillonnées tous les ans.

Les valeurs de la médiane granulométrique sont restées stables sur l'ensemble des sites échantillonnés en 2019 (Figure 5A). L'indice de Trask So indique que les sédiments des sites intertidaux sont homogènes (valeurs inférieures à 2,75 ; Figure 5B). Les valeurs de teneur en matière organique restent faibles (< 5% ; Figure 5C).

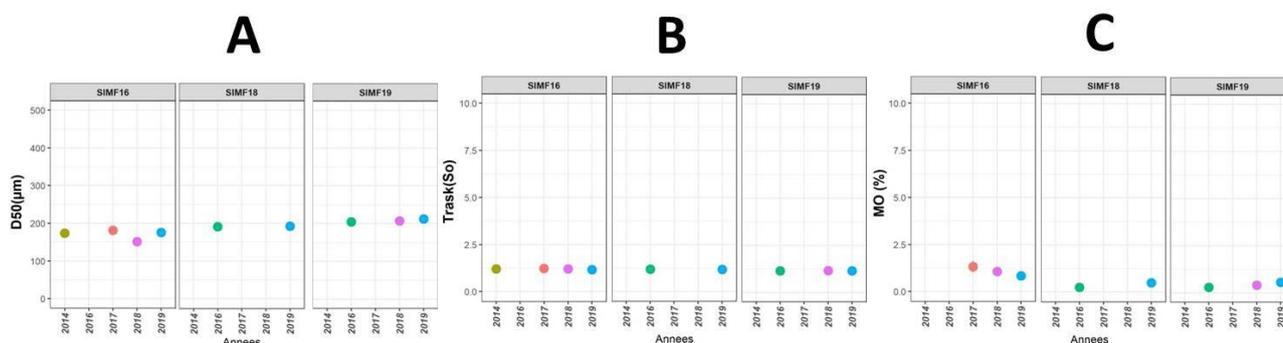


Figure 5 : Evolution des paramètres sédimentologiques associés depuis 2012 en domaine intertidal. A : médiane granulométrique (D50), B : indice de Trask (So), C : teneur en matière organique (MO).

3.1.2. Domaine subtidal

La Figure 6 présente la granulométrie globale des sites échantillonnés en domaine subtidal pour la période 2014-2019.

Selon la classification de Blott & Pye (2001), les sites échantillonnés sont caractérisés par des sables plus ou moins envasés, comprenant une fraction graveleuse plus ou moins importante (notamment pour la SSMF17; Figure 6). Au site SSMF17, la proportion en graviers a continué à augmenter (depuis 2017). Le sédiment du site SSMF17 est décrit depuis 2016 comme une « vase sableuse légèrement graveleuse » et celui du site SSMF17bis (Figure 6).

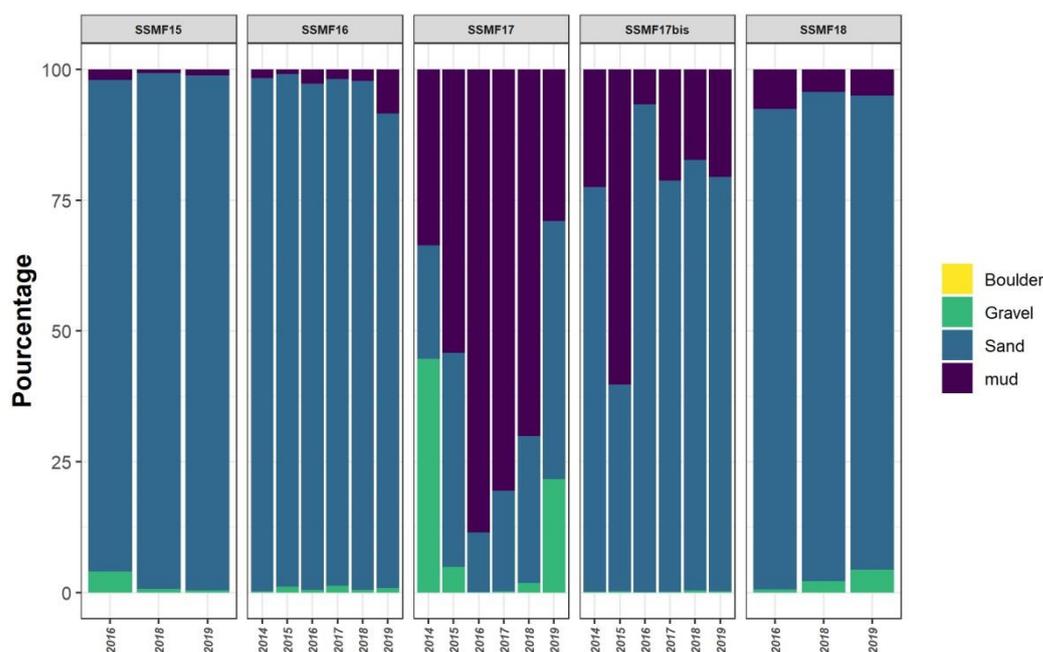


Figure 6 : Histogrammes de distribution des fréquences de classes granulométriques caractérisant les sites du domaine subtidal (SSMF) sous contrôle de surveillance (MEC et MET).

En 2019, la valeur de la médiane granulométrique est restée stable sur la quasi-totalité des sites, à l'exception de la station SSMF17 où elle augmente à nouveau (Figure 7A). Les sédiments des sites subtidaux sont homogènes (valeurs de l'indice de Trask inférieures à 2,75), à l'exception du site SSMF17 qui présente un sédiment « très mal classé » (Figure 7B). Les valeurs de teneur en matière organique restent stables et faibles (< 5% ; Figure 5C).

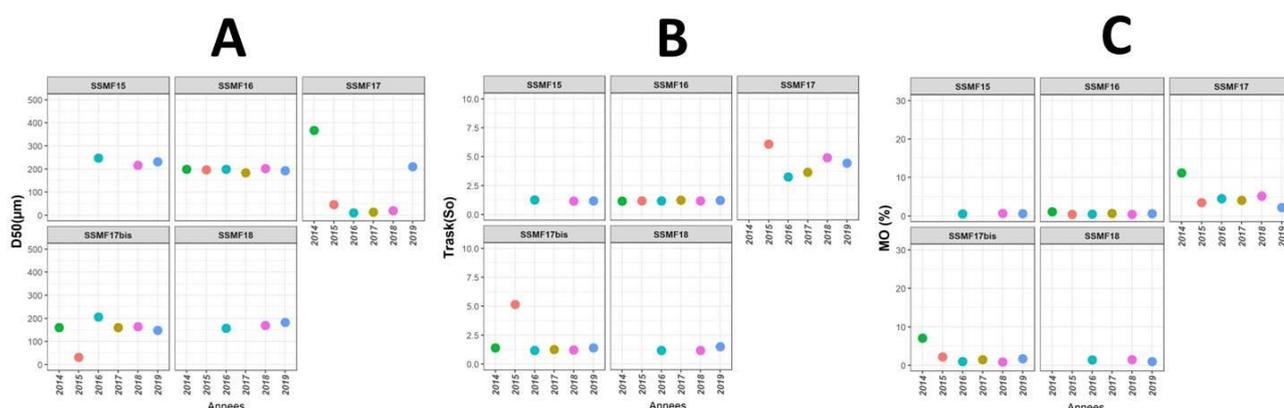


Figure 7 : Evolution des paramètres sédimentologiques associés depuis 2014 en domaine intertidal. A : médiane granulométrique (D50), B : indice de Trask (So), C : teneur en matière organique (MO).

3.2. Evolution des caractéristiques faunistiques

3.2.1. Domaine intertidal

Abondances

L'abondance moyenne sur les sites intertidaux durant la période 2014-2019 est de 551 ± 214 ind. $0,1m^{-2}$, avec une abondance moyenne₂₀₁₄₋₂₀₁₉ maximale atteinte sur le site du Crotoy en 2017 (SIMF16 : 7947 ± 2644 ind. $0,1m^{-2}$; Figure 8). Cette forte valeur est due aux abondances élevées du gastéropode *Peringia ulvae*. L'abondance moyenne₂₀₁₄₋₂₀₁₉ minimale est observée sur le site d'Oye-Plage en 2019 (SIMF19 : 3 ± 3 ind. $0,1m^{-2}$). Les abondances des sites suivis en 2019 sont plutôt en baisse par rapport aux autres années (Figure 8).

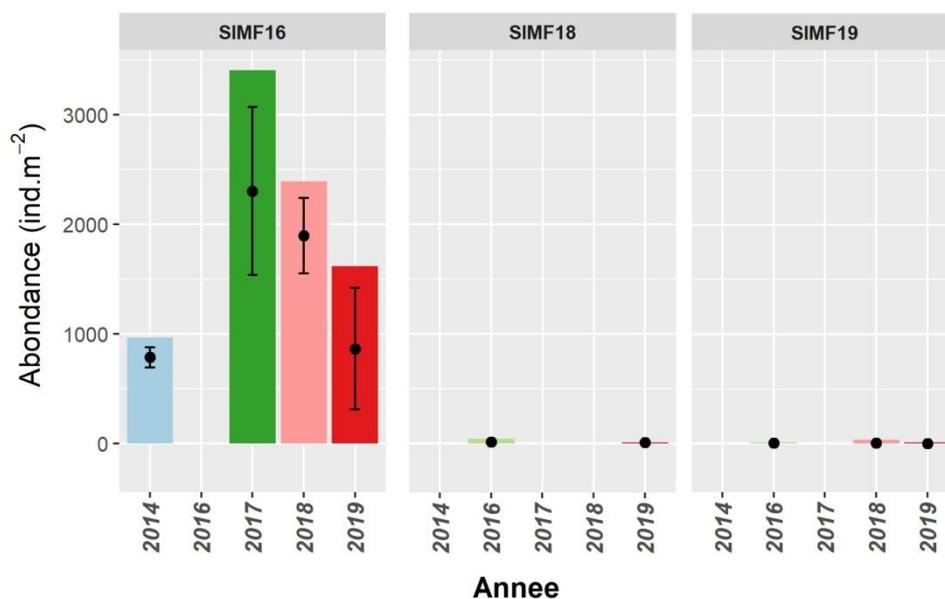


Figure 8 : Abondance moyenne (ind. $0,1m^{-2} \pm$ écart-type). Sites intertidaux pour la période 2014-2019. (barres colorées : abondance totale, points noirs : abondance moyenne et écart-type)

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

Un total de 47 taxa a été identifié entre 2014 et 2019 sur l'ensemble des sites intertidaux présentés dans ce rapport. La richesse spécifique moyenne₂₀₁₄₋₂₀₁₉ sur l'ensemble des sites est de 5 ± 2 taxa, avec une valeur moyenne₂₀₁₄₋₂₀₁₉ maximale atteinte sur le site du Crotoy en 2014

(SIMF16 : 17 ± 10 taxa) et une valeur moyenne₂₀₁₄₋₂₀₁₉ minimale observée sur le site d'Oye-Plage en 2019 (SIMF19 : 2 ± 1 taxa ; Figure 9).

La proportion d'individus est plutôt équilibrée entre les taxa. Sur l'ensemble des suivis 2014-2019, 60% des indices de Pielou (J') calculés par couple année/site sont supérieurs à 0,5. De plus, les écarts-types, lorsqu'ils sont calculables, sont importants, 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 SIMF16 en 2017 est la plus faible ($J'=0,17$; Figure 10). Elle illustre la dominance en termes d'abondance du gastéropode *Peringia ulvae*.

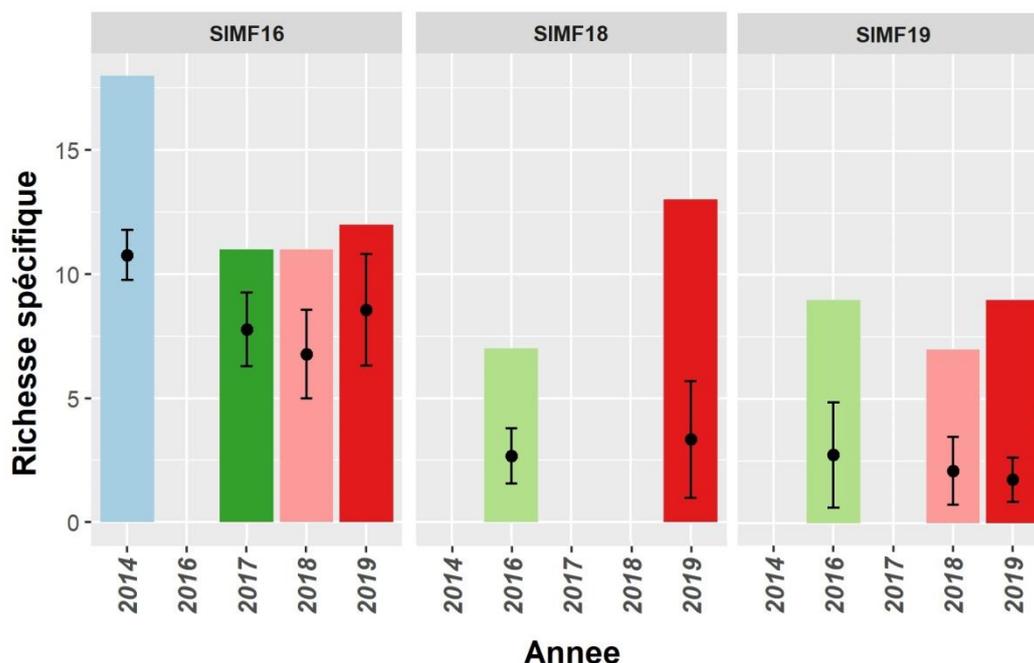


Figure 9 : Richesse taxonomique (S) des sites en domaine intertidal - 2014-2019 (barres colorées : richesse cumulée des passages, points noirs : richesse moyenne et écart-type)

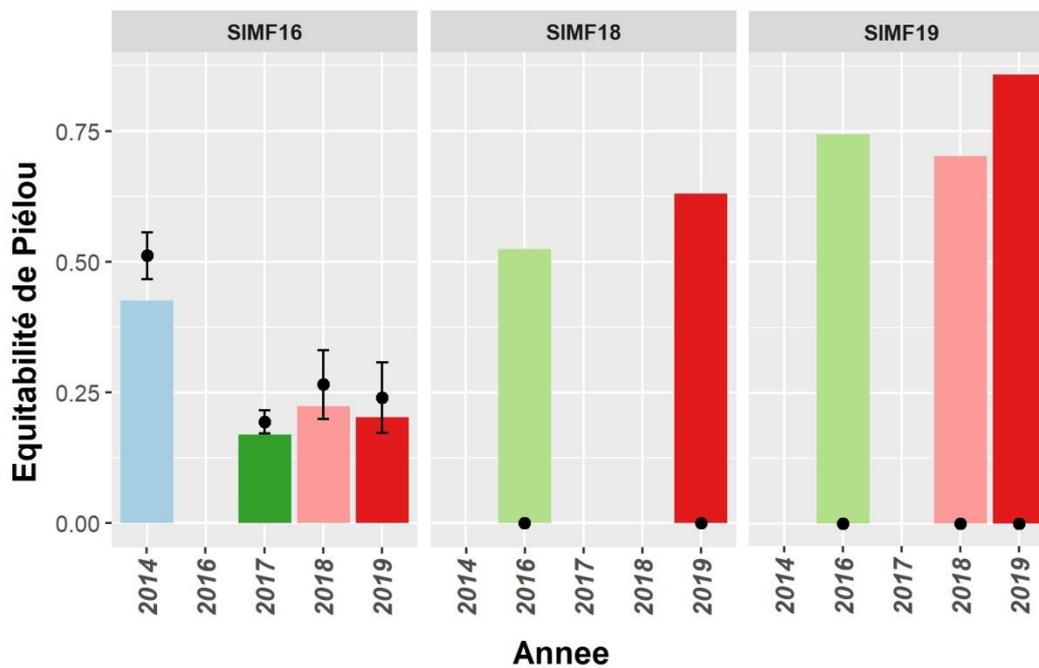


Figure 10 : Indice de Piélou (J') - sites en domaine intertidal - 2014-2019 (barres colorées : indice de Piélou total, points noirs : indice de Piélou moyen et écart-type).

3.2.2. Domaine subtidal

Abondances

L'abondance moyenne sur les sites subtidaux durant la période 2014-2019 est de 559 ± 516 ind. $0,1m^{-2}$, avec une abondance moyenne₂₀₁₄₋₂₀₁₉ maximale atteinte sur le site de Calais extérieur en 2016 (SSMF17bis : 2946 ± 4213 ind. $0,1m^{-2}$; Figure 11). Cette abondance particulière est due à la dominance de l'annélide polychète *Lanice conchilega* et du bivalve *Abra alba*. L'abondance moyenne₂₀₁₄₋₂₀₁₉ minimale est observée sur le site SSMF17 en 2016 (21 ± 16 ind. $0,1m^{-2}$; Figure 11). Les abondances en 2019 sont globalement plus élevées que celles des années antérieures (Figure 11), ce qui s'observe également dans la valeur moyenne des abondances.

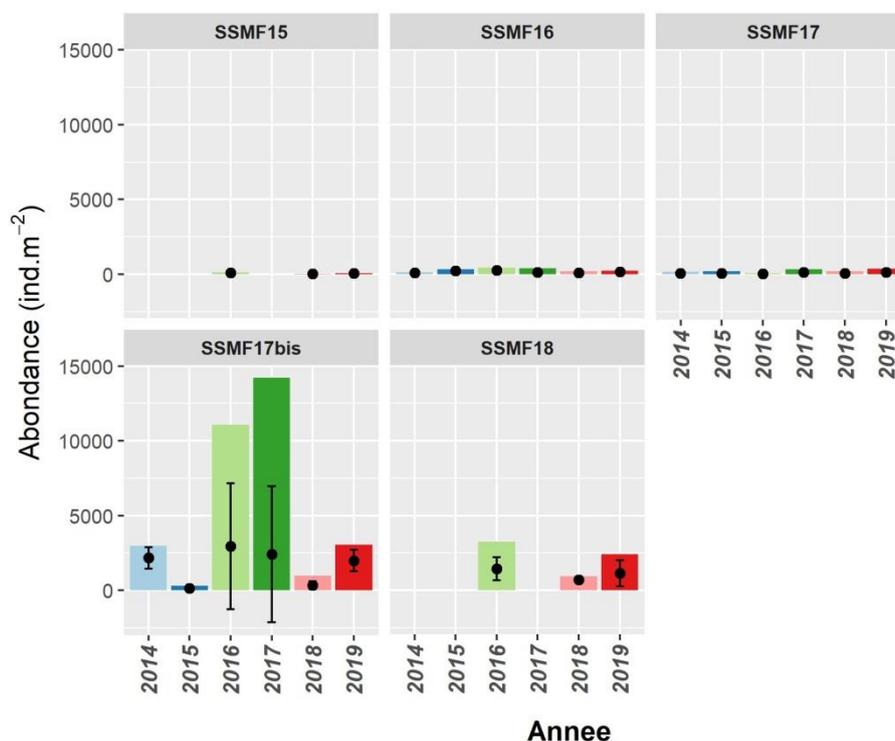


Figure 11 : Abondance moyenne (ind.0,1m⁻² ± écart-type). Sites subtidaux pour la période 2013-2018. (barres colorées : abondance totale, points noirs : abondance moyenne et écart-type)

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

Un total de 347 taxa a été identifié entre 2014 et 2019 sur l'ensemble des sites subtidaux. La richesse spécifique moyenne₂₀₁₄₋₂₀₁₉ sur l'ensemble des sites est de 18 ± 6 taxa, avec des valeurs moyennes₂₀₁₄₋₂₀₁₉ maximale atteinte enregistrée sur le site SSMF18 en 2018 (46 ± 5 taxa) et minimale observée à la station extérieure de Calais en 2014 (SSMF17 : 5 ± 1 taxa ; Figure 12).

Au cours de cette période, la répartition des individus au sein des taxa est majoritairement équilibrée. Sur l'ensemble des suivis, 79% des indices de Pielou (J') calculés par couple année/site sont supérieurs à 0,5. 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 2016 est la plus faible (J'=0,33 ; Figure 13). Elle reflète la dominance en termes d'abondance de l'annélide polychète *Lanice conchilega* et du bivalve *Abra alba*.

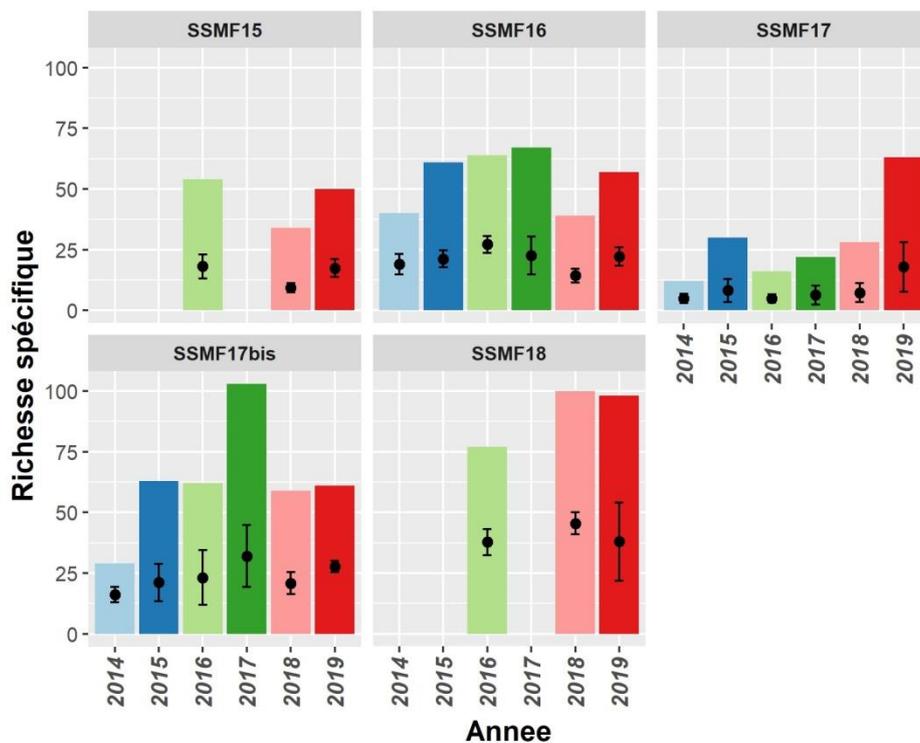


Figure 12 : Richesse taxonomique (S) des sites en domaine subtidal - 2014-2019 (barres colorées : richesse totale, points noirs : richesse moyenne et écart-type)

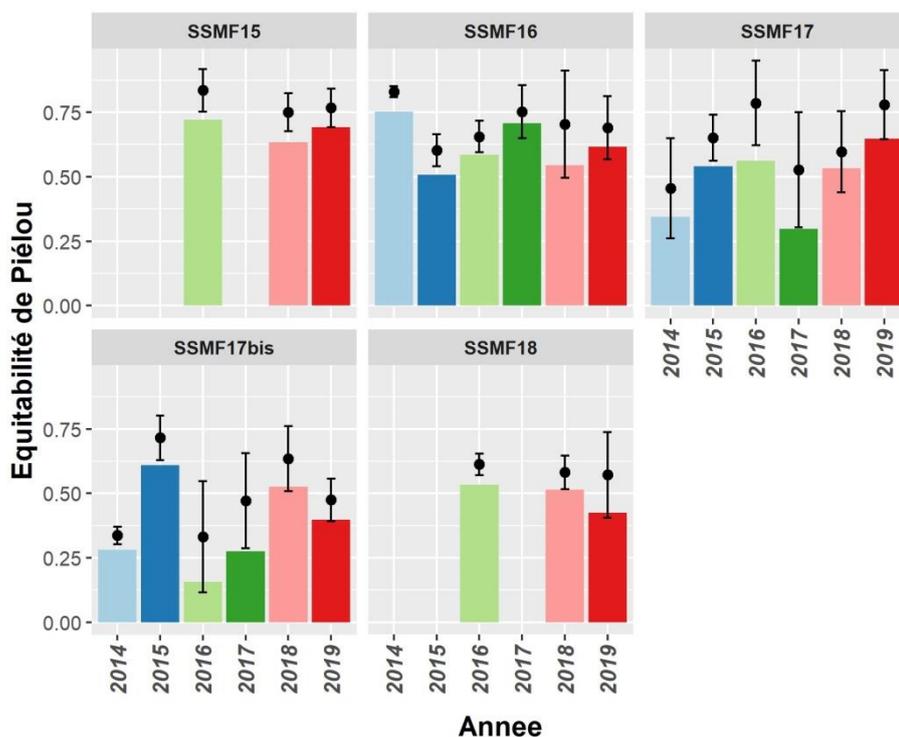


Figure 13 : Indice de Piéou (J') - sites en domaine subtidal - 2014-2019 (barres colorées : indice de Piéou total, points noirs : indice de Piéou moyen et écart-type).

3.3. Analyses des communautés

3.3.1. Domaine intertidal

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 en domaine intertidal sont significativement différents (PermAnova : p-value < 0,001 ; Figure 14).

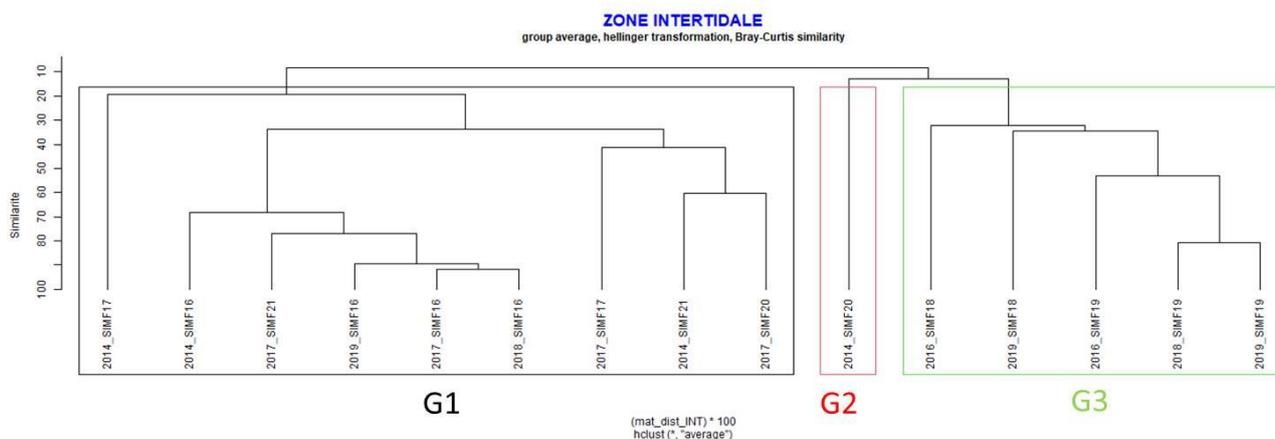


Figure 14 : Classification Ascendante Hiérarchique réalisée à partir de la matrice de similarité entre les sites en domaine intertidal.

Le premier groupe (G1, n=9 ; Figure 14) est constitué de toutes les années de suivi des sites de la baie de Somme (SIMF16, SIMF17, SIMF20 et SIMF21). Ce groupe présente la plus forte richesse spécifique (13 ± 4 taxa ; Figure 15B) et la plus forte abondance moyenne (3414 ± 2723 ind. $0,1m^{-2}$; Figure 15A). Les espèces caractéristiques de ce groupe sont les annélides polychètes *Hediste diversicolor* et *Eteone longa*, le bivalve *Scrobicularia plana* et les oligochètes (IndVal ; p-value = 0,0099).

Le deuxième groupe (G2, n=1 ; Figure 14) est constitué d'un seul site (SIMF20) échantillonné en 2014. Ce site présente la plus faible abondance (10 ind. $0,1m^{-2}$) et la plus faible richesse taxonomique ($S = 4$ taxa) enregistrées sur la période de suivi (2014-2019 ; Figure 15A et Figure 15B). Les diptères caractérisent ce groupe (IndVal ; p-value = 0,01).

Le troisième groupe (G3, n=9 ; Figure 14) est constitué de l'ensemble des années de suivi du site SIMF18 (Merlimont) et du site SIMF19 (Oye-Plage). Ce groupe présente une abondance (23 ± 14 ind. $0,1m^{-2}$; Figure 15A) et une richesse (9 ± 2 taxa) intermédiaires (Figure 15B). L'annélide polychète *Nephtys cirrosa* et l'amphipode *Urothoe poseidonis* (IndVal ; p-value = 0,0099) en sont les espèces indicatrices.

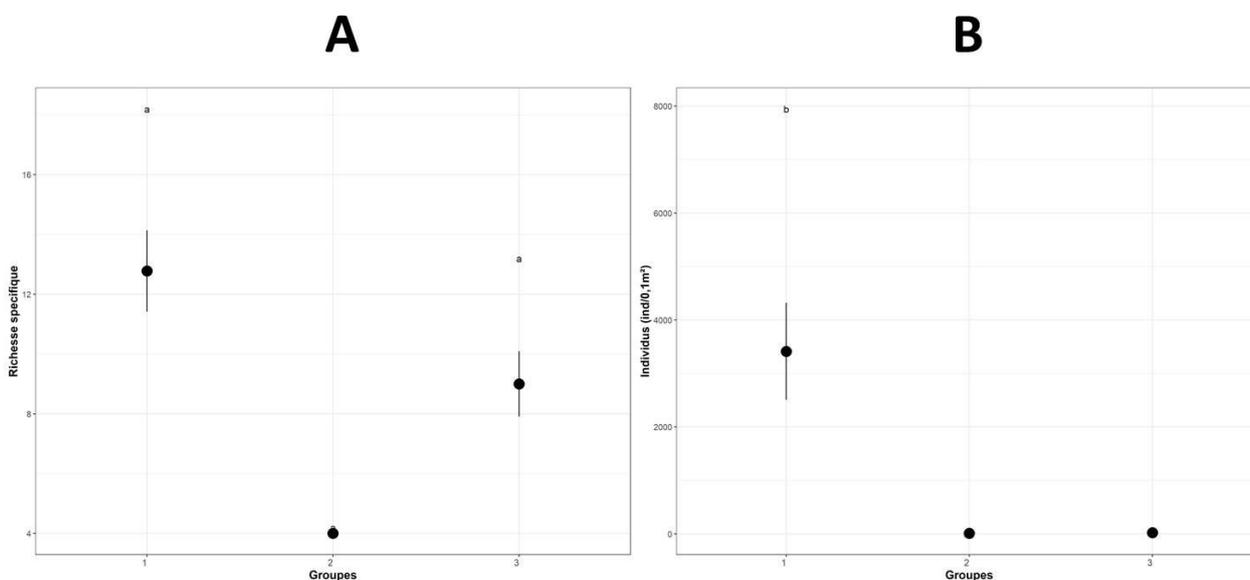


Figure 15 : Abondance (A) et Richesse (B) des assemblages intertidaux côtiers déterminés par la Classification Ascendante Hiérarchique (CAH). Le groupe a a été défini par un test post-hoc de Tukey HSD au seuil de 0,05.

3.3.2. Domaine subtidal

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 en domaine subtidal sont significativement différents (PermAnova : p-value < 0,001 ; Figure 16).

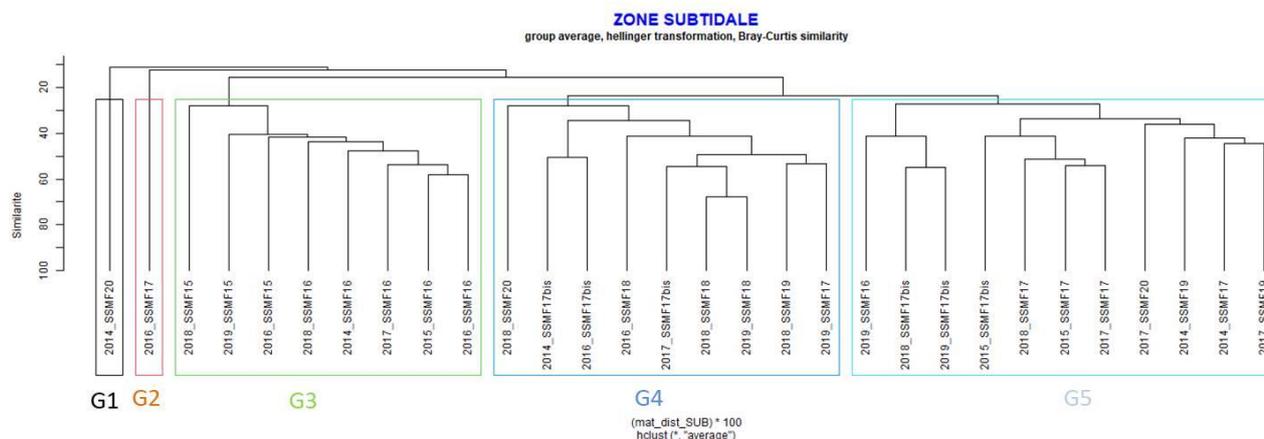


Figure 16 : Classification Ascendante Hiérarchique réalisée à partir de la matrice de similarité entre les sites en domaine subtidal.

Le groupe 1 (G1 ; n=1) correspond à un site de la masse d'eau de transition du port de Calais échantillonné en 2014 (SSMF20 ; Figure 16). Ce site présente la richesse spécifique la plus faible de la série 2014-2019 (5 taxa) et une abondance assez faible (9 ind.0,1m²). L'annélide *Nephtys caeca* est l'espèce caractéristique de ce groupe (IndVal ; p-value = 0,01).

Le groupe 2 (G2 ; n=1) correspond au site d'appui situé à l'intérieur du port de Calais échantillonné en 2016 (SSMF17 ; Figure 16). A cette date, la richesse spécifique (16 espèces) et l'abondance (21 ind.0,1 m⁻²) étaient faibles (Figure 17A et B). Cette année-là, l'échantillonnage a été plus tardif : la composition faunistique s'en est trouvée modifiée, comportant notamment beaucoup de juvéniles difficilement identifiables. Des juvéniles de mytilidae caractérisent de ce groupe.

Le groupe 3 (G3 ; n=8) est constitué l'ensemble des années de suivi des sites situés vers la baie de Somme (SSMF15 et SSMF16, à l'exception de l'année 2019 pour ce dernier site). Ce groupe présente une richesse spécifique intermédiaire (51 ± 12 taxa ; Figure 17A) ainsi qu'une abondance intermédiaire (120 ± 84 ind.0,1m⁻² ; Figure 17B). Un groupe de cinq espèces, déterminées par la méthode de l'IndVal (p-value = 0,0099), sont caractéristiques de ce groupe : l'amphipode *Bathyporeia guilliamsoniana*, l'échinoderme *Echinocardium cordatum*, le bivalve *Tellimya ferruginosa*, l'annélide polychète *Scoloplos armiger* et la cumacé *Iphinoe trispinosa*.

Le quatrième groupe (G4, n=9 ; Figure 16) est constitué de sites situés en mer du Nord et principalement en dehors de l'action du port de Calais, à l'exception du site SSMF17bis en 2014, 2016 et 2017. Ce groupe présente la plus forte richesse spécifique (74 ± 25 taxa ; Figure 17A) et la plus forte abondance (1317 ± 1012 ind.0,1m⁻² ; Figure 17B). Les nématodes caractérisent ce groupe (IndVal ; p-value = 0,0099).

Le cinquième groupe (G5, n=11; Figure 16) est constitué de tous les sites situés en Mer du Nord sous influence du port de Calais, à l'exception du site SSMF16 en 2019 et du reste des couples site/année SSMF17bis. Ce groupe présente la seconde plus forte abondance (357 ± 602 ind.0,1m⁻² ; Figure 17A) et une richesse taxonomique moyenne (38 ± 19 taxa ; Figure 17A). Aucun taxa ne caractérise ce groupe.

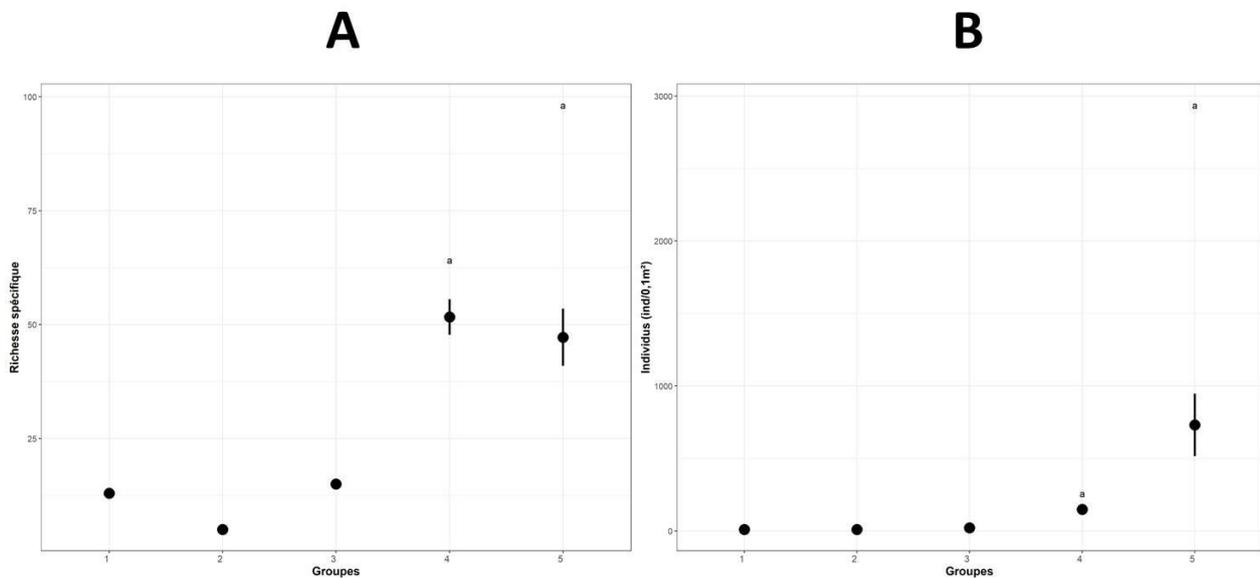


Figure 17 : Abondance (A) et Richesse (B) des assemblages intertidaux côtiers déterminés par la Classification Ascendante Hiérarchique (CAH). Le groupe a at été défini par un test post-hoc de Tukey HSD au seuil de 0,05.

3.3.3. Evolution temporelle de la structure des communautés des macro-invertébrés benthiques

La dynamique des sites échantillonnés entre 2014 et 2019 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 = 0,09) basée sur la matrice de distance de Bray-Curtis dissocie naturellement les sites intertidaux et subtidaux (PermAnova, p-value = 0,001 ; Figure 18A). Cette même analyse réalisée entre les années suivies montre que toutes les années sont groupées (Figure 18B).

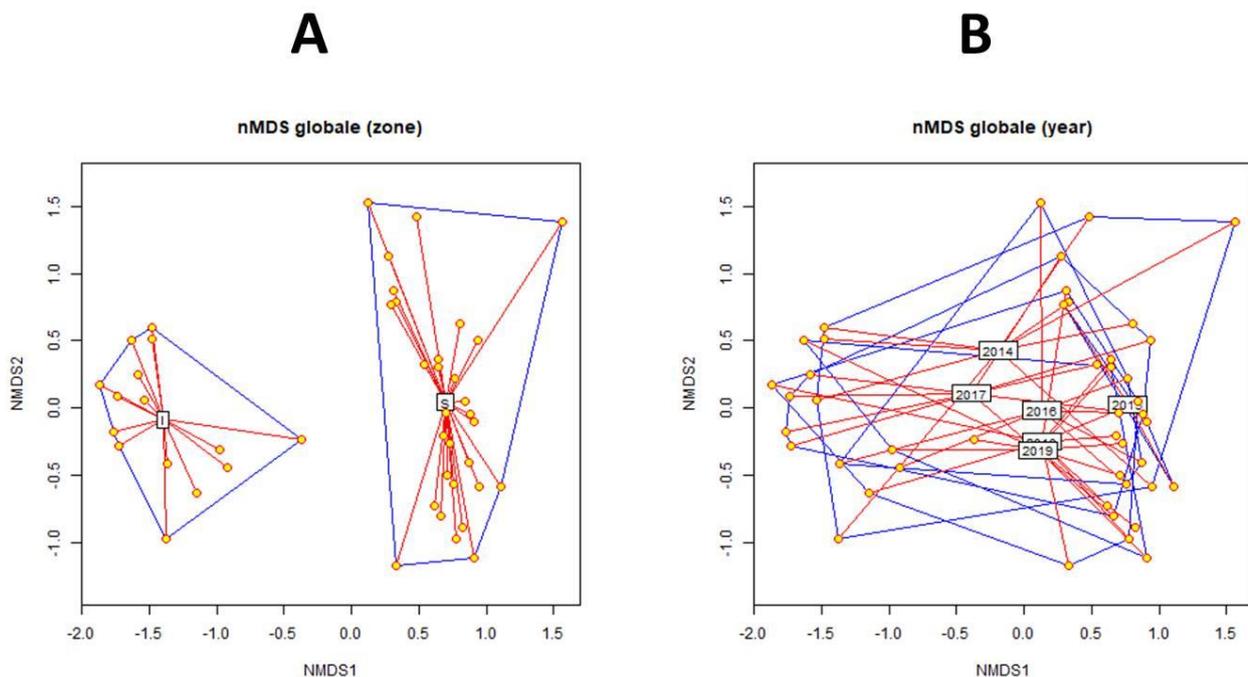


Figure 18 : Diagrammes d'ordination issus de la n-MDS basée sur la matrice de distance (Bray-Curtis) entre sites calculée à partir des abondances spécifique par site après transformation en racine carré. Sites : ●, enveloppes convexes : ◻, étoile de barycentre : ✖. A : groupement par zone (I : intertidal, S : subtidal). B : groupement par années.

3.4. Groupes écologiques

3.4.1. Domaine intertidal

Une grande majorité des communautés du domaine intertidal sont dominées par des taxa appartenant aux groupes écologiques G1 et G2, caractérisant un bon état écologique, pour les sites situés en zone côtière et par des taxa appartenant aux groupes écologiques G3 et G5 pour les sites situés en zone de transition (Figure 19).

En 2019, les sites SIMF 16 et SIMF19 conservent les mêmes proportions des différents groupes écologiques, avec respectivement une nette dominance des taxa du groupe G3 (espèces tolérantes à une hypertrophisation) pour le site en MET et une pré-dominance des groupes écologiques G1 (espèces sensibles à une hypertrophisation) et G2 (espèces indifférentes à une hypertrophisation) pour le site en MEC. Le second site en MEC (SIMF18) voit l'apparition d'espèces du groupe écologique G3.

Pour deux couples année/station (encadrés noirs ; Figure 19), 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.0,1m⁻²) 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
SIMF17	2014	4	44	0
SIMF20	2014	4	10	0

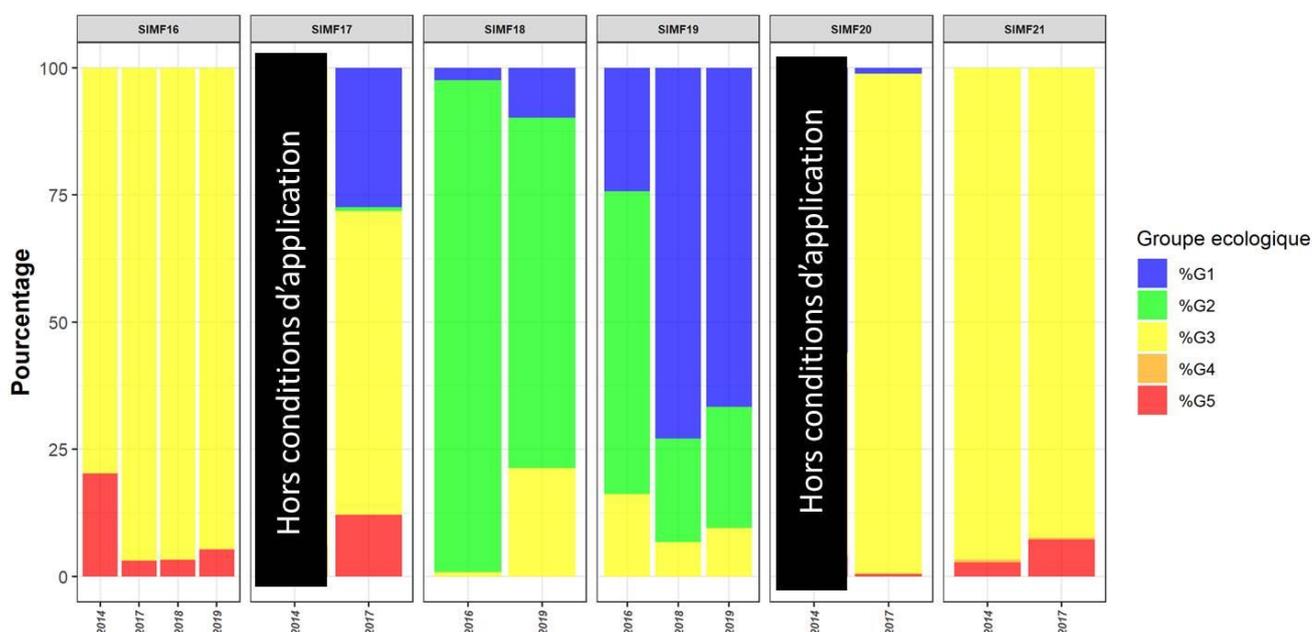


Figure 19 : Répartition des différents groupes écologiques au sein des communautés du domaine intertidal côtier (encadrés noirs : ne respectent pas les conditions d'application).

3.4.2. Domaine subtidal

Une grande majorité des communautés du domaine subtidal côtiers sont dominées par des taxa appartenant aux groupes écologiques G1 et G2 caractéristiques du bon état écologique (Figure 20). Les taxa du groupe écologique G3 sont dominants dans les stations subtidales de transition et au site SSMF18.

En 2019, nous n'interprétons pas les stations des sites situées en masses d'eau de transition internes au port de Calais (SSMF19 et SSMF20). Les sites situés à proximité de la baie de Somme ont conservé les mêmes proportions pour les différents groupes écologiques. La station SSMF17bis voit une forte progression de la proportion des groupes écologiques G3, du fait de la réapparition de taxa appartenant aux Cirratulidae. Au site SSMF17, une forte proportion des espèces du groupe écologique G5 (espèces opportunistes de premier ordre) reste observée : ceci est dû aux présences de taxa des familles des Cirratulidae et des Capitellidae.

Pour un seul couple année/station (encadrés noirs ; Figure 20), 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⁻²) 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
SSMF17bis	2015	63	144	22,9

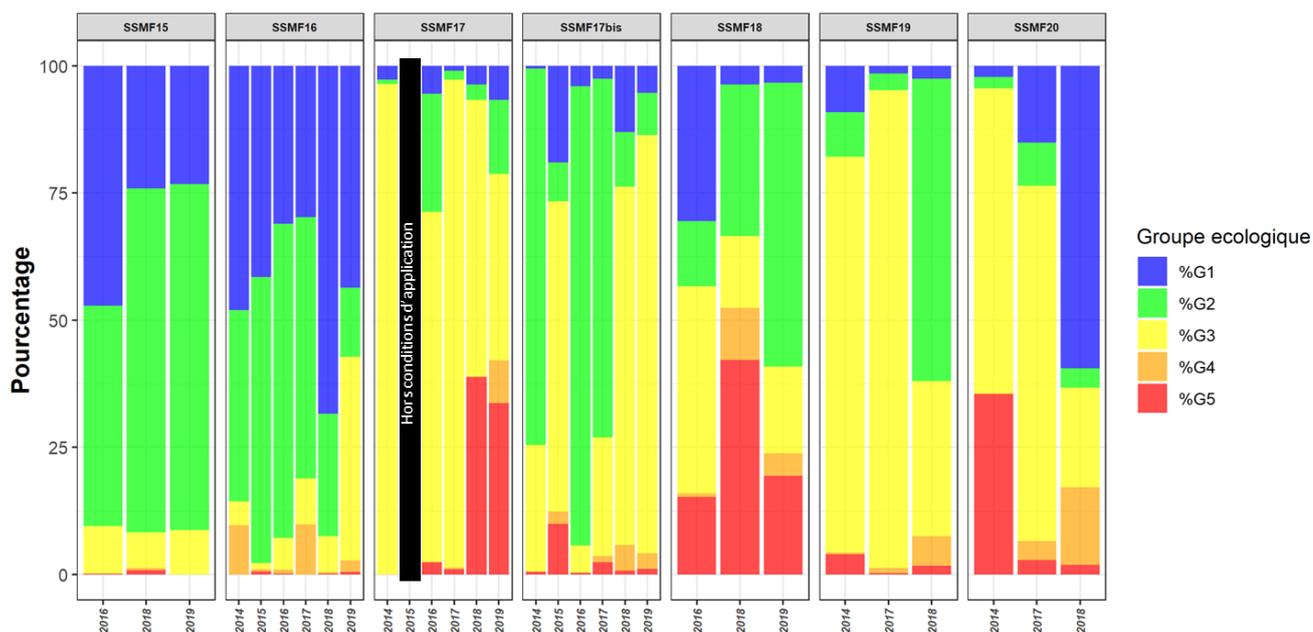


Figure 20 : Répartition des différents groupes écologiques au sein des communautés du domaine intertidal côtier (encadrés noirs : ne respectent pas les conditions d'application).

4. Synthèse 2019 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 à 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 zéro représentent le « mauvais » état écologique et les valeurs proches de un 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).

	Mauvais	Médiocre	Moyen	Bon	Très bon	
FAU (M-AMBI)	[0;0,2]	[0,21;0,39]	[0,4;0,53]	[0,54;0,77]	[0,78;1]	Borja <i>et al.</i> (2012)

Le Tableau 11 synthétise les derniers résultats disponibles du contrôle biologique benthique. 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 2018 des derniers résultats du contrôle biologique des éléments de qualité benthique : faune invertébrée benthique (FAU).

Masses d'eau	FAU (2011-2016)
AC02	0,71
AC03	
AC05	0,87
AT01	
AT03M	

5. Opérations programmées en 2019 et 2020

Pour l'année 2019, le volet benthique comprendra les éléments de qualité suivants :

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

Pour l'année 2020, le volet benthique comprendra 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.

6. References 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.

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.

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 : 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., Le Mao P., Desroy N. (2007). Contrôle de surveillance benthique de la Directive Cadre sur l'Eau (2000/60/CE) - Etat des lieux et propositions - District Seine-Normandie. Rapport Ifremer, 82 p.

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.

Kruskal J.B. (1964 a). Multidimensional scaling by optimizing goodness of fit to a nonmetric hypothesis. *Psychometrika*, 29: 1-27.

Kruskal J.B. (1964 b). Nonmetric multidimensional scaling: a numerical method. *Psychometrika*, 29: 115-129.

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.

Shepard R.N. (1962 a). The analysis of proximities: multidimensional scaling with an unknown distance function. I. *Psychometrika*, 27: 125-140.

Shepard R.N. (1962 b). The analysis of proximities: multidimensional scaling with an unknown distance function. II. *Psychometrika*, 27: 219-246.

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

Zone	M	S	N	%NA	%G1	%G2	%G3	%G4	%G5	zone	ME	
2014_SIMF16_I _T	I	T	18	3934. 62	0.0 7	0	0.0 2	79.6 9	0.03	20.26	I	T
2014_SIMF17_I _T	I	T	4	43.85	0	0	0	93.8 6	6.14	0	I	T
2014_SIMF20_I _T	I	T	4	9.62	0	56	0	4	36	4	I	T
2014_SIMF21_I _T	I	T	16	3694. 62	0	0.0 1	0	96.7 2	0.47	2.8	I	T
2014_SSMF16_S _C	S	C	40	76.2	4.9 9	48.0 7	37.5 7	4.7	9.67	0	S	C
2014_SSMF17_S _T	S	T	12	72.6	0	2.7 5	0.8 3	96.4 2	0	0	S	T
2014_SSMF17bi s_S_C	S	C	29	2171. 2	0.0 2	0.5 2	74	24.8 8	0.07	0.53	S	C
2014_SSMF19_S _T	S	T	39	921	0.1 5	9.1 6	8.6 8	77.8 2	0.37	3.98	S	T
2014_SSMF20_S _T	S	T	5	9	0	2.2 2	2.2 2	60	0	35.56	S	T
2015_SSMF16_S _C	S	C	61	230.8 9	5.3 9	41.5 6	56.1 5	1.2 2	0.46	0.61	S	C
2015_SSMF17_S _T	S	T	30	63.22	11.9 5	4.5 9	2.9 9	77.4 5	0.6	14.37	S	T
2015_SSMF17bi s_S_C	S	C	63	143.8 9	22.9 3	19.0 4	7.6 2	60.9 2	2.51	9.92	S	C
2016_SIMF18_I _C	I	C	7	45.29	5.4 7	2.4 8	96.6 9	0.8 3	0	0	I	C
2016_SIMF19_I _C	I	C	9	14.51	9.7 6	24.3 2	59.4 6	16.2 2	0	0	I	C
2016_SSMF15_S _C	S	C	54	87.33	18.1 9	47.1 2	43.3 9	9.3 3	0	0.16	S	C
2016_SSMF16_S _C	S	C	64	260.6 7	7.6 3	31.0 6	61.7 4	6.2 8	0.78	0.14	S	C
2016_SSMF17_S _T	S	T	16	21	13.2 3	5.4 9	23.1 7	68.9	0	2.44	S	T
2016_SSMF17bi s_S_C	S	C	62	2946. 89	0.5 9	4.0 2	90.2 9	5.3 6	0.02	0.31	S	C
2016_SSMF18_S _C	S	C	77	1438. 22	0.8 4	30.5 6	12.7 7	40.7 4	0.69	15.24	S	C
2017_SIMF16_I _T	I	T	11	7947. 13	0.8 4	0	0	96.8 7	0.05	3.08	I	T
2017_SIMF17_I _T	I	T	14	54.02	12.0 6	27.4 2	0.8 1	59.6 8	0	12.1	I	T
2017_SIMF20_I _T	I	T	13	1187. 74	0.8 7	1.1 4	0	98.3 7	0	0.49	I	T
2017_SIMF21_I _T	I	T	16	4337. 93	2.1 1	0.0 1	0.0 1	92.3 3	0.36	7.29	I	T

2017_SSMF16_S_C	S	C	67	136.56	9.85	29.78	51.35	9.03	9.84	0	S	C
2017_SSMF17_S_T	S	T	22	118.22	0.38	0.94	1.79	95.85	0.38	1.04	S	T
2017_SSMF17bis_S_C	S	C	103	2424.44	1.58	2.54	70.54	23.31	1.19	2.43	S	C
2017_SSMF19_S_T	S	T	18	44.78	1.24	1.51	3.27	93.97	1.01	0.25	S	T
2017_SSMF20_S_T	S	T	25	14.12	6.19	15.09	8.49	69.81	3.77	2.83	S	T
2018_SIMF16_I_T	I	T	11	6540.61	0.39	0	0	96.71	0.02	3.28	I	T
2018_SIMF19_I_C	I	C	7	23	9.23	72.88	20.34	6.78	0	0	I	C
2018_SSMF15_S_C	S	C	34	27	6.17	24.12	67.54	7.02	0.44	0.88	S	C
2018_SSMF16_S_C	S	C	39	91.33	4.62	68.37	24.11	7.14	0.26	0.13	S	C
2018_SSMF17_S_T	S	T	28	59	6.78	3.64	3.03	54.34	0.2	38.79	S	T
2018_SSMF17bis_S_C	S	C	59	342.78	6.71	13	10.81	70.4	5	0.8	S	C
2018_SSMF18_S_C	S	C	100	702.33	4.13	3.73	29.79	14.08	10.28	42.16	S	C
2018_SSMF19_S_T	S	T	79	795.33	3.56	2.55	59.41	30.49	5.82	1.72	S	T
2018_SSMF20_S_T	S	T	54	106.38	3.29	59.42	3.89	19.56	15.19	1.94	S	T
2019_SIMF16_I_T	I	T	12	2983.52	0.85	0.04	0	94.52	0.16	5.28	I	T
2019_SIMF18_I_C	I	C	13	22.29	3.17	9.84	68.85	21.31	0	0	I	C
2019_SIMF19_I_C	I	C	9	8.49	12.57	66.61	23.82	9.5	0	0	I	C
2019_SSMF15_S_C	S	C	50	50.67	15.13	23.26	67.96	8.79	0	0	S	C
2019_SSMF16_S_C	S	C	57	154.11	7.64	43.56	13.66	39.97	2.26	0.55	S	C
2019_SSMF17_S_T	S	T	63	124.11	5.37	6.72	14.57	36.61	8.42	33.68	S	T
2019_SSMF17bis_S_C	S	C	61	1995.78	1.38	5.28	8.34	82.26	2.97	1.15	S	C
2019_SSMF18_S_C	S	C	98	1146.56	1.69	3.29	55.83	17.1	4.37	19.41	S	C