



HAL
open science

Etude de l'influence des conditions hydrodynamiques en zone estuarienne et péri-estuarienne sur la structure, la répartition et la dynamique des habitats macrobenthiques de substrat meuble au niveau de trois estuaires du pays basque

Clémence Foulquier

► **To cite this version:**

Clémence Foulquier. Etude de l'influence des conditions hydrodynamiques en zone estuarienne et péri-estuarienne sur la structure, la répartition et la dynamique des habitats macrobenthiques de substrat meuble au niveau de trois estuaires du pays basque. *Physiologie [q-bio.TO]*. Université de Pau et des Pays de l'Adour, 2020. Français. NNT : 2020PAUU3003 . tel-02892138

HAL Id: tel-02892138

<https://theses.hal.science/tel-02892138>

Submitted on 7 Jul 2020

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

THÈSE
UNIVERSITE DE PAU ET DES PAYS DE L'ADOUR
École doctorale : Sciences Exactes et leurs Applications – ED211

Présentée et soutenue le 03 février 2020
par Clémence FOULQUIER

pour obtenir le grade de docteur
de l'Université de Pau et des Pays de l'Adour
Spécialité : **Physiologie et biologie des organismes-
Populations-Interactions**

**ETUDE DE L'INFLUENCE DES CONDITIONS
HYDRODYNAMIQUES EN ZONE ESTUARIENNE ET
PERI-ESTUARIENNE SUR LA STRUCTURE, LA
REPARTITION ET LA DYNAMIQUE DES
COMMUNAUTES MACROBENTHIQUES DE
SUBSTRAT MEUBLE AU NIVEAU DE TROIS
ESTUAIRES DU PAYS BASQUE**

MEMBRES DU JURY

RAPPORTEURS

- Jean-Louis JAMET - Professeur / Université de Toulon
- Xavier DE MONTAUDOUIN - Professeur / Université de Bordeaux

EXAMINATEURS

- Guy BACHELET - Directeur de Recherche émérite CNRS / CNRS
- Marie-Noëlle de CASAMAJOR - Chargée de Recherche / IFREMER
- Didier RIHOUEY - Docteur / CASAGEC INGENIERIE

DIRECTEUR

- Frank D'AMICO - Maître de Conférences / Université de Pau et des Pays de l'Adour



A mon grand-père Jean Foulquier

FINANCEMENTS

Ce travail de thèse en entreprise a pu être réalisé grâce aux soutiens de la Région Nouvelle-Aquitaine, de la Chambre de Commerce et d'Industrie Bayonne Pays-Basque, concessionnaire du Port de Bayonne, ainsi que du bureau d'études CASAGEC INGENIERIE, au sein duquel ce travail de recherche a été réalisé, en collaboration avec le laboratoire de Mathématiques et leurs Applications de l'Université de Pau et des Pays de l'Adour.



REMERCIEMENTS

La thèse a toujours été un projet personnel. Je suis très heureuse et fière de pouvoir dire que l'objectif a aujourd'hui été atteint (enfin).

Je tiens tout d'abord à exprimer ma profonde reconnaissance à mes deux directeurs de thèse : Didier Rihouey et Frank D'Amico sans qui ce travail n'existerait tout simplement pas. Je remercie Frank D'Amico pour son aide sur la gestion administrative, souvent complexe, de cette thèse, les procédures de publications et les échanges divers avec les éditeurs. Je te suis également reconnaissante pour ta bonne humeur, ton soutien et tes encouragements en amont de cet exercice stressant qu'a été la soutenance.

Plus particulièrement, je tiens à remercier Didier Rihouey chez qui cette idée de thèse a germé et qui a choisi de s'investir à mes côtés tout au long de ce projet. C'est la deuxième fois que je rédige des remerciements à ton attention. Cela fait aujourd'hui 8 ans que je suis entrée chez CASAGEC INGENIERIE, d'abord en tant que stagiaire, puis de chargée d'études, chargée d'affaires, « doctorante chargée d'affaires » et désormais docteure. Merci pour la confiance que tu m'as toujours accordée pendant ces années et que tu m'accordes encore aujourd'hui. L'aventure continue avec de nouveaux territoires, de nouveaux acteurs et j'en suis ravie.

De même, je remercie chaleureusement les membres du jury qui ont accepté d'évaluer ce travail de thèse, les rapporteurs Xavier de Montaudouin et Jean-Louis Jamet, ainsi que les examinateurs Marie-Noëlle de Casamajor et Guy Bachelet. Merci pour vos remarques constructives et l'intérêt que vous avez porté à mon travail.

Merci aux membres de mon comité de suivi de thèse, Jean d'Elbée, Noëlle Bru et Hugues Blanchet, pour leurs conseils et réflexions. Merci Noëlle pour le temps que tu m'as accordé pour une remise à niveau express sous R. Hugues, je tiens à t'adresser tout particulièrement mes sincères remerciements pour ta disponibilité, tes suggestions avisées, tes encouragements et l'intérêt global que tu as porté à mon travail. Sans tes corrections et propositions constructives, il est clair que cette thèse ne serait pas ce qu'elle est aujourd'hui. J'espère que les perspectives offertes par cette base de données seront dans un futur proche l'occasion de nouvelles collaborations fructueuses.

Plus largement, je souhaite exprimer ma gratitude envers toute l'équipe CASAGEC INGENIERIE. Merci à Pierre et Léo pour la mise en œuvre des campagnes de terrain, la manipulation de la benne, le pilotage des vedettes CASAGEC, le conditionnement des kilos et des kilos de sédiments remontés. Merci aussi à Floriane et Léa, qui ont été de toutes les campagnes. Merci pour votre motivation et votre enthousiasme à tamiser et conditionner des quantités infinies de refus par tous les temps. Comme si cela ne suffisait pas, merci pour les heures de labo passées, d'abord au-dessus du tamis, puis les yeux vissés sur la loupe ou le microscope, a dénombré et identifié ces 82 769 individus ! Merci à Alison pour son aide et son implication lors de son stage de M2 et de son CDD qui a suivi. Merci à Jérémy et à Julien pour leurs travaux de modélisation, sans lesquels les climats de houle au cours des différentes campagnes n'auraient pas pu être rejoués. Merci à Damien pour ses connaissances en dynamique estuarienne et ses corrections en anglais. Enfin je remercie également Hervé et Vincent, fraîchement arrivés, pour le temps consacré à la relecture du manuscrit.

J'aimerais exprimer également ma gratitude envers les benthologues de la Station Marine d'Arcachon : Nicolas Lavesque et Benoit Gouillieux pour leur disponibilité et leur motivation systématique, face à mes questionnements et mes doutes en taxonomie. Merci d'avoir pris le temps de vous pencher sur ma liste d'espèces. Merci également pour votre aide dans l'identification de *Grandidierella japonica*. Sans vous, il est clair que cet uropode 3 uniramé m'aurait coûté de nombreuses heures supplémentaires passées au laboratoire.

A cette occasion, je souhaite également exprimer tous mes remerciements à la Région Aquitaine et à la CCI Bayonne Pays Basque pour leur soutien financier et la confiance qu'ils nous ont accordés. J'en profite aussi pour remercier les équipages des moyens nautiques (BALEA et BABESLEA) qui ont été mis à disposition à titre gracieux la CCI BPB, en la personne de Thomas de Recy et par le département, en la personne d'Alain Roudil. Merci pour nous avoir amené au plus près des stations d'échantillonnage, pour votre aide à la manutention de la benne, des caisses à marée chargées de sédiments et pour votre enthousiasme à venir observer les individus retenus dans les tamis.

Enfin, sur le plan personnel, je ne pouvais oublier ceux qui ont toujours été là. Je voudrais donc remercier mes parents pour leur confiance inébranlable ; même si le sujet de cette thèse leur paraissait un peu obscur. Merci à Guillaume pour sa présence, son soutien moral et sa patience... Merci également aux copains : Binôme, Chacha, Dédé, Claire, Loulou, Coach, Lolo, Le Corse, GP, Gnouffy, Rocco, Sandra... pour les sas de décompression notamment en phase de rédaction. A cette question récurrente de nos retrouvailles annuelles, cette année je peux enfin vous dire « Je suis docteure »...

TABLE DES MATIERES

Financements	4
Remerciements	5
Table des matières	7
Liste des figures.....	10
Liste des tables.....	15
Chapitre I – Introduction générale.....	18
1 Contexte général	19
2 Principaux objectifs et structuration de la thèse	21
Chapitre II – Matériel et méthodes.....	23
1 Site d'étude : le littoral basque	24
1.1 Caractéristiques physiques.....	24
1.2 Communautés benthiques du pays basque	38
1.3 Exploitation anthropique du littoral et des estuaires basques français.....	43
2 Collecte et traitement des données biosédimentaires	54
2.1 Stratégie d'échantillonnage	54
2.2 Traitement des échantillons biologiques	58
2.3 Traitement des échantillons sédimentaires	59
3 Exploitation des modèles numériques d'agitation existants pour la définition des conditions hydrodynamiques.....	59
Chapitre III – Structure et répartition des communautés macrobenthiques de substrats meubles à l'interface estuaire/océan : Evolution spatio-temporelle et répartition des communautés face à des niveaux d'exposition et d'apports estuariens différents.....	60
Hydrodynamic conditions effects on soft-bottom subtidal nearshore benthic community structure and distribution	62
1 Introduction.....	63
2 Material and methods.....	65
2.1 Study area.....	65
2.2 Sampling procedure and laboratory analyses.....	65
2.3 Environmental data.....	65
2.4 Data analysis.....	67
3 Results	69
3.1 Environmental variables.....	69

3.2	Macrobenthic community distribution	72
3.3	Environmental drivers of macrofaunal distribution.....	75
3.4	Relation between traits modalities and environmental variables with a significant influence on the faunal distribution	75
3.5	Temporal stability of these faunal assemblages	77
4	Discussion	79
5	Conclusions.....	81
Chapitre IV – Evolution spatio-temporelle des communautés macrobenthiques du débouché de l’estuaire de l’Adour en relation avec son régime hydrologique et les opérations de clapage du port de Bayonne.....		95
Soft-bottom community responses in a marine area influenced by recurrent dumping activities and freshwater discharges.....		97
1	Introduction.....	98
2	Material and methods.....	99
2.1	Study area and dumping activities	99
2.2	Sampling design and laboratory analyses	101
2.3	Natural abiotic variables.....	102
2.4	Dumping pressure variables.....	103
2.5	Data analysis.....	103
3	Results	104
3.1	Abiotic variables dynamics during the monitoring period	104
3.2	Features and variations of the macrobenthic community structure	106
3.3	Relationships between Principal Coordinates and abiotic variables	112
4	Discussion	112
4.1	Short-term effects of an exceptional summer flood event.....	113
4.2	Recurrent dumping activity effects on soft-bottom benthic community	114
4.3	Fuzzy variability due to a naturally highly stressed area.....	115
4.4	Recovery ability in a natural highly stressed environment	115
5	Conclusions.....	116
Chapitre V - Conclusions générales et perspectives		127
1	Conclusions générales	130
1.1	Variabilité intrinsèque au milieu et résilience écologique	130
1.2	Perturbations anthropiques et besoin opérationnel de conditions de référence	133
2	Perspectives.....	137

Bibliographie	139
Annexes.....	166
Annexe 1 – Liste d’espèces	167
Annexe 2 – Signalement d’une nouvelle espèce exotique, <i>Grandidierella japonica</i> , le long de la côte basque : Première évaluation de son installation locale et analyse des niches écologiques estuariennes impactées	183
First record of the non-native species <i>Grandidierella japonica</i> Stephensen, 1938 (Crustacea: Amphipoda: Aoridae) along the French Basque coast.....	184
1 Introduction.....	185
2 Methods	185
3 Results	185
4 Discussion	188
4.1 Ecology	188
4.2 Pathway of introduction.....	189
<i>Grandidierella japonica</i> along the Basque Coast: Preliminary assessment of its local settlement and analysis of impacted estuarine ecological niches	192
1 Introduction.....	193
2 Materials and methods	194
2.1 Study area.....	194
2.2 Data collection.....	194
2.3 Data analysis.....	195
3 Results	197
3.1 Prevailing factors of <i>G. japonica</i> settlement	197
3.2 Realized niches	198
4 Discussion	199
5 Conclusions.....	204
Annexe 3– Publications et communications	213

LISTE DES FIGURES

CHAPITRE I – INTRODUCTION GENERALE

Figure I. 1 : Schéma conceptuel des éléments intégrés aux réflexions menées lors de ce travail de thèse..... 21

CHAPITRE II – MATERIEL ET METHODES

Figure II. 1 : Vue en relief des fonds marins depuis Bidart (exagération verticale $\times 20$; Augris, 1999). 24

Figure II. 2 : Nature des fonds sur le littoral basque français. 25

Figure II. 3 : Localisation des trois principaux fleuves du littoral basque français..... 26

Figure II. 4 : Débits mensuels moyens de l'estuaire de l'Adour de 1970 à 2018 et déviation standard associée..... 27

Figure II. 5 : Débits mensuels moyens de la Nivelle de 1969 à 2017 et déviation standard associée..... 28

Figure II. 6 : Débits mensuels moyens de la Nivelle de 1969 à 2018 et déviation standard associée..... 29

Figure II. 7 : Comportement schématique du panache turbide de l'Adour pour (a) un faible vent du Nord-Ouest, (b) un fort vent du Sud, (c) un fort vent du Nord (D'après Dailloux, 2008 ; modifié par Petus, 2009). 30

Figure II. 8 : Carte des sédiments fins du plateau continental basque (d'après Jouanneau *et al.*, 2008, modifié par Petus, 2009). Les flèches représentent les apports des fleuves côtiers espagnols en bleu et de l'Adour en rouge. 31

Figure II. 9 : Représentation des débits de la Nivelle et des concentrations en MES correspondantes (Charritton, 1996). 31

Figure II. 10 : (a) Corrélogramme des hauteurs significatives et des périodes pics des résultats du modèle WW3 au point $2^{\circ}30'W$, $44^{\circ}N$ sur la période 1997-2007 (d'après Augris *et al.*, 2009 et modifié par CASAGEC INGENIERIE, 2013). (b) Occurrence des hauteurs significatives en fonction de leurs directions d'incidence. L'échelle des couleurs représente l'occurrence. 33

Figure II. 11 : Principe d'emboîtement de grilles utilisé. 34

Figure II. 12 : Propagation le long du littoral d'Anglet, au débouché de l'Adour, d'une houle au large de classe 4. 35

Figure II. 13 : Propagation d'une houle au large de classe 4 au niveau de la Baie de Saint Jean de Luz, au débouché de la Nivelle, en haut et de la Baie d'Hendaye (Baie du Figuier), en bas. 36

Figure II. 14 : Modélisation des courants de marée astronomique (sans vent ni vagues) dans la baie de Txingudi (Bidassoa) à mi-jusant (PM+3) pour une marée de vive-eau (coefficient 95) à gauche et de morte-eau (coefficient 45) à droite (CASAGEC INGENIERIE, 2019)..... 37

Figure II. 15 : Carte biosédimentaire d'Aquitaine d'après Bouchet, 1979 (Blanchard, 2012). ... 41

Figure II. 16 : Localisation des stations d'échantillonnage dans le cadre des contrôles de surveillance DCE du paramètre « faune invertébré benthique ». 42

Figure II. 17 : Localisation des ports et des zones de mouillage (matérialisés par des points de couleur) sur le littoral basque dans sa partie française.	43
Figure II. 18 : Dragage mixte Hondarra.....	44
Figure II. 19 : Localisation des zones de dragage et des volumes dragués sur une période allant du 01/01/2014 au 30/06/2017.	45
Figure II. 20 : Volumes clapés par zone d’immersion : En haut- Avant l’arrivée de la drague à poste Hondarra sur une période allant du 01/01/2014 au 31/08/2015 ; En bas- Après l’arrivée de la drague à poste Hondarra sur une période allant du 01/09/2015 au 30/06/2017.....	46
Figure II. 21 : Dispersion des panaches turbides de clapage en zone du large suite aux simulations des différents scénarios (CASAGEC INGENIERIE, 2014b).	49
Figure II. 22 : Dispersion des panaches turbides de clapage en zone côtière suite aux simulations des différents scénarios (CASAGEC INGENIERIE, 2014b).	49
Figure II. 23 : Dispersion des panaches turbides de clapage en zone interne suite aux simulations des différents scénarios (CASAGEC INGENIERIE, 2014b).	50
Figure II. 24 : Structure taxonomique moyennée par point échantillonné sur la période juin 2012 – avril 2013 (Mourguiart <i>et al.</i> , 2013).....	51
Figure II. 25 : Localisation des zones de dragage et d’immersion des ports de Saint Jean de Luz / Ciboure.....	52
Figure II. 26 : Babeslea (source : http://www.port-saintjeandeluz-ciboure.com).....	53
Figure II. 27 : Localisation des 20 stations de prélèvements réparties sur l'estuaire aval de l'Adour et sa zone côtière.....	54
Figure II. 28 : Localisation des 10 stations de prélèvements réparties sur l'estuaire aval de la Nivelle et sa zone côtière.....	55
Figure II. 29 : Localisation des 15 stations de prélèvements réparties sur l'estuaire aval de la Bidassoa et sa zone côtière.....	55
Figure II. 30 : Benne de prélèvements de type Van Veen.....	56
Figure II. 31 : Phase de tamisage des échantillons dans un bain d'eau de mer.....	57
Figure II. 32 : Exemples d'invertébrés benthiques composant la macrofaune benthique du littoral basque.....	58

CHAPITRE III - STRUCTURE ET REPARTITION DES COMMUNAUTES MACROBENTHIQUES DE SUBSTRATS MEUBLES A L'INTERFACE ESTUAIRE/OCEAN : EVOLUTION SPATIO-TEMPORELLE ET REPARTITION DES COMMUNAUTES FACE A DES NIVEAUX D'EXPOSITION ET D'APPORTS ESTUARIENS DIFFERENTS

Figure III. 1: Geographical location of the sampling sites along the French Basque Coast.	66
Figure III. 2: Four wave variables in the three exposed sites. The error bars represent the standard deviation for each station during the eight sampling campaigns. Different letters indicate statistically significant differences (P<0.01).....	70
Figure III. 3: Mean monthly river discharge (m ³ .s ⁻¹) for the three exposed sites: Adour, Nivelle and Bidassoa Rivers. The error bars represent the standard deviation for each month during the eight sampling campaigns.....	72

Figure III. 4: Dendrogram of each station centroid based on the species abundance data among sampling campaigns. Three groups of stations (arbitrarily named A, B and C) were identified. 73

Figure III. 5: RLQ diagram as defined by the two axes with the projection of different environmental variables with an influence on the faunal distribution (*i.e.* results of DISTLM). The d value in the upper right corner is the scale of the graph given by a grid. 76

Figure III. 6: RLQ diagram as defined by the first two axes with projection of the faunal assemblages. The d value in the upper right corner is the scale of the graph given by a grid... 76

Figure III. 7: RLQ diagram as defined by the two axes with the projection of different trait categories. Different diagrams were created to simplify results visualization. The d value in the upper right corner is the scale of the graph given by a grid. See Table III. 4 for the corresponding trait modalities labels..... 77

Figure III. 8: PCO plot of assemblage centroids at each time point from August 2014 (“C1”) to June 2016 (“C8”). Labels indicate the time points of sampling (according to Table S1 in the supplementary materials)..... 78

CHAPITRE IV – EVOLUTION SPATIO-TEMPORELLE DES COMMUNAUTES MACROBENTHIQUES DU DEBOUCHE DE L’ESTUAIRE DE L’ADOUR EN RELATION AVEC SON REGIME HYDROLOGIQUE ET LES OPERATIONS DE CLAPAGE DU PORT DE BAYONNE

Figure IV. 1: Geographical location of the sampling station. The different impact levels (IND indirect impact, DIR direct impact and REF reference) were indicated by the same color on the map and the dumping area was represented. Isobath values are indicated in meters. 100

Figure IV. 2: Time series for abiotic variables (April 2014- July 2017): a) significant wave height (Hs), b) mean daily river discharge (Q) and c) volume of dumped materials on the directly impacted area. Orange curves represent cumulated sums where increasing values correspond to period of higher-than-average values and decreasing values correspond to lower-than-average values..... 105

Figure IV. 3: PCO plot of stations at each time point from August 2014 (“C1”) to June 2016 (“C12”) regarding the different impact levels (IND indirect impact, DIR direct impact and REF reference). Labels indicate the time points of sampling according to Table IV. 1. Overlay vectors based on Pearson’s correlation ($r > \pm 0.5$) identify the main species contributing to the station distribution in two-dimensional space. Vector length indicates strength of correlation. The analysis was based on Bray-Curtis similarity calculated from fourth-root transformed abundance values. 108

Figure IV. 4: Proportion of estuarine species abundance (ind/0.3m²) within the station A18 located at the northern part of the directly impacted location throughout the 12 seasonal campaigns. 108

Figure IV. 5: Plot of the first PCO axis 1 for the three location DIR, IND and REF..... 111

CHAPITRE V - CONCLUSIONS GENERALES ET PERSPECTIVES

Figure V. 1: Ordination en coordonnées principales (PCO) des échantillons faunistiques collectés lors des différentes campagnes biosédimentaires sur l'ensemble de la zone marine du débouché de l'estuaire de l'Adour. Le code couleur distingue la position des stations sur le littoral. Les étiquettes indiquent la campagne de prélèvement (C1 à C12) conformément à la Table II. 10. L'analyse est basée sur une matrice de similarité de Bray-Curtis calculée à partir des valeurs d'abondance transformées en double racine carrée. Les vecteurs de superposition basés sur la corrélation de Pearson ($r > \pm 0,6$) identifient les principaux facteurs environnementaux contribuant à la distribution des stations dans cet espace bidimensionnel. La longueur du vecteur indique la force de la corrélation..... 131

Figure V. 2 : Données bathymétriques (CASAGEC INGENIERIE, 2017b) et emprise maximale des panaches de clapage aux abords de la zone d'immersion au large (CASAGEC INGENIERIE, 2014b). Les stations suivies dans le cadre de ce travail de thèse sont représentées par des points noirs. 134

Figure V. 3 : Données bathymétriques (CASAGEC INGENIERIE, 2017b) et emprise maximale des panaches de clapage aux abords de la zone d'immersion côtière (CASAGEC INGENIERIE, 2014b). Les stations suivies dans le cadre de ce travail de thèse sont représentées par des points noirs. 135

Figure V. 4 : Comportement schématique du panache turbide de l'Adour pour (a) un faible vent du Nord-Ouest, (b) un fort vent du Sud (D'après Dailloux, 2008 ; modifié par Petus, 2009)... 136

ANNEXES

Annexe 1 – Liste d'espèces

Annexe2 – Signalement d'une nouvelle espèce exotique, *Grandidierella japonica*, le long de la côte basque : Première évaluation de son installation locale et analyse des niches écologiques estuariennes impactées

First record of the non-native species *Grandidierella japonica* Stephensen, 1938 (Crustacea: Amphipoda: Aoridae) along the French Basque coast

Figure.All-a. 1: Maps of the study areas with location of sampling stations. Blue dots: absence, red dots: presence of *Grandidierella japonica* Stephensen, 1938..... 186

Figure.All-a. 2: *Grandidierella japonica* Stephensen, 1938 from Figuiet Bay. Adult male, BL = 6.21 mm, right uropod 3, dorsal view. Scale bar: 0.1 mm. 187

Figure.All-a. 3: *Grandidierella japonica* Stephensen, 1938 from Figuiet Bay. Adult male, BL = 6.21 mm, lateral view. Scale bar: 1 mm..... 187

Figure.All-a. 4: *Grandidierella japonica* Stephensen, 1938 from Figuiet Bay. Adult male, BL = 6.21 mm. A. Left gnathopod 1, inner view; B. detail of anterior margin of the gnathopod 1 carpus, arrows show the transverse ridges; C. left gnathopod 1, inner view of carpus (in part), propodus and dactylus, arrows show the teeth. Scale bars: A: 0.5 mm; B, C: 0.1 mm..... 188

***Grandidierella japonica* along the Basque coast: Preliminary assessment of its local settlement and analysis of impacted estuarine ecological niches**

Figure.All-b. 1: Maps of the study areas with location of sampling stations of the Adour (top) and the Nivelle (down) estuaries. Blue dots: absence / red dots: presence of *Grandidierella japonica* Stephensen, 1938..... 196

Figure.All-b. 2: Posterior distributions of the species richness (S), organic matter (OM), fine particles (F) and medium grain size (D50) effects on the presence of *G.japonica* for the Adour stations (A) on the left and for the Nivelle stations (B) on the right. The significance of the result is ensured if the 95% credibility interval (segment) does not overlap the null value (vertical dotted line). The red segments show significant results. 198

Figure.All-b. 3: (A) Eigenvalues of OMI axis. (B) Canonical weights of biotic ("S" species richness) and environmental variables ("F" fine particles; "VFS" very fine sand; "FS" fine sand; "MS" medium sand; "CS" coarse sand; "GR" gravel and "D50" medium grain size). (C) OMI analysis of 15 benthic species. The yellow polygon represents the realized environmental space. The species labels correspond to the species' niche positions. The dashed green polygon represents the effective niche of *Grandidierella japonica* (G.jap) in the Adour estuary..... 201

Figure.All-b. 4: (A) Eigenvalues of OMI axis. (B) Canonical weights of biotic ("S" species richness) and environmental variables ("F" fine particles; "VFS" very fine sand; "FS" fine sand; "CS" coarse sand; "GR" gravel and "D50" medium grain size). (C) OMI analysis of 15 benthic species. The yellow polygon represents the realized environmental space. The species labels correspond to the species' niche positions. The dashed green polygon represents the effective niche of *Grandidierella japonica* (G.jap) in the Nivelle estuary..... 202

LISTE DES TABLES

CHAPITRE I – INTRODUCTION GENERALE

CHAPITRE II – MATERIEL ET METHODES

Table II. 1 : Caractéristiques des crues extrêmes de l'Adour estimées à partir des données de 1970-2018 (CASAGEC, 2018).....	27
Table II. 2 : Caractéristiques des crues extrêmes de la Nivelle estimées à partir de 48 ans de données (CASAGEC, INGENIERIE 2015).....	28
Table II. 3 : Caractéristiques des crues extrêmes de la Bidassoa estimées à partir de 49 ans de données (CASAGEC INGENIERIE, 2019).....	29
Table II. 4 : Niveaux de marée pour Saint Jean de Luz (source : SHOM 2017).	32
Table II. 5 : Classes d'états de mer (classées par ordre décroissant de probabilité d'occurrence) identifiées par la technique de k-moyennes appliquée aux données WW3 au point 2°30W, 44°N de 1997 à 2007 (d'après Augris <i>et al.</i> , 2009 et modifié par CASAGEC INGENIERIE, 2013).....	34
Table II. 6 : Valeurs moyennes des paramètres structurels densité (ind.m ⁻²) et richesse spécifique (nombre d'espèces) pour la période 1995-2001 issues des études de Martinez et Agarraga (2001) et Borja <i>et al.</i> (2002) pour les différentes communautés benthiques de substrat meuble identifiées au pays basque espagnol (d'après Borja <i>et al.</i> , 2004b).	39
Table II. 7 : Simulations réalisées pour les immersions en zone du large.....	48
Table II. 8 : Simulations réalisées pour les immersions en zone côtière	48
Table II. 9 : Simulations réalisées pour les immersions en zone interne	48
Table II. 10 : Détails des périodes d'échantillonnage sur les différents secteurs étudiés.	58

CHAPITRE III - STRUCTURE ET REPARTITION DES COMMUNAUTES MACROBENTHIQUES DE SUBSTRATS MEUBLES A L'INTERFACE ESTUAIRE/OCEAN : EVOLUTION SPATIO-TEMPORELLE ET REPARTITION DES COMMUNAUTES FACE A DES NIVEAUX D'EXPOSITION ET D'APPORTS ESTUARIENS DIFFERENTS

Table III. 1: Distance between the sampling stations and the river mouth for each site.....	67
Table III. 2: List of macrobenthic functional traits evaluated in the present study exhibiting different modalities.....	69
Table III. 3: Grain size (%), organic matter content (%) and the Sorting Index for each station during the different campaigns along the Anglet coast and within the Saint Jean de Luz and the Hendaye Bays. The standard deviation is calculated for each sedimentary parameter in each station during the eight sampling campaigns.	71
Table III. 4: Biotic characteristics of the three main groups of stations identified by cluster analysis along the French Basque coast during the field campaigns.....	74
Table III. 5: Results of Distance-based linear model (DISTLM) to assess the effect of environmental parameters on benthic community structure, considering forward selection of variables. %Var: percentage of variance in species data explained by that variable; Cumul.(%): cumulative percentage of variance explained.	75

CHAPITRE IV – EVOLUTION SPATIO-TEMPORELLE DES COMMUNAUTES MACROBENTHIQUES DU DEBOUCHE DE L’ESTUAIRE DE L’ADOUR EN RELATION AVEC SON REGIME HYDROLOGIQUE ET LES OPERATIONS DE CLAPAGE DU PORT DE BAYONNE

Table IV. 1: Dates of sampling campaigns and their abbreviations.	101
Table IV. 2: Species with the highest Pearson’s correlations to axis PCO1 and PCO2 ($r \geq \pm 0.5$). 109	
Table IV. 3: Average densities of species (ind/0.3m ²) with a Pearson correlation coefficient to the axes PCO1 and PCO2 $\geq \pm 0.5$ for the different impact levels (IND indirect impact, DIR direct impact and REF reference) during the eleven last campaigns (C2 to C12) and at the scale of the whole study area during the first sampling campaign (C1, August 2014). Number of samples, average species richness (S), average density (N), average Pielou’s evenness (H) and average mean grain size \pm SD for each group are also represented.	110
Table IV. 4: Pearson correlation between results from PCO on the subset (sampling campaigns C2 to C12) and abiotic variables. The highest correlations are in bold. Strong relationships are showed in blue colors for the negative ones and in red color for the positive ones. “F” silt & clay (<0.063mm), “D50” median grain size, “So” sorting index, “MO” organic matter content, “V” volume of materials dumped, “T” time between the last dumping and “D” day of effective dumping, “Hs _{mean} ” mean significant wave height, “Hs _{max} ” maximum significant wave height, “Ubr _{mean} ” mean bottom orbital velocity and “Ubr _{max} ” maximum bottom orbital velocity, “Q _{mean} ” mean river discharge and “Q _{max} ” maximal river discharge.	112

CHAPITRE V - CONCLUSIONS GENERALES ET PERSPECTIVES

ANNEXES

Annexe 1 – Liste d’espèces

Table.AI. 1 : Liste des taxons récoltés au cours de l’étude au niveau des stations marines du large de l’Adour (stations A15 à A20), de la Nivelle (stations N8 à N10) et de la Bidassoa (stations B13 à B15). Les noms d’espèces sont ceux acceptés au 07/02/2020 d’après le registre mondial des espèces marines (« World Register of Marine Species » ou « WoRMS »). 167

Table.AI. 2 : Liste des taxons récoltés au cours de l’étude au niveau des stations côtières du littoral anglois (stations A12 à A14), de la Baie de Saint Jean de Luz (stations N5 à N7) et de la Baie du Figuier (stations B10 à B12). Les noms d’espèces sont ceux acceptés au 07/02/2020 d’après le registre mondial des espèces marines (« World Register of Marine Species » ou « WoRMS »). 173

Table.AI. 3 : Liste des taxons récoltés au cours de l’étude au niveau des stations intra-estuariennes de l’Adour (stations A1 à A10), de la Nivelle (stations N1 à N4) et de la Bidassoa (stations B1 à B9). Les noms d’espèces sont ceux acceptés au 07/02/2020 d’après le registre mondial des espèces marines (« World Register of Marine Species » ou « WoRMS »). 178

Annexe2 – Signalement d’une nouvelle espèce exotique, *Grandidierella japonica*, le long de la côte basque : Première évaluation de son installation locale et analyse des niches écologiques estuariennes impactées

First record of the non-native species *Grandidierella japonica* Stephensen, 1938 (Crustacea: Amphipoda: Aoridae) along the French Basque coast

Table.All-a. 1: Specimens of *Grandidierella japonica* Stephensen, 1938 collected in the Figuiet Bay, the Nivelle estuary and the Adour estuary. 189

***Grandidierella japonica* along the Basque coast: Preliminary assessment of its local settlement and analysis of impacted estuarine ecological niches**

Table.All-b. 1: Niche parameters calculated with the OMI analysis for *G.japonica* and benthic taxa of Adour estuary. Inertia, species marginality (OMI), species tolerance (Tol) and the residual tolerance (Rtol) were represented and corresponding values in percentage (omi, tol and rtol). 200

Table.All-b. 2: Niche parameters calculated with the OMI analysis for *G.japonica* and benthic taxa of Nivelle estuary. Inertia, species marginality (OMI), species tolerance (Tol) and the residual tolerance (Rtol) were represented and corresponding values in percentage (omi, tol and rtol)..... 200

CHAPITRE I – INTRODUCTION GENERALE

1 Contexte général

Les écosystèmes côtiers et estuariens font partie des espaces les plus productifs de la planète (Costanza *et al.*, 1997). Ils sont le lieu d'une production primaire forte, à la base des réseaux trophiques. Ces zones, du fait de leur position d'interface entre le milieu marin et continental, bénéficient également de l'apport massif de matière organique terrigène (Sandberg *et al.*, 2004) leur permettant d'assurer une forte production secondaire. Leur forte richesse biologique et leur rôle primordial dans le cycle biologique de nombreuses espèces (nourricerie, refuge, lieu de croissance, axe de migration) confèrent ainsi à ces espaces un enjeu écologique fort (Chevillot, 2016). Bien que ces milieux littoraux ne représentent en superficie que 9% du milieu marin, ils contribuent en effet à 60% de leur valeur économique du fait de l'importance des services écosystémiques rendus (Costanza *et al.*, 1997).

D'un point de vue socio-économique, cette situation d'interface accorde aux zones côtières et estuariennes une position stratégique pour le développement de nombreuses activités anthropiques : activités portuaires et industrielles, agglomérations urbaines et touristiques (Allain *et al.*, 2006). Elles concentrent aujourd'hui près de 60% de la population et probablement 75% d'ici 2025 (Goodland, 1995 ; Bianchi, 2006 ; Chevillot, 2016). Cette forte anthropisation les soumet à de nombreuses pressions. Ces milieux sont en effet régulièrement le lieu de conflits d'usages et d'intérêts entre la nécessité de développer l'économie locale et le maintien d'entités biologiquement fonctionnelles (Kostecki, 2010). Les pressions anthropiques impactant les écosystèmes littoraux sont multiples. Beck *et al.* (2001) citent notamment : la perte d'habitat (causée notamment par les activités portuaires, le dragage et l'endiguement) et sa fragmentation, la dégradation de la qualité des apports d'eau douce par des pollutions d'origine diverse, l'augmentation de la turbidité (charge en matière en suspension), l'eutrophisation ou bien encore l'introduction d'espèces allochtones. A ces pressions locales, viennent s'ajouter les effets progressifs du changement climatique, résultat global du forçage anthropique lié aux émissions de gaz à effet de serre (Lee *et al.*, 2006 ; IPCC, 2013).

Avec l'adoption des directives européennes (Directive Cadre sur l'Eau : DCE) le 23 octobre 2000 et Directive Cadre Stratégique pour le Milieu Marin (DCSMM) le 17 juin 2008, la protection des eaux marines, côtières et de transition¹ est devenue une obligation réglementaire. Ces directives jouent en effet un rôle stratégique et fondateur en matière de politique de l'eau en fixant notamment des objectifs ambitieux pour la préservation et la restauration du bon état écologique des eaux. Cette notion d'état écologique, concept central de ces directives, est basée, pour les eaux côtières et de transition, sur le statut d'éléments de qualité biologique, hydromorphologique et physico-chimique. Une importance particulière est accordée aux éléments biologiques tels que le macrozoobenthos de substrat meuble. Afin d'évaluer la qualité du milieu, ce compartiment biologique, désignant l'ensemble des invertébrés dont la taille est supérieure à 1 mm, apparaît en effet comme un bon indicateur. Une série d'études a montré que la réponse des invertébrés macrobenthiques à un stress naturel et/ou anthropique est relativement rapide (Pearson et Rosenberg, 1978 ; Dauer, 1993). Du fait de sa longévité, sa sédentarité et la dynamique des espèces qui la composent, la macrofaune benthique intègre les

¹ Les eaux littorales comprennent les eaux de transition et les eaux côtières, au sens de la DCE.

variations de l'environnement et permet d'obtenir un signal relativement clair, susceptible de détecter une perturbation du système (Glémarec et Hily, 1981 ; Dauvin, 1993 ; Blanchet, 2004).

Plusieurs paramètres abiotiques conditionnent naturellement la structure et la répartition des communautés benthiques de substrat meuble. Depuis l'étude de Petersen (1918), de nombreuses études considèrent la granulométrie des sédiments comme un facteur majeur expliquant la distribution de la macrofaune benthique (Jones, 1950 ; Hily, 1987 ; Bachelet *et al.*, 1996 ; Blanchet *et al.*, 2005 ; Martins *et al.*, 2013 ; Dauvin *et al.*, 2017). A une échelle plus large, le niveau d'exposition aux houles et les apports des fleuves apparaissent également comme des facteurs contrôlant directement et indirectement la structure des communautés benthiques (Dauvin *et al.*, 2004 ; Schückel *et al.*, 2015). Les mouvements d'eau, en mobilisant du sédiment et transportant de la matière organique, affectent considérablement la macrofaune benthique de substrat meuble en étouffant les organismes sessiles et forçant les vagiles à migrer, modifiant la composition granulométrique, impactant la pénétration de la lumière et ainsi la production primaire, alternant les épisodes d'érosion-dépôt (Rhoads *et al.*, 1985 ; Ayukai et Wolanski, 1997 ; Akoumianaki *et al.*, 2013).

Afin d'évaluer l'impact écologique d'une perturbation, il s'avère ainsi nécessaire de discriminer la part de variabilité naturelle induite par ces différents facteurs de celle liée aux activités humaines (Gray et Christie, 1983 ; Blanchet *et al.*, 2005). La caractérisation de la variabilité intrinsèque au milieu s'appuie notamment sur la notion de conditions dites de référence. En milieu estuarien et côtier, la définition de telles conditions peut s'appuyer sur plusieurs approches alternatives (Gibson *et al.*, 2000 ; Borja *et al.*, 2012) : (1) l'échantillonnage de sites de référence en milieu pristine ou peu perturbé, (2) la définition de conditions historiques de référence basée sur l'évaluation des données collectées dans le cadre d'études antérieures dans la région d'intérêt, et (3) la prédiction des conditions de référence à l'aide de modèle mathématique descriptif préalablement calé et validé à l'aide d'un nombre suffisant de données. Plusieurs auteurs ont néanmoins souligné la difficulté de trouver de nos jours des zones non impactées par l'Homme (Warwick *et al.*, 2003 ; Borja *et al.*, 2004a). De la même manière, l'utilisation de données historiques, lorsqu'elles sont disponibles, s'avère également complexe dans la mesure où les communautés étudiées présentent également une dynamique temporelle « naturelle » (Labrune *et al.*, 2006 ; Bonifacio, 2015). Enfin, dans des environnements marins dynamiques et fortement variables, les capacités des modèles quantitatifs paraissent insuffisantes pour définir des conditions de référence (Hering *et al.*, 2010).

Le littoral basque, véritable interface soumise cycliquement à des influences fluviales et océaniques fortes (Augris *et al.* 2009), ne fait pas exception à la difficulté apparente de définition de conditions de référence (Borja *et al.*, 2004a). Avec ces nombreux estuaires, zones d'échanges complexes historiquement exploitées à des fins anthropiques (trafic maritime, pêche, plaisance, ...), les milieux non impactés apparaissent inexistant sur ces espaces (Cearreta *et al.*, 2004 ; Borja *et al.*, 2004a, 2006). La région ne dispose par ailleurs d'aucune donnée historique pré-industrialisation (Muxika *et al.*, 2007). Plus récemment, sur la partie française de la côte basque, entre l'Adour au Nord et la Bidassoa au Sud, seules les données issues de l'étude de Lagardère (1966) et de travaux non publiés de Bouchet (1979) sont disponibles. Les études qualitatives et quantitatives des communautés benthiques de substrat meuble sur le littoral atlantique, ont en effet dans leur large majorité portée sur la portion Nord Gironde (Blanchet, 2004).

2 Principaux objectifs et structuration de la thèse

De nombreux ports estuariens (commerce, pêche, plaisance) sont répartis sur le littoral basque dans sa partie française. Le dragage d'entretien des profondeurs, et les immersions y afférant, constituent ainsi un enjeu majeur pour le maintien des conditions de navigation. Ces opérations accroissent la pression exercée sur les littoraux et ainsi sur les populations benthiques qu'ils abritent. Afin d'encadrer ces activités, le code de l'environnement impose aux porteurs de projets publics ou privés, préalablement à tous travaux, d'évaluer l'impact potentiel de leur projet sur l'environnement. Ces évaluations environnementales formalisées sous forme d'étude d'impact (articles R122-1 et suivants du code de l'environnement) impliquent la mise en œuvre d'investigations de terrain, portant sur l'ensemble des compartiments pouvant être affectés par le projet, selon un protocole standard de type BACI (Before, After, Control, Impact ; Underwood, 1991). La macrofaune benthique, en tant qu'outil diagnostique de la qualité du milieu reconnu par les instances européennes, est ainsi appréhendée de façon systématique. En accompagnant de nombreux maîtres d'ouvrage publics ou privés, CASAGEC INGENIERIE est amené à proposer des protocoles, mettre en œuvre des suivis et apporter une expertise sur l'incidence que vont avoir divers travaux et projets d'aménagements littoraux sur le compartiment benthique. Face au déficit global de connaissance sur les communautés benthiques de substrat meuble le long du littoral basque français et au besoin constant d'opérationnalité pour la mise en place de suivis environnementaux pertinents dans un contexte environnemental complexe (forte variabilité naturelle), ce travail de thèse a été entrepris.

La zone d'étude a été appréhendée selon le schéma conceptuel suivant (cf. Figure I. 1), intégrant les facteurs anthropiques et naturels, conditionnant la distribution des communautés macrobenthiques sur cette interface soumise aux influences continentales et marines. Au travers de cette approche, l'objectif majeur de ce travail de thèse a été l'étude de l'influence des conditions hydrodynamiques sur la structure, la répartition et la dynamique des communautés benthiques de substrat meuble du littoral basque français.

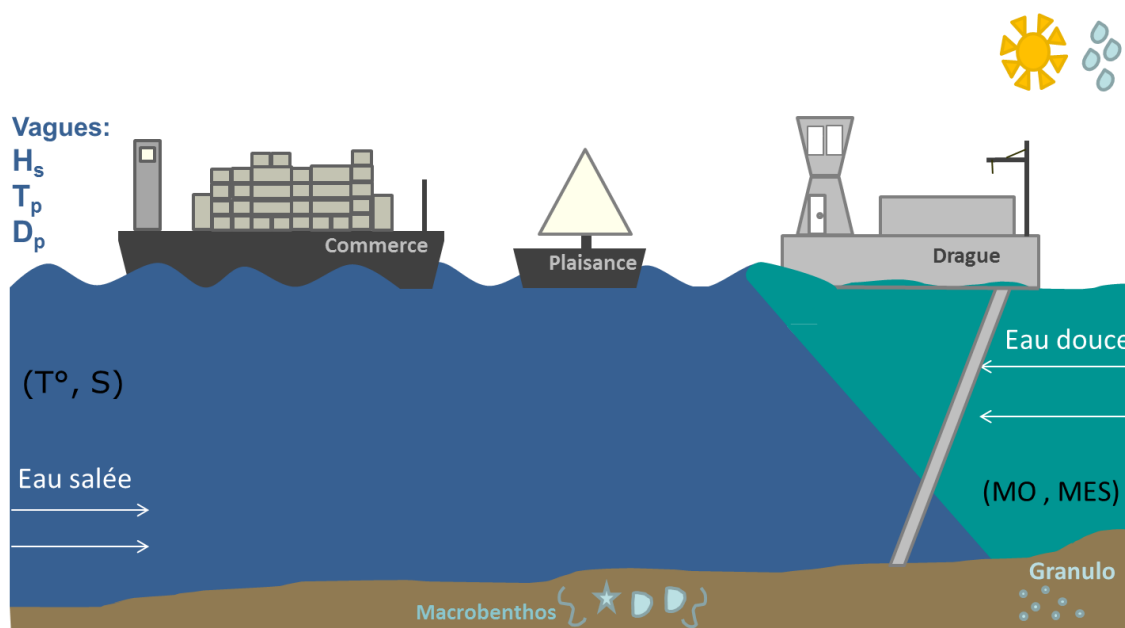


Figure I. 1 : Schéma conceptuel des éléments intégrés aux réflexions menées lors de ce travail de thèse.

Pour répondre à cet objectif, l'étude s'est appuyée sur un important effort d'échantillonnage présenté au chapitre II, à la suite d'une description du site d'étude. Quatre campagnes de prélèvements (une par saison) ont ainsi été répliquées pendant deux ans au débouché de trois estuaires du pays basque français, complétées par une année supplémentaire d'investigations sur l'estuaire de l'Adour. Afin d'appréhender l'influence des facteurs abiotiques, les conditions hydrodynamiques ont été simulées à l'aide des modèles numériques opérationnels de propagation de houle à la côte. La base de données ainsi générée a ensuite été exploitée sous plusieurs angles d'étude complémentaires, faisant chacun l'objet d'un chapitre dédié. Ces différentes sections sont présentées sous forme de manuscrits scientifiques (publiés ou soumis). L'état de l'art est ainsi dressé en introduction de chacun des articles. Ensemble, ces différents chapitres alimentent la connaissance globale des communautés macrobenthiques de la zone sous l'effet de perturbations diverses, naturelles et anthropiques.

Le chapitre III présente le traitement de données acquises au niveau de plusieurs stations proches côtières, situées à équiprofondeur mais soumises à des niveaux d'exposition hydrodynamique différents (vagues et apports fluviaux). Cette étude consiste ainsi à caractériser les communautés macrobenthiques de substrat meuble de ces milieux infralittoraux fortement exposés, déterminer les facteurs environnementaux qui conditionnent leur répartition spatiale et discuter de leur stabilité/instabilité temporelle.

Le chapitre IV porte sur l'évolution spatio-temporelle de communautés macrobenthiques soumises à des opérations de clapage récurrentes dans un milieu à fort hydrodynamisme. Cette seconde étude exploite plus spécifiquement les données biosédimentaires acquises au droit du débouché de l'estuaire de l'Adour, sous l'influence des fluctuations naturelles du régime hydrologique de ce fleuve majeur du littoral basco-landais et des activités d'immersion des déblais de dragage du port de Bayonne.

La conclusion met en regard les résultats issus des approches complémentaires adoptées au sein des différents chapitres. Elle apporte notamment des éléments de discussion quant à la résilience de cet espace au regard notamment de sa forte variabilité intrinsèque mais également sur les potentialités de définition de conditions de référence. Cette dernière section propose également plusieurs perspectives d'exploitation future des résultats de ce travail de thèse, constituant la première étude locale des communautés macrobenthiques subtidales de substrat meuble du littoral basque français.

Enfin, l'importante base de données biosédimentaires acquises sur le littoral basque a permis de signaler pour la première fois la présence de l'espèce exotique *Grandidierella japonica*, Stephensen 1938. Bien que l'introduction d'espèces allochtones soit également la conséquence d'activités anthropiques, cette section, divisée en deux sous-chapitres: un premier consistant au signalement de cet amphipode et à la proposition de vecteurs potentiels d'introduction ; un second portant sur l'étude préliminaire de l'installation locale de cet Aoridae et des niches écologiques estuariennes potentiellement impactées, est proposée en annexe par soucis de cohérence globale du manuscrit au regard de l'objectif initial de ce travail de thèse.

CHAPITRE II – MATERIEL ET METHODES

1 Site d'étude : le littoral basque

1.1 Caractéristiques physiques

1.1.1 Situation géographique

Le littoral basque français se situe au fond du Golfe de Gascogne, dans le Sud-Ouest de la France. Il est délimité au Nord par la commune d'Anglet et au Sud par celle d'Hendaye (Figure II. 2 page suivante). Cette enclave rocheuse, localisée au pied du massif des Pyrénées, constitue la terminaison des 235 km de la côte sableuse aquitaine. Le trait de côte du littoral aquitain présente des variations d'orientation. Au Sud, la côte basque rocheuse orientée Est-Nord-Est / Ouest-Sud-Ouest sur 33 km pivote progressivement vers le Nord en allant vers Biarritz pour acquérir une orientation sensiblement Nord-Nord-Est / Sud-Sud-Ouest au Nord de Capbreton (Rihouey, 2004). Ce changement d'orientation du trait de côte correspond à la présence de la fosse de Capbreton qui entaille profondément le plateau continental et forme la limite nord du domaine pyrénéen.

De nombreuses baies, plages ou criques y sont encastrées telles que la Baie du Figuier à Hendaye ou encore celle de Saint Jean de Luz. Les 11 plages successives d'Anglet, avec un linéaire de 4,5 km constituent la plus longue étendue sableuse de la bande côtière du pays basque français. Trois fleuves principaux, d'importance inégale, découpent ce littoral : au Nord, L'Adour qui traverse quatre départements le long de ses 335 km, la Nivelle qui se jette dans la baie de Saint Jean de Luz, puis la Bidassoa au Sud, marquant la frontière avec l'Espagne.

1.1.2 Contexte géomorphologique

1.1.2.1 Morphologie des fonds

Le paysage sous-marin de la zone côtière basque est dominé par une série de hauts fonds qui se succèdent en formant un arc (Figure II. 1). Ces reliefs, dont le dénivelé maximum est de 22 m, sont caractérisés par leur dissymétrie : leur flanc abrupt, presque vertical, fait face à la côte, et leur flanc doux regarde vers le large. Cet arc constitue une barrière qui sépare du large un bassin interne accidenté de pointements isolés (Augris *et al.*, 1999).

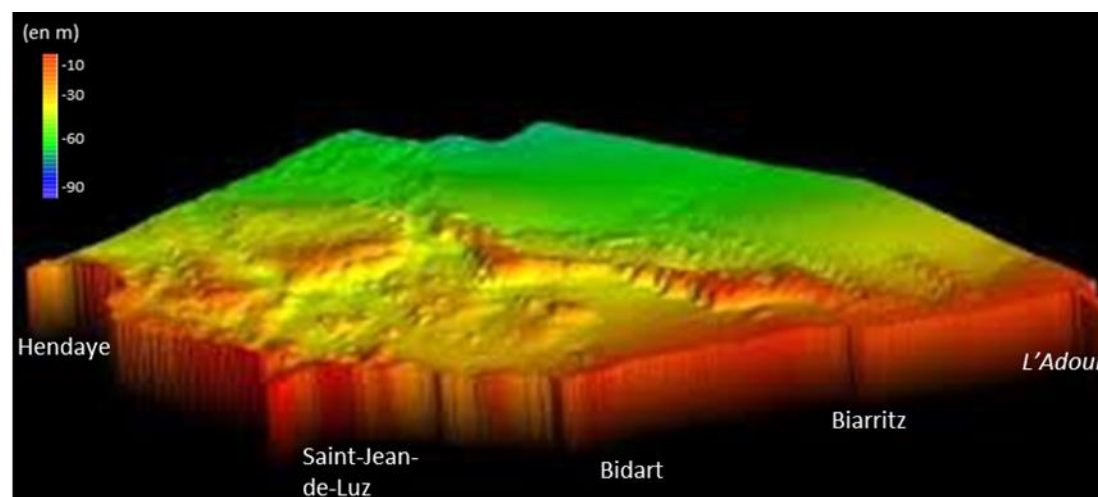


Figure II. 1 : Vue en relief des fonds marins depuis Bidart (exagération verticale x20 ; Augris, 1999).

1.1.2.2 Nature des fonds

Les fonds marins du littoral basque se composent de deux unités principales : un substratum rocheux et une couverture de sédiments meubles. La roche occupe près de 40% de la zone. Ce long affleurement de forme courbe, qui débute au Sud du débouché de l'Adour, présente une largeur moyenne de 3km (Augris *et al.* 2009). Concernant les substrats meubles, les sables fins occupent la majorité du domaine côtier étudié. Plus au large, des matériaux plus vaseux apparaissent (« Sables vases », Figure II. 2). Enfin, des faciès particuliers, plus grossiers (« Sables graviers », Figure II. 2), sont observés au large de l'Adour et de la Bidassoa.

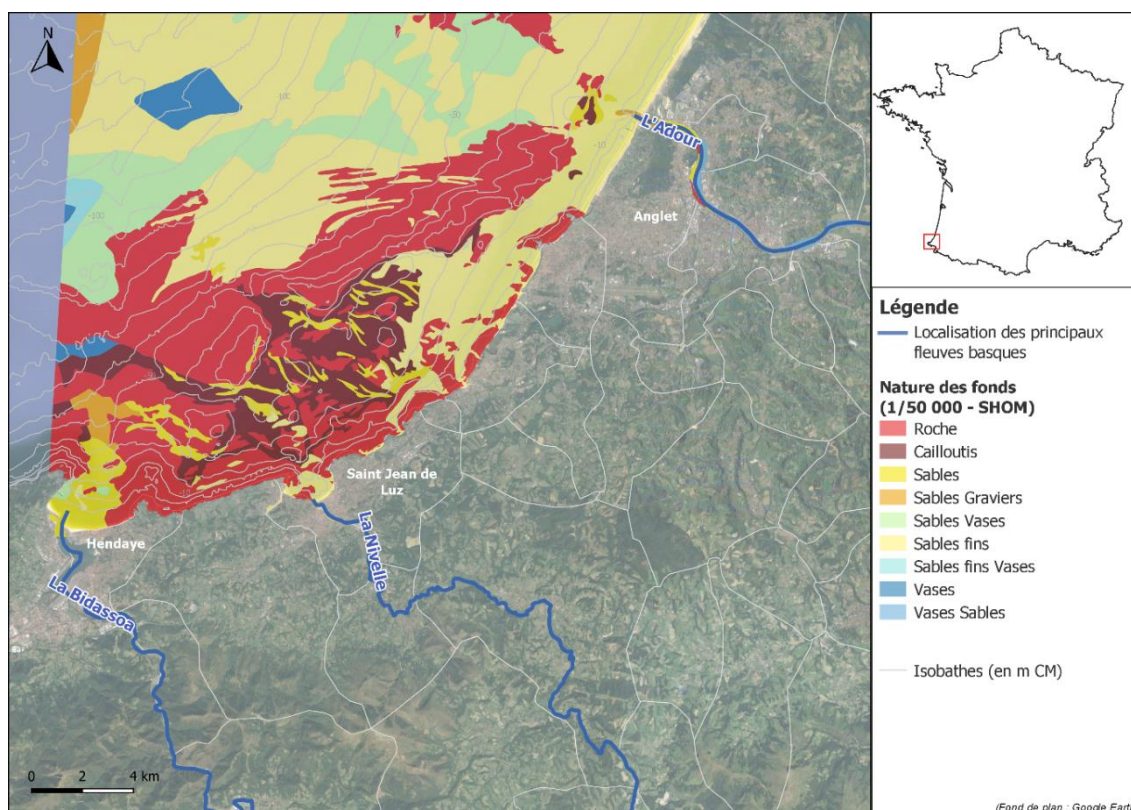


Figure II. 2 : Nature des fonds sur le littoral basque français.

1.1.3 Hydrologie des principaux fleuves basques

La côte basque présente de nombreux estuaires, véritables interfaces entre l'environnement continental et côtier. Sur la partie française de son littoral, les trois principaux fleuves sont, du Nord au Sud : l'Adour, la Nivelle et la Bidassoa (Figure II. 3).

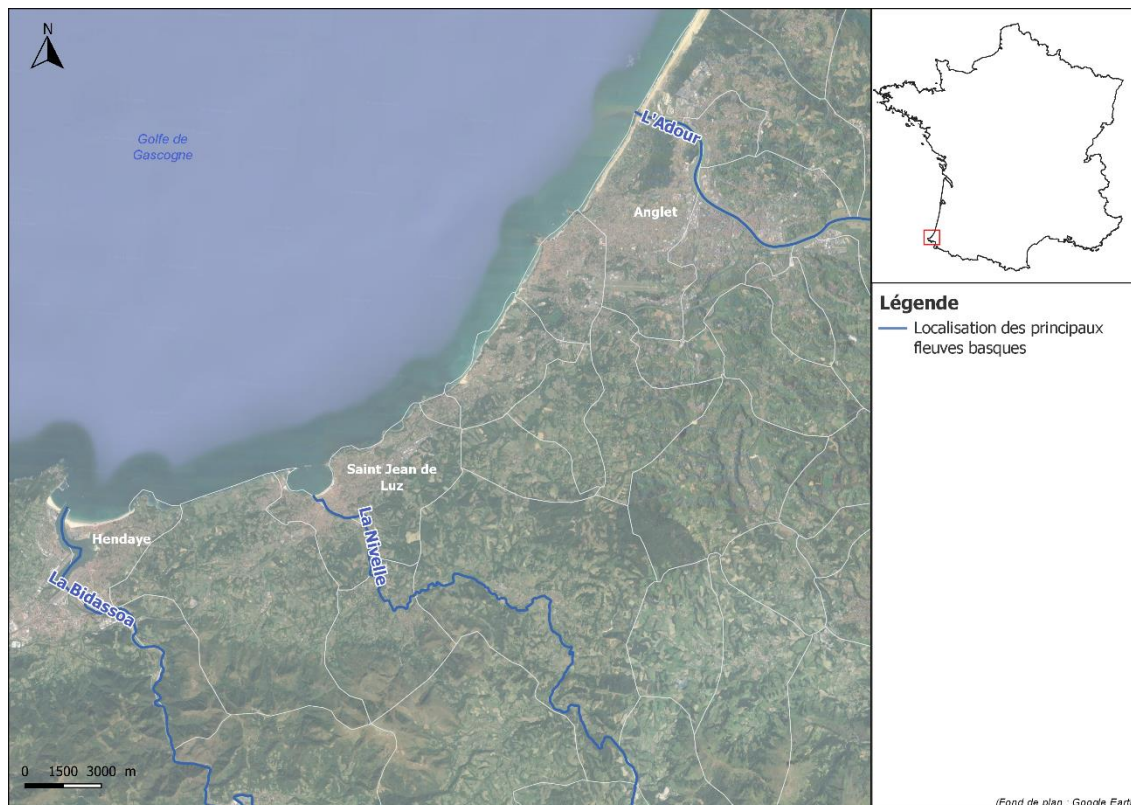


Figure II. 3 : Localisation des trois principaux fleuves du littoral basque français.

1.1.3.1 Régimes hydrologiques des trois fleuves principaux

➤ L'Adour

L'Adour prend sa source à environ 2 200 m d'altitude, au pied du pic d'Espade, et se jette dans le golfe de Gascogne à Bayonne après avoir parcouru 335 km. Il draine des collines et plateaux au relief peu accentué ainsi que les hauts bassins pyrénéens. Ses principaux affluents sont le Gave de Pau, le Gave d'Oloron, la Nive, le Luy et la Bidouze.

Ce fleuve, dont le bassin versant constitue une zone de près de 17 000 km², représente le cinquième réseau hydrographique de France. Sur la base des 48 ans (1970 à 2018) de données disponibles sur le site de la Banque HYDRO (base de données de la DREAL), les débits journaliers de l'Adour à l'embouchure ont pu être calculés en sommant les débits des cinq affluents et celui de l'Adour amont² (CASAGEC INGENIERIE, 2018). Sur la période 1970 à 2018, le débit moyen global de l'Adour est de 309 m³/s. Le débit maximal a été atteint le 25 janvier 2014 avec 3 287 m³/s et le débit minimal a été atteint le 22 août 1990 avec 28 m³/s. L'étiage se déroule entre les

² Stations concernées : L'Adour à Saint Vincent de Paul (Q3120010) ; le Gave de Pau à Bérenx (Q5501010) ; le Gave d'Oloron à Escos (Q7412910) ; la Nive à Cambo les Bains (Q9312510) ; le Luy à Saint Pandelon (Q3464010) et la Bidouze à Saint Palais (Q8032510).

mois de juillet et d'octobre avec un débit moyen d'environ 150 m³/s (Figure II. 4). A l'inverse, sur la période hivernale entre novembre et février, le débit moyen mensuel de 384 m³/s. D'une manière générale, le débit d'étiage ne varie que très faiblement d'une année sur l'autre, alors que le débit hivernal (période des crues) est quant à lui très fluctuant (Dailloux, 2008).

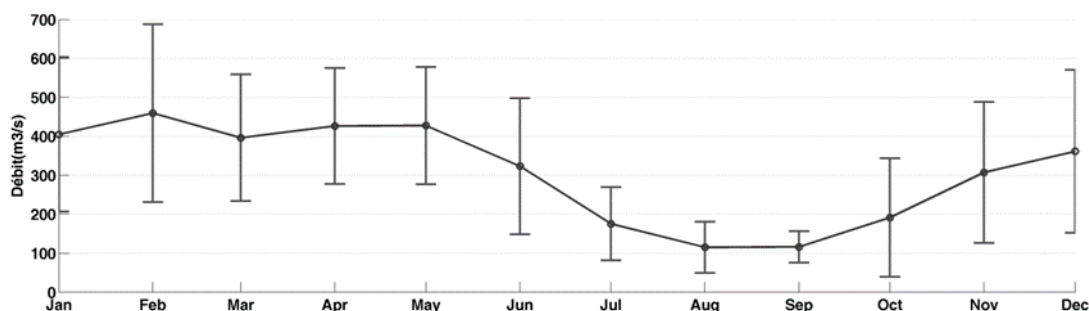


Figure II. 4 : Débits mensuels moyens de l'estuaire de l'Adour de 1970 à 2018 et déviation standard associée.

Sur la période 1970 à 2018, des statistiques du temps de retour des crues ont été établies (Table II. 1 ; CASAGEC INGENIERIE, 2018). La loi de Gumbel a été utilisée pour la détermination des débits des crues biennales, quinquennales, décennales, vicennales et cinquanteennales. Ainsi sur les 48 ans de données disponibles, la crue de fréquence décennale ($Q=2\,661\text{ m}^3/\text{s}$) a été atteinte ou dépassée 4 fois (1974, 1996, 2014 et 2015) et la crue vicennale ($Q=2\,951\text{ m}^3/\text{s}$) a été dépassée une fois en 2014 ($3\,287\text{ m}^3/\text{s}$ le 25/01/2014).

Table II. 1 : Caractéristiques des crues extrêmes de l'Adour estimées à partir des données de 1970-2018 (CASAGEC, 2018).

Temps de Retour (an)	Estimation du débit (m ³ /s)	Intervalle de confiance (95%)
2	1900	±238
5	2358	±401
10	2661	±542
20	2951	±685
50	3328	±875

➤ La Nivelle

La Nivelle est un fleuve côtier du Pays Basque, situé à l'extrémité Ouest de la chaîne pyrénéenne. Elle prend sa source en Espagne à 520 m d'altitude et se jette dans l'Océan Atlantique au niveau de la baie de Saint-Jean-de-Luz après un parcours de 39 km, dont 27 km en France. Son bassin de 238 km² (dont 169 en France) présente un chevelu dense d'affluents. En amont, elle draine un territoire au relief accentué, lui conférant un écoulement de type torrentiel.

La compilation des débits de la Nivelle entre 1969 et 2017 au niveau de la station de Saint-Pée-sur-Nivelle (station S5144010 de la Banque HYDRO, Figure II. 5) permet de mettre en évidence le comportement des régimes hydrologiques. La valeur du débit moyen est de 5 m³/s, le débit maximum est de 108 m³/s (atteint le 04/05/2007) et le débit minimum de 0,22 m³/s (atteint le 11/07/1987).

Des statistiques du temps de retour des crues ont été établies par ajustement de la loi de Gumbel (Table II. 2 ; CASAGEC INGENIERIE, 2015). Sur les 48 ans de données disponibles, la crue de fréquence décennale ($Q=84\text{ m}^3/\text{s}$) a été dépassée 3 fois (1983, 2007 et 2014) et la crue cinquanteennale ($Q=108\text{ m}^3/\text{s}$) a été atteinte une fois en mai 2007.

En hiver, les crues sont étalées sur plusieurs jours de pluie, avec des montées de crue progressives et des durées de décrue relativement longues. A l'inverse, les crues d'été déclenchées par des orages violents sont brutales et caractérisées par des débits maximaux plus élevés et atteints beaucoup plus vite (Charritton, 1996).

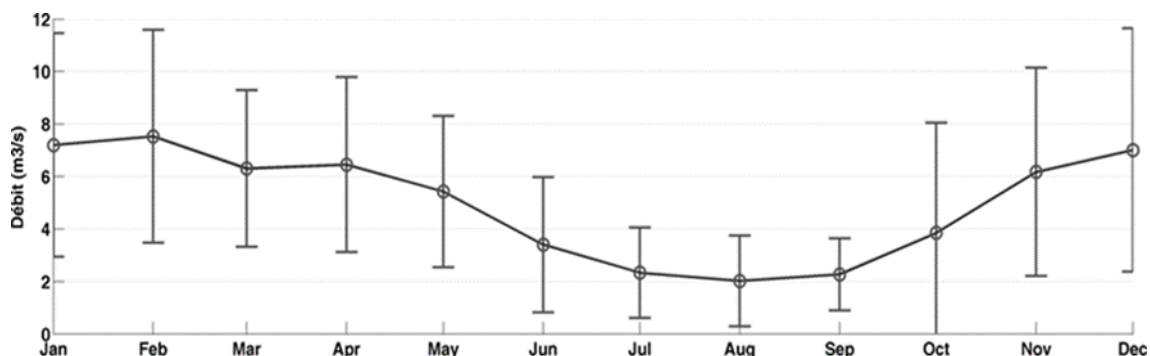


Figure II. 5 : Débits mensuels moyens de la Nivelles de 1969 à 2017 et déviation standard associée.

Table II. 2 : Caractéristiques des crues extrêmes de la Nivelles estimées à partir de 48 ans de données (CASAGEC, INGENIERIE 2015).

Temps de retour (an)	Estimation du débit (m³/s)	Intervalle de confiance (95%)
2	58	±8
5	74	±14
10	84	±18
20	95	±23
50	108	±30

➤ La Bidassoa

La Bidassoa est un fleuve côtier du Pays Basque, également situé le plus à l'Ouest de la chaîne pyrénéenne. D'une longueur totale de 66 km, la Bidassoa prend sa source en Navarre (dans la Vallée de Baztan). L'Ezkurra est son principal affluent. Son bassin versant s'étend principalement en Navarre et couvre une surface d'environ 710 km².

En amont du bassin jusqu'à l'embouchure de l'Ezkurra, ses affluents présentent des pentes élevées de l'ordre de 2 à 3%, ce qui confère à la rivière un caractère torrentiel très accentué. En aval, à partir d'Endarlaza, la Bidassoa quitte la Navarre pour former la ligne frontalière entre le Gipuzkoa et les Pyrénées Atlantiques. La rivière perd alors son caractère torrentiel avec l'adoucissement de la pente, dans un paysage qui alterne dès lors entre petites collines et terrasses alluviales. La Bidassoa trouve son exutoire en mer à l'Ouest de baie de Fontarabie, après avoir traversé la baie de Txingudi.

La compilation des débits de la Bidassoa entre 1969 et 2018 au niveau de la station d'Endarlaza permet de mettre en évidence le comportement des régimes hydrologiques. La valeur du débit moyen est de 25 m³/s, le débit maximum est de 921 m³/s (atteint le 26/12/1993) et le débit minimum de 0,1 m³/s (atteint le 01/10/1970). L'analyse des débits moyen mensuels montre une forte saisonnalité des débits de la Bidassoa avec une période d'étiage (débit de l'ordre de 10 m³/s, Figure II. 6) pour les mois d'août, septembre et octobre et des débits plus importants en hiver (CASAGEC INGENIERIE, 2019).

Des statistiques du temps de retour des crues ont été établies par ajustement de la loi de Gumbel (CASAGEC INGENIERIE, 2019), la crue de fréquence décennale ($Q=537 \text{ m}^3/\text{s}$) a été dépassée une fois ($565 \text{ m}^3/\text{s}$ le 20/02/1971), la crue vicennale ($Q=629 \text{ m}^3/\text{s}$) trois fois en 1971, 1975 et 1979 ($657 \text{ m}^3/\text{s}$ le 19/02/1971, $687 \text{ m}^3/\text{s}$ le 19/11/1975, $634 \text{ m}^3/\text{s}$ le 12/01/1979) et la crue cinquantennale ($Q=748 \text{ m}^3/\text{s}$) une fois en 1993 ($921 \text{ m}^3/\text{s}$ le 26/12/1993).

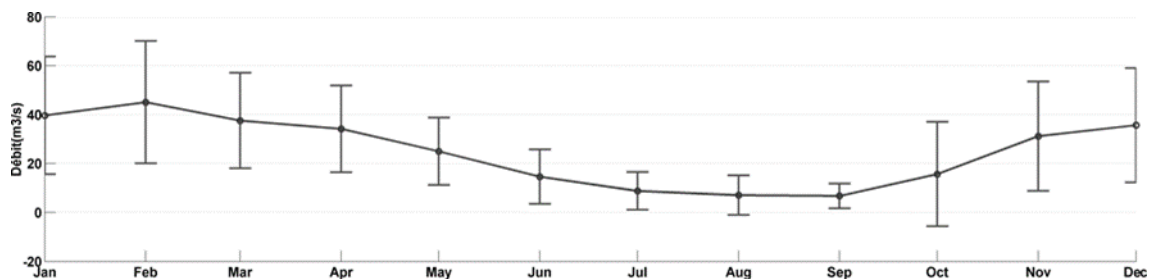


Figure II. 6 : Débits mensuels moyens de la Nivelles de 1969 à 2018 et déviation standard associée.

Table II. 3 : Caractéristiques des crues extrêmes de la Bidassoa estimées à partir de 49 ans de données (CASAGEC INGENIERIE, 2019).

Temps de retour (an)	Estimation du débit (m^3/s)	Intervalle de confiance (95%)
2	298	± 71
5	442	± 120
10	537	± 162
20	629	± 204
50	748	± 261

1.1.3.2 Flux sédimentaire des 3 fleuves principaux

➤ L'Adour

Le flux sédimentaire de l'Adour a été étudié dans le cadre des travaux de l'Observatoire de l'Estuaire de l'Adour (OEA, 2014). Une relation $[\text{MES}] = f(\text{Débit})$ a été établie à l'aide de concentrations moyennes journalières de MES (calibrées à partir de données de turbidité acquises par une sonde multiparamètre immergée dans le port de Bayonne) et du débit de l'Adour aval, calculé à partir des données de la Banque HYDRO. Les résultats montrent une forte variabilité annuelle, avec des flux oscillants entre 937 100 t/an (2013) et 207 690 t/an (1990). Ces variations sont la conséquence directe de l'alternance d'années sèches et humides observables sur les valeurs de débit. De manière plus générale, le flux moyen annuel sur la période 1970-2015 a été estimé à environ 416 500 t/an .

Le débit solide de l'Adour s'observe aisément sur le littoral par la formation de panaches côtiers modifiant la couleur de l'eau. L'influence géographique des eaux douces de l'Adour, sur le plateau continental basque, a pu être déterminée par Sagarminaga *et al.* (2005), à partir d'une analyse en composante principale (ACP) appliquée aux compositions satellites MODIS. D'une superficie d'environ $8,4 \text{ km}^2$, la zone principale d'influence du panache est décalée vers le Sud par rapport à un axe perpendiculaire à l'embouchure. Ce « noyau » est ensuite modulé par les forçages hydroclimatiques. En effet, en fonction de la force et de l'orientation du vent notamment, le comportement du panache évolue (Figure II. 7 ; Dailloux, 2008) :

- Dans le cas de vents faibles, de secteur Nord-Ouest par exemple, la force de Coriolis, faisant tourner le flux vers la droite (hémisphère Nord), est la force la plus importante agissant sur la dynamique du panache. La trajectoire des particules devient anticyclonique, forme le bombement qui se propage vers l'Ouest puis le Nord. En fonction du débit, le panache peut impacter les plages d'Anglet, quelques heures après l'étale de marée haute. Ce type de vent peut être observé durant le printemps et l'été ;
- Dans le cas de fort vent de Sud, la forme du panache est comparable à la situation précédente. Cependant, la force du vent s'ajoute à la force de Coriolis, accélérant la vitesse de propagation du panache. Le panache n'atteint pas les plages d'Anglet. Cette situation s'observe plus particulièrement durant l'hiver et l'automne ;
- Pour de forts vents de Nord, le comportement du panache de l'Adour est différent. La tension du vent est le forçage le plus important agissant sur la dynamique du panache. L'écoulement des eaux douces est forcé vers le Sud et les plages d'Anglet sont affectées par le panache à chaque heure de la marée descendante. Cette situation est observée plus particulièrement durant le printemps et l'été.

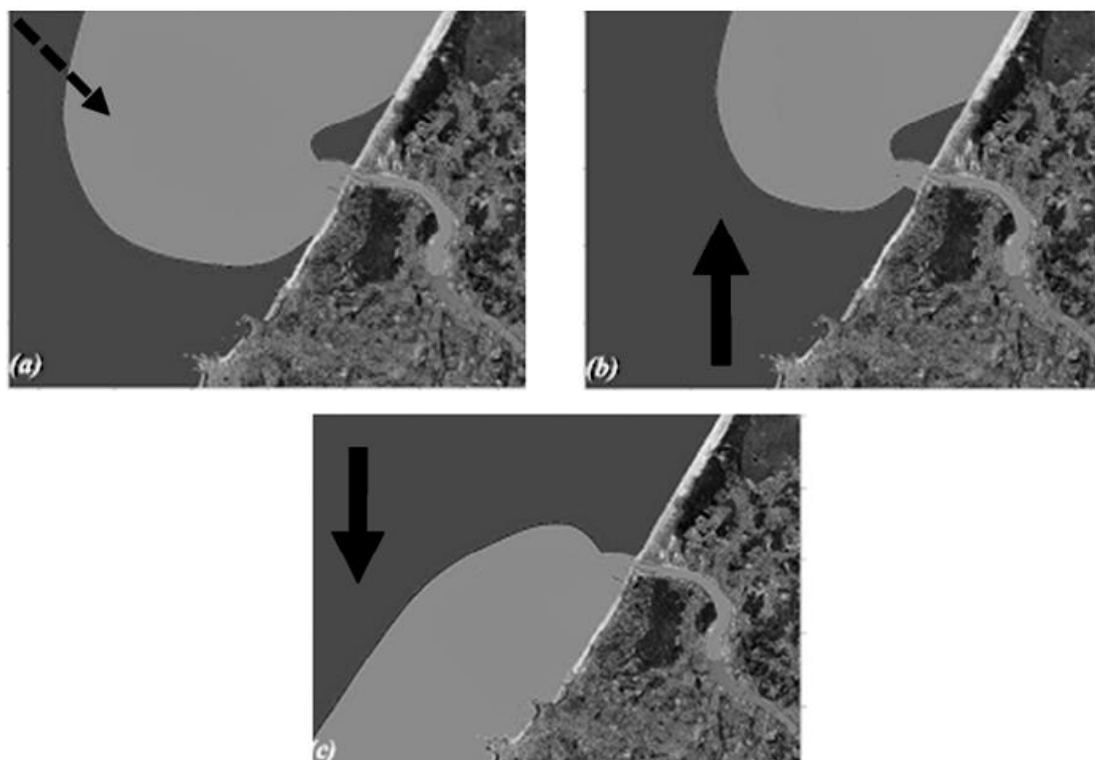


Figure II. 7 : Comportement schématique du panache turbide de l'Adour pour (a) un faible vent du Nord-Ouest, (b) un fort vent du Sud, (c) un fort vent du Nord (D'après Dailloux, 2008 ; modifié par Petus, 2009).

D'après la thèse de Petus (2009), ce transport des sédiments par le biais de la plume de l'Adour s'enregistre au niveau de la sédimentation du plateau continental. Au large de l'embouchure de l'Adour, un large dépôt de vase lenticulaire pourrait être relié à la chute, par gravité ou floculation (Figure II. 8), des sédiments fins transportés par les eaux douces de l'Adour et des fleuves côtiers espagnols (Jouanneau *et al.*, 2008).

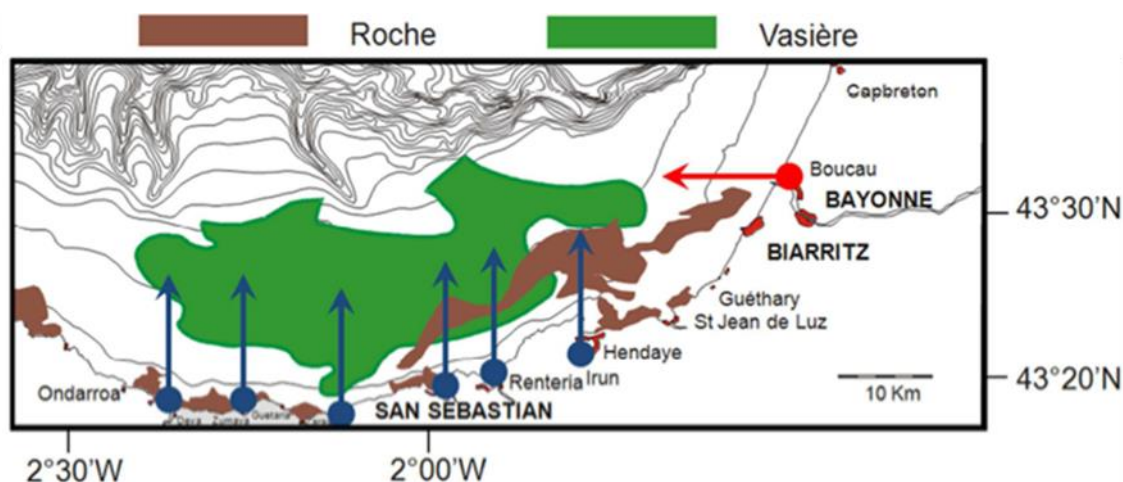


Figure II. 8 : Carte des sédiments fins du plateau continental basque (d'après Jouanneau *et al.*, 2008, modifié par Petus, 2009). Les flèches représentent les apports des fleuves côtiers espagnols en bleu et de l'Adour en rouge.

➤ La Nivelle

La Nivelle, petit fleuve côtier du pays basque français, charrie d'importantes concentrations en Matières En Suspension (MES). Dans le cadre des travaux du pôle d'Hydrobiologie de l'INRA, un suivi des flux de MES a été réalisé entre le 1^{er} décembre 1995 et le 30 novembre 1996 (Charritton, 1996). Ces mesures hydrologiques et sédimentaires effectuées (*cf.* Figure II. 9) ont permis de mettre en évidence le caractère torrentiel de la Nivelle, et l'apport conséquent de MES lors de forts évènements pluvieux.

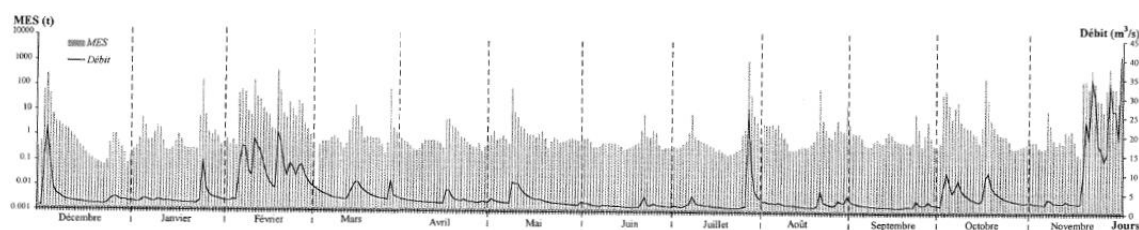


Figure II. 9 : Représentation des débits de la Nivelle et des concentrations en MES correspondantes (Charritton, 1996).

Plus récemment, dans le cadre d'une étude réalisée en 2015 par le bureau d'étude CASAGEC INGENIERIE (CASAGEC INGENIERIE, 2015), une relation $[MES]=f(\text{Débit})$ a été établie à l'aide de concentrations moyennes journalières de MES (calibrées à partir de données de turbidité acquises par une sonde multiparamètre dans le port de Saint Jean de Luz/ Ciboure) et du débit de la Nivelle au niveau de la station de Saint Pée sur Nivelle (données de la Banque HYDRO). Sur la base de cette équation, le flux solide a ensuite été estimé de façon journalière puis sommé sur l'année ou moyenné pour chaque mois. Sur une période allant de 1969 à 2014, une importante variabilité annuelle est observée, avec des flux oscillants entre 6 427 t/an (2012) et 71 037 t/an (2013). Ces variations sont la conséquence directe de l'alternance d'années sèches et humides observables sur les valeurs de débits moyens annuels. De manière plus générale, le flux moyen annuel sur une période de 43 ans a été estimé à environ 29 397 t/an.

➤ La Bidassoa

Le flux sédimentaire de la Bidassoa, autre petit fleuve côtier du littoral basque, a été étudié par Prego *et al* (2008) à l'aide de données mensuelles de débit et de taux de matières en suspension, acquises d'octobre 1981 à octobre 2000, par la Commission de l'Eau du Nord de l'Espagne ("Comisaría de Aguas del Norte de España" : CANE) dans le cadre du programme de surveillance de la qualité physico-chimique des eaux ("Control Oficial de Calidad de Aguas : COCA). Sur la base d'une équation $[MES]=f(\text{Débit})$, le débit solide de la Bidassoa a été estimé à 14 300 t/an. La Bidassoa apparaît ainsi capable de charrier ponctuellement énormément de MES.

La contribution de l'ensemble des petits fleuves côtiers montagnards (dont la Nivelle et la Bidassoa) aux apports de MES aux zones côtières du Sud du Golfe de Gascogne est évaluée à 52% des apports totaux par Maneux *et al.* (1999).

1.1.4 Contexte hydrodynamique

1.1.4.1 Niveaux d'eau : marée astronomique

Sur le littoral Sud-aquitain, la marée diffère peu d'Arcachon à Socoa. Elle est de type méso tidale semi-diurne, de période 12h25mn. Son amplitude moyenne est de 3,85 m en vive-eau et 1,85 m en morte-eau. La Table II. 4 donne les informations des niveaux de marée au port de Saint Jean de Luz d'après le document des références altimétriques de 2017 du SHOM.

Table II. 4 : Niveaux de marée pour Saint Jean de Luz (source : SHOM 2017).

Marée type	PHMA	PMVE	PMME	NM	BMME	BMVE	PBMA
Niveau m CM	4,96	4,35	3,40	2,51	1,60	0,60	0,03

Avec :

- PHMA : niveau des Plus Hautes Mers Astronomiques (coefficient 120),
- PMVE : niveau des Pleines Mers de Vives-Eaux (coefficient 95),
- PMME : niveau des Pleines Mers de Mortes-Eaux (coefficient 45),
- NM : Niveau Moyen,
- BMME : niveau des Basses Mers de Mortes-Eaux (coefficient 45),
- BMVE : niveau des Basses Mers de Vives-Eaux (coefficient 95),
- PBMA : niveau des Plus Basses Mers Astronomiques (coefficient 120).

1.1.4.2 Climats de houle

➤ **Etats de mer au large**

La côte Basque est fortement exposée aux houles du fait de sa position au fond du golfe de Gascogne et de la faible largeur du plateau continental. Les houles y sont de secteur Ouest-Nord-Ouest dominant. Leur période moyenne est de 10s et leur hauteur significative moyenne de 2m (Augris *et al.*, 2009).

Le corrélogramme des hauteurs significatives (Hs) en fonction des périodes pics (Tp, Figure II. 10a) et un pourcentage d'occurrence des hauteurs significatives en fonction de leurs directions d'incidence (DirP, Figure II. 10b) issus du traitement des données WAVEWATCH 3, au point 2°30W, 44°N, sur la période 1997-2007 mettent en évidence deux groupes distincts de conditions d'agitation :

- Le premier, centré sur Hs ~ 1,3 m et Tp = 10 s, correspond à des houles définies par des cambrures faibles $H/L^3 \leq 1/77,6$. Ces conditions d'agitation sont observées ~ 65 % du temps et leurs directions d'incidence moyenne s'étalent de 270° à 330° (incidence moyenne au 295°),
- Le second, centré sur Hs ~ 1 m et Tp = 5 s, correspond à des mers de vent définies par des cambrures plus importantes $1/19,7 \geq H/L \geq 1/77,6$. Ces conditions d'agitation sont observées 35% du temps.

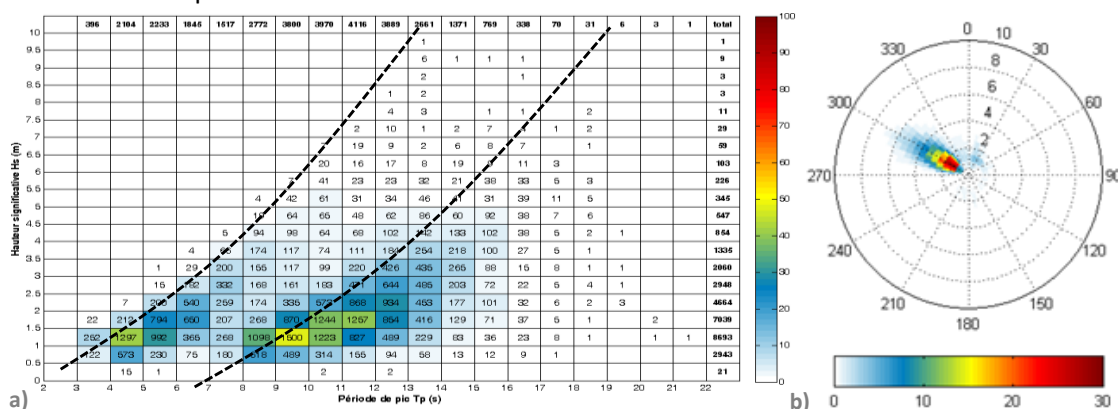


Figure II. 10 : (a) Corrélogramme des hauteurs significatives et des périodes pics des résultats du modèle WW3 au point 2°30W, 44°N sur la période 1997-2007 (d'après Augris *et al.*, 2009 et modifié par CASAGEC INGENIERIE, 2013). (b) Occurrence des hauteurs significatives en fonction de leurs directions d'incidence. L'échelle des couleurs représente l'occurrence.

Afin de séparer les états de mer de vent et les houles, une technique de classification par les k-moyennes (McQueen, 1967) a été mise en œuvre par Augris *et al.* (2009). La Table II. 5 représente les coordonnées des barycentres de six classes d'états de mer ainsi identifiées, classées par ordre décroissant de probabilité d'occurrence.

³ Avec H, la hauteur de la vague et L, sa longueur d'onde.

Table II. 5 : Classes d'états de mer (classées par ordre décroissant de probabilité d'occurrence) identifiées par la technique de k-moyennes appliquée aux données WW3 au point 2°30W, 44°N de 1997 à 2007 (d'après Augris *et al.*, 2009 et modifié par CASAGEC INGENIERIE, 2013).

Classe	Probabilité (%)	Hs (m)	Tp (s)	Dirp (°)	Saisons	Etats de mer
1	26.42	1.8	11.52	296.7	Printemps et automne	Houles
2	25.32	1.14	8.98	298.2	Fin du printemps et début de l'automne	
3	16.81	1.33	4.98	309.6	Fin du printemps et début de l'automne	Mer de vent
4	13.25	3.04	13.93	294.6	Hiver	Houles
5	13.05	1.09	4.59	36.3	Fin du printemps et début de l'automne	Mer de vent
6	5.15	1.27	4.32	171.1	Automne, hiver et printemps	

Concernant les houles extrêmes et leur période de retour associée, au large du littoral basque, les hauteurs de houle annuelle, décennale et centennale sont les suivantes : $H_1 = 9,3 \text{ m}$; $H_{10} = 11,5 \text{ m}$; $H_{100} = 13,6 \text{ m}$ (Augris *et al.*, 2009).

➤ Etat de mer à la côte au droit des trois principaux fleuves

Afin d'appréhender les climats de houle à la côte, le modèle opérationnel développé par CASAGEC INGENIERIE (Dugor *et al.*, 2010) dans le cadre du programme européen LOREA (Littoral, Ocean and Rivers of Euskadi-Aquitaine) a été utilisé.

Ce modèle numérique s'appuie sur le code de calcul SWAN (Simulating Waves Nearshore ; Boij *et al.*, 1999) qui permet de prendre en compte les principaux processus (réfraction, diffraction, déferlement, friction du fond, shoaling...). Le passage de l'échelle océanique à l'échelle locale est réalisé via un système d'emboîtement de 3 grilles successives (Figure II. 11) : une grille "régionale", puis une grille "intermédiaire" et enfin trois grilles "locales", permettant une résolution finale de l'ordre de 20m.

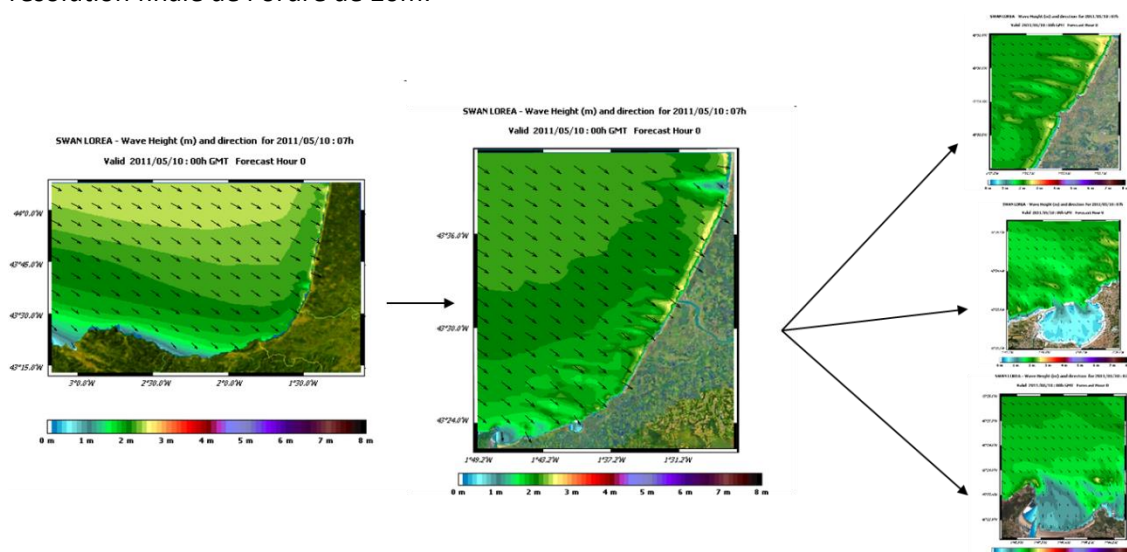


Figure II. 11 : Principe d'emboîtement de grilles utilisé.

Les différentes classes d'état de mer ainsi que les houles extrêmes présentées ci-avant ont ainsi été propagées à l'aide de ce modèle. A titre d'exemple, les résultats issus de la propagation de la classe de houle la plus énergétique (classe 4 : $H_s=3\text{m}$, $T_p=14$, $\text{Dirp}=294.6$) sont présentés au droit du débouché de chacun des 3 principaux fleuves.

A l'exception du débouché de l'Adour protégé par la digue Nord, la hauteur de houle résiduelle est globalement homogène le long du littoral d'Anglet, de l'ordre de 2 m. Deux zones, localisées au Sud immédiat du débouché de l'Adour et au centre des plages d'Anglet, concentrent néanmoins des hauteurs légèrement plus importantes de l'ordre de 2,5 m (Figure II. 12).

La baie semi-fermée de Saint Jean de Luz apparait relativement protégée des houles (Figure II. 13). Les houles résiduelles au sein de ce site restent en effet globalement inférieures à 1m. Au niveau des passes, elles peuvent néanmoins être plus importantes et atteindre les 1.5m. Sur cet espace, les phénomènes de réfraction et de diffraction de la houle sont particulièrement observables.

Le long du littoral d'Hendaye, un net gradient s'observe d'Ouest en Est, avec des hauteurs significatives à la côte variant de 1 à 2m. Le débouché de la Bidassoa, à l'Ouest, apparait en effet protégé par le Cap du Figuier alors que les rochers des 2 Jumeaux à l'Est concentrent les houles résiduelles (Figure II. 13).

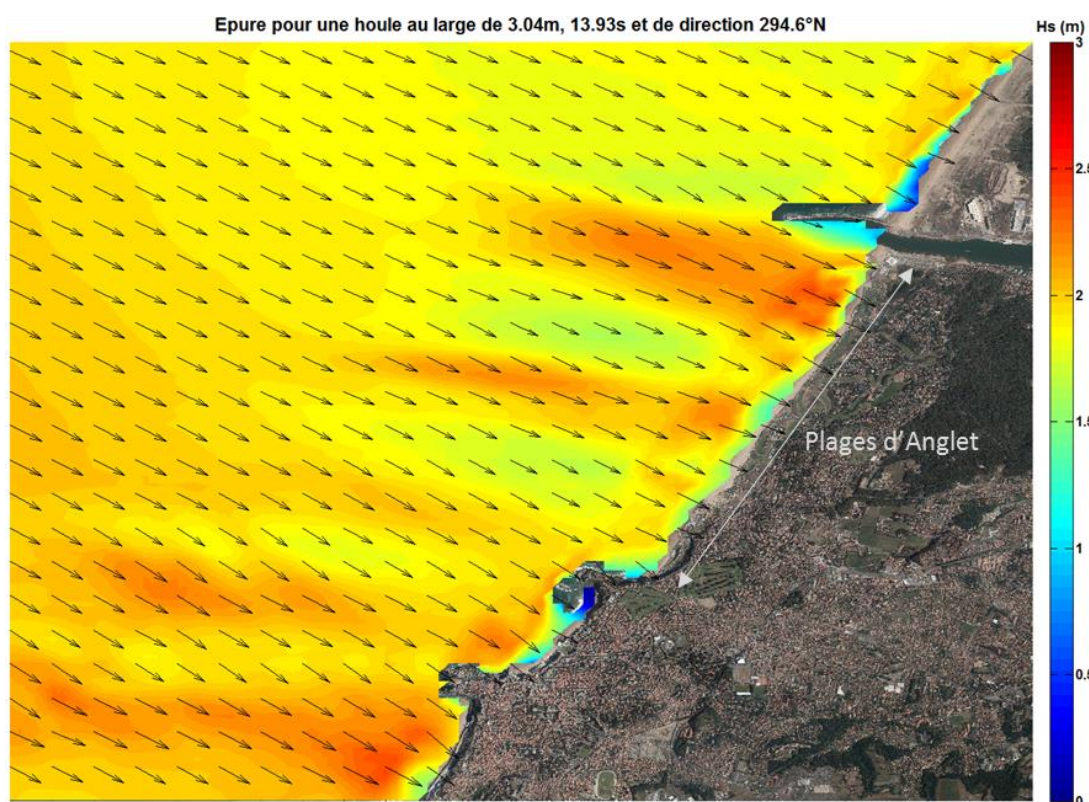


Figure II. 12 : Propagation le long du littoral d'Anglet, au débouché de l'Adour, d'une houle au large de classe 4.

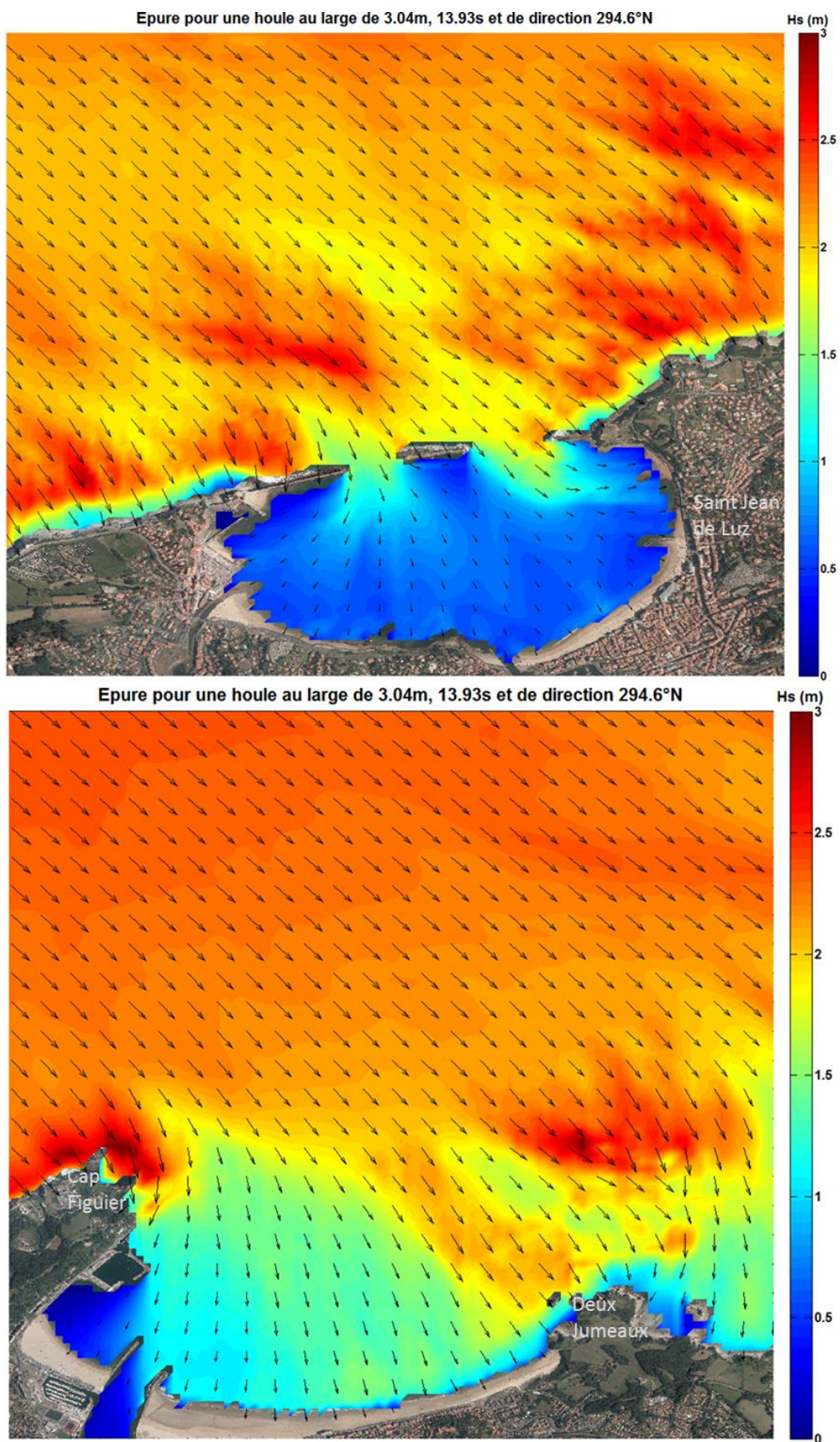


Figure II. 13 : Propagation d'une houle au large de classe 4 au niveau de la Baie de Saint Jean de Luz, au débouché de la Nivelle, en haut et de la Baie d'Hendaye (Baie du Figulier), en bas.

1.1.4.3 Courants

Sur le littoral Sud-Aquitain, les courants généraux sont faibles. Au large, la vitesse en surface n'excède pas 0,2 m/s (LCHF, 1972). Dans la zone de surf, les courants de marée sont généralement négligeables devant ceux induits par le déferlement des vagues (Augris *et al*, 2009).

Si les courants induits par la marée sont négligeables en zone côtière, ils influencent nettement l'hydrodynamique intra-estuarienne, dont l'intensité est directement influencée par l'amplitude de la marée et la morphologie de l'estuaire (CASAGEC INGENIERIE, 2008, 2012, 2018, 2019).

A l'approche de l'embouchure de l'Adour, les vitesses maximales sont de 0,5 à 0,8 m/s au flot et de 1,5 à 2 m/s au jusant (Idier et Pedreros, 2005). Des ordres de grandeurs similaires ont été observés pour une marée de vive-eau lors d'une campagne de mesures effectuée par CASAGEC INGENIERIE au cours de l'été 2008 (CASAGEC INGENIERIE, 2008). Ces vitesses sont accentuées par l'hydrologie du fleuve (OEA, 2012). L'augmentation du débit de l'Adour engendre une augmentation généralisée de l'intensité des courants de jusant, et une diminution des courants de flot.

Au débouché de la Nivelle dans la baie de Saint Jean de Luz, pour une marée de vive-eau, les vitesses maximales sont de 0,75 m/s au flot et de 0,80 m/s au jusant. En période de crue, les vitesses maximales augmentent au jusant (CASAGEC INGENIERIE, 2017a).

Sur la Bidassoa, en vive-eau et en morte-eau, les courants sont dirigés vers l'embouchure pendant le jusant et vers l'amont pendant le flot. Pour une marée de vive-eau (coefficient de 95, Figure II. 14), les vitesses maximales de jusant atteintes au débouché de l'estuaire sont de l'ordre de 0,5m/s et de 0.2m/s en morte-eau (coefficient de 95 ; CASAGEC INGENIERIE, 2019). Sur cette estuaire, l'influence des débits sur les courants de marée n'a pas été quantifiée.

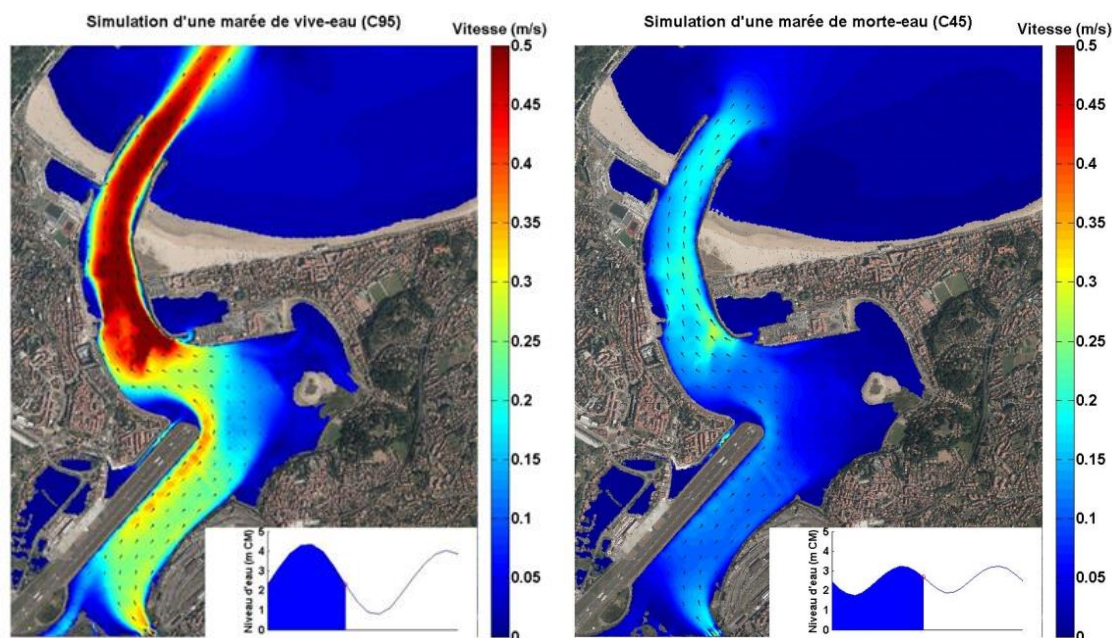


Figure II. 14 : Modélisation des courants de marée astronomique (sans vent ni vagues) dans la baie de Txingudi (Bidassoa) à mi-jusant (PM+3) pour une marée de vive-eau (coefficient 95) à gauche et de morte-eau (coefficient 45) à droite (CASAGEC INGENIERIE, 2019).

1.2 Communautés benthiques du pays basque

La spécificité de la faune benthique (et de la flore) du Sud du Golfe de Gascogne réside dans un assemblage d'espèces caractéristiques de l'espace Atlantique Nord-Est et de l'espace méditerranéen. Cette méridionalisation, liée principalement à l'accumulation d'eau chaude au fond du Golfe de Gascogne, confère à la côte basque un intérêt patrimonial (Borja *et al.*, 2004b).

1.2.1 Principales communautés décrites au pays basque espagnol

Les communautés faunistiques de substrat meuble ont été considérablement étudiées dans les estuaires et sur le plateau continental du littoral basque espagnol depuis la Bidassoa au Nord à la pointe de Kobaron au Sud (Rallo *et al.*, 1988; Borja, 1989; San Vicente et Sorbe, 1993; Borja *et al.*, 1995, 1998; Sátiz-Salinas et Urkiaga, 1997; García-Arberas, 1999; García-Arberas et Rallo, 2000, 2001; Martínez *et al.*, 2001; Galparsoro *et al.*, 2008a,b ; etc.). Ces études ont permis de décrire et caractériser les principales communautés benthiques colonisant les 12 estuaires basques espagnols, leur zone de transition avec le milieu littoral ainsi que leur zone proche côtière (plateau continental). D'une manière générale, 5 communautés de substrat meubles ont pu être identifiées en zone estuarienne et proche côtière (Borja *et al.*, 2004b). Ces communautés sont brièvement décrites dans les paragraphes suivants. Les valeurs moyennes des paramètres structurels : densité (ind.m⁻²) et richesse spécifique, sont donnés à titre indicatif dans la Table II. 6.

1.2.1.1 Communautés estuariennes

Deux communautés estuariennes principales sont répertoriées sur le littoral basque espagnol :

- La **communauté à *Scrobicularia plana*–*Cerastoderma edule* (Com. 1)** : Cette communauté initialement décrite par Petersen (1913, 1918) et Thorson (1957) comme « communauté à *Limecola balthica* », a été mentionnée au Sud du Golfe de Gascogne comme « communauté réduite à *Limecola balthica* » du fait de l'absence de *Limecola balthica* (Hummel *et al.*, 2000), substituée par le bivalve *Scrobicularia plana*. Cette communauté, décrite au pays basque par Borja (1988, 1989), Sola (1994, 1997) et García-Arberas (1999), est répertoriée dans la partie intérieure et médiane des estuaires, sur des fonds sablo-vaseux et dans des eaux bien oxygénées. Les principales espèces sont euryhalines, telles que les polychètes *Hediste diversicolor*, *Streblospio shrubsolii* et *Heteromastus filiformis*, le gastéropode *Peringia ulvae*, le groupe des Oligochètes et les crustacés *Cyathura carinata*, *Carcinus maenas* et *Corophium sp.* Des différences au sein des espèces dominantes peuvent néanmoins être observées au sein même d'un seul estuaire, constituant autant de faciès de la communauté.
- La **communauté à *Abra alba* (Com. 2)** : Décrite pour la première fois par Petersen (1918) et Thorson (1957), cette communauté apparait, dans la partie médiane des estuaires du pays basque, sur des zones immergées de façon permanente, dans des sédiments riches en matière organique avec une forte proportion de fines. Les espèces les plus importantes dans cette communauté sont les mollusques *Abra alba*, *Abra prismatica*, *Corbula gibba* et *Thyasira flexuosa*. Le polychète *Lagis koreni* ou encore le bivalve *Kurtiella bidentata* sont également régulièrement présents.

1.2.1.2 Communautés de transition

Trois communautés de transition ont été identifiées sur le littoral basque espagnol :

- La **communauté à *Pontocrates arenarius*–*Eurydice pulchra* (Com. 3)** : Cette communauté dominée par les crustacés, décrite par Picard (1965) et Bellan et Lagardère (1971), est rencontrée au pays basque espagnol à l'embouchure des petits fleuves côtiers à faible débit, parfois mixée avec des espèces de la communauté à *Scrobicularia plana*–*Cerastoderma edule*, ainsi que le long des plages sableuses (Martínez et Adarraga, 2001). Dans ce dernier milieu, des mollusques du genre *Donax* et certains annélides (*Dispio uncinata*, *Scolecopsis (Scolecopsis) squamata*, etc.) peuvent être présents. Cette communauté est la moins riche et la moins diversifiée des communautés macrobenthiques de substrat meuble du pays basque espagnol (Table II. 6).

Table II. 6 : Valeurs moyennes des paramètres structurels densité (ind.m⁻²) et richesse spécifique (nombre d'espèces) pour la période 1995-2001 issues des études de Martínez et Agarraga (2001) et Borja *et al.* (2002) pour les différentes communautés benthiques de substrat meuble identifiées au pays basque espagnol (d'après Borja *et al.*, 2004b).

	Com. 1	Com. 2	Com. 3	Com. 4	Com. 5
Espace		Estuaire		Estuaire -Littoral	Littoral
Densité	20-900	1500-2500	50-100	200	150-500
Richesse	4-13	8-40	5-9	32	22-42

- La **communauté lusitanienne-boréale à *Tellina tenuis* (Com. 5)** : Cette communauté, initialement décrite par Stephen (1930) puis Cornet *et al.* (1983) dans les estuaires profonds (20-30m) et l'espace circalittoral (60-100m), est très communément décrite dans les estuaires cantabriques et les plages sableuses littorales. Elle est habituellement représentée par le bivalve *Fabulina fabula* et les polychètes *Nephtys cirrosa* et *Nephtys hombergii*. Les autres espèces principales sont *Spiophanes bombyx*, *Gouldia minima*, *Nucula sp.*, *Antalis dentalis*, *Echinocardium cordatum*, *Dispio uncinata*, *Cumopsis fagei*, *Diogenes pugilator*, *Glycera sp.*, etc. Sur certains fonds sableux, l'une des espèces principales peut être soit *Cerastoderma edule* soit le polychète *Scoloplos armiger*, pouvant indiquer respectivement une transition vers la communauté à *Scrobicularia plana*–*Cerastoderma edule* ou vers celle à *Venus fasciata*. La distinction entre les différentes communautés n'est pas toujours nette et des chevauchements sont souvent observés.
- La **communauté à *Venus fasciata* (Com. 4)** : Décrite pour la première fois par Ford (1923), Thorson (1957) et Cabioch (1961), cette communauté est typique des fonds sableux à des profondeurs de 20 à 40m. Les espèces les plus caractéristiques sont *Venus fasciata*, *Venus casina* et *Chamelea striatula* mais aussi *Nephtys cirrosa*, *Urothoe brevicornis*, *Bathyporeia elegans*, *Prionospio steenstrupi*, *Echinocardium cordatum*, *Branchiostoma lanceolatum*, *Spisula subtruncata*, etc. Au sein des estuaires basques espagnols, elle apparaît mixée avec d'autres communautés de transition. Parmi les espèces caractéristiques, sont répertoriées : *Nucula sulcata*, *Spisula subtruncata*, *Maetra stultorum*, *Dosinia lupinus*, *Amphipholis squamata*, *Diogenes pugilator*, *Hippomedon denticulatus*, etc.

- La **communauté à *Tellina - Venus*** : Au pays basque, en milieu sublittoral, les deux communautés précédemment décrites présentent des interrelations telles, qu'elles paraissent parfois trop mixées pour être dissociables. Ainsi pour les fonds sableux sublittoraux du Sud-Est de la Baie de Biscaye, répartis entre 10 et 70m de profondeur, il a été proposé de définir une communauté à *Tellina- Venus* présentant des paramètres structurels en zone littorale (20-40m) équivalents à ceux de la communauté à *Venus fasciata* (Table II. 6).

1.2.2 Un déficit de connaissance sur le littoral basque dans sa partie française

Entre l'Adour au Nord et la Bidassoa au Sud, sur la partie française de la côte basque, les investigations ont été, à l'inverse du côté espagnol, particulièrement limitées. Les rares données disponibles sont issues de l'étude de Lagardère (1966), qui n'intégrait que des données qualitatives acquises sur les étages adlittoraux à infralittoraux des plages sableuses (communauté à *Pontocrates arenarius-Eurydice pulchra*), ou encore des travaux non publiés de Bouchet (1979) qui réalisait une synthèse cartographique des peuplements zoobenthiques présents de la Gironde à la frontière espagnole, à partir de données obtenues lors de diverses campagnes à la mer faites depuis 1972 et sur 671 stations. Dans ces travaux, Bouchet (1979) distinguait 8 peuplements (Figure II. 15), dont :

- Un peuplement de sable fin à *Nephtys hombergii* et *Turritellinella tricarinata* au droit du débouché de l'Adour, longeant ensuite une large partie du littoral basque entre Anglet et la baie de Saint Jean de Luz ;
- Plus au large à une dizaine de kilomètres de la côte, un peuplement de sable fin circalittoral à *Chamelea gallina* et *Dosinia lupinus* sur une grande partie de la zone ;
- Enfin, de façon plus éparse au large de la baie de Saint Jean de Luz et de l'embouchure de l'Adour, quelques patchs d'un peuplement de sédiments sablo-graveleux à *Branchiostoma lanceolatum* et *Clausinella fasciata*, bordés d'un peuplement de sable moyen à faune éparse.

Bien que ces travaux aient été réalisés par dragage mais également par carottages et bennes, aucune donnée quantitative ne semble disponible.

Plus récemment, s'ajoutent les quelques prospections éparsees et ponctuelles mises en œuvre par divers prestataires lors de la constitution de dossiers d'étude d'impact (CREOCEAN en 1997 au large des plages d'Anglet et Mourguiart *et al.*, en 2013 au sein de l'estuaire de l'Adour et de son débouché).

Enfin, depuis l'application de la DCE, les contrôles de surveillance du paramètre « faune invertébrée benthique » mis en œuvre sur les différentes masses d'eau côtières et de transition fournissent quelques informations supplémentaires (Cottet *et al.*, 2007 ; Blanchet *et al.*, 2007, 2011, 2012a,b, 2017a,b, 2018a,b ; Garcia *et al.*, 2009 ; Humbert *et al.*, 2019). Ces données se limitent néanmoins pour les eaux de transition à 4 stations subtidales sur l'Adour aval (masse d'eau « FRFT07 ») et 6 sur la Bidassoa (masse d'eau « FRFT08 »). Sur la Nivelle, aucune masse d'eau de transition n'est définie, la masse d'eau rivière est accolé à la masse d'eau côtière (Figure II. 16). En milieu côtier, seule la masse d'eau « FRFC11-Côte basque » est suivie au niveau de 3 stations localisées au large de Biarritz.

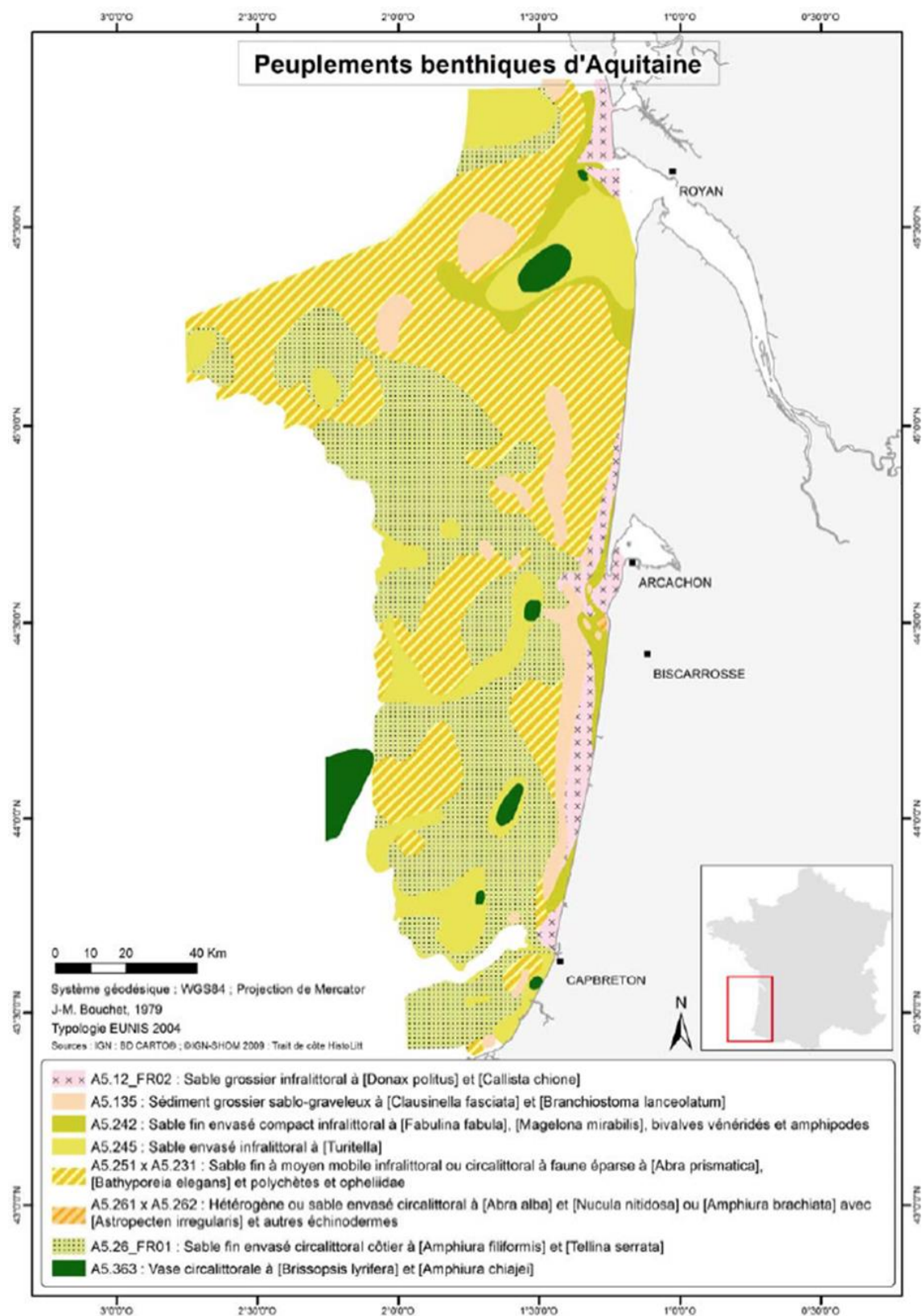


Figure II. 15 : Carte biosédimentaire d'Aquitaine d'après Bouchet, 1979 (Blanchard, 2012).

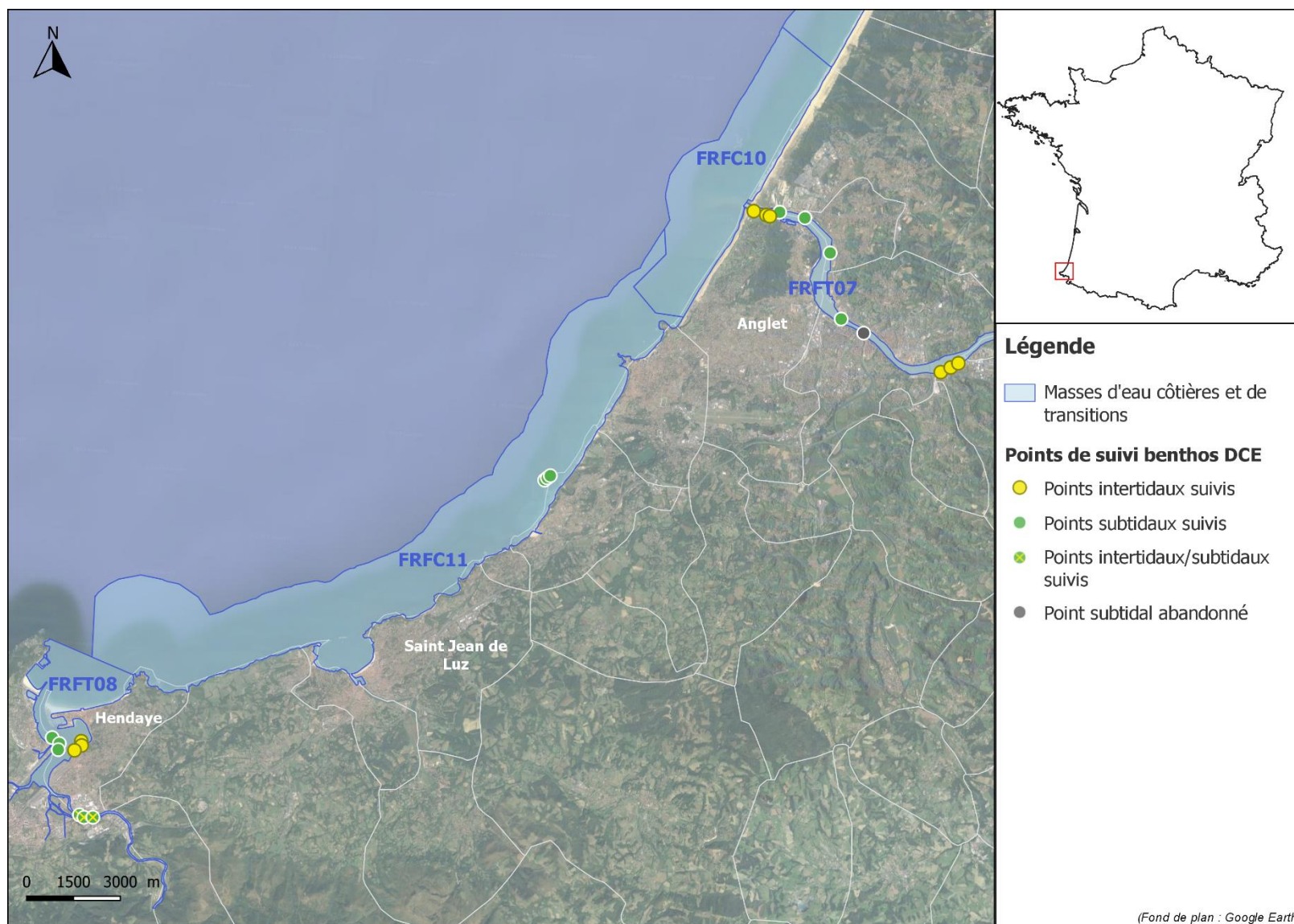


Figure II. 16 : Localisation des stations d'échantillonnage dans le cadre des contrôles de surveillance DCE du paramètre « faune invertébré benthique ».

1.3 Exploitation anthropique du littoral et des estuaires basques français

Le littoral du pays basque présente plusieurs estuaires, véritables interfaces entre le milieu continental et côtier. Ces zones d'échanges complexes sont aujourd'hui entièrement exploitées à des fins anthropiques (port, pêche, plaisance, ...). Ces activités affectent ce milieu spécifique, soumis aux influences fluviales et océaniques.

1.3.1 Le trafic maritime, la pêche et la plaisance

De nombreux ports sont répartis sur le littoral basque dans sa partie française (Figure II. 17). Au Nord, l'estuaire de l'Adour abrite le port de commerce de Bayonne, se plaçant au 9^{ème} rang des ports français, avec un trafic dépassant 4 millions de tonnes lors de la dernière décennie. Ce même périmètre abrite également deux ports de plaisance et une zone de mouillage : le port Adhoc (port à sec de 240 places), le port de Brise-lames (capacité d'accueil de 425 bateaux sur pontons) ainsi que les cales du Havre de Boucau et Sarraute disposant de 75 places.

En descendant vers le Sud le long du littoral, se trouvent également :

- Le port des pêcheurs de Biarritz de 80 places,
- Les ports de Larraldenia, Socoa et la zone de mouillage de la Nivelle à Saint Jean de Luz avec respectivement 81, 170 et 460 places,
- Le port d'Hendaye (853 places) et la zone de mouillage de la baie de Txingudi (nombre de places non connu).

Enfin, deux ports de pêche sont présents : le port principal de Saint Jean de Luz/ Ciboure abritant la criée et le port de pêche d'Hendaye.

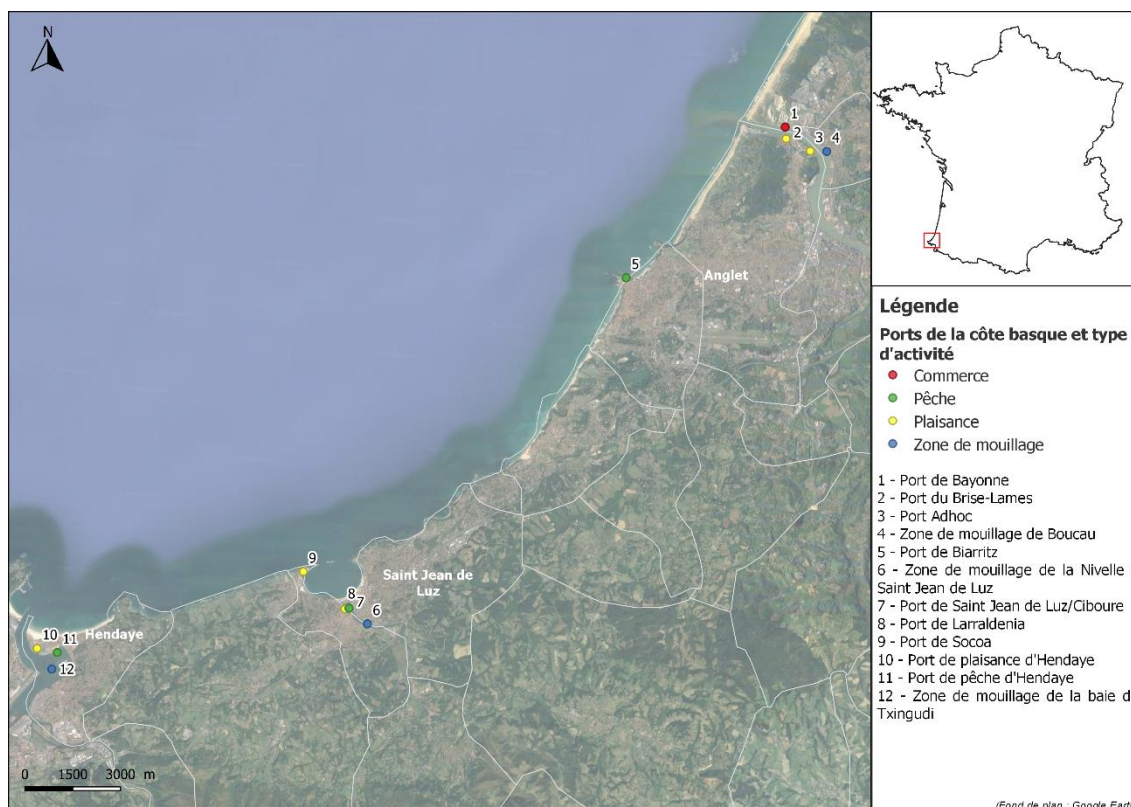


Figure II. 17 : Localisation des ports et des zones de mouillage (matérialisés par des points de couleur) sur le littoral basque dans sa partie française.

1.3.2 Les opérations de maintien des profondeurs

1.3.2.1 Les travaux de dragage et d'immersion du port de Bayonne

➤ Organisation des opérations

Le port de Bayonne (Pyrénées-Atlantiques) se situe sur les deux rives de l'Adour aval. Ce port connaît ainsi les contraintes classiques d'infrastructures estuariennes avec un ensablement à l'embouchure et un envasement récurrent du chenal et des souilles des postes d'accostage. Depuis des décennies, environ 500 000 m³ de sable et 500 000 m³ de vase sont respectivement dragués à l'embouchure et dans l'estuaire pour maintenir les profondeurs d'accès. Depuis les années 1980, le port de Bayonne ne dispose plus de drague à demeure et les dragages ont alors été organisés par l'Etat puis par un prestataire extérieur (marché public) en deux campagnes annuelles (printemps et automne). La propriété du port de Bayonne a été transférée de l'État au Conseil Régional d'Aquitaine le 1^{er} août 2006. Depuis 2010, la Chambre du Commerce et de l'Industrie de Bayonne Pays Basque (CCI BPB), gestionnaire du port de Bayonne, est en charge des opérations de dragage de maintien des profondeurs. En septembre 2015, la CCI BPB a acquis la drague mixte (élinde/benne) Hondarra (Figure II. 18) qui assure désormais l'entretien des profondeurs tout au long de l'année, hors période estivale (juillet-août).

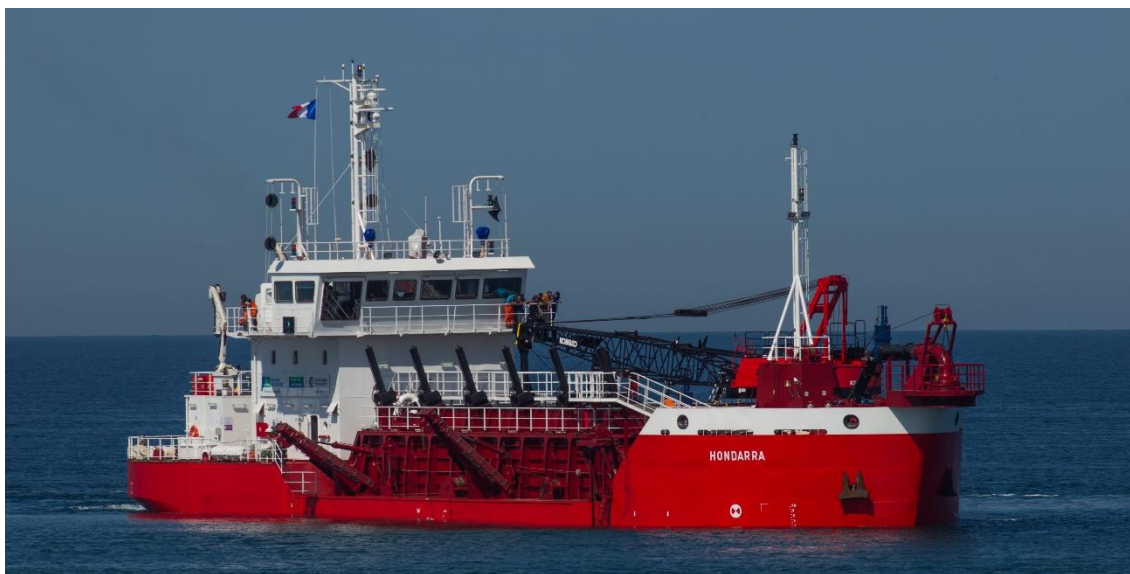


Figure II. 18 : Drague mixte Hondarra.

➤ Zone de dragage et d'immersion

Les opérations concernent les travaux d'entretien des profondeurs du port de Bayonne et l'immersion des déblais associés. Douze zones de dragage sont réparties dans la partie aval de l'estuaire de l'Adour entre le pont Grenet et l'embouchure (Figure II. 19). L'essentiel des volumes dragués se concentre sur les zones de l'embouchure (zone 1) et d'évitage de Saint Bernard (zone 4bis) représentant 94% des quantités extraites sur la période d'étude (01/01/2014 au 30/06/2017⁴). La souille du quai Saint Bernard (zone 8) génère quant à elle 5% des volumes dragués ; les 1% restant se partageant entre les 9 autres zones de dragage.

⁴ Cette période intègre l'ensemble des suivis biosédimentaires mis en œuvre sur le secteur de l'Adour au cours de la thèse (cf. section 2.1.3 p.28)

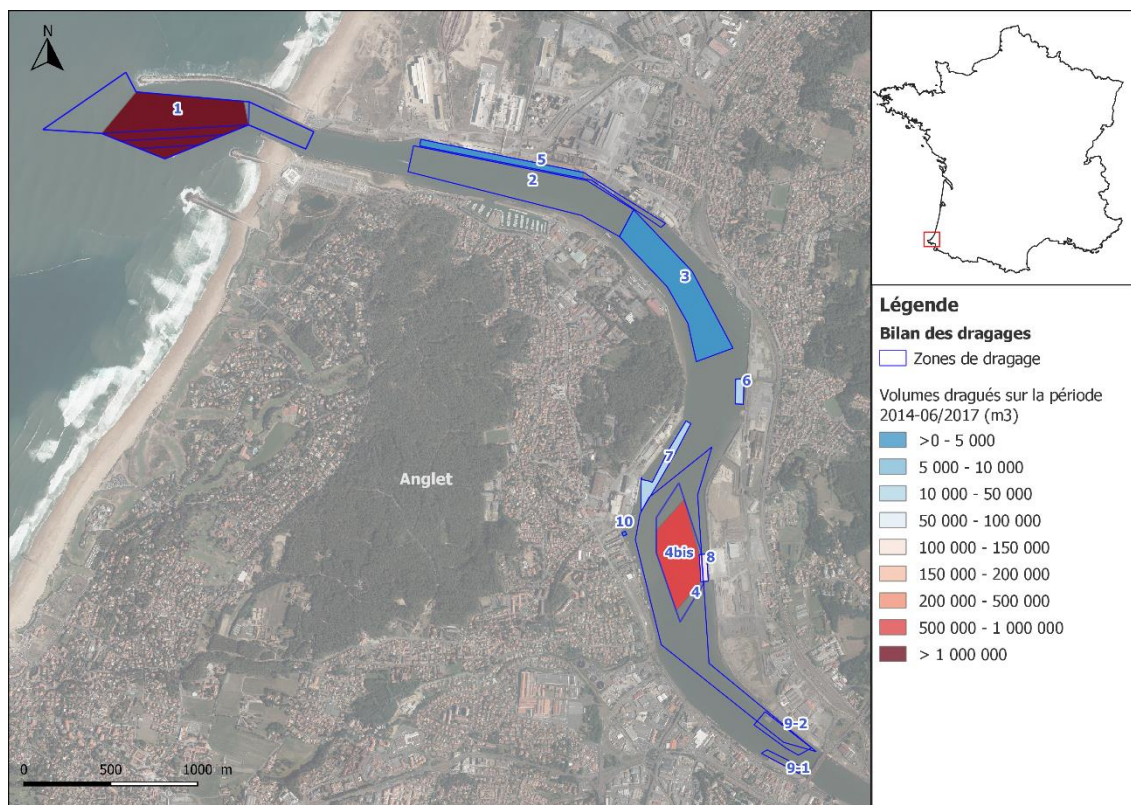


Figure II. 19 : Localisation des zones de dragage et des volumes dragués sur une période allant du 01/01/2014 au 30/06/2017.

Les matériaux dragués sont ensuite immergés à l'arrêt sur l'une des trois zones de clapage autorisées (Figure II. 20) :

- La zone du large pouvant recevoir dans sa moitié Ouest les sables dragués dans l'embouchure et dans sa moitié Est les matériaux vasards extraits de l'intérieur du fleuve,
- La zone côtière recevant exclusivement les sables de l'embouchure (participation au maintien du trait de côte devant les plages d'Anglet),
- La zone interne utilisée uniquement pour les matériaux extraits de la zone de Saint Bernard, dans un volume maximal de 50 000m³/an, lorsque :
 - Les conditions océano-climatiques ne permettent pas l'accès à la zone d'immersion au large ($H_s > 2m$),
 - Le courant de jusant est établi,
 - La remontée des fonds dans la souille de Saint Bernard (zone 8) et/ou dans la zone d'approche (zone 4 bis) dépasse des cotes fixées par arrêté préfectoral.

D'une manière générale, l'acquisition d'une drague à poste en septembre 2015 a permis une meilleure optimisation des activités :

- Absence de surprofondeurs grâce à la mise en œuvre de campagnes plus régulières et diminution, de fait, des volumes dragués,
- Maximisation des volumes de sables clapés devant les plages (seuls les matériaux estuariens sont globalement désormais clapés au large),
- Diminution des volumes clapés en zone interne

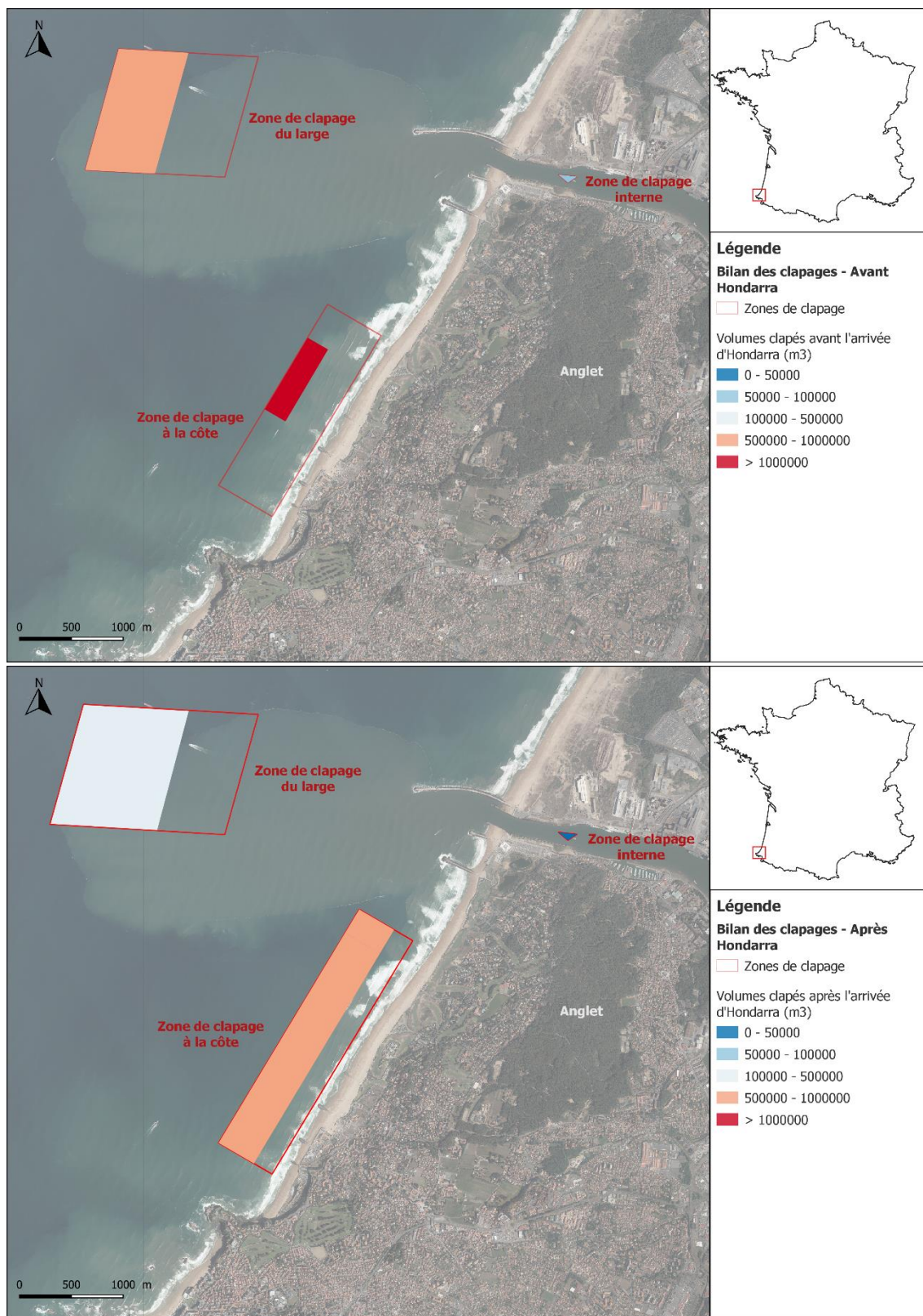


Figure II. 20 : Volumes clapés par zone d’immersion : En haut- Avant l’arrivée de la drague à poste Hondarra sur une période allant du 01/01/2014 au 31/08/2015 ; En bas- Après l’arrivée de la drague à poste Hondarra sur une période allant du 01/09/2015 au 30/06/2017.

➤ Dispersion des panaches de clapage

Dans le cadre de l'étude d'impact pour la demande de renouvellement d'autorisation de dragage et d'immersion, un travail de modélisation numérique de dispersion des panaches de clapage a été mis en œuvre en 2014 par CASAGEC INGENIERIE (CASAGEC INGENIERIE, 2014b).

Pour représenter les impacts à court et moyen termes des clapages, la méthode a consisté à injecter une concentration en sédiment dans le modèle, sur un nœud de calcul. Cette concentration correspond à la part de sédiment restant en suspension quelques minutes après le clapage, comme le décrivent les travaux de Boutin (2000).

Les hypothèses suivantes ont ainsi été utilisées dans les modélisations :

- 15 % des sédiments fins sont remis en suspension si les courants sont faibles,
- 50 % des sédiments fins sont remis en suspension si le courant est supérieur 1 m/s (pour la zone de clapage interne).

La quantité de sédiment à injecter dans le modèle a été imposée linéairement sur 10 à 15 minutes en un nœud de calcul. Les sédiments se dispersent ensuite selon les courants ambiants. Le volume du puits de drague considéré était de 3 000 m³ (volume en puits des dragues historiquement utilisées lors des opérations effectuées par marché public supérieur à celui d'Hondarra qui est de 1 300 m³).

Afin de bien suivre l'évolution du panache turbide après le clapage, une concentration en sédiment nulle ainsi qu'un fond non-érodable (sans sédiment) ont été imposés en conditions initiales. Les processus pris en compte dans le transport de sédiment en suspension étaient :

- La vitesse de chute,
- Les vitesses de convection et les termes de diffusion (intégrés sur la colonne d'eau à l'aide des équations advection-diffusion 3D),
- Les vitesses orbitales générées par la houle,
- L'érosion des sédiments déposés,
- L'effet de glissement sur le fond pour les fortes pentes.

Les scénarios suivants ont été simulés pour la modélisation de la dispersion des panaches turbides de travaux :

- Au large (Table II. 7) :
 - Les simulations permettent de comparer des conditions de clapage peu (A1) à fortement dispersives (A4).
 - Les 20 jours de simulations représentent successivement une vive-eau et une morte-eau.
 - Pour les conditions dispersives, la classe de vague n°4 (Hs = 3 m et Tp = 14s) a été retenue avec un vent de 20 nœuds de Nord-Ouest car elles représentent les conditions limites pour la navigation hors de l'estuaire.
 - Un débit de l'Adour en crue (1 500 m³/s) est imposé dans le scénario A4.

Table II. 7 : Simulations réalisées pour les immersions en zone du large

Scénario n°	Volume du puits de drague (m ³)	Coef. de marée	Nombre de clapages	Volume total clapé (m ³)	Vagues	Vent	Débit de l'Adour (m ³ /s)
A1	3 000	30-100	175	525 000	0	0	150
A2	3 000	30-100	175	525 000	0	20 nœuds (NO)	150
A3	3 000	30-100	175	525 000	Classe 4	20 nœuds (NO)	150
A4	3 000	30-100	175	525 000	Classe 4	20 nœuds (NO)	1 500

- A la côte (Table II. 8) :
 - Les simulations permettent de comparer des conditions de clapage peu dispersives (B1) à fortement dispersives (B3).
 - Les 20 jours de simulations représentent successivement une vive-eau et une morte-eau.
 - Pour les conditions dispersives, la classe de vague n°1 (Hs = 1.8 m et Tp = 11.5 s) a été retenue avec un vent de 15 nœuds de Nord-Ouest car elles représentent les conditions limites pour la pratique des clapages côtiers.

Table II. 8 : Simulations réalisées pour les immersions en zone côtière

Scénario n°	Volume du puits de drague (m ³)	Coef. de marée	Nombre de clapages	Volume total clapé (m ³)	Vagues	Vent
B1	3 000	30-100	133	399 000	0	0
B2	3 000	30-100	133	399 000	0	15 nœuds (NO)
B3	3 000	30-100	133	399 000	Classe 1	15 nœuds (NO)

- En zone interne (Table II. 9) :
 - Les scénarios permettent de mesurer l'impact des dragages pour des conditions avec ou sans vagues pour des coefficients de vive eau et de morte eau.
 - La classe de vague n°4 (Hs=3 m et Tp=14 s) a été retenue avec un vent de 25 nœuds de Nord-Ouest pour les simulations avec des vagues.
 - Un débit d'étiage a été choisi pour l'ensemble des simulations car cela correspond à la situation la plus pénalisante pour l'impact de l'estuaire.
 - Les simulations se prolongent sur plusieurs cycles de marée jusqu'à la dispersion totale du nuage turbide.

Table II. 9 : Simulations réalisées pour les immersions en zone interne

Scénario n°	Volume du puits de drague (m ³)	Coef. de marée	Nombre de clapages	Volume total clapé (m ³)	Vagues	Vent
C1	3 000	30	3	9 000	0	0
C2	3 000	30	3	9 000	Classe 4	25 nœuds (NO)
C3	3 000	100	4	12 000	0	0
C4	3 000	100	4	12 000	Classe 4	25 nœuds (NO)

Les résultats obtenus à l'issue de ces différentes simulations sont présentés en suivant. Les points rouges correspondent aux points de contrôle utilisés lors de la simulation pour appréhender la dynamique temporelle des pics de concentrations en MES (non présentée ici).

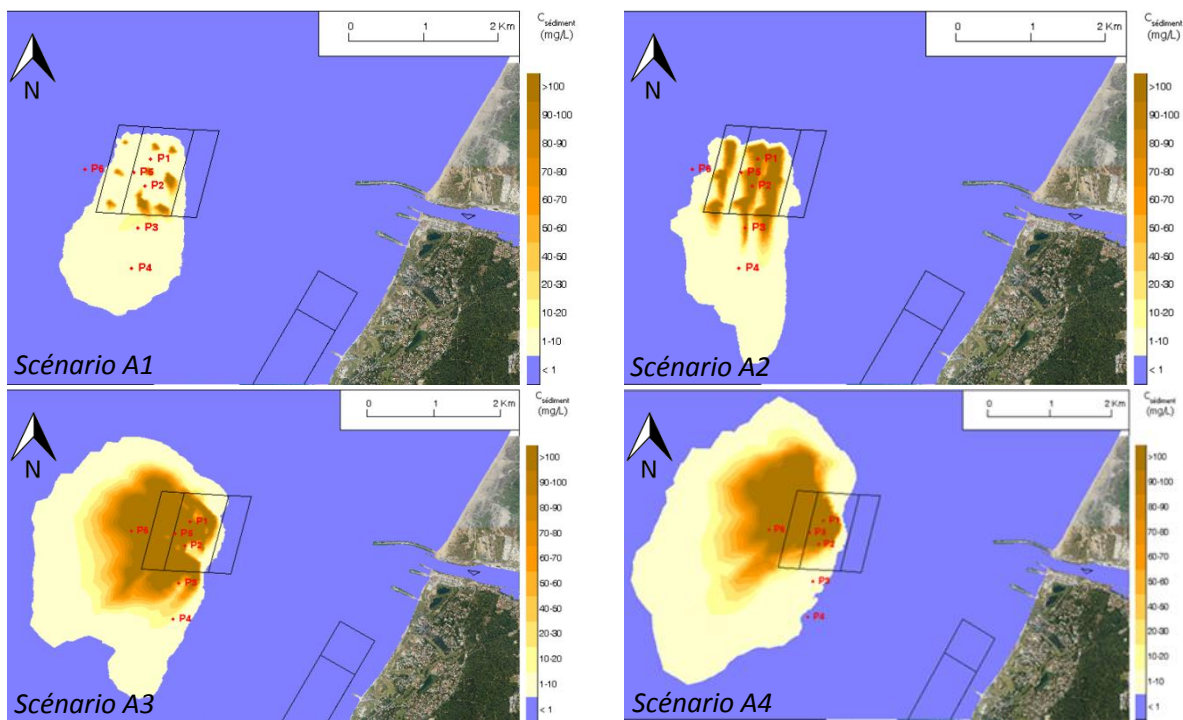


Figure II. 21 : Dispersion des panaches turbides de clapage en zone du large suite aux simulations des différents scénarios (CASAGEC INGENIERIE, 2014b).

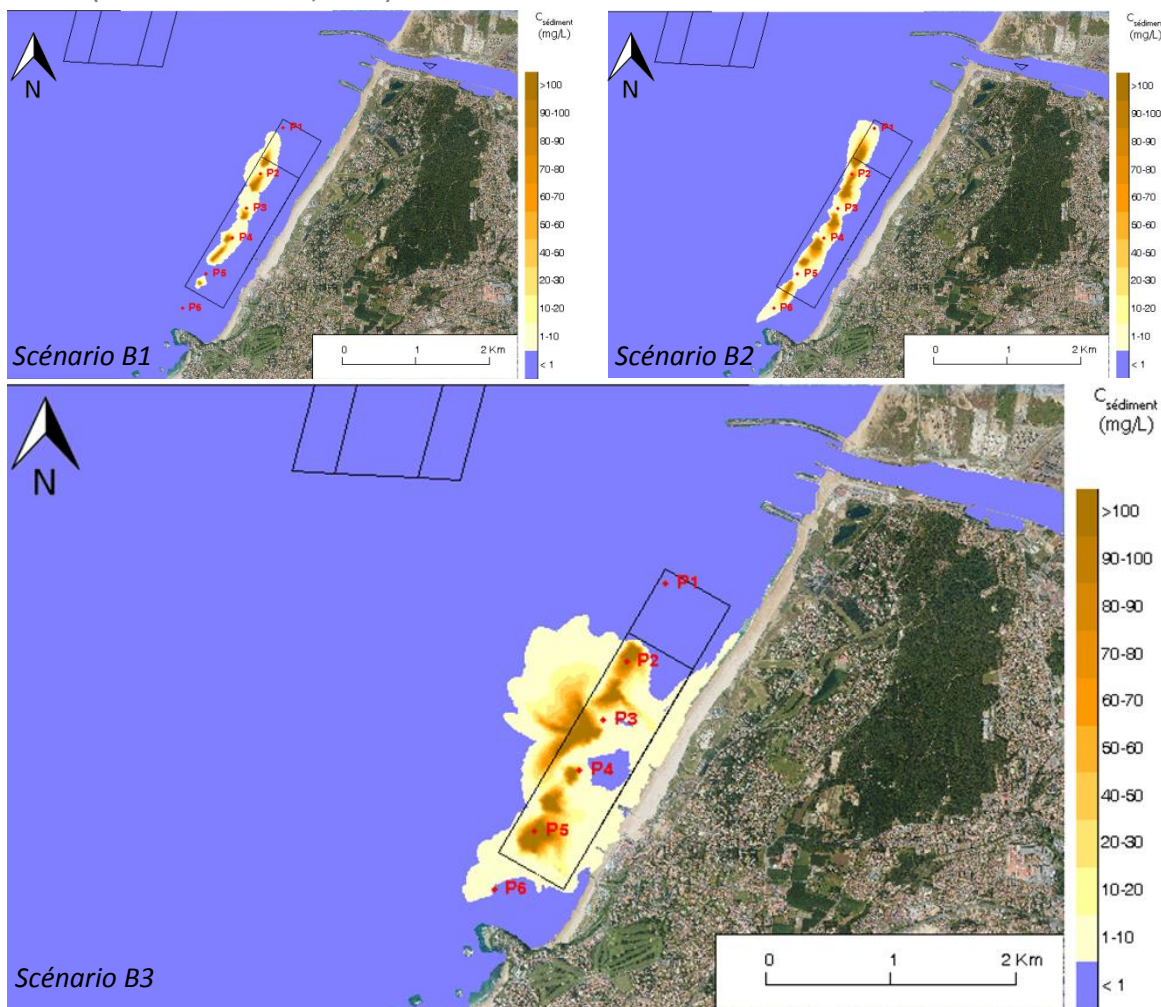


Figure II. 22 : Dispersion des panaches turbides de clapage en zone côtière suite aux simulations des différents scénarios (CASAGEC INGENIERIE, 2014b).

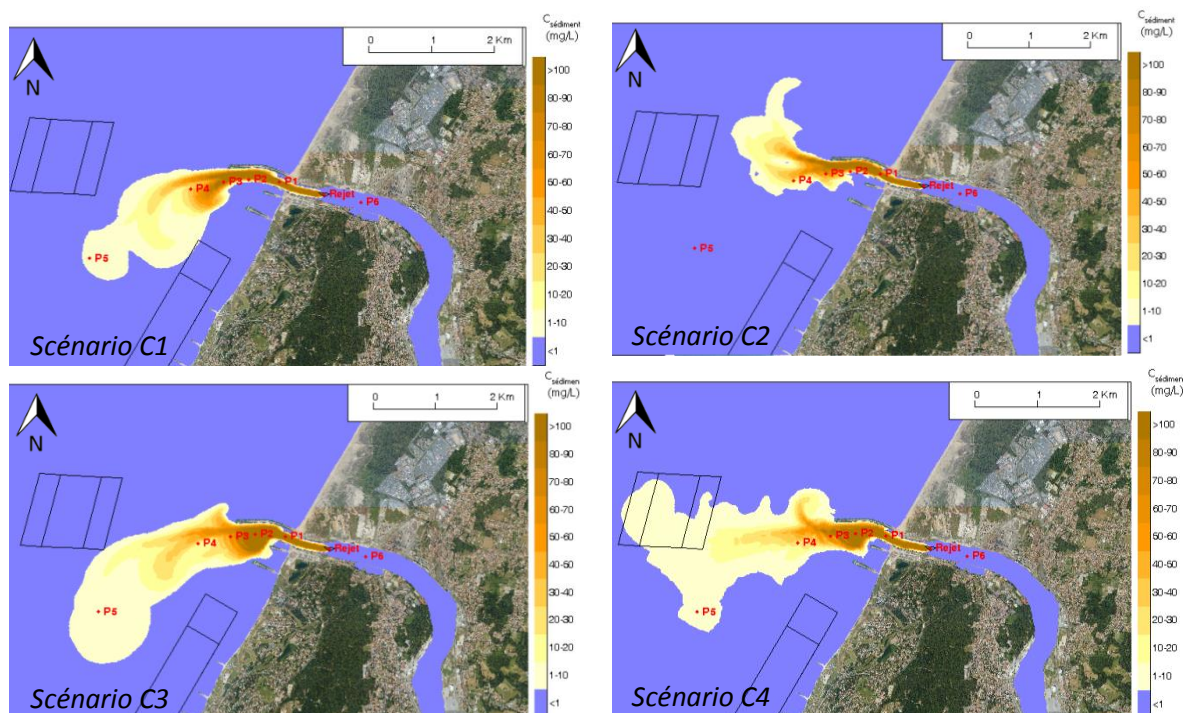


Figure II. 23 : Dispersion des panaches turbides de clapage en zone interne suite aux simulations des différents scénarios (CASAGEC INGENIERIE, 2014b).

➤ Etat des sédiments

Le CCI BPB, gestionnaire du port de Bayonne, met en œuvre régulièrement des campagnes de prélèvements à la benne preneuse visant à s'assurer de la qualité des futurs déblais. Les analyses effectuées portent sur les paramètres physiques généraux (granulométrie, densité, taux de matière sèche, Carbone Organique total), les nutriments (Azote Kjeldahl et Phosphore), les contaminants chimiques (éléments traces métalliques, polychlorobiphényles-PCB, hydrocarbures aromatiques polycycliques-HAP et organoétains-TBT) ainsi que les paramètres microbiologiques (*E.coli* et entérocoques) conformément aux prescriptions de la circulaire du 14 juin 2000⁵. Ces analyses sont ensuite comparées aux seuils de référence N1 et N2 établis par le Groupe d'Étude et d'Observation sur les Dragages et l'Environnement (GEODE) et repris dans l'arrêté du 09/08/2006, complété par celui du 08 février 2013 et du 17 juillet 2014.

L'embouchure se caractérise par la large dominance des sables moyens à grossiers (plus de 80% des particules présentent un diamètre compris entre 200 et 2 000 μm), exempts de toute contamination chimique. La proportion de fines (particules de diamètre inférieurs à 63 μm) y reste systématiquement inférieure à 2%.

Le chenal et la zone d'évitage de Saint Bernard se composent de matériaux sablo-vaseux à vase-sableux avec une proportion majoritaire de sables grossiers et un taux de fines variable. Ces matériaux sont exempts de contamination. Les concentrations des paramètres suivis restent en effet systématiquement inférieures au seuil N1.

Au niveau des quais, les matériaux présentent une granulométrie plus fine dominée dans l'ensemble par les pélites (particules de diamètre inférieurs à 63 μm). Des dépassements ponctuels du niveau N1 sont enregistrés au niveau des quais, donnant lieu à des analyses écotoxicologiques complémentaires sur larves d'huîtres (*Magallana gigas*) avant immersion.

⁵ Circulaire relative aux conditions d'utilisation du référentiel de qualité des sédiments marins ou estuariens présents en milieu naturel ou portuaire défini par l'arrêté interministériel du 09/08/2006.

➤ Etat de la faune

Malgré la mise en œuvre d'opérations de dragage et d'immersion depuis des décennies sur le port de Bayonne, aucune étude des communautés benthiques n'est disponible à l'exception des données acquises entre 2012 et 2013 dans le cadre de la demande de renouvellement de l'autorisation de travaux portée par la CCI BPB (Mourguiart *et al.*, 2013). Au regard de ces données acquises saisonnièrement (4 campagnes de prélèvements sur 1 an) au niveau de 20 stations (Figure II. 24) :

- La zone intra-estuarienne se caractérise par l'omniprésence du bivalve *Scrobicularia plana* (55% des observations). Suivent le crustacé isopode *Cyathura carinata* (15%), les annélides polychètes *Streblospio benedicti* (9%), *Hediste diversicolor* (5%), *Heteromastus filiformis* (3%), et les oligochètes (4%). Ces 6 espèces totalisent 90% de l'ensemble des données récoltées.
- Au niveau de l'embouchure de l'Adour, les polychètes *Nephtys hombergii* (17% des observations) et *Lagis koreni* (15% des observations) sont les espèces les plus représentées. Les annélides présentent en effet, à la différence des stations estuariennes, les abondances les plus fortes. Les crustacés sont ensuite le second taxon le plus représenté.
- En zone littorale (intégrant les zones de clapage du large et côtière), les espèces de crustacés sont les plus nombreuses, mais les annélides dominent la zone en termes d'abondance.

Aucun impact clair des opérations n'a été mise en évidence dans le cadre de cette unique étude. L'absence de données antérieures permet en effet difficilement de conclure faute de connaissance des variations naturelles du milieu.

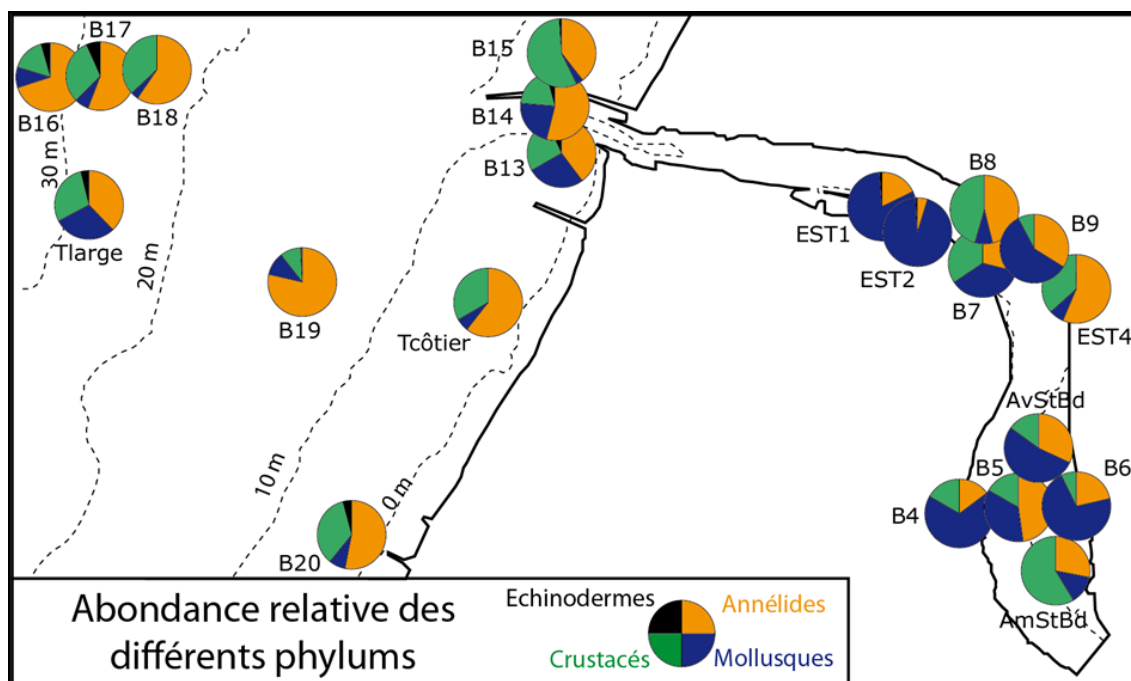


Figure II. 24 : Structure taxonomique moyennée par point échantillonné sur la période juin 2012 – avril 2013 (Mourguiart *et al.*, 2013).

1.3.2.2 Les travaux de dragage et d'immersion des ports de Saint Jean de Luz / Ciboure

Avec des volumes nettement moindres, les ports de Saint Jean de Luz Ciboure entretiennent également leurs profondeurs. La gestion portuaire est découpée entre :

- Le Département des Pyrénées-Atlantiques pour le port de pêche, le chenal d'accès et le port de Socoa ;
- Le Syndicat Intercommunal de Saint Jean de Luz pour le port de Larraldenia.

➤ Organisation des opérations

Les volumes à draguer annuellement varient selon les conditions hydrosédimentaires locales mais restent globalement compris entre 10 000 et 20 000 m³. L'ensemble des déblais est clapé au large de la baie de Saint Jean de Luz (Figure II. 25). Ces opérations sont menées en régie, d'octobre à fin avril, à l'aide du Babeslea (Figure II. 26), navire polyvalent dédié aux services des ports de Saint-Jean-de-Luz/Ciboure et d'Hendaye et équipé d'un puits (65 m³), d'une benne (450 L) et de deux portes à clapets.

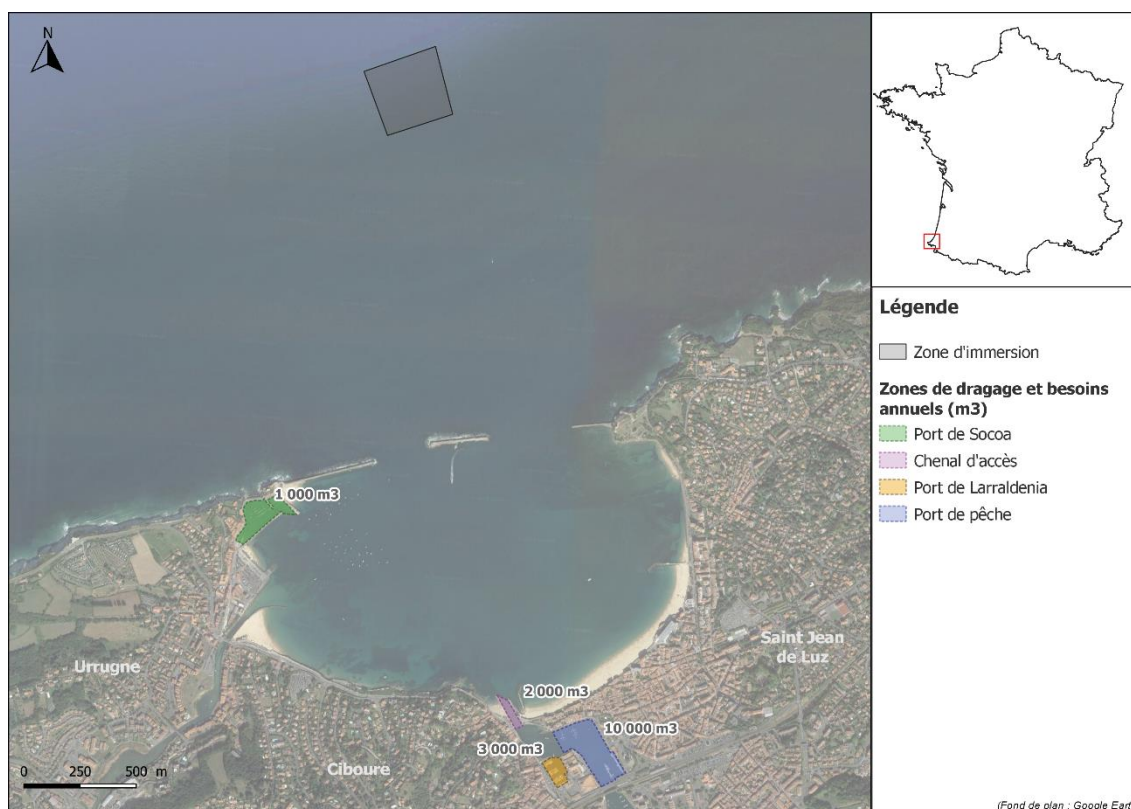


Figure II. 25 : Localisation des zones de dragage et d'immersion des ports de Saint Jean de Luz / Ciboure.

➤ Etat des sédiments

Les sédiments du port de pêche, générant des volumes de dragage réguliers, sont suivis annuellement. Les matériaux extraits et clapés au large sont des vases sableuses présentant une proportion variable de fines en fonction des années. En termes de qualité chimique, des dépassements des seuils N1 sont ponctuellement observés, donnant lieu à des analyses écotoxicologiques complémentaires sur larves d'huitres (*Magallana gigas*) avant immersion.

➤ **Etat de la faune**

Aucune donnée sur le compartiment macrobenthique n'est disponible au sein des zones de dragage et du site d'immersion. Dans le dossier de déclaration loi sur l'eau d'avril 2011 (Idra, 2011), il est fait référence à un inventaire benthique mis en œuvre par le bureau d'études TBM sur 6 stations. Aucun plan d'échantillonnage n'est néanmoins fourni. Il est fait référence à des prélèvements réalisés à l'aide d'une benne Smith quelques semaines après un clapage. Les seuls éléments disponibles font état de la présence de matériaux grossiers où seul un *Galathea intermedia* et 3 espèces de bryozoaires sur les parties les plus grossières des matériaux remontés ont pu être identifiés.



Figure II. 26 : Babeslea (source : <http://www.port-saintjeandeluz-ciboure.com>).

2 Collecte et traitement des données biosédimentaires

2.1 Stratégie d'échantillonnage

2.1.1 Plan d'échantillonnage

2.1.1.1 Localisation des stations de prélèvements

Afin d'appréhender les communautés benthiques de substrat meuble sur le littoral basque dans sa partie française, 45 stations de prélèvements ont été réparties sur les parties aval des trois principaux fleuves côtiers (Adour, Nivelle et Bidassoa) et de leur débouché respectif dans l'océan (Figure II. 27 à Figure II. 29).

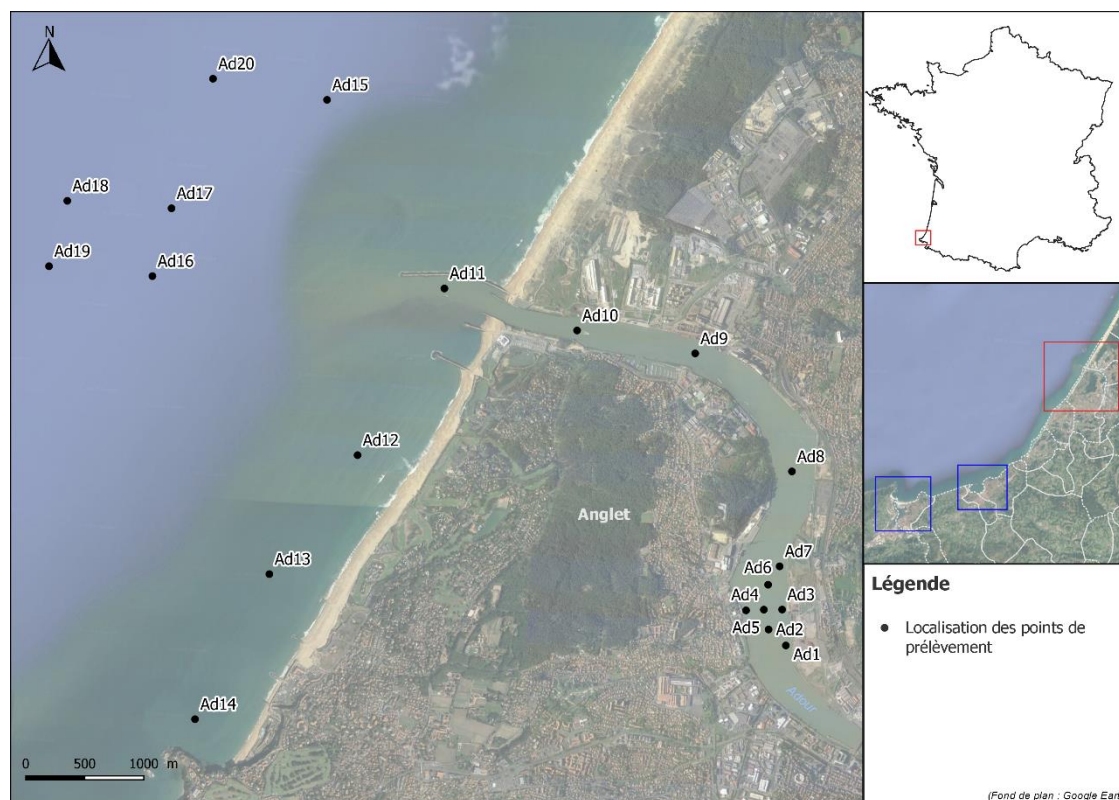


Figure II. 27 : Localisation des 20 stations de prélèvements réparties sur l'estuaire aval de l'Adour et sa zone côtière.

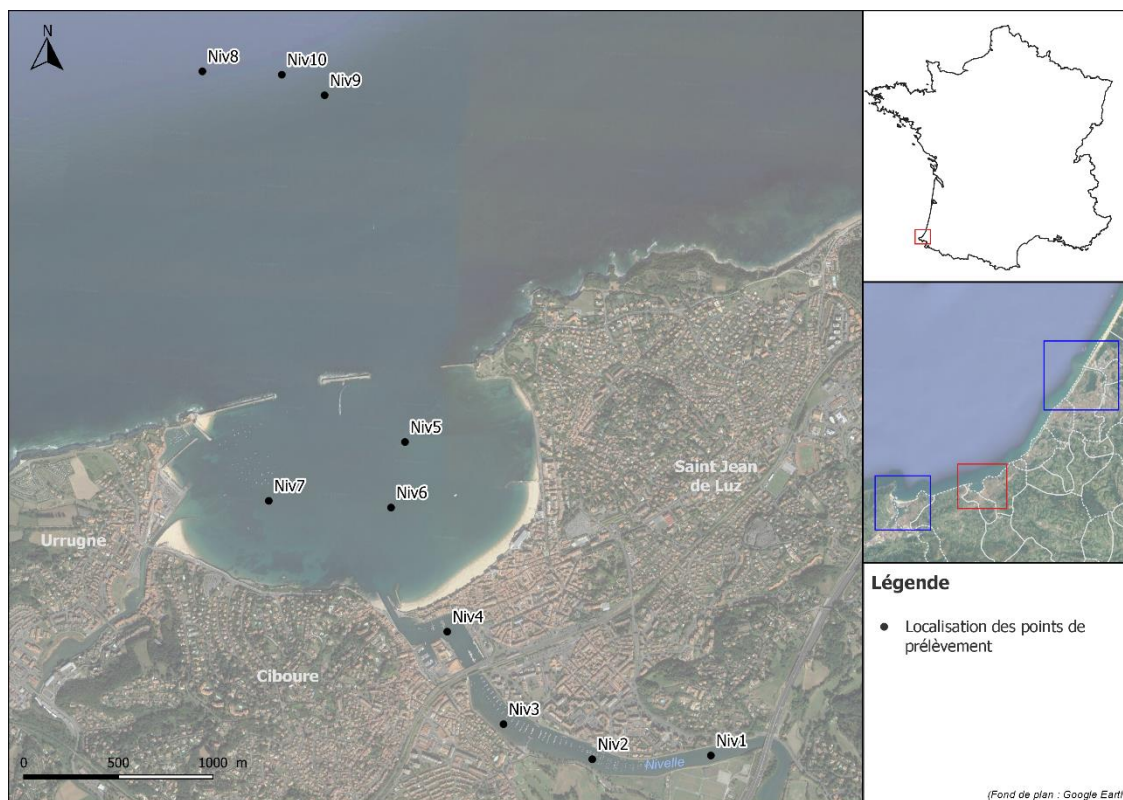


Figure II. 28 : Localisation des 10 stations de prélèvements réparties sur l'estuaire aval de la Nivelle et sa zone côtière.

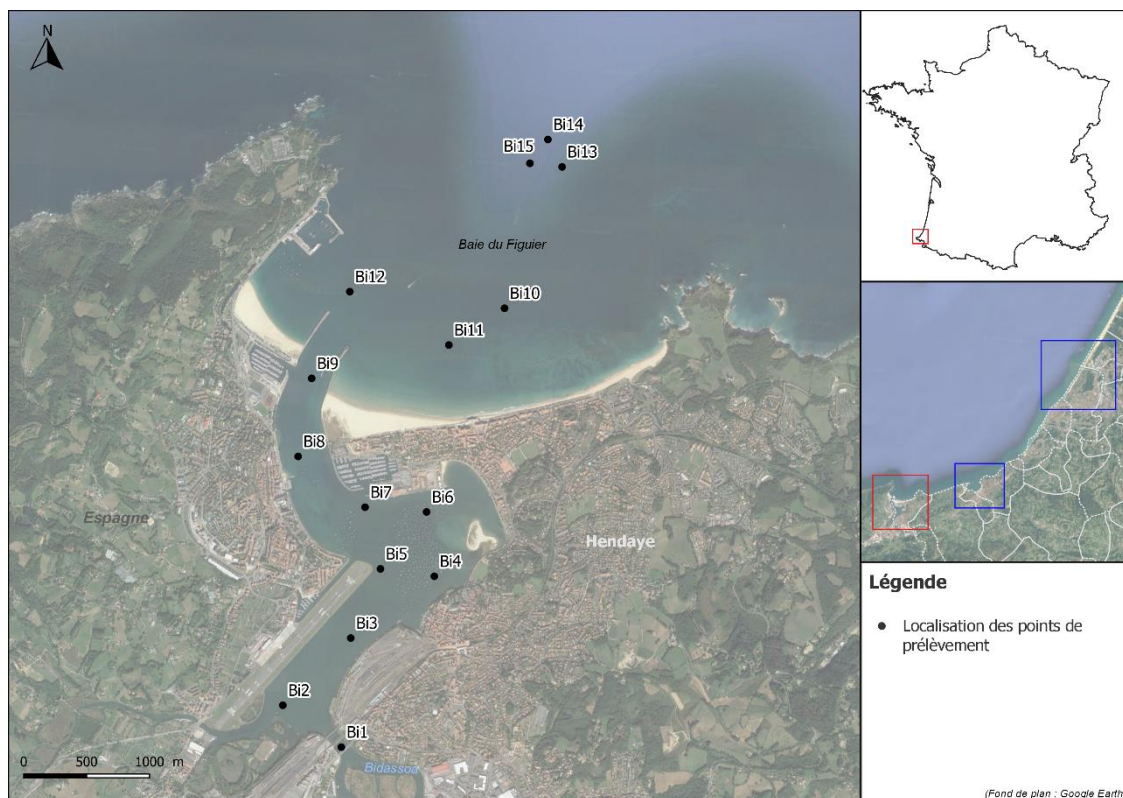


Figure II. 29 : Localisation des 15 stations de prélèvements réparties sur l'estuaire aval de la Bidassoa et sa zone côtière.

2.1.1.2 Caractéristiques prises en compte pour le positionnement des stations

Le positionnement des stations a été défini au regard d'un certain nombre de paramètres, dont notamment :

- La **nature du substrat** : Les stations ont été positionnées systématiquement sur des sédiments meubles sur la base des données bibliographiques disponibles.
- La **bathymétrie** : L'ensemble des 9 stations réparties en proche côtier (Ad12 à Ad14 pour l'Adour, N5 à N7 pour la Nivelle et B10 à B12 pour la Bidassoa) ont toutes été positionnées à équi-profondeurs à des fins de comparaison des communautés benthiques qu'elles abritent (cf. Chapitre III).
- L'**influence des fleuves** : Une attention particulière a été portée, particulièrement pour l'espace côtier situé au large de l'Adour, afin de positionner l'ensemble des stations de prélèvements sous l'influence de son panache turbide (cf. Chapitre IV).
- Les **activités de maintien des profondeurs** : Les stations ont globalement été réparties au sein et en dehors des zones de dragage et d'immersion. Sur la Bidassoa, lors de la définition du plan d'échantillonnage, une étude de dragage était en cours envisageant une immersion des futurs déblais au sein de la baie du Figuiers.

2.1.2 *Protocole de prélèvement sur le terrain*

Au niveau de chaque station, les prélèvements biosédimentaires ont été réalisés à l'aide d'une benne d'échantillonnage biologique adaptée à l'analyse quantitative de l'endofaune benthique de substrat meuble : benne de type Van Veen de surface d'échantillonnage 0,1m² (Figure II. 30).



Figure II. 30 : Benne de prélèvements de type Van Veen.

Sur chaque station :

- 3 prélèvements élémentaires ont été effectués pour l'analyse des macroinvertébrés benthiques,
- 1 prélèvement a été destiné aux analyses sédimentaires (granulométrie et taux de matière organique),

- Un profil température, salinité, oxygène dissous et turbidité devait être effectué le long de la colonne d'eau. Malheureusement, suite à la destruction, lors de la première campagne de terrain, de la sonde multiparamètre dévolue à ces acquisitions, ces données n'ont pas pu être acquises.

L'acceptation ou le rejet des différents échantillons a été fait en fonction de l'épaisseur de morsure de l'outil de prélèvement. Une benne a ainsi été considérée comme valide si l'épaisseur était à minima de 5 cm pour du sable et 7 cm pour de la vase.

Les prélèvements voués aux analyses biologiques ont été tamisés à bord sur un tamis de maille 1 mm afin d'en extraire la macrofaune en présence. Les refus de tamis ont ensuite été fixés à l'éthanol et conservés dans un flaconnage adapté (Figure II. 31).



Figure II. 31 : Phase de tamisage des échantillons dans un bain d'eau de mer.

Les échantillons voués aux analyses physico-chimiques (granulométrie et teneur en matière organique) ont été conservés à l'abri de la lumière dans des glacières équipées de plaques eutectiques et déposés, le jour même, pour analyse au Laboratoire des Pyrénées et des Landes.

2.1.3 Périodes d'échantillonnage et contraintes de mise en œuvre

Les campagnes de prélèvement ont été mises en œuvre saisonnièrement (4 campagnes par an) pendant 2 ans sur l'ensemble des 3 secteurs étudiés (Table II. 10). Une année d'investigations supplémentaires a été mise en œuvre sur l'estuaire de l'Adour afin d'appréhender l'effet de la modification des modalités de dragage (cf. section 1.3.2 p. 44)

Plusieurs contraintes concernant la mise en œuvre des campagnes ont pu être rencontrées au cours de ces années de suivi :

- Les conditions océano-climatiques parfois peu clémentes, rendant difficiles les prélèvements en zone marine notamment,
- Les conditions hydrologiques, les prélèvements estuariens étant effectués au flot afin de permettre une bonne morsure de la benne,
- La gestion des disponibilités des différentes embarcations utilisées (Pilotine Saint Bernard, Balea et Babeslea).

Table II. 10 : Détails des périodes d'échantillonnage sur les différents secteurs étudiés.

N° campagne	Mois	Adour	Nivelle	Bidassoa
C1	Août 2014	X	X	X
C2	Déc. 2014	X	X	X
C3	Mars 2015	X	X	X
C4	Juin 2015	X	X	X
C5	Août 2015	X	X	X
C6	Déc. 2015	X	X	X
C7	Mars 2016	X	X	X
C8	Juin 2016	X	X	X
C9	Août 2016	X	-	-
C10	Déc. 2016	X	-	-
C11	Mars 2017	X	-	-
C12	Juin 2017	X	-	-

2.2 Traitement des échantillons biologiques

Au laboratoire, les échantillons fixés ont été rincés à l'eau douce sur un tamis d'ouverture de maille inférieure à celle utilisée sur le terrain. Le tri a été réalisé sous loupe afin de séparer la faune des débris et particules sédimentaires. Les individus ainsi triés ont dans un premier temps été séparés par embranchement et stockés dans une solution d'éthanol.

Les invertébrés échantillonnés ont ensuite été identifiés jusqu'à l'espèce et dénombrés sous lampe binoculaire et microscope. L'identification des taxons a été réalisée au niveau le plus fin possible, en fonction de la nature et de l'état des animaux.

Une liste de l'ensemble des taxons identifiés est fournie en annexe 1.



Figure II. 32 : Exemples d'invertébrés benthiques composant la macrofaune benthique du littoral basque.

2.3 Traitement des échantillons sédimentaires

L'ensemble des analyses sédimentaires a été effectué par le laboratoire des Pyrénées et des Landes.

2.3.1 Composition granulométrique

Le tamisage des échantillons a été effectué sur une colonne de tamis. Les différentes classes granulométriques définies s'appuient sur la classification de Wentworth (1922) modifiée par Folk (1954), Folk et Ward (1957) et Folk (1966) :

- Fines (<63 µm),
- Sables très fins (63 µm à 125 µm),
- Sables fins (125 µm à 250 µm),
- Sables moyens (250 µm à 500 µm),
- Sables grossiers (500 µm à 1 mm),
- Sables très grossiers (1 mm à 2 mm),
- Gravier (2 mm à 64 mm).

2.3.2 Taux de matière organique

La matière organique présente dans les échantillons a été mesurée par la méthode dite de perte au feu. Après un séchage à l'étuve à 60°C pendant 48h, une fraction de chacun des échantillons pesée exactement (Pds sec, g) a été placée dans une coupelle en aluminium pré-pesée (Pds vide, g) avant d'être mise au four pendant 6 heures à 450°C puis pesée à nouveau (Pds calciné, g). La différence de masse, avant et après calcination, correspond au poids de matière organique calcinée. Ce dernier est exprimé en pourcentage du poids de sédiment sec :

$$\text{Teneur en MO (\%)} = \left[\frac{(\text{Pds sec} - \text{Pds vide}) * (\text{Pds calciné} - \text{Pds vide})}{(\text{Pds sec} - \text{Pds vide})} \right] * 100$$

3 Exploitation des modèles numériques d'agitation existants pour la définition des conditions hydrodynamiques

Afin d'appréhender les climats de houle au niveau des différentes stations de prélèvement lors des différentes campagnes d'échantillonnage, le modèle opérationnel développé par CASAGEC INGENIERIE (Dugor *et al.*, 2010) et présenté précédemment, a été utilisé.

Les données de forçage au large sont issues de la base de données HOMERE réalisée avec le code de calcul WAVEWATCH III (Lasare et Dumas, 2008 ; Tolman, 2002) et forcée avec les champs de vents ECMWF (European Center for Medium-Range Weather Forecasts).

CHAPITRE III – STRUCTURE ET REPARTITION DES
COMMUNAUTES MACROBENTHIQUES DE SUBSTRATS
MEUBLES A L'INTERFACE ESTUAIRE/OCEAN :
EVOLUTION SPATIO-TEMPORELLE ET REPARTITION DES
COMMUNAUTES FACE A DES NIVEAUX D'EXPOSITION
ET D'APPORTS ESTUARIENS DIFFERENTS

Ce chapitre présente le traitement de données acquises au niveau de plusieurs stations proches côtières, situées à équiprofondeur mais soumises à des niveaux d'exposition hydrodynamique différents (vagues et apports fluviaux). Il fournit une caractérisation des communautés macrobenthiques de substrat meuble de ces milieux infralittoraux fortement exposés et identifie les facteurs environnementaux qui conditionnent leur répartition spatiale. En outre, il conduit à une discussion sur leur stabilité/instabilité temporelle.

HYDRODYNAMIC CONDITIONS EFFECTS ON SOFT-BOTTOM SUBTIDAL NEARSHORE BENTHIC COMMUNITY STRUCTURE AND DISTRIBUTION

Clémence Foulquier^{1, 2}, Julien Baills¹, Alison Arraud¹, Frank D'Amico², Hugues Blanchet³, Didier Rihouey¹ and Noëlle Bru²

¹ CASAGEC INGENIERIE, 18 rue Maryse Bastié, 64600 Anglet, France

² CNRS / UNIV PAU & PAYS ADOUR/ E2S UPPA, LABORATOIRE DE MATHEMATIQUES ET DE LEURSAPPLICATIONS DE PAU, UMR 5142 64600, Anglet, France

³ Université de Bordeaux, UMR 5805 EPOC, Station Marine d'Arcachon, 2 Rue du Professeur Jolyet, 33120 Arcachon, France

Manuscrit publié dans la revue Journal of Marine Biology

Abstract

This study assesses the impacts of wave action and freshwater outflow on soft-bottom benthic macrofauna spatial distribution and temporal stability along the highly exposed French Basque coast. Sediment characteristics and macrofauna abundance have been seasonally investigated during two years for nine stations located at the same (6 m) depth and spread over three subtidal sites showing distinct exposure levels. Wave climate has been determined through an operational numerical model. A total of 121 taxa were recorded, gathered in three main faunal assemblages, as revealed by classification and ordination methods. Non-parametric multivariate multiple regression (distance-based linear model) showed that the variations in macrofaunal distribution can be explained by hydrodynamic conditions. Wave exposure strongly linked to estuarine inputs were the most relevant abiotic factors influencing distributional patterns and functional structure as described by biological traits analysis. Despite the influence of these abiotic variables affecting sedimentary dynamics, seasonal stability was observed in macrobenthic assemblages composition suggesting an ability to recover from natural disturbances such as (e.g.) winter storms. In this way, these results provide baseline knowledge for future ecosystem and resource management in shallow subtidal areas strongly exposed to swell and freshwater outflow where soft-bottom macrozoobenthic communities are less frequently studied.

Keywords

Wave climate, estuarine inputs; macrobenthos; French Basque Country; Anglet coast; Saint Jean de Luz Bay; Hendaye Bay; PCO; SIMPER; DISTLM; RLQ; PERMDISP.

1 Introduction

With the European Directives (Water Framework and Marine Strategy) adoption, ambitious objectives for the conservation and the restoration of the state of water bodies have been fixed. In order to establish the ecological quality of European coastal and estuarine waters, the Water Framework Directive emphasizes the importance of biological indicators, such as phytoplankton, macroalgae, benthos and fishes (Borja *et al.*, 2004a; Garmendia *et al.*, 2008). More particularly, macrobenthic fauna is an important component of marine ecological systems being involved in nutrients cycling, pollutant metabolism and constituting a food source for higher trophic levels (Snelgrove, 1998; Constable, 1999). Macrobenthos are also known to be an effective indicator. Due to their longevity, sedentary nature, different tolerances to environmental stress, intermediate trophic level positions and close association with the substrate, benthic macrofauna integrates effects of environmental variations and provides a relatively clear signal, susceptible to detect a disturbance on the ecosystem (Pearson and Rosenberg, 1978; Glémarec and Hily, 1981; Dauer, 1993; Dauvin, 1993; Borja *et al.*, 2000).

Assessing variability in biodiversity along environmental gradients and identifying factors responsible for spatial patterns in macrofaunal assemblages are a central theme in marine benthic ecology (Dutertre *et al.*, 2013; Blanchet *et al.*, 2014). Since Petersen's study (1918), studies conducted worldwide consider sediment characteristics as a major explanatory factor of benthic macrofauna distribution (Jones, 1950; Hily, 1987; Bachelet *et al.*, 1996; Blanchet, 2005; Martins *et al.*, 2013; Dauvin *et al.*, 2017). Moreover, at broader spatial scales, other natural environmental factors such as the hydrodynamic conditions (including freshwater outflow and wave action) seems to directly or indirectly control the presence and abundance of macrobenthos (Dauvin *et al.*, 2004, Schüchel and al., 2015). Water movements through transport of sediment and organic material, strongly affect soft-bottom community by smothering immobile forms or forcing mobile forms to migrate, altering grain size distribution, impacting light penetration and primary productivity, alternating episodic erosion and deposition processes (Rhoads *et al.*, 1985; Ayukai and Wolanski, 1997; Akoumianaki *et al.*, 2013). These natural physical disturbances impact the structure of macrobenthic communities and also their functional responses to important ecosystem processes, such as resource usage (nutrients recycling), feeding interactions (trophic structure), habitat building organisms (ecosystem engineering, biogenic structures), bioaccumulation (body size, growth rate, longevity) and sediment properties (tube-building, burrowing activities) (Bremner *et al.*, 2003; Bremner, 2008; Kristensen *et al.*, 2012; Piló *et al.*, 2016; Carvalho *et al.*, 2018). Therefore, hydrodynamic conditions, as natural physical disturbances, determine the colonization of a given habitat (Ayukai and Wolanski, 1997), the later interactions between individuals (Snelgrove and Butman, 1994) and consequently shape macrobenthic community (Rhoads *et al.*, 1985; Aller and Aller, 1986; Aller and Stupakoff, 1996; Akoumianaki *et al.*, 2013; Carvalho *et al.*, 2018).

Acting within different scale of time, from daily to seasonal variations, natural physical factors such as hydrodynamic conditions and their associated sedimentological processes may cause both press and pulse types of disturbance (Harris, 2014). Press-disturbance process causes troubles by acting over a prolonged period of time that is intolerable to benthos. The intermediate frequency and persistence of the disturbance pressure are higher than the endurance and rate of ecological succession of the biota. On the other hand, pulse process causes a disturbance by exceeding a threshold above which benthos are unable to remain

attached to the seabed or are buried under rapidly deposited sediment. On the continental shelf, press-type disturbances include the sustained period of elevated turbidity that follows a storm or a flood event (Ogston *et al.*, 2000; Cardoso *et al.*, 2008; Nishijima *et al.*, 2013), and pulse-type processes include the mobilization of bottom sediments by storms (Harris and Heap, 2009; Hughes *et al.*, 2009). Ecosystems with strong physical constraints (*i.e.* estuaries, shallow habitats) are characterized by low diversity (e.g. species richness) and species with an inherent ecological plasticity allowing them to sustain their domain of stability when facing external disturbances (Holling, 1973; Bolam and Rees, 2003; Davic, 2003; Cumming *et al.*, 2005). Thus, they are also expected to recover quickly following a disturbance than communities in more stable environments such as deep habitats (Marmin, 2013).

The Basque country is exposed to strong swell because of its location in the innermost part of the Bay of Biscay and the small width of the continental shelf. This coast is additionally bordered by the estuary of Adour in the North and many small mountainous coastal rivers in the South contributing to a huge proportion of the sediment fluxes into the Bay of Biscay (Maneux *et al.*, 1999). Numerous studies of soft-bottom macrobenthic community have been conducted along the estuaries and the continental shelf of the Spanish coast (Rallo *et al.*, 1988; Borja, 1989; San Vicente and Sorbe, 1993; Borja *et al.*, 1995, 1998; Sátiz-Salinas and Urkiaga, 1997; García-Arberas, 1999; García-Arberas and Rallo, 2000, 2001; Martínez *et al.*, 2001). These communities have been surveyed less frequently for coastal sandy beaches (Borja *et al.*, 2004b). In these nearshore areas, rocky substrates are indeed more documented than soft-substratum (Huguenin *et al.*, 2018). Regarding the high level of anthropogenic threats and disturbance within these ecotonal zones, and the requirements of EU directives, studies such as the current one are essential to provide baseline knowledge that can be enhanced for a sustainable management on these areas (Rufino *et al.*, 2017). Indeed, the major constraints to implement conservation strategies in marine ecosystems are the general lack of baseline data prior to impacts and substantial gaps in the current knowledge of natural patterns of variability of their assemblages which are intrinsically variable (Claudet and Fraschetti, 2010; Schückel *et al.*, 2015; Veiga and al., 2017). Moreover, assessing the main natural environmental factors that shape spatial patterns of macrobenthic assemblages and their temporal stability will help to discriminate between natural and anthropogenic changes (Glockzin and Zettler, 2008; Dutertre *et al.*, 2013) and to appreciate their resilience in a context of applied ecological research expansion on the macrobenthic communities residing in coastal and estuarine areas (Le Bris and Glémarec, 1996; Desroy *et al.*, 2003; Ysebaert and Herman, 2002; Veiga *et al.*, 2017). Therefore, the aims of this study were to characterize the ecotonal macrobenthic nearshore soft-bottom communities in an area strongly exposed to wave and estuarine inputs, determine natural environmental factors that shape spatial patterns and discuss their temporal stability. To achieve these aims, first spatial patterns of sediment features, wave climate, estuarine inputs and macrobenthic assemblages were described within three sites located at the same depth and showing distinct hydrodynamic conditions (exposed coast: Anglet coast, semi-enclosed bay: Saint-Jean-de-Luz Bay, opened bay: Hendaye Bay). Then the relationship between spatial distribution patterns of macrobenthos and those of environmental factors were investigated using multivariate statistical approaches. This will allow identifying useful predictor variables and relating them to biological traits along shallow strongly exposed sandy subtidal coasts, such as the French Basque coast. Finally, the temporal patterns of macrobenthic assemblages were evaluated through time for the whole nearshore area from 2014 to 2016.

2 Material and methods

2.1 Study area

This study was conducted along the French Basque coast, located at the south western part of the French atlantic coast (Figure III. 1). In this area, tide is semi-diurnal and mesotidal, ranging from 1.85 to 3.85 m. Waves predominantly come from the West-North West direction with a 10-s peak period and a 2-m average significant wave height (Augris *et al.*, 2009).

The studied area is subjected to the influence of three main rivers which are, from the north to the south: the Adour River, the Nivelle River and the Bidassoa River. The Nivelle and Bidassoa Rivers, subjected to flash floods, are considered as torrential rivers regarding to their watershed slopes (Maneux *et al.*, 1999). By contrast the Adour river is characterized by a relatively flatter and larger watershed. In terms of sediment discharge, the Nivelle and Bidassoa solid flow are ten times less important than Adour sediment discharge (Prego *et al.*, 2008; Coynel *et al.*, 2005).

2.2 Sampling procedure and laboratory analyses

To assess how wave conditions impact subtidal soft-bottom macrozoobenthic communities, three sites (Anglet coast, Saint Jean de Luz Bay, Hendaye Bay, see Figure III. 1) subjected to different estuarine inputs and wave exposure levels were seasonally investigated between August 2014 and June 2016. At each of the four seasons (August, December, March and June) the three location were sampled for a total of eight sampling campaigns per station during the two years studied (sampling dates available in supplementary materials Table S1). The nine sampling stations (three per sites) were located at the same depth (-6 m chart datum).

To assess the macrobenthic assemblages, three sediment samples were collected using a van Veen grab (0.1 m²). Grab contents were sieved through a 1 mm mesh size. Material retained on the sieve was directly fixed in ethanol (99.9%) for later identification to the lowest taxonomic level (predominantly species) and enumeration in the laboratory. The World Register of Marine Species (WORMS, 2017) was used to check and harmonize species names.

For the sediment analysis, a very small sub-sample of each collected grab was used for the determination of both sediments organic matter content and sediments grain size analyses.

2.3 Environnemental data

2.3.1 Wave climate

Wave climate was determined for each station and between each field campaign from a SWAN operational model developed within the European project Littoral, Ocean and Rivers of Euskadi-Aquitaine (LOREA). Detailed model setup and validation results were further described in Dugor *et al.* (2010). The model boundaries were forced by HOMERE sea-states hindcast database, based on WAVEWATCH III model. Wind data were provided by the ECMWF (European Center for Medium-Range Weather Forecasts). A nesting strategy allowed making the transition between offshore and coastal models over three successional grids: a regional grid, an intermediate grid and finally three local grids with a 20 m resolution around studied sites. Four wave parameters were obtained in order to describe wave climate: mean significant wave height ($H_{s_{mean}}$), maximum significant wave height ($H_{s_{max}}$), mean bottom orbital velocity ($U_{br_{mean}}$) and maximum bottom orbital velocity ($U_{br_{max}}$). The wave climate characterization was carried out for the period preceding each sampling campaign.

The three-dimensional ECOMARS model (Tolman, 2002; Lasure and Dumas, 2008), as performed by Dutertre *et al.* (2013) at a larger scale, was not used in this study. Resolution grid (3 km) was not adapted to represent hydrological variations within the three sampled sites, where stations were spaced from 400 m in the Saint Jean de Luz Bay to 1.3 km along the Anglet coast.

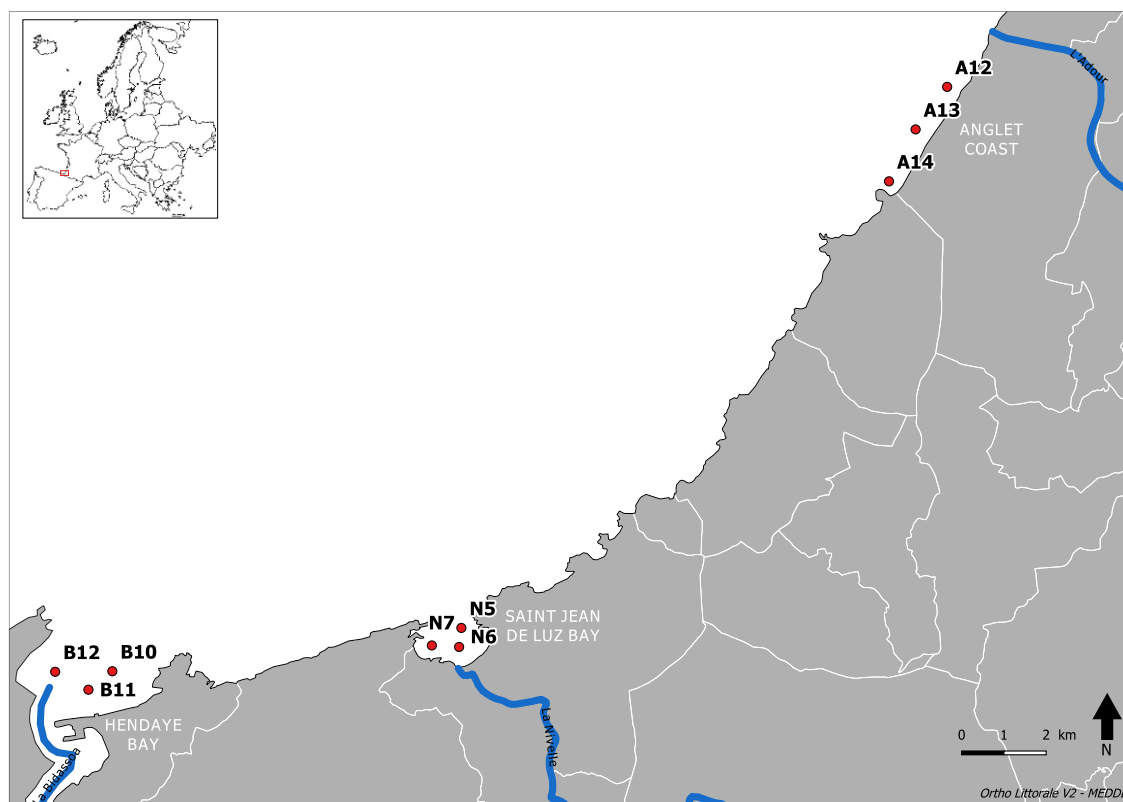


Figure III. 1: Geographical location of the sampling sites along the French Basque Coast.

2.3.2 Sediment characterization

Data used for sediment characterisation were treated as percentages for each grain size categories determined using a sieve shaker. The following sedimentary fractions were considered based on the classification of Wentworth (1922) modified by Folk (1954), Folk and Ward (1957) and Folk (1966): “GR” gravel and pebble (>2 mm), “VCS” very coarse sand (1-2 mm), “CS” coarse sand (0.5-1 mm), “MS” medium sand (0.25-0.5 mm), “FS” fine sand (0.125-0.25 mm), “VFS” very fine sand (0.063-0.125 mm) and “F” silt & clay (<0.063 mm). The diameter corresponding to the average grain size of sediment particles (D50) and the sorting index (So, Trask, 1930) were calculated using a MATLAB routine for each station and each field campaign. D50 was expressed in the phi (ϕ) scale originally developed by Krumbein (1934) in order to simplify statistical analyses. Organic matter (“OM”) content was estimated by loss of ignition (450°C, 6H) and was also treated as percentage of sediments weight.

2.3.3 Estuarine inputs

The study area is influenced by three main rivers which are, from the north to the south: the Adour River, the Nivelle River and the Bidassoa River. To take into account estuarine influence, mean and maximal river discharge (respectively “ Q_{mean} ” and “ Q_{max} ”) were retrieved between each field campaign from the French water information system database (<http://www.hydro.eaufrance.fr/>) and from the Confederación Hidrográfica del Cantábrico

(<http://www.chcantabrico.es/>). Distance between each sampling station and the river mouth (“DistMouth”) was also determined as a proxy of salinity level and freshwater influence (with reference to freshwater input; Table III. 1).

Table III. 1: Distance between the sampling stations and the river mouth for each site.

Location	Anglet coast			St Jean-de-Luz Bay			Hendaye Bay		
	A12	A13	A14	N5	N6	N7	B10	B11	B12
Distance to the river mouth (km)	1.8	3.0	4.4	0.8	0.5	0.8	1.4	0.9	0.4

2.4 Data analysis

2.4.1 Environmental variables

Analyses of variance (ANOVA) were performed using R Software to test for difference in environmental variables among localities. These analyses were based on a one-way model, including locality as fixed factor with three levels. Assumptions of data normality and homogeneity of variances were previously assessed using Shapiro-Wilk and Levene' test, respectively. Whenever ANOVA's assumptions were not met, a non-parametric one-way analysis of variance was performed (Kruskal Wallis' H test). Post-hoc pairwise multiple comparisons were performed using the Tukey test whenever ANOVA showed significant differences ($p < 0.05$) and the Nemenyi test was used following non-parametric one-way analysis of variance.

2.4.2 Macrobenthic communities

2.4.2.1 Spatial distribution of soft-bottom communities

The structure of the macrobenthic community was investigated using multivariate techniques provided by PRIMER software (Clarke and Gorley, 2006). Original data consisted of a 'stations × species' matrix which was obtained after removing rare species. Species were considered as rare when they only appear in a single station and with a contribution to the station total abundance lower than 5%. Abundance data were $\log(x+1)$ -transformed prior to analysis.

Similarity relationships between stations of all biotic data results (eight sampling dates) were determined using the Bray-Curtis coefficient (Bray and Curtis, 1957). The objective was to assess the spatial distributions of soft-bottom communities taking into account temporal variability of the macrobenthic community at each sampling station. Therefore, a similarity matrix was first computed for all the station-date. This matrix was then used to compute the matrix of distance among sampling stations centroids using the “distance among-centroids” routine in PRIMER. This procedure allows for comparing the different sampling stations (the centroids) while integrating each stations variability obtained through the different seasonal sampling campaigns (each data point that were used to determine the centroids). The matrix of distance among centroids obtained was used to perform a hierarchical cluster analysis using group-average clustering (in accordance with Legendre and Legendre, 1984) in order to identify groups of stations displaying similar fauna. A Principal Coordinate Analysis (PCO) was also performed on the stations centroids to show the defined groups in a two-dimensional space (Anderson *et al.*, 2008). Each benthic assemblage, resulting from the multivariate analyses, was then characterized by its species richness (S), density of individuals (N), Shannon's diversity index (H' , \log), and Pielou's evenness index (J'). A similarity percentages (SIMPER) analysis was finally used to determine contributions of each species to the Bray-Curtis similarity within each of the groups.

Relations between environmental variables and benthic community distribution was assessed using distance-based linear models (DISTLM) which consists in partitioning variability in the dissimilarity matrix according to environmental variables as predictors (Anderson *et al.*, 2008). Ten environmental variables were taken into account: wave climate through mean significant wave height, maximum significant wave height, mean bottom orbital velocity and maximum bottom orbital velocity; estuarine inputs through mean and maximal river discharges and distance to the river mouth and, finally, sediments variables as D50, sorting index and organic content. These relations were assessed using the PERMANOVA + add-on (Anderson *et al.*, 2008) of the PRIMER software. Prior to these analyses, a selection of variables was performed by selecting among the variables displaying high level of Spearman rank correlation coefficient (≥ 0.9 , disregarding the sign of the coefficient).

RLQ analyses were performed to relate environmental variables with a significant influence on macrofauna distribution (coming from the DISTLM results) to biological traits (Dolédéc *et al.*, 1996; Kleyer *et al.*, 2012). This method requires the generation of three different data tables: the R table gathering information of the significant environmental variables per site and sampling dates according to the DISTLM results, the L table with the abundance of each species in every samples for different dates and the Q table composed of biological trait data (Dolédéc *et al.*, 1996; Luck *et al.*, 2012; Piló *et al.*, 2016). Information about functional traits was compiled by gathering information from several literature sources: species identification guides, research papers and web database. The main limitation of Biological traits analysis (BTA) is the occurrence of gaps in the knowledge of some species' biology (Piló *et al.*, 2016; Munari, 2013). To minimize this aspect the list of species in the BTA analysis was reduced without causing the loss of analysis integrity. Thus, from a total number of 121 taxa, 101 species were considered which contributed to 95.5% of the total abundance observed. All species characteristics of faunal assemblages determined by SIMPER procedure showed biological traits description. Each trait was divided into a maximum of five modalities representing different categories of a trait displayed by the considered organisms (Table III. 2). The open source software R and the Ade4 package (Dray *et al.*, 2003) were used to perform the RLQ analysis.

2.4.2.2 Temporal stability of the observed faunal patterns

In order to measure the temporal variation in faunal assemblages at the scale of the whole nearshore area, the abundances of individual taxa were averaged across the sampling stations for each faunal assemblage at each sampling time (8 field campaigns). For each assemblage, patterns of dissimilarity through time were visualized using a Principal Coordinate Analysis (PCO) of the assemblage x time centroids. The temporal variability (dispersion) of each assemblage was quantified as the average Bray-Curtis dissimilarity among time points. These dispersions were formally compared among the 3 assemblages using a permutation test of dispersion with 9999 permutations (PERMDISP, see Anderson, 2006). This approach directly compared temporal variation in the community structure of whole assemblages of the nearshore area. In addition, to compare the station-level temporal variation among assemblages, the average and the standard error of temporal variation calculated from the stations were plotted for each faunal assemblage.

Table III. 2: List of macrobenthic functional traits evaluated in the present study exhibiting different modalities.

Functional traits	Traits modalities	Labels
Trophic group	Carnivore (including scavengers and predators)	C
	Sub-surface deposit-feeder	SSDF
	Surface deposit-feeder	SDF
	Suspension-feeder	SF
	Herbivore	H
Motility	Sessile	SESSILE
	Burrower	BURROW
	Crawler	CRAWL
	Walker	WALK
	Swimmer	SWIM
Living habitat	Infauna	SED
	Demersal fauna	DEMERSAL
	Free-living epifauna	FREE
AMBI ecological group	Species very sensitive to disturbance	GI
	Species indifferent to disturbance	GII
	Species tolerant to disturbance	GIII
	Second-order opportunistic species	GIV
	First-order opportunistic species	GV

3 Results

3.1 Environmental variables

3.1.1 Wave climate

Data on wave regime are compiled in Figure III. 2. The one-way ANOVA and multiple comparisons for the wave exposure level are available in supplementary material (Tables S2a, b). Significant differences among the 3 localities were observed for the four wave parameters. Wave exposure was higher along the exposed Anglet coast (range 0.78 - 1.96 m), intermediate in the opened Hendaye Bay (range 0.47 - 1.33 m) and relatively low in the semi-enclosed Saint Jean de Luz Bay (range 0.28 - 0.78 m).

There was no significant difference of wave climate among the sampled stations within each of the three sites (Tables S3, S4 and S5).

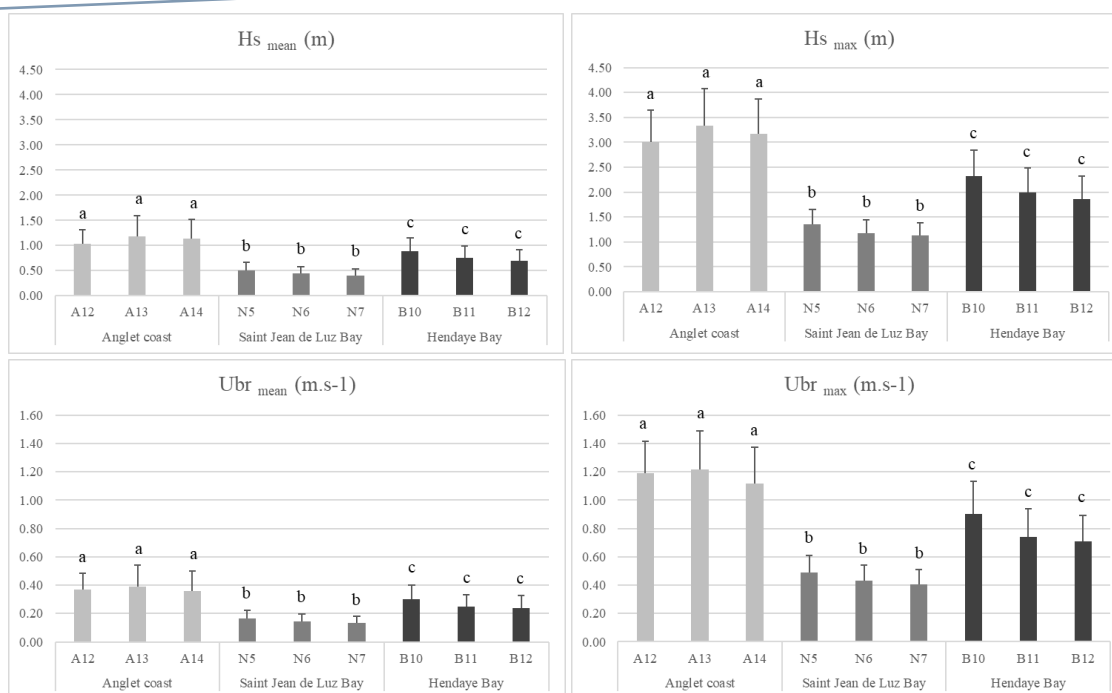


Figure III. 2: Four wave variables in the three exposed sites. The error bars represent the standard deviation for each station during the eight sampling campaigns. Different letters indicate statistically significant differences ($P<0.01$).

3.1.2 Sediment features

Data on sediment composition and organic matter content (OM) were compiled for each station during the eight field campaigns (Table III. 3). The one-way ANOVA and multiple comparisons tests for sediment parameters among the three localities are available in supplementary material (Tables S6 a,b). Significant differences were observed for all sedimentary parameters excepted for gravel content. Post hoc analyses indicated that grain size along the Anglet coast was significantly coarser and globally better sorted than in the remaining localities. Additionally, the Anglet coasts stations showed a significantly lower concentration of OM in sediments.

Along the Anglet coast, the northern station (A12) consisted in clean medium to fine sands with gravels and coarse sands whereas the two other stations (A13, A14) consisted in clean fine sands. The mean level of OM was lower than 1% at all stations in the Anglet coast (Table III. 3). In the Saint-Jean-de-Luz Bay, the eastern station sediments (N5) consisted in slightly muddy heterogeneous sand, clearly coarser than the 2 other stations which consisted in muddy fine sands. Organic matter content was relatively high, with an average up to 5% (Table III. 3). In the Hendaye Bay, the station located closer to the river mouth (B11) showed the highest proportion of silt and clay fraction (up to 10%) close to the one observed in the western part of the Saint Jean de Luz Bay. This station contained also the highest level of OM (Table III. 3) compared to the two others sampled in this site. These differences among sedimentary features were significant within the Saint Jean de Luz and Hendaye sampled stations (Table S7 to S9 in supplementary material).

Table III. 3: Grain size (%), organic matter content (%) and the Sorting Index for each station during the different campaigns along the Anglet coast and within the Saint Jean de Luz and the Hendaye Bays. The standard deviation is calculated for each sedimentary parameter in each station during the eight sampling campaigns.

	Anglet coast			Saint Jean de Luz Bay			Hendaye Bay		
	A12	A13	A14	N5	N6	N7	B10	B11	B12
S&C (%)	1.9 ± 1.2	1.8 ± 1.5	2.5 ± 1.9	5.3 ± 4.5	29.2 ± 6.8	21.3 ± 13.4	6.7 ± 6.8	22.4 ± 12.9	6.5 ± 2.9
VFS (%)	2.4 ± 2.8	5.1 ± 5.0	4.7 ± 3.2	7.6 ± 17.4	53.7 ± 10.3	45.7 ± 9.2	22.4 ± 15.4	29.7 ± 6.0	43.7 ± 16.7
FS (%)	40.5 ± 14.2	59.8 ± 13.5	65.8 ± 15.5	12.7 ± 7.1	12.6 ± 6.2	26.8 ± 11.2	49.4 ± 11.5	40.2 ± 12.1	39.2 ± 18.0
MS (%)	33.1 ± 14.3	29.2 ± 16.7	24.0 ± 16.8	41.1 ± 16.8	3.1 ± 4.0	2.5 ± 2.2	18.7 ± 11.4	6.0 ± 1.9	7.9 ± 4.6
CS (%)	6.8 ± 3.7	3.1 ± 2.2	2.1 ± 2.6	30.0 ± 14.7	0.9 ± 0.5	2.2 ± 3.4	2.4 ± 1.2	0.9 ± 0.4	1.2 ± 1.1
VCS (%)	3.8 ± 5.8	0.6 ± 0.6	0.5 ± 0.8	3.1 ± 4.2	0.3 ± 0.2	1.0 ± 1.3	0.3 ± 0.2	0.2 ± 0.1	0.5 ± 0.3
G (%)	11.5 ± 20.9	0.6 ± 1.2	0.5 ± 0.9	0.2 ± 0.2	0.2 ± 0.2	0.5 ± 0.4	0.1 ± 0.2	0.6 ± 1.4	1.0 ± 1.0
OM (%)	0.5 ± 0.1	0.7 ± 0.3	0.7 ± 0.3	2.3 ± 0.3	3.6 ± 0.6	2.5 ± 1.0	1.4 ± 0.4	3.4 ± 1.6	1.4 ± 0.4
So (-)	2.0 ± 0.8	1.4 ± 0.1	1.3 ± 0.1	1.5 ± 0.1	1.6 ± 0.2	1.6 ± 0.2	1.4 ± 0.1	1.7 ± 0.3	1.4 ± 0.1

3.1.3 Estuarine inputs

Heterogeneity appeared among the three localities regarding freshwater influence (supplementary material: Table S10). The Adour river displayed a much more important mean daily river discharge of $311 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ compared to less than $120 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ for the Bidassoa and less than $30 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ for the Nivelle (Figure III. 3). Stations located along the Anglet coast are however farther from the river mouth (more than 1.8 km) and located along an open coast compared to the stations of the St-Jean-de-Luz and Hendaye Bays which are probably more directly impacted by freshwater inputs because they are closer to the river mouth and located in embayments.

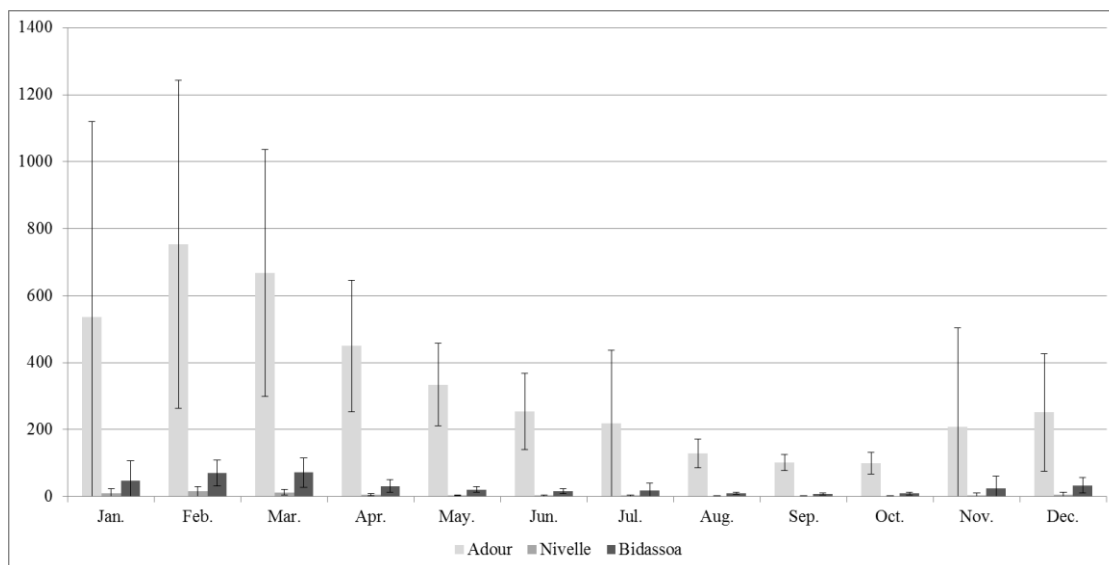


Figure III. 3: Mean monthly river discharge ($\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$) for the three exposed sites: Adour, Nivelle and Bidassoa Rivers. The error bars represent the standard deviation for each month during the eight sampling campaigns.

3.2 Macrobenthic community distribution

A total of 121 taxa were recorded at the nine sampling stations during the eight seasonal campaigns. Crustaceans and polychaetes were the most diverse groups with respectively 45 (37%) and 40 species (33%). Molluscs included 26 species (22%) and echinoderms eight species (7%). Other species (1%) belonged to Nemertea. The most frequently observed species were the crustacean *Diogenes pugilator* and the polychaete *Nephtys cirrosa* respectively found in 75% and 55% of the records.

The dendrogram produced by the hierarchical agglomerative clustering distinguished three main groups of stations corresponding to three main different species assemblages (Figure III. 4): the first dichotomy of the dendrogram separated species assemblage A from the other two assemblages (B and C) which displayed a higher level of similarity (Figure III. 4).

Species assemblage A included only samples from the exposed Anglet coast (northern part of the investigated area, Figure III. 1 and 4). The top two contributive species (*Scolecopsis spp.*, *Nephtys cirrosa*) are typical species of exposed sandy bottoms. This assemblage displayed the lowest average species number and density compared to the two other assemblages identified (Table III. 4).

Species assemblage B included stations located in the western part of the Saint Jean de Luz Bay and in the middle part of the Hendaye Bay (Figure III. 1 and 4). This muddy sand assemblage showed the highest species number and fauna density with 25 ± 9 species and 162 ± 211 individuals. 0.3 m^{-2} (Table III. 4). This assemblage was mainly characterized by *Diogenes pugilator* together with the molluscs *Fabulina fabula*, *Abra alba*, *Tritia reticulata* and *Antalis novemcostata*, the Polychaetes *Nephtys hombergii* and *Sigalion mathildae*, as well as the sea urchin *Echinocardium cordatum*.

Because it shared some contributive species with both previously described assemblages (*Diogenes pugilator*, *E. cordatum*, *T. reticulata*: from assemblage B; *N. cirrosa*: from assemblage A), assemblage C composition can be considered as intermediate between these previously described assemblages. The level of fauna density and number of species were also intermediate between those measured in the previously described assemblages. Regarding sediment type, this assemblage was retrieved from slightly muddy sands (intermediate between sands characterizing assemblage A and muddy sands characterizing assemblage B, see Table III. 4) and located at the entrance of bays: the eastern and the western parts of the Hendaye Bay (stations B12 and B10) as well as station N5 located at the eastern part of the Saint-Jean-de-Luz Bay (Figure III. 1 and 4).

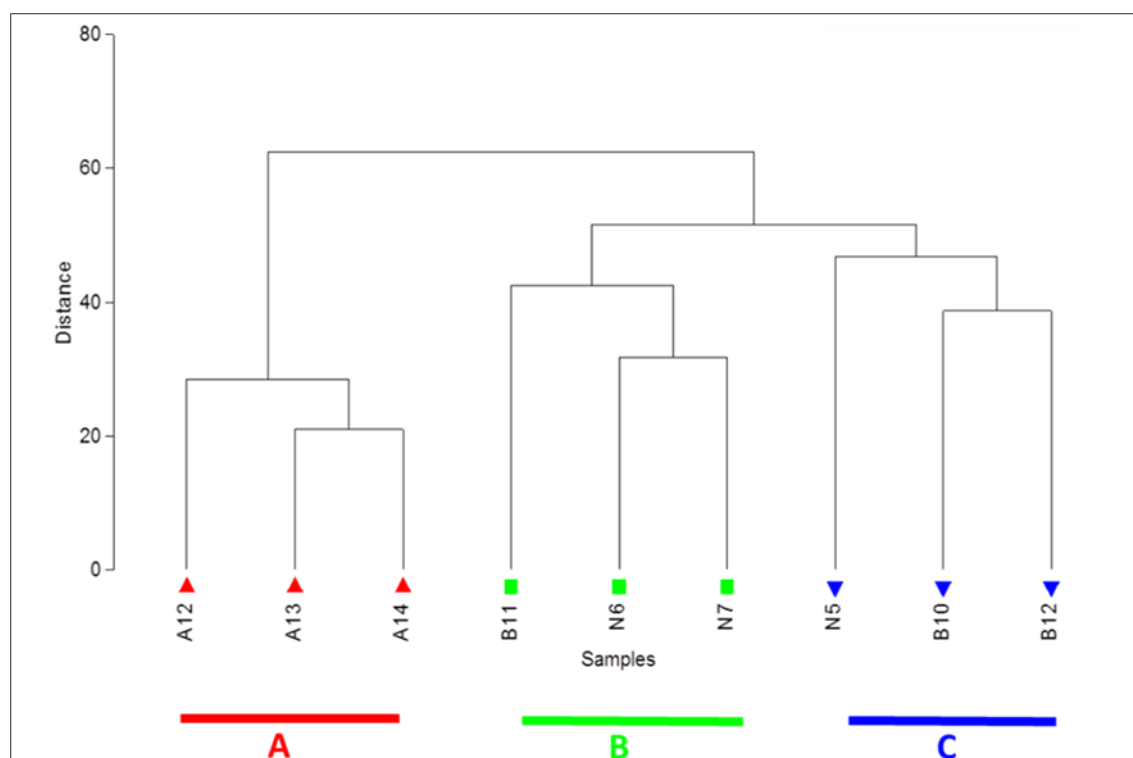


Figure III. 4: Dendrogram of each station centroid based on the species abundance data among sampling campaigns. Three groups of stations (arbitrarily named A, B and C) were identified.

Table III. 4: Biotic characteristics of the three main groups of stations identified by cluster analysis along the French Basque coast during the field campaigns.

Faunal assemblages	Stations number	Similarity levels	SIMPER characteristic species (Cut off for low contributions: 70,00%)	Species richness (species.0.3 m ²)	Density (ind.0.3 m ²)	Pielou's evenness index (J')	Shannon's diversity index (H')	Sediments
A	3	30%	<i>Scolelepis</i> spp. (34%) <i>Nephtys cirrosa</i> (29%) <i>Acrocnida brachiata</i> (15%)	6 ± 4	19 ± 15	0.5 ± 0.1	1.1 ± 0.6	Clean fine sands (silt & clay < 2%)
B	3	33%	<i>Diogenes pugilator</i> (12%) <i>Fabulina fabula</i> (8%) <i>Tritia reticulata</i> (8%) <i>Echinocardium cordatum</i> (7%) <i>Abra alba</i> (6%) <i>Nephtys hombergii</i> (5%) <i>Sigalion mathildae</i> (4%) <i>Antalis novemcostata</i> (4%) <i>Ampelisca brevicornis</i> (3%) <i>Nemertea</i> (3%) <i>Owenia fusiformis</i> (3%) <i>Spisula</i> sp. (3%) <i>Mactra stultorum</i> (3%) <i>Onuphis eremita</i> (2%)	25 ± 9	162 ± 211	0.8 ± 0.2	3.5 ± 0.7	Muddy sand (silt & clay < 30%)
C	3	23%	<i>Diogenes pugilator</i> (41%) <i>Nephtys cirrosa</i> (11%) <i>Echinocardium cordatum</i> (5%) <i>Tritia reticulata</i> (4%) <i>Urothoe brevicornis</i> (3%) <i>Urothoe pulchella</i> (3%) <i>Mactra stultorum</i> (3%) <i>Scoloplos armiger</i> (3%)	15 ± 8	53 ± 78	0.8 ± 0.1	3.0 ± 0.6	Slightly muddy sand (silt & clay < 5%)

3.3 Environmental drivers of macrofaunal distribution

Maximal significant wave height was, by far, the main variable explaining the highest amount of variance in macrofauna abundance (Table III. 5). Alone, this parameter explained 47% of the variance, followed by organic matter (12%), D50 (8%), and sorting index (10%). The last three variables taken individually were not statistically significant ($p > 0.05$). The best model to explain the macrofaunal distribution would include only the wave exposure parameter. It should be noticed that in this dataset, maximal significant wave height ($H_{s_{max}}$) was positively correlated to the three other hydrodynamic variables ($H_{s_{mean}}$: 1.00, $U_{br_{mean}}$: 0.98, $U_{br_{max}}$: 0.98) and the estuarine inputs parameters (DistMouth: 0.87, Q_{mean} : 0.97 and Q_{max} : 0.96).

Table III. 5: Results of Distance-based linear model (DISTLM) to assess the effect of environmental parameters on benthic community structure, considering forward selection of variables. %Var: percentage of variance in species data explained by that variable; Cumul.(%): cumulative percentage of variance explained.

Variables	Pseudo-F	p-value	%Var	Cumul. (%)
$H_{s_{max}}$	6.26	0.001	47	47
+ OM	1.74	0.106	12	59
+ D50	1.19	0.322	8	67
+ So	1.66	0.174	10	77

3.4 Relation between traits modalities and environmental variables with a significant influence on the faunal distribution

To relate significant environmental variables explaining the faunal distribution to biological traits, a RLQ analysis was performed.

This analysis identified the high hydrodynamic area. Strong associations were observed between the positive part of RLQ axis 1 and the maximal significant wave height ($H_{s_{max}}$) and between the negative part of RLQ axis 2 and the maximal river discharge (Q_{max}). The corresponding biological traits associated with higher exposure were walking motility, demersal and free-living epifaunal species indifferent to sediments organic matter enrichment (AMBI group II) (Figure III. 5 to Figure III. 7).

At the opposite, the negative part of the RLQ axis 1 and the positive part of the RLQ axis 2, associated with lower exposure level, depicted sessile motility, surface and sub-surface deposit-feeders and tolerant to opportunist species.

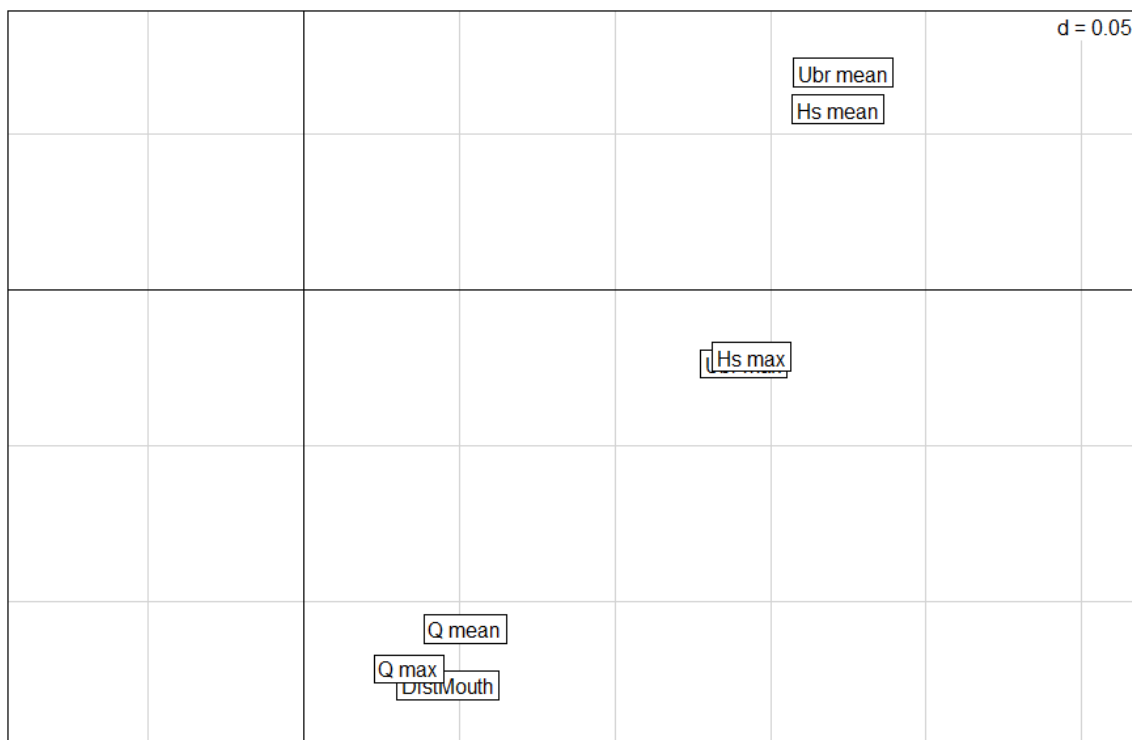


Figure III. 5: RLQ diagram as defined by the two axes with the projection of different environmental variables with an influence on the faunal distribution (*i.e.* results of DISTLM). The d value in the upper right corner is the scale of the graph given by a grid.

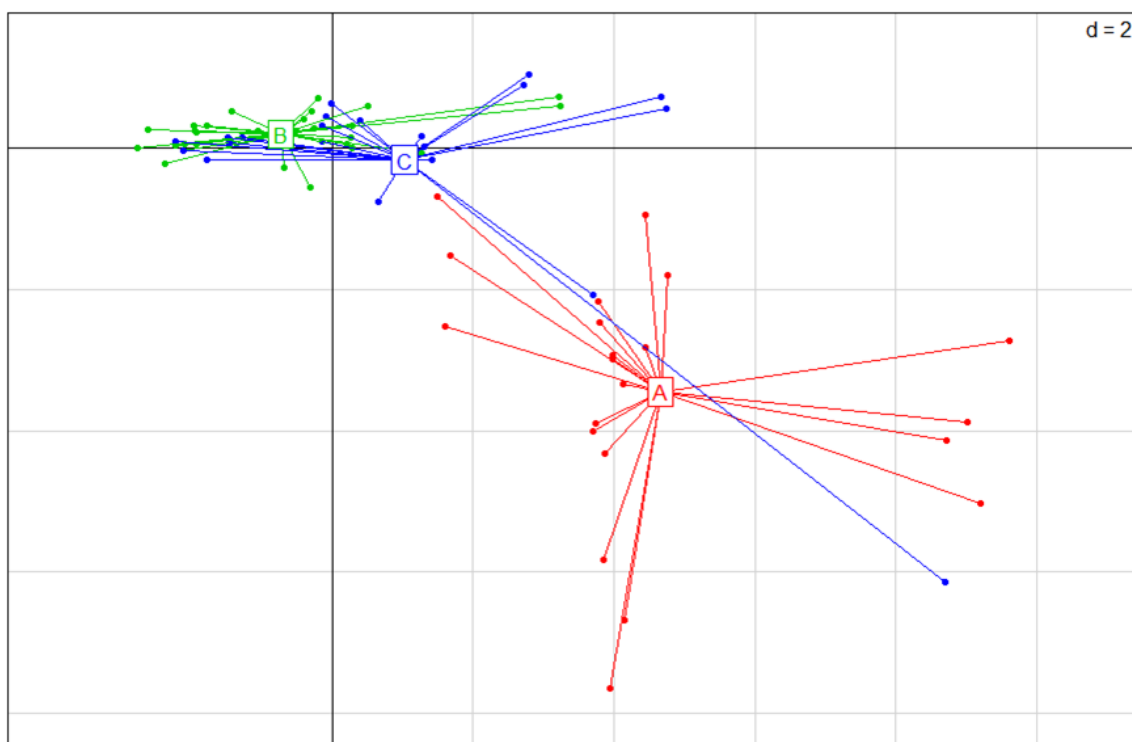


Figure III. 6: RLQ diagram as defined by the first two axes with projection of the faunal assemblages. The d value in the upper right corner is the scale of the graph given by a grid.

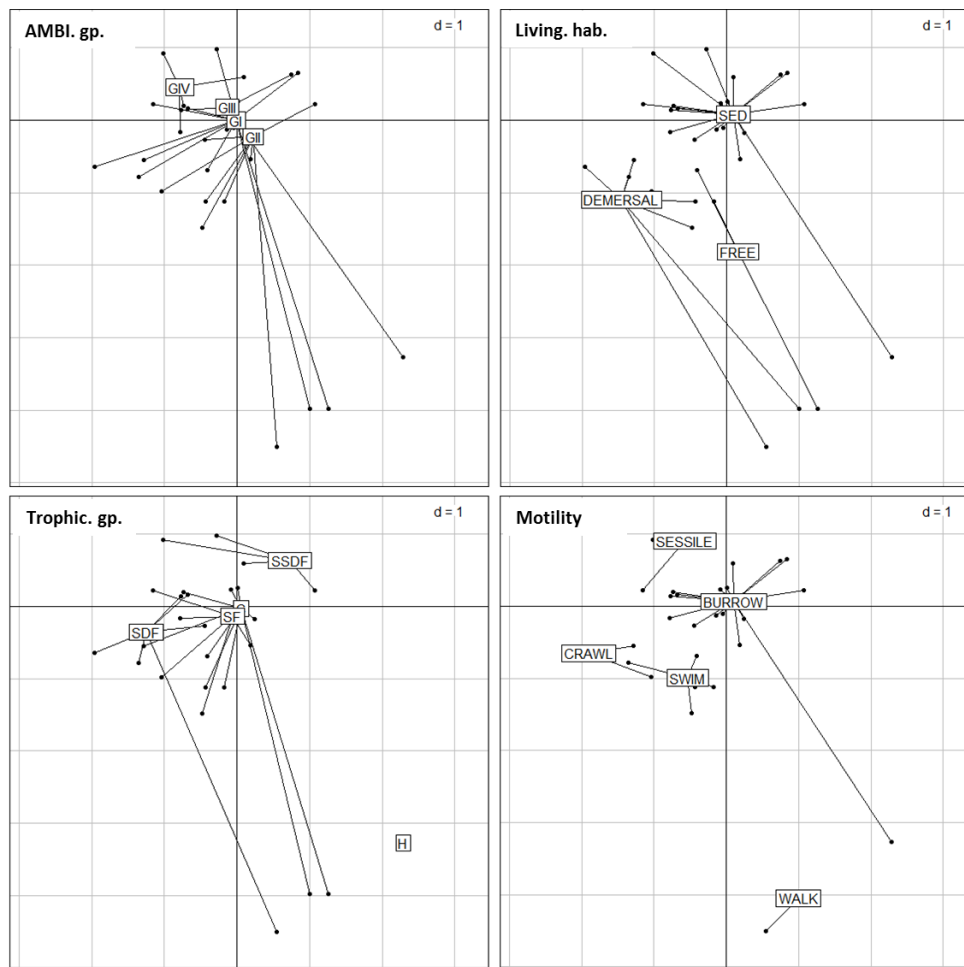


Figure III. 7: RLQ diagram as defined by the two axes with the projection of different trait categories. Different diagrams were created to simplify results visualization. The d value in the upper right corner is the scale of the graph given by a grid. See Table III. 4 for the corresponding trait modalities labels.

3.5 Temporal stability of these faunal assemblages

Individual benthic assemblages were identifiable as clusters of points having similar symbol and color on the PCO plot (Figure III. 8). The temporal variation of any individual assemblage is measured and can be seen in two ways in this figure: (i) from the relative spread (dispersion) of time points for each assemblage in the PCO plot and (ii) from the bar graph showing the average Bray-Curtis (BC) dissimilarity among time points for each assemblage.

The individual assemblages globally formed distinct clusters on the PCO plot (Figure III. 8). The first axis of the PCO corresponds to a clear gradient of exposure among assemblages: the most wave exposed assemblage (assemblage A) was located on the positive part of axis 1 while samples corresponding to the more sheltered assemblage B were located on the negative part of the axis.

Despite an apparent greater degree of dissimilarity among samples collected at different dates for the assemblages located on wave exposed shallow-water and on opened bay (assemblages A and C respectively) than for the most sheltered assemblage B, no significant difference in dispersion (temporal variability) was observed among faunal assemblages (PERMDISP, $F = 3.3$, $P = 0.14$). Almost all of the assemblages indeed showed average BC dissimilarities through time around 35% (Figure III. 8, upper bar graph).

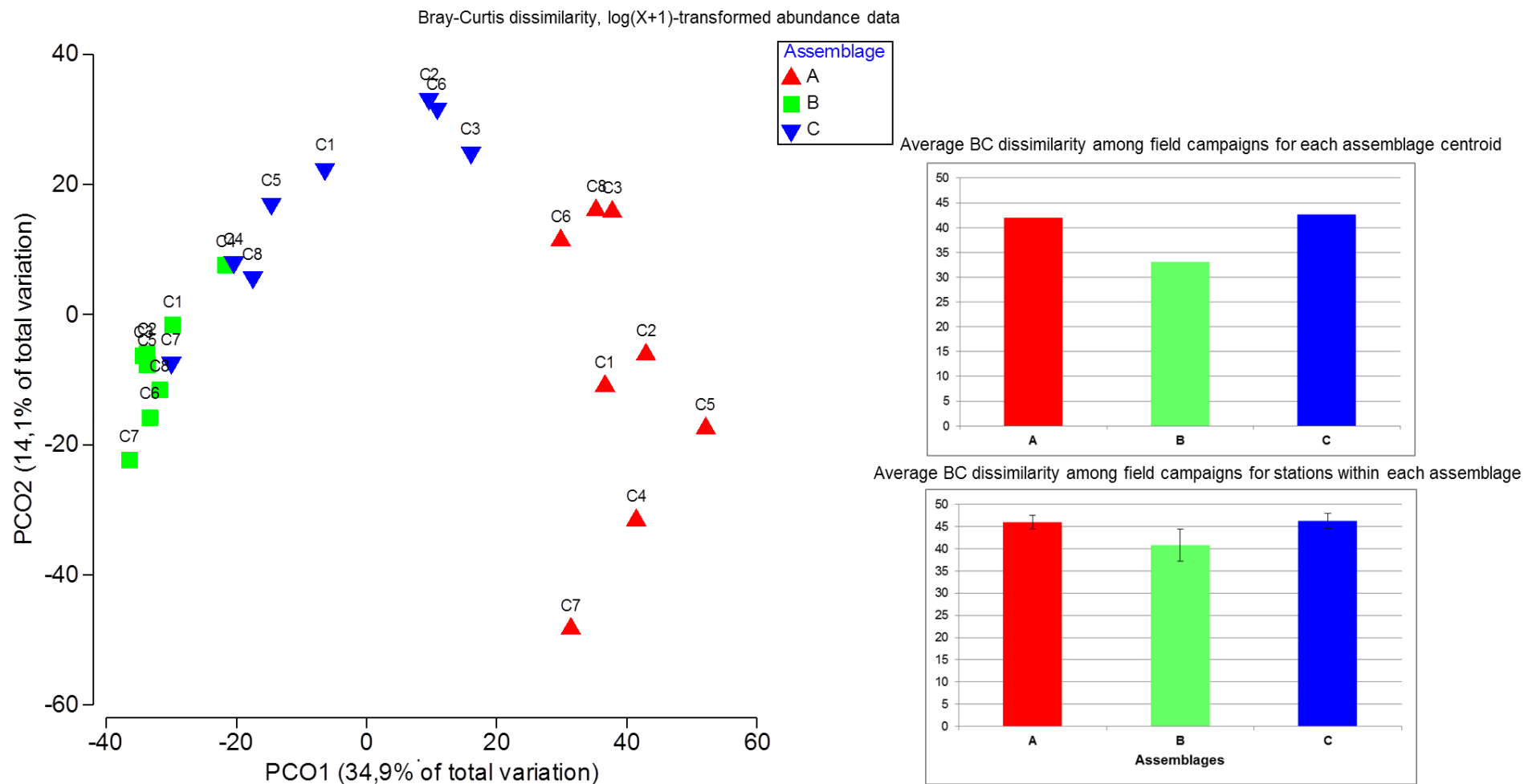


Figure III. 8: PCO plot of assemblage centroids at each time point from August 2014 ("C1") to June 2016 ("C8"). Labels indicate the time points of sampling (according to Table S1 in the supplementary materials).

4 Discussion

Responses of benthic organisms to environmental stressors are the integrated result of both direct and indirect processes which can be manifested as changes in abundance, diversity and fitness of individuals and communities (Adams, 2005). Identifying and integrating the effects of natural pressures is an essential challenge for understanding and managing coastal biotic resources (Vinebrooke *et al.*, 2004; Paerl, 2006) particularly when they are subjected to anthropogenic threats. In shallow subtidal, previous studies have focused in analyzing patterns of macrobenthic assemblages along salinity or depth gradients (Le Bris and Glémarec, 1996; Ysebaert and Herman, 2002; Barros *et al.*, 2008; Carvalho *et al.*, 2018). This study is novel in that it characterizes the benthic macrofauna distribution patterns across three nearshore soft-bottom sites, located at the same depth (6 m) and exposed to different hydrodynamic conditions, along the French Basque coast. The results indicate that environmental variables (wave climate, sediment parameters and estuarine inputs) vary significantly among localities which is common sense, with a clear distinction arising from hydrodynamic conditions, which is a new finding. Anglet coast is indeed clearly distinct from the southern sites with the highest hydrodynamic conditions (e.g. wave exposure and river discharge) and the lowest silt and clay and organic matter contents. Distinctions appeared also within localities within the two bays where sedimentary gradients from East to West were observed.

Relationships between macrobenthic abundance and environmental factors are not easy to explain because they differ among areas (Lu, 2005; Veiga *et al.*, 2017). No single mechanism explains patterns observed across many different environments (Snelgrove and Butman, 1994). In this study, the differences in spatial distribution of the 121 taxa found among the whole nearshore area could be 47% explained by wave climate. This correlation between spatial distribution of macrobenthos and natural biotic factors is relatively high. Recent previous studies carried out along the Atlantic coast showed similar degree of variation explained by environmental variables. Along the subtidal coastal fringe of South Brittany, Dutertre *et al.* (2013) found a 51% correlation with a combination of 16 natural abiotic factors whereas Carvalho *et al.* (2018), Veiga *et al.* (2017) and Martins *et al.* (2013) showed significant correlations varying from 35% to 66% on the Portuguese continental shelf. In addition to these published results, this study provides therefore a consistent and thorough understanding of the causes of macrofaunal spatial patterns at the scale of shallow strongly exposed sandy subtidal coasts.

One key finding in this study was that maximal significant wave height explains the largest part of the faunal spatial distribution (47%). Highly linked to freshwater outflow and bottom orbital velocity, these hydrodynamic factors appeared as key descriptors for the local distribution of soft-bottom communities as well as determinant for the sedimentation processes and, consequently sediment types. Indeed, the faunal assemblages gathered the stations composed by similar sediment type. Different community structures were therefore observed within each bay. The less exposed stations of the semi-enclosed bay appeared more similar to the muddy sand stations of the open bay (assemblage B). Conversely the more exposed station presented a community structure similar to the one observed within the sandy stations of the open bay (assemblage C). Such correlation between macrofauna distribution patterns and the

hydrodynamic regime had previously been reported elsewhere, e.g. in Portuguese Continental shelf (Martins *et al.*, 2013 and Carvalho *et al.*, 2018) and in South Brittany (Dutertre *et al.*, 2013). Hydrodynamic conditions, broadly defined as the duration of wave-induced sediment remobilization, were also the most relevant factor, explaining the highest percentage of spatial variation in the macrofauna along the southeastern Portuguese coast (Carvalho *et al.*, 2018).

Interactions between benthic organisms and abiotic factors, influencing their environment, result in a wide variety of functional adaptations (Vernberg, 1981). Therefore, assessing changes in the functional composition of benthic assemblages in space may shed light on the consequences to the ecosystem services resulting from single or multiple disturbance events (Piló *et al.*, 2016). In shallow subtidal areas exposed to strong hydrodynamic conditions, physical erosion and suspension of soft sediment favour infauna and active burrowers, which are the dominant biological traits at the scale of the whole nearshore, as observed in the present study and by Allen and Moore (1987) and Dutertre *et al.* (2013). Suspension feeding (SF) strategy was also the main feeding guilds within the whole environmentally stressed areas. Suspension feeder communities are indeed generally associated to spaces with strong hydrodynamics acting on the seafloor (Rosenberg, 1995; Wildish and Kristmanson, 1997; Gili and Coma, 1998; Muniz and Pires, 1999). This is related to their dependence on higher oxygen concentrations and the need for small re-suspended particles for feeding purposes (Rosenberg, 1995; Gili and Coma, 1998; Muniz and Pires, 1999; Dolbeth *et al.*, 2009). Within the study area, the RLQ analysis results highlighted nonetheless a pattern of change in trait composition from highly energetic zone to the more sheltered ones. The macrobenthic communities of the highest exposed site (Anglet coast: assemblage A) presented the highest relative densities of free-living fauna such as the swimming crab *Portumnus latipes*. Within lower hydrodynamics areas, surface deposit feeders (SDF), as *Abra alba*, were more abundant. This trophic group is generally associated with areas with lower hydrodynamic action on the seafloor, as currents limit their feeding and locomotion abilities (Wildish and Kristmanson, 1997). SDF were distributed with higher density in the opened and semi-enclosed bays (Hendaye and Saint Jean de Luz Bays) thanks to lower wave exposure. Such findings are highly generalizable as similar conclusions were made elsewhere (Gaudêncio and Cabral, 2007; Dolbeth *et al.*, 2009), species changing their trophic strategy in response to flow and food flux conditions (Snelgrove and Butman, 1994; Gaudêncio and Cabral, 2007; Dolbeth *et al.*, 2009). SDF feed directly on newly deposited organic matter, while sub-surface deposit feeders (SSDF) primarily feed on older organic matter (Rosenberg, 1995; Muniz and Pires, 1999; Byrén *et al.*, 2002). Within the study area, this guild (SSDF), through for example the species *Antalis novemcostata*, was associated with the lowest wave exposure of the semi-enclosed bay (Saint Jean de Luz Bay). Similar patterns were depicted by Dolbeth *et al.* (2009) along the Atlantic Portuguese coast. An ecological shift toward “AMBI group II” to “AMBI group IV” was also observed with decreasing sediment grain size and wave exposure level. Second-order opportunistic species was represented by the polychaetes *Aphelochaeta* sp. and *Lagis koreni* and the bivalve *Corbula gibba* which were exclusively sampled within the semi-enclosed bay of Saint Jean de Luz. This result reflected that in naturally organically rich area such as bays close to river mouth, communities generally included opportunistic species and taxa that can also be found in anthropogenically-organic rich areas (Pearson and Rosenberg 1978; Dauvin and Ruellet, 2009). Therefore, as a general matter, this study added to other published so far

indicate that the spatial pattern of functional composition of benthic species can be used to infer the influence from physical disturbance exerted on ecosystems (Piló *et al.*, 2016).

Estuarine inputs, as a source of suspended particulate matter, and wave exposure, by inducing sediment remobilization, influenced in opposite directions the grain-size distribution and the organic matter contents of sediments (Carvalho *et al.*, 2018). As confirmed by this study, this natural sediment mobility due to hydrodynamic conditions is a factor of importance on nearshore soft-bottom, controlling the spatial distribution of many species (Rhoads *et al.*, 1985; Dolbeth *et al.*, 2009; Armonies *et al.*, 2014) by causing both press- and pulse- types of disturbance as defined by Harris (2014). The effects of such physical disturbances may vary with intensity and duration, and give sometimes dramatic damage to benthic communities, followed by recovery. Nonetheless, nearshore area as a whole demonstrated a rather temporal stability in community structure. Similar results were observed in exposed shallow water worldwide (Sola and Paiva, 2001; Gallucci and Netto, 2004; Bae *et al.*, 2018). These results could be explained by two non-mutually exclusive processes: (i) an increasing number of repeated pulse disturbances (e.g. ocean storms, extreme swell regimes) which can gradually move the system closer to a press response with benthic assemblages being less sensitive (Villnäs *et al.*, 2013); or (ii) the resilience of an ecosystem depends on thresholds of intensity and/or prevalence of the disturbance, but also on the characteristics of the species affected (Almeida *et al.*, 2017). Highly motile or dispersing species will recover from disturbance faster than the ones with opposite traits (Pickett and White, 1985). Therefore, it may be proposed, as a general pattern, that macrofaunal communities in shallow exposed subtidal area are composed by species showing high affinities to high hydrodynamic conditions. The most exposed species assemblage located along the Anglet coast especially illustrates this apparent resilience. Consequently, as demonstrated by Dutertre *et al.* (2013) and in the present study, large-scale ecosystem-based approach (*i.e.* site to site comparisons) improves the understanding of the relationship between species distribution and environment, and provides a consistent baseline compatible with management concerns and the detection of spatial and temporal changes.

5 Conclusions

Congruent with other published studies, this contribution supports a priori common-sense hypothesis that benthic organisms exhibit distinct responses to different levels of disturbance (Piló *et al.*, 2016). As expected, this study confirms that distinct hydrodynamic conditions do affect the spatial distribution and the functional structure of macrobenthic fauna as revealed from the extensive study of nine subtidal stations (three per site) seasonally sampled during two years and located at the same depth. Environmental constraints represented by wave exposure level and estuarine inputs appear as the more determinant variables for the benthic fauna in narrow environment including these three nearshore soft-bottom sites. Furthermore, the temporal stability observed at the whole nearshore area scale suggests an ability to recover from a natural disturbance.

Therefore, assessing changes in the distribution of benthic assemblages and the functional diversity of these species in space and time may shed light on the consequences from single or multiple disturbance events on the resulting ecosystems. On an applied perspective, knowledges about these biological processes are useful for coastal management topic, allowing

to distinguish between natural from anthropogenic variability of macrobenthic compartment in response to disturbances. In shallow, strongly exposed sandy beaches where coastal erosion is a central concern, such baseline information may be particularly determinant to sustainably manage dredged sand dumping and shoreface nourishment.

Data Availability

The data used to support the findings of this study are available from the corresponding author upon request.

Funding Statement

This work was partly funded by the Region of Nouvelle-Aquitaine and the Chambre de Commerce et d'Industrie de Bayonne Pays Basque.

Acknowledgements

The authors gratefully would like to thank the Department of Pyrenees Atlantiques and the Chambre de Commerce et d'Industrie de Bayonne Pays Basque which lend their boats and made their staff available to carry the field campaigns.

Supplementary Materials

Supplementary file shows the detail of the sampling dates (Table S1) and the results of one-way analyses of variance with post-hoc pairwise multiple comparisons performed for all the environmental variables among localities (Tables S2 to S10).

Table S1: Dates of sampling campaigns and their abbreviations

Date	Sampling campaign
August 2014	C1
December 2014	C2
March 2015	C3
June 2015	C4
August 2015	C5
December 2015	C6
March 2016	C7
June 2016	C8

Table S2a: Kruskal-Wallis (One-way analysis of variance) for the mean significant wave height ($H_{s\text{mean}}$) with post-hoc pairwise multiple comparisons (Nemenyi test) among the three studied localities

Main Test	$H_{s\text{mean}}$	
	Kruskal-Wallis chi-squared	p-value
Locality	46.2	<0,001***
Pair-wise tests	Mean.rank.diff	p-value
Bidassoa vs. Adour	-17.4	0.01 *
Nivelle vs. Adour	-40.9	<0,001***
Bidassoa vs. Nivelle	-23.4	<0,001***

Signification codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 '
(valid for all following tables)

Table S2b: One-way ANOVA with post-hoc pairwise multiple comparisons (Tukey test) for the wave parameters among the three studied localities

Main Test	Hs _{max}		Ubr _{mean}		Ubr _{max}	
	MS	p-value	MS	p-value	MS	p-value
Locality	23.1	<0,001***	0.30	<0,001***	3.22	<0,001 ***
Pair-wise tests	diff	p-adj	diff	p-adj	diff	p-adj
Bidassoa vs. Adour	-1.11	<0,001***	0.11	<0,001***	-0.39	<0,001 ***
Nivelle vs. Adour	-1.95	<0,001***	-0.22	<0,001 ***	-0.73	<0,001 ***
Bidassoa vs. Nivelle	-0.48	<0,001***	0.11	<0,001***	-0.34	<0,001***

Table S3: Kruskal-Wallis (One-way analysis of variance) for the wave parameters among the three studied stations of Anglet site

Main Test	Hs _{moy}		Hs _{max}		Ubr _{moy}		Ubr _{max}	
	Kruskal-Wallis chi-squared	p-value	Kruskal-Wallis chi-squared	p-value	Kruskal-Wallis chi-squared	p-value	Kruskal-Wallis chi-squared	p-value
Anglet stations	0.73	0.69	1.32	0.51	0.64	0.72	1.82	0.40

Table S4: Kruskal-Wallis (One-way analysis of variance) for the wave parameters among the three studied stations of St Jean de Luz Bay

Main Test	Hs _{moy}		Hs _{max}		Ubr _{moy}		Ubr _{max}	
	Kruskal-Wallis chi-squared	p-value	Kruskal-Wallis chi-squared	p-value	Kruskal-Wallis chi-squared	p-value	Kruskal-Wallis chi-squared	p-value
St Jean de Luz stations	4.82	0.08	3.43	0.17	3.43	0.17	3.54	0.16

Table S5: Kruskal-Wallis (One-way analysis of variance) for the wave parameters among the three studied stations of Hendaye Bay

Main Test	Hs _{moy}		Hs _{max}		Ubr _{moy}		Ubr _{max}	
	Kruskal-Wallis chi-squared	p-value	Kruskal-Wallis chi-squared	p-value	Kruskal-Wallis chi-squared	p-value	Kruskal-Wallis chi-squared	p-value
Hendaye stations	4.56	0.10	4.09	0.12	4.08	0.12	3.88	0.14

Table S6a: Kruskal-Wallis (One-way analysis of variance) for the sedimentary parameters with post-hoc pairwise multiple comparisons (Nemenyi test) among the three studied localities

Main Test	Fine Sand		Medium Sand		Very Coarse Sand		Gravel		D50		So	
	Kruskal-Wallis chi-squared	p-value	Kruskal-Wallis chi-squared	p-value	Kruskal-Wallis chi-squared	p-value	Kruskal-Wallis chi-squared	p-value	Kruskal-Wallis chi-squared	p-value	Kruskal-Wallis chi-squared	p-value
Locality	41.4	<0,001***	17.6	<0,001***	10.5	5.0e-3**	4.43	0.09	21.4	<0,001***	8.78	0.01*
Pair-wise tests	Mean.rank. diff	p-value	Mean.rank. diff	p-value	Mean.rank. diff	p-value	Mean.rank. diff	p-value	Mean.rank. diff	p-value	Mean.rank. diff	p-value
Bidassoa vs. Adour	-12.3	0.10	20.3	2.2e-3**	14.3	0.04*	-	-	23.9	<0,001***	14.6	0.04*
Nivelle vs. Adour	-38.1	<0,001***	-23.2	<0,001***	4.50	0.73	-	-	-24.5	<0,001***	16.2	0.01*
Bidassoa vs. Nivelle	-25.7	<0,001***	-2.95	0.87	18.8	5.2e-3**	-	-	-0.66	0.99	1.62	0.96

Table S6b: One-way ANOVA with post-hoc pairwise multiple comparisons (Tukey test) for the sedimentary parameters among the three studied localities

Main Test	Fines		Very Fine Sand		Coarse Sand		Organic Matter	
	MS	p-value	MS	p-value	MS	p-value	MS	p-value
Locality	1650.3	1.7e-6 ***	7 719	<0,001 ***	586.3	2.5e-3 **	29.2	<0,001***
Pair-wise tests	diff	p-adj	diff	p-adj	diff	p-adj	diff	p-adj
Bidassoa vs. Adour	9.78	3.6e-3 **	27.7	<0,001***	-2.35	0.66	1.44	<0,001***
Nivelle vs. Adour	16.4	<0,001***	31.5	<0,001 ***	7.14	0.02 *	2.16	<0,001 ***
Bidassoa vs. Nivelle	6.70	0.06	3.74	0.71	9.49	2.5e-3 **	0.72	0.02 *

Table S7a: One-way ANOVA with post-hoc pairwise multiple comparisons (Tukey test) for the sediment parameters among the three studied stations of Anglet site

Main Test	Gravel		D50		Sorting Index	
	MS	p-value	MS	p-value	MS	p-value
Anglet stations	553.3	0.06	0.29	0.14	1.04	0.01 *
Pair-wise tests	diff	p-adj	diff	p-adj	diff	p-adj
A12-A13	-	-	-	-	-0.60	0.03 *
A12-A14	-	-	-	-	-0.64	0.02 *
A13-A14	-	-	-	-	-0.03	0.98

Table S7b: Kruskal-Wallis (One-way analysis of variance) for the sediment parameters with post-hoc pairwise multiple comparisons (Nemenyi test) among the three studied stations of Anglet site

Main Test	Fines		Fine Sands		Medium Sands		Coarse Sands		Organic Matter	
	Kruskal-Wallis chi-squared	p-value	Kruskal-Wallis chi-squared	p-value	Kruskal-Wallis chi-squared	p-value	Kruskal-Wallis chi-squared	p-value	Kruskal-Wallis chi-squared	p-value
Anglet stations	0.84	0.65	8.25	0.01 *	2.0	0.36	8.10	0.01 *	1.40	0.49
Pair-wise tests	Mean.rank.diff	p-adj	Mean.rank.diff	p-adj	Mean.rank.diff	p-adj	Mean.rank.diff	p-adj	Mean.rank.diff	p-adj
A12-A13	-	-	7.62	0.07	-	-	-6.62	0.14	-	-
A12-A14	-	-	9.62	0.01 *	-	-	-9.87	0.01 *	-	-
A13-A14	-	-	2.0	0.83	-	-	-3.25	0.62	-	-

Table S8a: One-way ANOVA with post-hoc pairwise multiple comparisons (Tukey test) for the sediment parameters among studied the three studied stations of St Jean de Luz Bay

Main Test	Fine Sands		Medium Sands		Coarse Sands		Gravel		D50		Organic Matter	
	MS	p-value	MS	p-value	MS	p-value	MS	p-value	MS	p-value	MS	p-value
St Jean de Luz stations	6 520	<0,001***	25.1	<0,001***	2 159.6	<0,001***	16.0	0.12	0.22	<0,001***	3.68	3.1e-2 **
Pair-wise tests	diff	p-adj	diff	p-adj	diff	p-adj	diff	p-adj	diff	p-adj	diff	p-adj
N5-N6	46.0	<0,001***	-37.9	<0,001***	-29.1	<0,001***	-	-	-0.30	<0,001***	-0.30	<0,001 ***
N5-N7	52.2	<0,001***	-38.6	<0,001***	-27.7	<0,001***	-	-	-0.28	<0,001***	-0.28	<0,001***
N6-N7	6.20	0.70	-0.65	0.99	1.36	0.94	-	-	0.01	0.93	0.01	0.93

Table S8b: Kruskal-Wallis (One-way analysis of variance) for the sediment parameters with post-hoc pairwise multiple comparisons (Nemenyi test) among the three studied stations of St Jean de Luz Bay

Main Test	Fines		Sorting Index	
	Kruskal-Wallis chi-squared	p-value	Kruskal-Wallis chi-squared	p-value
St Jean de Luz stations	16.0	<0,001***	2.20	0.33
Pair-wise tests	Mean.rank.diff	p-adj	Mean.rank.diff	p-adj
N5-N6	14.0	<0,001***	-	-
N5-N7	8.87	0.03 *	-	-
N6-N7	-5.12	0.31	-	-

Table S9a: One-way ANOVA with post-hoc pairwise multiple comparisons (Tukey test) for the sediment parameters among the three studied stations of Hendaye Bay

Main Test	Fines		Medium Sands		Coarse Sands		Gravel		Sorting Index		Organic Matter	
	MS	p-value	MS	p-value	MS	p-value	MS	p-value	MS	p-value	MS	p-value
Hendaye stations	665.9	1.5e-3 **	376.8	3.9e-3 **	4.99	0.01 *	2.23	0.18	0.22	4.1e-3 **	10.6	4.3e-4 *
Pair-wise tests	diff	p-adj	diff	p-adj	diff	p-adj	diff	p-adj	diff	p-adj	diff	p-adj
B10-B11	15.6	4.1e-3 **	-12.7	5.2e-3 **	-1.49	0.01 *	-	-	0.29	7.0e-3 **	1.97	1.4e-3 **
B10-B12	-0.22	0.99	-10.8	0.01 *	-1.19	0.04 *	-	-	0.01	0.98	-0.05	0.99
B11-B12	-15.9	3.6e-3 **	1.86	0.86	0.29	0.81	-	-	-0.28	0.01 *	-2.02	1.1e-3 **

Table S9b: Kruskal-Wallis (One-way analysis of variance) for the sediment parameters with post-hoc pairwise multiple comparisons (Nemenyi test) among the three studied stations of Hendaye Bay

Main Test	Fine Sands		D50	
	Kruskal-Wallis chi-squared	p-value	Kruskal-Wallis chi-squared	p-value
Hendaye stations	7.28	0.02 *	7.29	0.02 *
Pair-wise tests	Mean.rank.diff	p-adj	Mean.rank.diff	p-adj
B10-B11	-0.5	0.98	-9.12	0.02 *
B10-B12	8.0	0.06 .	-7.0	0.11
B11-B12	8.5	0.04 *	2.12	0.81

Table S10: One-way ANOVA with post-hoc pairwise multiple comparisons (Tukey test) for the estuarine inputs parameters among the three studied localities

Main Test	Distance to the river mouth		Qmean		Qmax	
	MS	p-value	MS	p-value	MS	p-value
Locality	40.8	<0,001***	815 511	<0,001***	16 319 986	<0,001***
Pair-wise tests	diff	p-adj	diff	p-adj	diff	p-adj
Bidassoa vs. Adour	-2.14	<0,001 ***	-306.7	<0,001***	-1 370.3	<0,001 ***
Nivelle vs. Adour	-2.36	<0,001 ***	-330.4	<0,001***	-1 479.8	<0,001***
Bidassoa vs. Nivelle	-0.21	0.51	-23.6	0.72	-109.4	0.81

References

- Adams, S.M., 2005.** Assessing cause and effect of multiple stressors on marine systems. *Marine Pollution Bulletin*, 51: 649-657.
- Akoumianaki, I., Papaspyrou, S., Kormas, K. A., Nicolaidou, A., 2013.** Environmental variation and macrofauna response in a coastal area influenced by land runoff. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 132: 34-44.
- Allen, P. L., Moore, J.J., 1987.** Invertebrate macrofauna as potential indicators of sandy beach instability. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 24: 109–125.
- Aller, J.Y., Aller, R.C., 1986.** General characteristics of benthic faunas on the Amazon inner continental shelf with comparison to the shelf off the Changjiang River, East China Sea. *Continental Shelf Research*, 6: 291-310.
- Aller, J.Y., Stupakoff, I., 1996.** The distribution and seasonal characteristics of benthic communities on the Amazon shelf as indicators of physical processes. *Continental Shelf Research*, 16: 717-751.
- Almeida, M., Frutos, I., Company, J.B., Martin, D., Romano, C., Cunha, M.R., 2017.** Biodiversity of suprabenthic peracarid assemblages from the Blanes Canyon region (NW Mediterranean Sea) in relation to natural disturbance and trawling pressure. *Deep-Sea Research II*, 137: 390–403.
- Anderson, M.J., 2006.** Distance-based tests for homogeneity of multivariate dispersions. *Biometrics*, 62: 245-253.
- Anderson, M. J., Gorley, R. N., Clarke, K., 2008.** PERMANOVA + for PRIMER: Guide to software and statistical methods. PRIMER-E, Plymouth.
- Armonies, W., Buschbaum, C., Hellwig-Armonies, M., 2014.** The seaward limit of wave effects on coastal macrobenthos. *Helgoland Marine Research*, 68: 1–16.
- Augris, C., Caill-Milly, N., de Casamajor, M.N., 2009.** Atlas thématique de l'environnement marin du pays basque et du Sud des Landes.
- Ayukai, T., Wolanski, E., 1997.** Importance of biologically mediated removal of fine sediments from the Fly River plume, Papua New Guinea. *Estuarine Coastal Shelf Sciences*, 44: 629-639.
- Bachelet, G., de Montaudouin, X., Dauvin, J.C., 1996.** The Quantitative distribution of subtidal macrozoobenthic assemblages in Arcachon Bay in relation to environmental factors: a multivariate analysis. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 42: 371-391.
- Bae, H., Lee, J.H., Song, S.J., Ryu, J., Noh, J., Kwon, B.O., Choi, K., Khim, J.S., 2018.** Spatiotemporal variations in macrofaunal assemblages linked to site specific environmental factors in two contrasting nearshore habitats. *Environmental Pollution*, 241: 596-606.
- Barros, F., Hatj, V., Figueiredo, M.B., Magalhaes, W.F., Dorea, H.S., Emídio, E.S., 2008.** The structure of the benthic macrofaunal assemblages and sediments characteristics of the Paraguaçu estuarine system, NE, Brazil. *Estuarine and Coastal Shelf Sciences*, 78: 753-762.
- Blanchet, H., de Montaudouin, X.; Chardy, P.; Bachelet, G., 2005.** Structuring factors and recent changes in subtidal macrozoobenthic communities of a coastal lagoon, Arcachon Bay (France). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 64 (4): 561-576.

- Blanchet, H., Gouillieux, B., Alizier, S., Amouroux, J.M., Bachelet, G., Barille, A.L., Dauvin, J.C., de Montaudouin, X., Derolez, V., Desroy, N., Grall, J., Gremare, A., Hacquebart, P., Jourde, J., Labruno, C., Lavesque, N., Meirland, A., Nebout, T., Olivier, F., Pelaprat, C., Ruellet, T., Sauriau, P.G., Thorin, S., 2014.** Multiscale patterns in the diversity and organization of benthic intertidal fauna among French Atlantic estuaries. *Journal of Sea Research*, 90: 95-110.
- Bolam, S.G., Rees, H.L., 2003.** Minimizing impacts of maintenance dredged material disposal in the coastal environment: a habitat approach. *Environment Management*, 32: 171-188.
- Borja, Á., 1989.** Estudio de las comunidades de moluscos de las rias de Euskadi. *Informes Técnicos (Departamento de Agricultura y Pesca, Gobierno Vasco)*, 24: 1-81.
- Borja, Á., Valencia, V., Garcia, L. and Arresti, A., 1995.** Las comunidades bentónicas intermareales y submareales de San Sebastian- Pasajes (Guipúzcoa, norte de España). *Actas del IV Coloquio Internacional de Oceanografía del Golfo de Vizcaya*, 165-181.
- Borja, Á., Valencia, V., Franeo, J., Uriarte, A., Castro, R., 1998.** La red de vigilancia y control de la calidad de las aguas litorales del País Vasco: años 1995-1996. *Departamento de Ordenación del Territorio, Vivienda y Medio Ambiente, Gobierno Vasco, Colección Recursos Hídricos*, 29: 196 pp.
- Borja, Á., Franco, J., Perez, V., 2000.** A marine biotic index to establish ecological quality of soft-bottom benthos within European estuarine and coastal environments. *Marine Pollution Bulletin*, 40: 1100-1114.
- Borja, Á., Franco, J., Valencia, V., Bald, J., Muxika, I., Belzunce, M.J., Solaun, O., 2004a.** Implementation of the European water framework directive from the Basque Country (northern Spain): a methodological approach. *Marine Pollution Bulletin*, 48: 209–218.
- Borja, Á., Aguirrezabalaga, F., Martinez, J., Sola, J.C., Garcia-Arberas, L., Gorostiaga, J.M., 2004b.** Benthic communities, biogeography and resources management. In: Borja A, Collins M (eds), *Oceanography and Marine Environment of the Basque Country*, pp 455–492.
- Bray, J.R., Curtis, J.T., 1957.** An ordination of the upland forest communities of southern Wisconsin. *Ecological Monographs*, 27: 320-349.
- Bremner, J., Rogers, S.I., Frid, C.L.J., 2003.** Assessing functional diversity in marine benthic ecosystems: a comparison of approaches. *Marine Ecology Progress Series*, 254: 11–25.
- Bremner, J., 2008.** Species' traits and ecological functioning in marine conservation and management. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 366: 37-47.
- Byrén, L., Ejdung, G., Elmgren, R., 2002.** Comparing rate and depth of feeding in benthic deposit-feeders: a test on two amphipods, *Monoporeia affinis* (Lindström) and *Pontoporeia femorata* Kröyer. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 281: 109-121.
- Cardoso, P.G., Raffaelli, D., Lillebø, A.I., Verdelhos, T., Pardal, M.A., 2008.** The impact of extreme flooding events and anthropogenic stressors on the macrobenthic communities' dynamics. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 76: 553-565.
- Carvalho, A.N., Pereira, F., Bosnic, I., Tabord, R., Drago, T., Gaspar, M.B., 2018.** Sedimentary dynamics and benthic macrofauna distribution: Insights from the shoreface in southern Portugal. *Journal of Sea Research*, 137: 9-25.
- Clarke, K.R., Gorley, R.N., 2006.** *PRIMER v6: User Manual/Tutorial*. PRIMER-E, Plymouth, UK.

- Claudet, J., Fraschetti, S., 2010.** Human-driven impacts on marine habitats: a regional meta-analysis in the Mediterranean Sea. *Biological Conservation*, 143: 2195-2206.
- Constable, A.J., 1999.** Ecology of benthic macro-invertebrates in soft-sediment environments: a review of progress towards quantitative models and predictions. *Australian Journal of Ecology*, 24: 452–476.
- Coynel, A., Etcheber, H., Abril, G., Maneux, E., Dumas, J., Hurtrez, J.E., 2005.** Contribution of small mountainous rivers to particulate organic carbon input in the Bay of Biscay. *Biogeochemistry*, 74: 151–171.
- Cumming, G. S., Barnes, G., Perz, S., Schmink, M., Sieving, K.E., Southworth, J., Binford, M., Holt, R.D., Stickler, C., Van Holt, T., 2005.** An exploratory framework for the empirical measurement of resilience. *Ecosystems*, 8: 975-987.
- Dauer, D., 1993.** Biological criteria, environmental health and estuarine macrobenthic community structure. *Marine Pollution Bulletin*, 26: 249 - 257.
- Dauvin, J.C., 1993.** Le benthos: témoin des variations de l'environnement. *Oceanis*, 19: 25 - 53.
- Dauvin, J.C., Lucas, S., Navon, M., Lesourd, S., Mear, Y., Poizot, E., Alizier, S., 2017.** Does the hydrodynamic, morphometric and sedimentary environment explain the structure of soft-bottom benthic assemblages in the Eastern Bay of Seine (English Channel)? *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 189: 156 - 172.
- Dauvin, J.C., Ruellet, T., 2009.** The estuarine quality paradox: is it possible to define an ecological quality status for specific modified and naturally stressed estuarine ecosystems? *Marine Pollution Bulletin*, 59: 38-47.
- Dauvin, J.C., Thiébaud, E., Gomez Gesteira, J.L., Ghertsos, K., Gentil, F., Ropert, M., Sylvan, B., 2004.** Spatial structure of a subtidal macrobenthic community in the Bay of Veys (western Bay of Seine, English Channel). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 307: 217-235.
- Davic, R.D., 2003.** Linking keystone species and functional groups: a new operational definition of the keystone species concept. *Conservation Ecology*, 7(1): r11.
- Desroy, N., Warembourg, C., Dewarumez, J.M., Dauvin, J.C., 2003.** Macrobenthic resources of the shallow soft-bottom sediments in the eastern English Channel and southern North Sea. *ICES Journal of Marine Science*, 60: 120-131.
- Dolbeth, M., Teixeira, H., Marques, J.C., Pardal, M.A., 2009.** Feeding guild composition of a macrobenthic subtidal community along a depth gradient. *Scientia Marina*, 73 (2): 225-237.
- Dolédec, S., Chessel, D., ter Braak, C.J.F., Champely, S., 1996.** Matching species traits to environmental variables: a new three-table ordination method. *Environmental and Ecological Statistics*, Stat. 3: 143–166.
- Dray, S., Chessel, D., Thioulouse, J., 2003.** Co-inertia analysis and the linking of ecological data tables. *Ecology*, 84: 3078– 3089.
- Dugor, J., Rihouey, D., Ardhuin, F., 2010.** Développement d'un modèle opérationnel de prévision de houle à petite échelle sur le littoral transfrontalier des Pyrénées Atlantiques – Gipuzkoa. 11ème Journées Nationales Génie Côtier / Génie Civil. Les Sables d'Olonnes, France.

- Dutertre, M., Hamon, D., Chevalier, C., Ehrhold, A., 2013.** The use of the relationships between environmental factors and benthic macrofaunal distribution in the establishment of a baseline for coastal management. *ICES Journal of Marine Science*, 70(2): 294 – 308.
- Folk, R.L., 1954.** The distinction between grain size and mineral composition in sedimentary-rock nomenclature. *Journal of Geology*, 62: 344-359.
- Folk, R.L., 1966.** A review of grain-size parameters. *Sedimentology*, 6: 73-93.
- Folk, R.L., Ward, W.C., 1957.** Brazos River bar: a study in the significance of grain size parameters. *Journal of Sedimentary Petrology*, 27: 3-26.
- Gallucci, F., Netto, S.A., 2004.** Effects of the passage of cold fronts over a coastal site: an ecosystem approach. *Marine Ecology Progress Series*, 281 : 79–92.
- Garcia-Arberas, L., 1999.** Estudio del zoobentos intermareal de los fondos blandos de los estuarios de La Arena, Plencia y Gernika (Bizkaia). Servicio Editorial de la Universidad del País Vasco, Leioa, 497 pp.
- Garcia-Arberas, L., Rallo, A., 2000.** Comunidades de fauna en los fondos blandos intermareales del Estuario de Urdaibai. In: Gobierno Vasco and Unesco Etxea (eds.), V Jornadas de Urdaibai sobre desarrollo sostenible : 215-219.
- Garcia-Arberas, L., Rallo, A., 2001.** The intertidal soft-bottom infaunal macrobenthos in three Basque estuaries (Gulf of Biscay): a feeding guild approach. *Hydrobiologia*: 1-12.
- Garmendia, M., Borja, Á., Muxika, I., 2008.** Long-term environmental, climatic and anthropogenic factors affecting subtidal soft-bottom benthic communities, within the Basque coast. *Revista de Investigación Marina*, 2: 28 pp.
- Gaudêncio, M.J., Cabral, H.N., 2007.** Trophic structure of macrobenthos in the Tagus estuary and adjacent coastal shelf. *Hydrobiologia*, 587: 241-251.
- Gili, J.M., Coma, R., 1998.** Benthic suspension feeders: their paramount role in littoral marine food webs. *Trends in Ecology & Evolution*, 13: 316-321.
- Glémarec M., Hily C., 1981.** Perturbations apportées à la macrofaune benthique de la baie de Concarneau par les effluents urbains et portuaires. *Acta oceanologica*, 2(2): 139 - 150.
- Glockzin, M., Zettler, M.L., 2008.** Spatial macrozoobenthic distribution patterns in relation to major environmental factors- A case study from the Pomeranian Bay (Southern Baltic Sea). *Journal of Sea Research*, 59: 144-161.
- Harris, P.T., 2014.** Shelf and deep-sea sedimentary environments and physical benthic disturbance regimes: a review and synthesis. *Marine Geology*, 353: 169–184.
- Harris, P.T., Heap, A., 2009.** Cyclone-induced net sediment transport pathway on the continental shelf of tropical Australia inferred from reef talus deposits. *Continental Shelf Research*, 29: 2011–2019.
- Hily, C., 1987.** Spatio-temporal variability of *Chaetozona setosa* (Malmgren) population on an organic gradient in the Bay of Brest (France). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 112: 201–216.
- Holling, C.S., 1973.** Resilience and stability of ecological systems. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 4: 1–23.

- Hughes, C., Richardson, C.A., Luckenbach, M., Seed, R., 2009.** Difficulties in separating hurricane induced effects from natural benthic succession: Hurricane Isabel, a case study from Eastern Virginia, USA. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 85: 377–386.
- Huguenin, L., Lalanne, Y., Bru, N., Lissardy, M., D'Amico, F., Monperrus, M., de Casamajor, M.N., 2018.** Identifying benthic macrofaunal assemblages and indicator taxa of intertidal boulder fields in the south of the Bay of Biscay (northern Basque coast). A framework for future monitoring. *Regional Studies in Marine Science*, 20: 13-22.
- Jones, N.S., 1950.** Marine bottom communities. *Biological Reviews*, 25: 283–313.
- Kleyer, M., Dray, S., de Bello, F., Leps, J., Pakeman, R.J., Strauss, B., Thuiller, W., Lavorel, S., 2012.** Assessing species and community functional responses to environmental gradients: which multivariate methods? *Journal of vegetation science*, 23: 805-821.
- Kristensen, E., Penha-Lopes, G., Delefosse, M., Thomas, V., Quintana, C.O., Banta, G.T., 2012.** What is bioturbation? The need for a precise definition for fauna in aquatic sciences. *Marine Ecology Progress Series*, 446: 285–302.
- Krumbein, W.C., 1934.** Size-frequency distribution of sediments. *Journal of Sedimentary Petrology*, 10: 57–69.
- Lasure, P., Dumas, F., 2008.** An external-internal mode coupling for a 3D hydrodynamical model for applications at regional scale (MARS). *Advances in Water Resources*, 31: 233-250.
- Le Bris, H., Glémarec, M., 1996.** Marine and brackish ecosystems of south Brittany (Lorient and Vilaine Bays) with particular reference to the effect of the turbidity maxima. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 42: 737-753.
- Legendre, L., Legendre, P., 1984.** *Écologie numérique, deuxième édition revue et augmentée. Tome 1: Le traitement multiple des données écologiques.* Masson, Paris et les Presses de l'Université du Québec. xv + 260 pp.
- Lu, L., 2005.** The relationship between soft-bottom macrobenthic communities and environmental variables in Singaporean waters. *Marine Pollution Bulletin*, 51: 1034–1040.
- Luck, G.W., Lavorel, S., McIntyre, S., Lumb, K., 2012.** Improving the application of vertebrate trait-based frameworks to the study of ecosystem services. *Journal of Animal Ecology*, 81: 1065–1076.
- Maneux, E., Dumas, J., Clément, O., Etcheber, H., Charritton, X., Etchart, J., Veysy, E., Rimmelin, P., 1999.** Assessment of suspended matter input into the oceans by small mountainous coastal rivers: the case of the Bay of Biscay. *Comptes Rendus de l'Académie des Sciences - Series IIA - Earth and Planetary Science*, 329(6): 413-420.
- Marmin, S., 2013.** Impacts biosédimentaires des expérimentations de clapages en baie de Seine sur la communauté des sables moyens propres à *Nephtys cirrosa*. Doctoral dissertation, Université de Caen Basse-Normandie, Caen, France.
- Martinez, J., Adarraga, I., Ceberio, A., Cruz, I., Markiegi, M.A., 2001.** Informe ecologico del sustrato rocoso adyacente al Puente de Santa Catalina en la margen izquierda del Rio Urumea. Unpublished Report. Ayuntamiento de San Sebastian. 55 pp.

- Martins, R., Quintino, V., Rodrigues, A.M., 2013.** Diversity and spatial distribution patterns of the soft-bottom macrofauna communities on the Portuguese continental shelf. *Journal of Sea Research*, 83: 173 - 186.
- Munari, C., 2013.** Benthic community and biological trait composition in respect to artificial coastal defence structures: a study case in the northern Adriatic Sea. *Marine Environmental Research*, 90: 47–54.
- Muniz, P., Pires, A.M.S., 1999.** Trophic structure of the polychaetes in the São Sebastião Channel (southeastern Brazil). *Marine Biology*, 134: 517-528.
- Nishijima, W., Nakanob, Y., Nakai, S., Okudaa, T., Imai, T., Okadae, M., 2013.** Impact of flood events on macrobenthic community structure on an intertidal flat developing in the Ohta River Estuary. *Marine Pollution Bulletin*, 74: 364–373.
- Ogston, A.S., Cacchione, D.A., Sternberg, R.W., Kineke, G.C., 2000.** Observations of storm and river flood-driven sediment transport on the northern California continental shelf. *Continental Shelf Research*, 20: 2141–2162.
- Paerl, H.W., 2006.** Assessing and managing nutrient-enhanced eutrophication in estuarine and coastal waters: interactive effects of human and climatic interactions. *Ecological Engineering*, 26: 40-54.
- Pearson, T.H., Rosenberg, R., 1978.** Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. *Oceanography and Marine Biology—An Annual Review*, 16: 229-311.
- Petersen, C.G.J., 1918.** The sea-bottom and its production of fish food. Report of Danish Biological Station, 25: 1–62.
- Pickett, S.T.A., White, P.S., 1985.** The ecology of natural disturbance and patch dynamics. Academic Press, London.
- Piló, D., Ben-Hamadou, R., Pereira, F., Carriço, A., Pereira, P., Corzo, A., Gaspar, M.B., Carvalho, S., 2016.** How functional traits of estuarine macrobenthic assemblages respond to metal contamination? *Ecological Indicators*, 71: 645–659.
- Prego, R., Boi, P., Cobelo, G.A., 2008.** The contribution of total suspended solids to the Bay of Biscay by Cantabrian Rivers (northern coast of the Iberian Peninsula). *Journal of Marine Systems*, 72: 343-349.
- Rallo, A., Gorostiaga, J.M., Saiz, J.I., Isasi, I., Limia, J.M., 1988.** Comunidades bentónicas del Abra de Bilbao y su entorno (N España). *Cahiers de Biologie Marine*, 29: 3-19.
- Rhoads, D.C., Boesch, D.F., Zhican, T., Fengshan, X., Liqiang, H., Nilsen, K.J., 1985.** Macrobenthos and sedimentary facies on the Changjiang delta platform and adjacent continental shelf East China Sea. *Continental Shelf Research*, 4: 189-213.
- Rosenberg, R., 1995.** Benthic marine fauna structured by hydrodynamic processes and food availability. *Netherlands Journal of Sea Research*, 34: 303-317.
- Rufino, M., Pereira, M.A., Pereira, F., Moura, P., Vasconcelos, P., Gaspar, M.B., 2017.** Habitat structure shaping megabenthic communities inhabiting subtidal soft bottoms along the Algarve coast (Portugal). *Hydrobiologia*, 784: 249–264.

- San Vicente, C., Sorbe, J.C., 1993.** Estudio comparado del suprabentos de una playa catalana y otra vasca: metodología y resultados preliminares. *Publicaciones Especiales del Instituto Español de Oceanografía*, 11: 299-304
- Satiz-Salinas, J.I., Urkiaga, A.J., 1997.** Comunidades faunísticas en el intermareal del abra de Bilbao. *Publicaciones Especiales del Instituto Español de Oceanografía*, 23: 121-131.
- Schückel, U., Beck, M., Kröncke, I., 2015.** Macrofauna communities of tidal channels in Jade Bay (German Wadden Sea): spatial patterns, relationships with environmental characteristics and comparative aspects. *Marine Biodiversity*, 45: 841-855.
- Snelgrove, P.V.R., 1998.** The biodiversity of macrofaunal organisms in marine sediments. *Biodiversity and Conservation*, 7: 1123-1132.
- Snelgrove, P.V.R., Butman, C.A., 1994.** Animal-sediment relationships revisited – cause versus effect. *Oceanography and Marine Biology*, 32: 111-117.
- Sola, M.C.R., Paiva, P.C., 2001.** Variação temporal da macrofauna bentônica sublitoral da praia da Urca (RJ) após a ocorrência de ressacas. *Brazilian Journal of Oceanography*, 49: 136–142.
- Tolman, H. L. 2002.** Distributed-memory concepts in the wave model WAVEWATCH III. *Parallel Computing*, 28: 35–52.
- Trask, P.D., 1930.** Mechanical analysis of sediment by centrifuge. *Economic Geology*, 25: 581-599.
- Veiga, P., Redondo, W., Sousa-Pinto, I., Rubal, M., 2017.** Relationship between structure of macrobenthic assemblages and environmental variables in shallow sublittoral soft bottoms. *Marine Environmental Research*, 129: 396-407.
- Vernberg, F.J., 1981.** Benthic macrofauna. In: Vernberg, F.J., Vernberg, W.B. (Eds.), *Functional Adaptations of Marine Organisms*. Academic Press, New York: 179–230.
- Villnäs, A., Norkko, J., Hietanen, S., Josefson, A. B., Lukkari, K., Norkko, A., 2013.** The role of recurrent disturbances for ecosystem multifunctionality. *Ecology*, 94(10): 2275-2287.
- Vinebrooke, R.D., Cottingham, K.L., Norberg, J., Scheffer, M., Dodson, S.I., Maberly, S.C., Sommer, U., 2004.** Impacts of multiple stressors on biodiversity and ecosystem functioning: the role of species co-tolerance. *Oikos*, 104: 451-457.
- Wentworth, C.K., 1922.** A scale of grade and class terms for clastic sediments. *Journal of Geology*, 30: 377-392.
- Wildish, D., Kristmanson, D., 1997.** *Benthic suspension feeders and flow*. Cambridge University Press, USA.
- WORMS, 2017.** World Register of Marine Species available online at <http://www.marinespecies.org/> (last accessed March 2017).
- Ysebaert, T., Herman, P.M.J., 2002.** Spatial and temporal variation in benthic macrofauna and relationships with environmental variables in an estuarine, intertidal soft sediment environment. *Marine Ecology Progress Series*, 244: 105-124.

CHAPITRE IV – EVOLUTION SPATIO-TEMPORELLE DES
COMMUNAUTES MACROBENTHIQUES DU DEBOUCHE
DE L'ESTUAIRE DE L'ADOUR EN RELATION AVEC SON
REGIME HYDROLOGIQUE ET LES OPERATIONS DE
CLAPAGE DU PORT DE BAYONNE

Ce chapitre porte sur l'évolution spatio-temporelle de communautés macrobenthiques soumises à des opérations de clapage récurrentes dans un milieu à fort hydrodynamisme. Cette seconde étude exploite plus spécifiquement les données biosédimentaires acquises au droit du débouché de l'estuaire de l'Adour, sous l'influence des fluctuations naturelles du régime hydrologique de ce fleuve majeur du littoral basco-landais et des activités d'immersion des déblais de dragage du port de Bayonne.

SOFT-BOTTOM COMMUNITY RESPONSES IN A MARINE AREA INFLUENCED BY RECURRENT DUMPING ACTIVITIES AND FRESHWATER DISCHARGES

Clémence Foulquier^{a, b}, Julien Baills^a, Hugues Blanchet^c, Frank D'Amico^b and Didier Rihouey^a

^a CASAGEC INGENIERIE, 18 rue Maryse Bastié, 64600 Anglet, France

^b CNRS / UNIV PAU & PAYS ADOUR/ E2S UPPA, LABORATOIRE DE MATHEMATIQUES ET DE LEURS APPLICATIONS DE PAU, UMR5142, 64600, ANGLET, FRANCE

^c Université de Bordeaux, UMR 5805 EPOC, Station Marine d'Arcachon, 2 Rue du Professeur Jolyet, 33120 Arcachon, France

Manuscrit soumis à la revue Marine Pollution Bulletin

Abstract

The results of a 3 years monitoring program to assess the effects associated with recurrent dredged spoil disposal activity in a naturally stressed subtidal coastal area subjected to estuarine inputs (south west of France) are described. Changes observed through time in environmental and anthropogenic variables have been analysed using cumulated sums and compared to macrobenthic community structure. Correlations between faunal structure and abiotic variables have also been explored. Our results suggested that the magnitude of estuarine influence appeared greater on the soft-bottom communities than the putative changes due to anthropogenic activities. Results revealed indeed a scarce impact of the dredge spoil disposal. The control area and the marine dump showed different assemblages derived from the main “*Tellina-venus* community”. Nonetheless, through a combination of high energetic conditions (wave and river discharge), structural changes were observed and ascribed to a flushing action of the highly channeled estuary located directly in front of the dredge spoil disposal. Finally, short term effects of an exceptional summer flood were observed over the monitoring period. Following this hydrological event, a spatial homogenization of benthic community has been recorded with the occurrence of a *A. alba* enriched sandy mud assemblage through the whole study area. Origins of this main new species are discussed.

Keywords

Dredge spoil disposal; Flood event; Hydrodynamic conditions; Wave climate; Multiple disturbance; Subtidal macrofauna; French Basque Country; Times series; PCO; Pearson correlation.

1 Introduction

Assessing variability in biodiversity and identifying factors responsible for spatial patterns are a central theme in marine ecology (Blanchet *et al.*, 2014; Dutertre *et al.*, 2013). In estuarine and coastal systems environmental drivers are influenced by both natural processes (e.g. water mass movements, sediment deposition) and anthropogenic activities such as land resource management, urbanization and dredging (Akoumianaki *et al.*, 2013). Following the European Directives (Water Framework and Marine Strategy) adoption, ambitious objectives for the conservation and the restoration of the state of water bodies have been fixed. As a result, improving our knowledge of natural variability patterns on one hand (Claudet and Fraschetti, 2010; Schückel *et al.*, 2015; Veiga *et al.*, 2017) and human impacts on the other hand has become even more crucial for suitable marine management and conservation (Desroy *et al.*, 2003; Claudet and Fraschetti, 2010; Marmin *et al.*, 2016).

Benthic soft-bottom community is an important component of marine ecological systems since it is involved in nutrients cycling, pollutant metabolism and constitutes a food source for higher trophic levels (Snelgrove, 1998; Constable, 1999). In addition, benthic species are also known for their sensitivity to physical changes because of their relative immobility (Simonini *et al.*, 2005; Taupp and Wetzel, 2013) suggesting that these organisms are good indicators for sediment disturbance (Seiderer and Newell, 1999; Van Hoey *et al.*, 2010).

In coastal systems, sediment discharges due to high riverine inputs influence the soft-bottom organisms (Akoumianaki 2006, 2013; Harris, 2014; Salen-Picard *et al.*, 2002, 2003). The spread of turbid plumes plays a significant role in water quality (e.g. high concentrations of nutrients, fines particles) of extensive areas of the shelf adjacent to the river mouths (Chin-Leo and Benner, 1992; Govoni and Grimes, 1992; Lohrenz, 1990). Studies in coastal areas with high riverine inputs from major (Rhoads *et al.*, 1985; Aller and Aller, 1986; Aller and Stupakoff, 1996) or smaller rivers (Occhipinti-Ambrogi *et al.*, 2005; Wheatcroft, 2006; Akoumianaki and Nicolaidou, 2007; Harmelin-Vivien *et al.*, 2009; Akoumianaki *et al.*, 2013), mainly suggested that the long-term impact sedimentary processes on benthic community is dependent upon a deposit distance gradients from the river mouth (Rhoads *et al.*, 1985; Palacin *et al.*, 1991; Salen-Picard *et al.*, 2003; Kormas *et al.*, 1997; Akoumianaki *et al.*, 2006, 2013; Bonifácio *et al.*, 2014) and/or the temporal variability in water and sediment discharge rates (Rhoads *et al.*, 1985; Aller and Aller, 1986; Aller and Stupakoff, 1996; Moodley *et al.*, 1998; Wijsman *et al.*, 1999). Regarding the occurrence of short-term effects of river inputs on benthic macrofauna, discrepancy is observed between results reported by Occhipinti-Ambrogi *et al.* (2005), Wheatcroft (2006), Akoumianaki *et al.* (2013) and Bonifacio *et al.* (2014) depending on the sampling design relative to the inshore/offshore gradients. As already reported by Bonifacio *et al.* (2014), new studies based on appropriate spatial and temporal sampling design are therefore needed to improve the assessment of the effects of changes in riverine inputs on adjacent benthic macrofauna distribution.

Estuaries and marine coastal areas are also recognized as hotspots of human development and have therefore been under continuous pressures arising from anthropogenic development (Dauvin *et al.*, 2006; Sánchez-Moyano and García-Asencio, 2010). In particular, to support navigation, trade and economic sustainability, both dredging and the dumping of dredged

material are common practices around the world and are one of the most serious environmental concerns for coastal management (Bates *et al.*, 2015; Moog *et al.*, 2015; OSPAR, 2008; van Dolah *et al.*, 1984). Causing environmental issues in coastal and marine areas, both physically and through contaminants (e.g. Bolam *et al.*, 2006; Bolam and Rees, 2003; Cesar *et al.*, 2014; Fredette and French, 2004) the relocation of dredged material is one of the most important concerns in those activities (Harvey *et al.*, 1998; Katsiaras *et al.*, 2015; Tornero and Hanke, 2016). Several author's assessed the impacts of dumping activities in off-shore environments (Smith and Rule, 2001; Zimmerman *et al.*, 2003; Simonini *et al.*, 2005; Ware *et al.*, 2010; Bolam *et al.*, 2011; Bolam, 2012; Taupp and Wetzell, 2013; Cesar *et al.*, 2014; Katsiaras *et al.*, 2015; Marmin *et al.*, 2016; Dauvin *et al.*, 2018). However, numerous studies have highlighted the divergent results obtained and concluded to "site-specific" potential environmental effects of these perturbations pledging for a case-by-case evaluation (Bolam *et al.*, 2006; Bolam and Rees, 2003; Harvey *et al.*, 1998; Katsiaras *et al.*, 2015; Simonini *et al.*, 2005).

In this study, we investigated the relationship between macrofauna community structure and distribution with abiotic natural and anthropogenic variables in a swell-exposed coastal area receiving freshwater discharges from the Adour River (Basque country, South-West France) and subjected to recurrent dumping activities. The aim of this study was to assess the grade of impact of recurrent dumping activities carried out for decades in this coastal area subjected to freshwater discharges from a mountain-range river system with short water residence time. To our knowledge, the effects of recurrent dumping on the marine benthic community have not been widely studied (Bolam *et al.*, 2011; Donázar-Aramendía *et al.*, 2018) and the addition of natural drivers as freshwater discharges on this heavy stressed soft-bottom macrofauna has been studied even less (Naeem *et al.*, 2012; Villnäs *et al.*, 2013).

2 Material and methods

2.1 Study area and dumping activities

The study area is situated 3 km offshore in an open water area in front of the river mouth of the Adour estuary located on the French Basque coast (south west of France, Figure IV. 1).

Because of its location in the inner part of the Bay of Biscay and the small width of the continental shelf the French Basque coast is exposed to very energetic wave conditions. Waves predominantly come from the West-North West direction with a 10s peak period and an average 2-m significant wave height (Augris *et al.*, 2009). These wave climates associated with estuarine inputs contribute to making the coastal opening of the Adour estuary a naturally stressed area.

The Adour River drains a watershed area of 16800km², which is a small extent compared with the three main French macrotidal estuaries Gironde, Loire and Seine (Etcheber *et al.*, 2007). This estuary has been heavily modified and channeled over the last four centuries. It currently displays a narrow channel of 200m width as its mouth (Stoichev *et al.*, 2004). These transformations generate a strong current which drive a large amount of estuarine sedimentary inputs to the ocean (Maneux *et al.*, 1999). Residence time for water and sediment is therefore very short suggesting a dominant transfert to the coastal area during the mean to the high flows (Monperrus *et al.*, 2005, Petus, 2009). The mean annual river discharge is about 300m³.s⁻¹

(Stoichev *et al.*, 2004). Flood periods observed occur mainly during the fall and winter, but sudden events can occur during spring (Dailloux, 2008). On average, three flood events above $1000\text{m}^3\cdot\text{s}^{-1}$ annually occur: two during winter (in November/December and January/February) and one during spring, around April or May (Brière, 2005). Sediments transported through the estuary plumes have been recorded around 15km off the mouth of the Adour as a large deposit of lenticular muds located at a depth of more than 100m-depth (Jouanneau *et al.*, 2008). Fine deposited sediments are indeed generally resuspended by waves which prevents the formation of a permanent deposit (Jouanneau *et al.*, 2008). The behavior of the plume is variable and depends on hydroclimatic forcings (*i.e.* freshwater discharge, wind and tide) characterized by a strong spatial and temporal variability (Petus, 2009).

The Adour estuary provides access to Bayonne harbor. In order to guarantee a minimum navigation depth, the local authority (Chambre de Commerce et d'Industrie de Bayonne Pays Basque (CCI BPB)) performs maintenance dredgings. For several decades, soft sediments were hence extracted along the estuary and its mouth and dumped in three disposal areas. This study focused on the marine disposal site which has been constantly used for the past 30 years. Located in front of the Adour river mouth, this dumping area has a rectangular shape with a surface of 200 ha, located between -20 m and -35 m in depths (Figure IV. 1). For several decades and until the present study, these works were done without an empirical assessment of the effects on the soft-bottom communities either at the dredging sites or at the sites receiving the dredged materials.

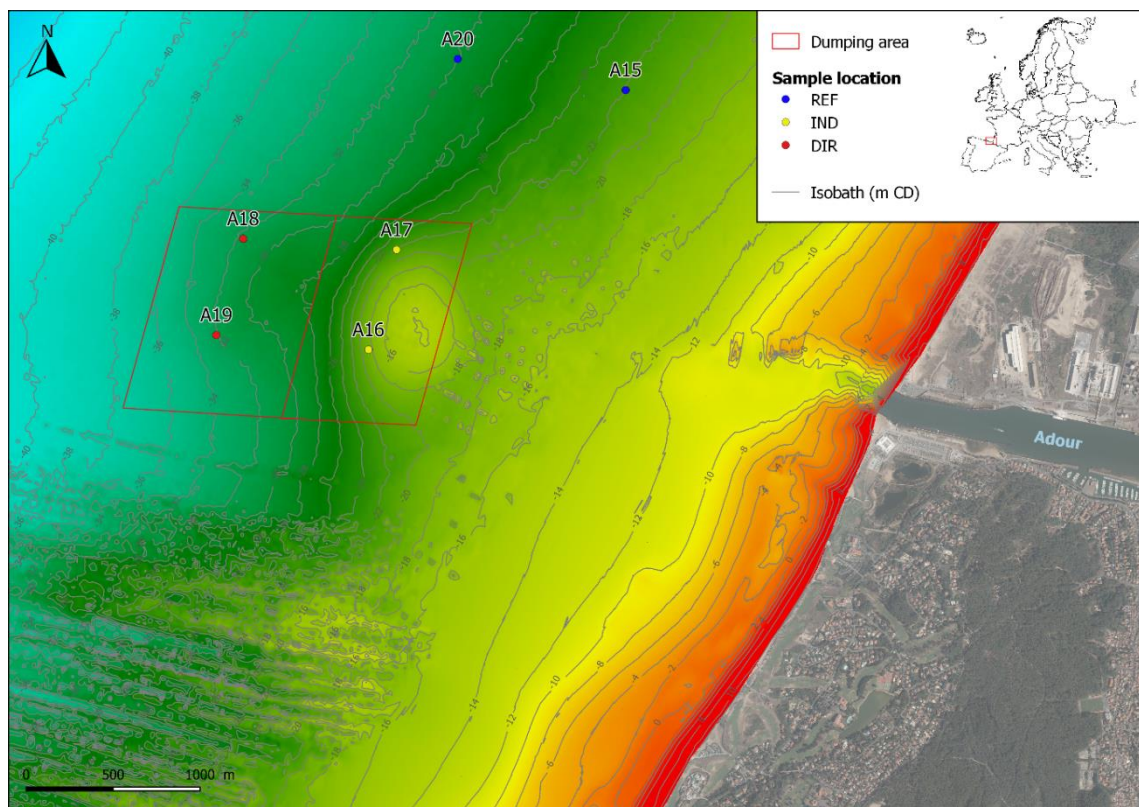


Figure IV. 1: Geographical location of the sampling station. The different impact levels (IND indirect impact, DIR direct impact and REF reference) were indicated by the same color on the map and the dumping area was represented. Isobath values are indicated in meters.

2.2 Sampling design and laboratory analyses

To assess dumping impact on the benthic soft-bottom communities, 6 sampling stations have been defined and seasonally investigated during 3 years, for a total of 12 sampling campaigns (called “C1” to “C12”) between August 2014 and June 2017 (Table IV. 1). The location of stations was chosen based on the bathymetry (directly impacted stations and the western control station located at -31 ± 1.2 m chart datum in average and indirectly impacted stations and the eastern control at -21 ± 1.7 m chart datum in average), the dumping proceeds and knowledges stem from dispersion plumes models (CASAGEC INGENIERIE, 2014). Two stations were placed in a directly impacted zone (“DIR”) within the western most used part of the disposal area (Figure IV. 1). Another pair was located inside the dumped area, within the eastern part never exploited since 2004 but affected by the turbid plumes (indirectly impacted zone “IND”). The last two stations were situated in a control area outside the dumping area and turbid plumes (reference stations “REF”) at -22 and -30 m chart datum. The reference stations are slightly northern to the river mouth compared to ones of the disposal area, located in the axis of the river. Nonetheless, all monitored stations were exposed to the influence of the Adour inputs according to the plume dynamic reported by Dailloux, 2008.

During each sampling campaign, three replicates of sediment samples were collected in each station using a Van Veen grab (0.1m²). Grab contents were sieved through a 1mm mesh size. Material retained on the sieve was directly fixed in ethanol (99.9%) for later identification to the lowest taxonomic level (predominantly species) and enumeration in the laboratory. The World Register of Marine Species (WORMS, 2017) was used to check and harmonize species names. For the sediment analysis, a very small sub-sample (around 0.3 L) of each collected grab was used for the determination of both organic matter content and grain size analyses.

Table IV. 1: Dates of sampling campaigns and their abbreviations.

Dates	Sampling campaigns
August 2014	C1
December 2014	C2
March 2015	C3
June 2015	C4
August 2015	C5
December 2015	C6
March 2016	C7
June 2016	C8
August 2016	C9
December 2016	C10
March 2017	C11
June 2017	C12

Both stations located in the reference area (*i.e.* A15 and A20 in “REF”) have not been sampled during the second and the third seasonal field campaigns. For the C6 campaign, no sediment data was also available (analytical issue at the laboratory).

2.3 Natural abiotic variables

2.3.1 Hydrodynamic conditions

2.3.1.1 Wave climate

Wave climate was determined for each station and between each field campaign from a SWAN operational model developed within the European project Littoral, Ocean and Rivers of Euskadi-Aquitaine (LOREA). Detailed model setup and validation results are further described in Dugor *et al.*, 2010. The model boundaries are forced by HOMERE sea-states hindcast database, based on WAVEWATCH III model. Wind data are provided by the ECMWF (European Center for Medium-Range Weather Forecasts). A nesting strategy allows making the transition between offshore and coastal models over 3 successional grids: a regional grid, an intermediate grid and finally 3 local grids with a 20m resolution around study sites. Four wave parameters were obtained in order to describe wave climate: mean significant wave height ($H_{s_{mean}}$), maximum significant wave height ($H_{s_{max}}$), mean bottom orbital velocity ($U_{br_{mean}}$) and maximum bottom orbital velocity ($U_{br_{max}}$). The wave climate characterization was carried out for the period preceding each sampling campaign. Daily values were also obtained throughout the study period (April 2014 to July 2017).

The three-dimensional ECOMARS model (Lasure and Dumas, 2008; Tolman, 2002), as performed by Dutertre *et al.*, 2013 at a larger scale, was not used in this study. Resolution grid (3km) was not adapted to represent hydrological variations within the sampled site, where directly and indirectly impacted stations were spaced from 900m within the dumping area and from 1,6km with the reference stations.

2.3.1.2 Estuarine inputs

To take into account estuarine influence, mean and maximal river discharges (Q_{mean} , Q_{max}) were retrieved between each field campaign from the French water information system database (<http://www.hydro.eaufrance.fr/>). Mean daily values were also extracted throughout the study period (April 2014 to July 2017).

2.3.2 Sediment characterization

At each station, a sub-sample of each collected grab was used for sediment characterisation. Data were treated as percentages for each grain size categories determined using a sieve shaker. The following sedimentary fractions were considered based on the classification of Wentworth (1922) modified by Folk (1954), Folk and Ward (1957) and Folk (1966): Gravel and pebble ($Gr > 2mm$), very coarse sand (VCS: 1-2mm), coarse sand (CS: 0.5-1mm), medium sand (MS: 0.25-0.5mm), fine sand (FS: 0.125-0.25mm), very fine sand (VFS: 0.063-0.125mm) and silt & clay ($F < 0.063mm$). The diameter corresponding to the median grain size of sediment particles (D_{50}) and the sorting index (S_o ; Trask, 1930) were calculated using a MATLAB routine for each station and each field campaign. D_{50} was expressed in the phi (ϕ) scale originally developed by Krumbein (1934) in order to simplify statistical analyses. Organic matter content was estimated by loss of ignition (450°C, 6H) and was also treated as percentage of sediments weight.

2.4 Dumping pressure variables

Based on measures of dredging pressure defined by De Backer *et al.* (2014a) and in order to characterize the dumping pressure at the different stations, three variables were defined and individually calculated for each sampled station at each field campaign : (i) the interval time (in days) “T” between the last time dumping and each different biosedimentary sampling periods; (ii) the number of effective dumping days “D” prior to each sampling campaign ; (iii) the volume “V” of materials dumped (in m³) on each monitoring stations between each field campaign. For the volume “V”, daily values were also available throughout the study period (April 2014 to July 2017).

2.5 Data analysis

2.5.1 Abiotic variables times series during the monitoring period

In order to describe general tendencies and to detect shifts through time, the series of natural and anthropogenic abiotic variables were analysed using cumulative sums for each sampled station within each location (*i.e.* IND, DIR and REF). This method consists in the cumulative sum of standardized deviations from a target specification, calculated as a running sum of data normalized to the dataset mean and standard deviation (Regier *et al.*, 2019).

2.5.2 Macrobenthic community structure

The structure of the macrobenthic community was investigated using a Principal Coordinate Analysis (PCO; Anderson *et al.*, 2008) based on the Bray-Curtis similarity index of fourth-root transformed abundance data (Clarke and Warwick, 2001). This multivariate technique provided an overview of the structure and composition of the faunal community through time (12 seasonal field campaigns) for the different locations (*i.e.* IND, DIR and REF). The vectors of the taxa abundances were overlaid onto the PCO using Pearson correlation to identify the main species contributing to the station distribution in this two-dimensional space ($r > \pm 0.5$). Each location was then characterized by its species richness (S), density of individuals (N) and Pielou’s evenness index (J’).

2.5.3 Macrobenthic community and abiotic variables relationships

A new matrix was created for the first principal coordinate from this PCO (Seasonal field campaigns x 1 variable: PCO1), adding abiotic variables for interpreting changes to examine biotic and abiotic variables relationships. 13 abiotic variables were taken into account:

- 10 environmental variables: wave climate, using mean and maximal significant wave height and mean and maximal bottom orbital velocity; estuarine inputs, through mean and maximal river discharges; and sediments variables such as sediments silt & clays content, median grain-size (D50), sorting index and organic content. The hydrodynamic conditions were considered for the period preceding each sampling campaign whereas sediment features data came from simultaneous samplings of macrofauna.
- 3 anthropogenic variables: the interval time “T” between the last time dumping and each different biosedimentary sampling periods; the number of effective dumping days “D” prior to each sampling campaign ; the volume “V” of materials dumped (in m³) on each monitoring stations between each field campaign.

We calculated the Pearson correlation matrix using the software package PRIMER v6 (Clarke and Gorley, 2006). When a temporal pattern due to natural disturbance was observed, subset of data excluding this particular condition was defined and then analyzed in more detail to focus on spatial and temporal differences in the community structure and their putative relation to the dumping activities.

Typical PRIMER routines largely used to link faunal assemblage to environment, such as BIOENV or DISTLM (Distance-based linear models), have voluntarily not been used in the present study. Indeed, these approaches don't take into account the chronological order of our dataset.

Finally, to improve dumping effect detection, the typical estuarine species regularly observed among French Atlantic estuaries (Blanchet *et al.*, 2014) were identified throughout the whole dataset.

3 Results

3.1 Abiotic variables dynamics during the monitoring period

3.1.1 Hydrodynamic conditions

The daily wave climate and Adour discharges were presented for the three monitored years in Figure IV. 2. The four wave parameters were similar for the whole studied area. Significant wave height values (Hs) ranged between summer minima around 0.2 m and reached winter maxima until 5.2 m. This seasonal dynamic was quite similar over years. Nonetheless, the second part of the monitored period showed a stronger wave climate (Figure IV. 2a).

In terms of flow rates, low-water levels are observed between July and October with an average flow of about $120\text{m}^3\cdot\text{s}^{-1}$, whereas in winter, between November and February, the mean monthly flow was $405\text{m}^3\cdot\text{s}^{-1}$. The first part of the monitored period showed was clearly distinguished by the floods frequency and intensity in terms of flow rates. More specifically the year 2014 was also characterized by a winter vicennial flood in January (25/01/2014: $Q=3287\text{m}^3\cdot\text{s}^{-1}$, not shown on the Figure IV. 2b) followed by an exceptional flood in July (04/07/2014: $Q=1430\text{m}^3\cdot\text{s}^{-1}$) at the beginning of the summer. During a low-water period this last summer flood event constituted an exceptional phenomenon never again observed over the study period (Figure IV. 2b).

In further analyses, a subset of the data from C2 (Dec. 2014) to C12 (June 2017) excluding exceptional summer flood event from C1 (Aug. 2014) has been analyzed in more detail to investigate for spatial and temporal differences in the macrobenthic communities and their putative relation with the dumping activities.

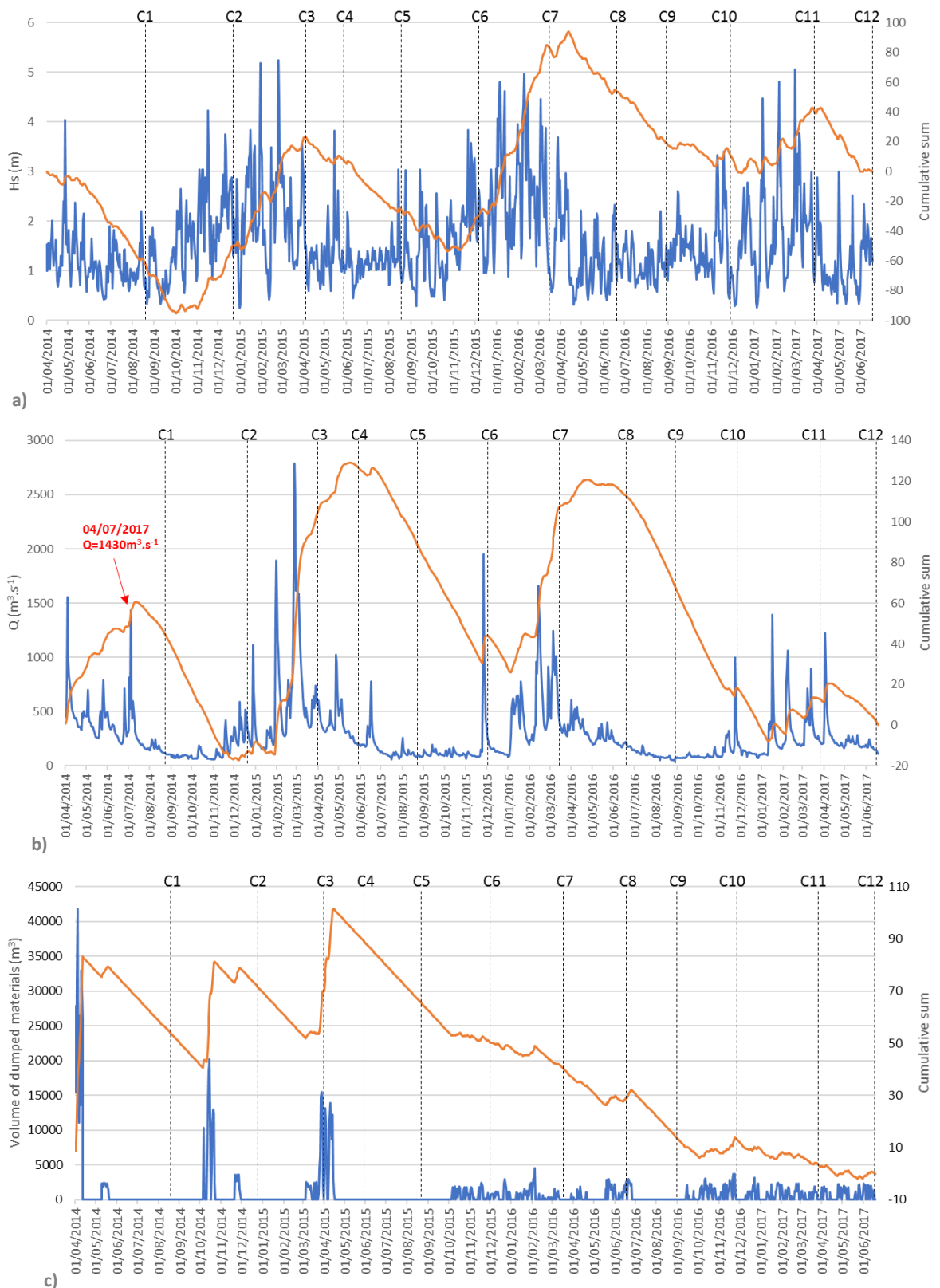


Figure IV. 2: Time series for abiotic variables (April 2014- July 2017): a) significant wave height (Hs), b) mean daily river discharge (Q) and c) volume of dumped materials on the directly impacted area. Orange curves represent cumulated sums where increasing values correspond to period of higher-than-average values and decreasing values correspond to lower-than-average values.

3.1.2 Sediment features

Throughout the monitoring period, sediment features were influenced by the location. Indeed, sediment composition of reference stations was globally finer with a higher content of organic matter and silt and clay than those located within the dumping area (Figure S1 in supplementary material). Sand with a low organic content have been sampled over the disposal site. The western part (*i.e.* directly impacted location) showed globally a coarser grain size than the eastern part (*i.e.* indirectly impacted location) due to a higher proportion of medium sand relative to fine sands (48% medium sands in average in “DIR” and 31% in average in “IND”, see Figure S1 in supplementary material).

Within each location, grain size showed global stability through time except during the first field campaign C1 (Aug. 2014), where sediments were finer with a higher sorting index within the whole study area. During the C8 field campaign (June 2016), an important silt and clay increase was observed exclusively within the directly impacted location, on the station A18.

3.1.3 Dumping pressure

In term of dumping pressure, disposal activities changed over the monitoring period (Figure IV. 2c). Until September 2015 (between field campaigns C5 and C6), huge volumes of dredged materials were dumped by way of two massive operations executed during the spring and the fall. Mean volumes monthly dumped within the directly impacted zone (“DIR”) were around 110 000m³.

Throughout the second part of the monitoring period, an important decrease of the dumped sediment volumes was observed but linked to an increase of dumping frequency. Small volumes (around 20 500m³ in average) have been monthly disposed within the directly impacted zone (“DIR”), excepted during summer (July and August).

3.2 Features and variations of the macrobenthic community structure

A total of 165 species were found in the study area throughout the overall monitoring program (August 2014 - June 2017). In terms of abundance, polychaetes, arthropods, echinoderms and molluscs ranked among the most common phyla. We did not find any predominant group except for some increments of particular species in all stations. In August 2014 (C1) a huge increment of bivalve abundance was observed due to the bivalve *Abra alba* (total abundance of 2376 ind./m², Table IV. 3). Out of this first field campaign (C1), species with the maximum total abundance over time and locations were the echinoid *Echinocardium cordatum* (22 ind./m²), the polychaetes *Owenia fusiformis* (15 ind./m²), *Nephtys cirrosa* (14 ind./m²), *Magelona mirabilis* (12 ind./m²) and the malacostraca *Diastylis bradyi* (15 ind./m²) and *Diogenes pugilator* (11 ind./m²).

On Figure IV. 3, benthic community from each area and for each campaign were identifiable as clusters of two points having similar color and label. At the scale of the location, this PCO plot showed different tendencies between the areas. Communities within the two impacted areas (DIR and IND) appeared similar regarding their position along the negative part of the PCO axis 1. Contrary to the community within the control location (REF) correlated to the positive part of this same PCO axis. Pearson correlations showed that the amphipod *Ampelisca brevicornis*, the bivalves *Fabulina fabula*, *Spisula* sp., the gastropod *Euspira nitida*, the echinoderm *Echinocardium cordatum* and the polychaetes *Owenia fusiformis* were positively correlated to

the PCO axis 1 explaining 22.2% of the total variation, whereas *Nephtys cirrosa* and *Diogenes pugilator* have a negative relationship (Table IV. 2). With a weak representativity of 11%, the axis 2 is highly negatively correlated to *Diastylis bradyi*. For the following analysis, only the most informative PCO axis 1 is kept (axis 3 and 4 explained individually only 8% and 6% of the total variation).

During the first campaign (C1 August 2014), all the stations were located on the positive part of PCO axis 1. A weak spread (dispersion) of time points for the three locations was indeed observed (Figure IV. 3). During this campaign, an important increase of density was observed due to the blooming of the bivalves *Abra alba* (713 ± 979 ind./0.3m²) and the relative high abundance of the polychaete *Owenia fusiformis*, the echinoderms *Echinocardium cordatum* and *Ophiura ophiura*, and the gastropod *Tritia reticulata* (Table IV. 3). From the second campaign (C2: December 2014), less than 4 months later, the impacted stations were back to their position along the negative part of axis 1. Density of *Abra alba* decreased drastically to an average density of 2 ± 5 ind./0.3m² during the eleven remaining campaigns within the control area and even less within the disposal site (Table IV. 3).

Temporal patterns were also observed with the plot of benthic community time series for each location, using the first principal coordinate (PCO1, Figure IV. 5). Both stations of each location (*i.e.*: IND, DIR or REF) globally followed the same pattern, suggesting that the observed variability affected the whole location and not only an individual station through a punctual event. Within control location (REF), community appeared globally constant, restricted to the positive part of the PCO1 axis throughout the whole survey. Variability along the PCO1 axis was higher within the disposal area. Within both impacted locations (“DIR” and “IND”), similar patterns were observed for the C1 to C4 and C9 to C12 chronological datasets despite distinct dumping modalities (see Table IV. 1 for the corresponding sampling dates). Among the sampled species within this dumping area, some typical estuarine invertebrates have been recorded. Exclusively within the station A18 located at the northern part of the directly impacted location, the bivalve *Scrobicularia plana* and the polychaetes *Alkmaria romijni*, *Heteromastus filiformis* and *Streblospio shrubsolii* have occasionally been found in variable densities consisting in 3% to 23% of the total abundance (Figure IV. 4).

At the scale of the whole study area, comparison of the global tendencies (*i.e.* increase or decrease of time points position along the axis PCO1) showed similarity within the three locations (Figure IV. 5). Distinctions appeared between control area (“REF”) and disposal site (“DIR” and “IND”) during the lowest (weak river discharge and wave: C5-C6 and C8-C9, see Figure IV. 2) and the highest hydrodynamic conditions (C6-C7 and C10-C11). The dumping area community appeared on the positive (C7) or the median (C9) part of the PCO1 axis through low energetic conditions and on the negative extremity (C7 and 11) through low energetic conditions. Over these time periods, dredged materials were regularly dumped in small volumes.

In terms of structural parameters, the control area showed the highest species number and fauna density with 26 ± 4 species and 103 ± 45 individuals.0.3 m⁻² (Table IV. 3). No clear distinction was observed between the indirectly and the directly impacted areas of the disposal. Within the whole area individuals appeared regularly distributed through the distinct species. Species with the highest Pearson correlations to the first PCO axis showed similar average densities within the three locations through the eleven last campaigns.

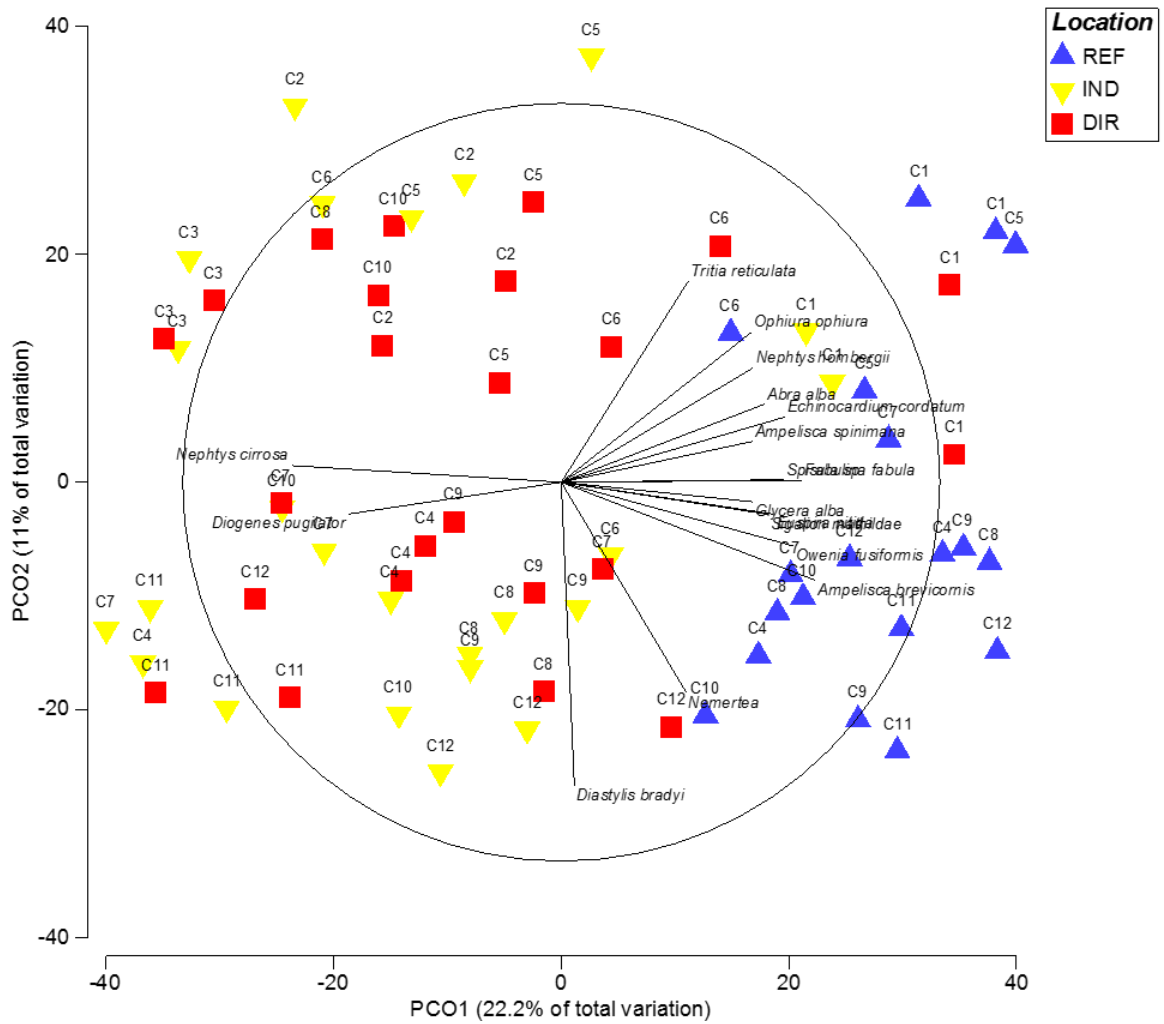


Figure IV. 3: PCO plot of stations at each time point from August 2014 (“C1”) to June 2016 (“C12”) regarding the different impact levels (IND indirect impact, DIR direct impact and REF reference). Labels indicate the time points of sampling according to Table IV. 1. Overlay vectors based on Pearson’s correlation ($r \geq 0.5$) identify the main species contributing to the station distribution in two-dimensional space. Vector length indicates strength of correlation. The analysis was based on Bray-Curtis similarity calculated from fourth-root transformed abundance values.

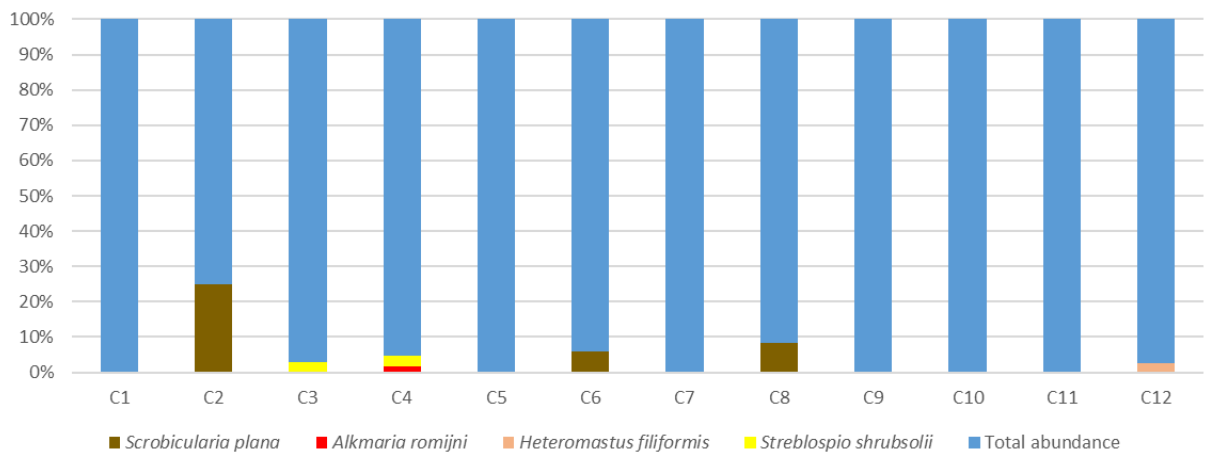


Figure IV. 4: Proportion of estuarine species abundance (ind/0.3m²) within the station A18 located at the northern part of the directly impacted location throughout the 12 seasonal campaigns.

Table IV. 2: Species with the highest Pearson's correlations to axis PCO1 and PCO2 ($r \geq \pm 0.5$).

Species	PCO1	PCO2
<i>Glycera alba</i>	0.5	-0.1
<i>Nephtys cirrosa</i>	-0.7	0.0
<i>Nephtys hombergii</i>	0.5	0.3
<i>Owenia fusiformis</i>	0.6	-0.2
<i>Sigalion mathildae</i>	0.5	-0.1
<i>Ampelisca brevicornis</i>	0.7	-0.3
<i>Ampelisca spinimana</i>	0.5	0.1
<i>Diastylis bradyi</i>	0.0	-0.8
<i>Diogenes pugilator</i>	-0.6	-0.1
<i>Echinocardium cordatum</i>	0.6	0.2
<i>Ophiura ophiura</i>	0.5	0.4
<i>Abra alba</i>	0.5	0.2
<i>Fabulina fabula</i>	0.6	0.0
<i>Spisula sp.</i>	0.6	0.0
<i>Euspira nitida</i>	0.6	-0.1
<i>Tritia reticulata</i>	0.3	0.5
<i>Nemertea</i>	0.3	-0.6

Table IV. 3: Average densities of species (ind/0.3m²) with a Pearson correlation coefficient to the axes PCO1 and PCO2 >± 0.5 for the different impact levels (IND indirect impact, DIR direct impact and REF reference) during the eleven last campaigns (C2 to C12) and at the scale of the whole study area during the first sampling campaign (C1, August 2014). Number of samples, average species richness (S), average density (N), average Pielou's evenness (H) and average mean grain size ± SD for each group are also represented.

		C1-August2014	REF	DIR	IND
Average densities of species with a Pearson correlation coefficient to the axes PCO1 and PCO2 >± 0.5	<i>Glycera alba</i>	2 ± 2	2 ± 3	1 ± 1	1 ± 2
	<i>Nephtys cirrosa</i>	2 ± 2	4 ± 4	4 ± 3	4 ± 4
	<i>Nephtys hombergii</i>	2 ± 3	1 ± 1	1 ± 1	0 ± 1
	<i>Owenia fusiformis</i>	53 ± 52	2 ± 4	10 ± 32	1 ± 2
	<i>Sigalion mathildae</i>	1 ± 1	0 ± 0	0 ± 1	1 ± 2
	<i>Ampelisca brevicornis</i>	3 ± 4	2 ± 4	2 ± 4	1 ± 1
	<i>Ampelisca spinimana</i>	3 ± 2	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0
	<i>Diastylis bradyi</i>	1 ± 1	6 ± 9	5 ± 8	2 ± 3
	<i>Diogenes pugilator</i>	1 ± 1	3 ± 6	4 ± 8	3 ± 2
	<i>Echinocardium cordatum</i>	46 ± 39	8 ± 10	6 ± 13	7 ± 11
	<i>Ophiura ophiura</i>	8 ± 5	3 ± 5	1 ± 1	2 ± 4
	<i>Abra alba</i>	713 ± 979	2 ± 5	1 ± 1	1 ± 2
	<i>Fabulina fabula</i>	1 ± 3	3 ± 5	1 ± 1	1 ± 2
	<i>Spisula sp.</i>	3 ± 3	1 ± 2	0 ± 1	0 ± 1
	<i>Euspira nitida</i>	3 ± 5	1 ± 1	0 ± 1	1 ± 1
	<i>Tritia reticulata</i>	11 ± 11	2 ± 2	2 ± 2	1 ± 2
<i>Nemertea</i>	0 ± 0	1 ± 1	1 ± 1	1 ± 1	
Number of samples		6	17	22	22
Average N (ind/0.3m²)±SD		883 ± 929	103 ± 45	41 ± 16	37 ± 13
Average S ± SD		27 ± 5	26 ± 4	14 ± 5	13 ± 4
Average J' ± SD		0.38 ± 0.21	0.83 ± 0.08	0.81 ± 0.10	0.85 ± 0.05
Average median grain size (µm) ± SD		131 ± 88	150 ± 10	250 ± 40	220 ± 30

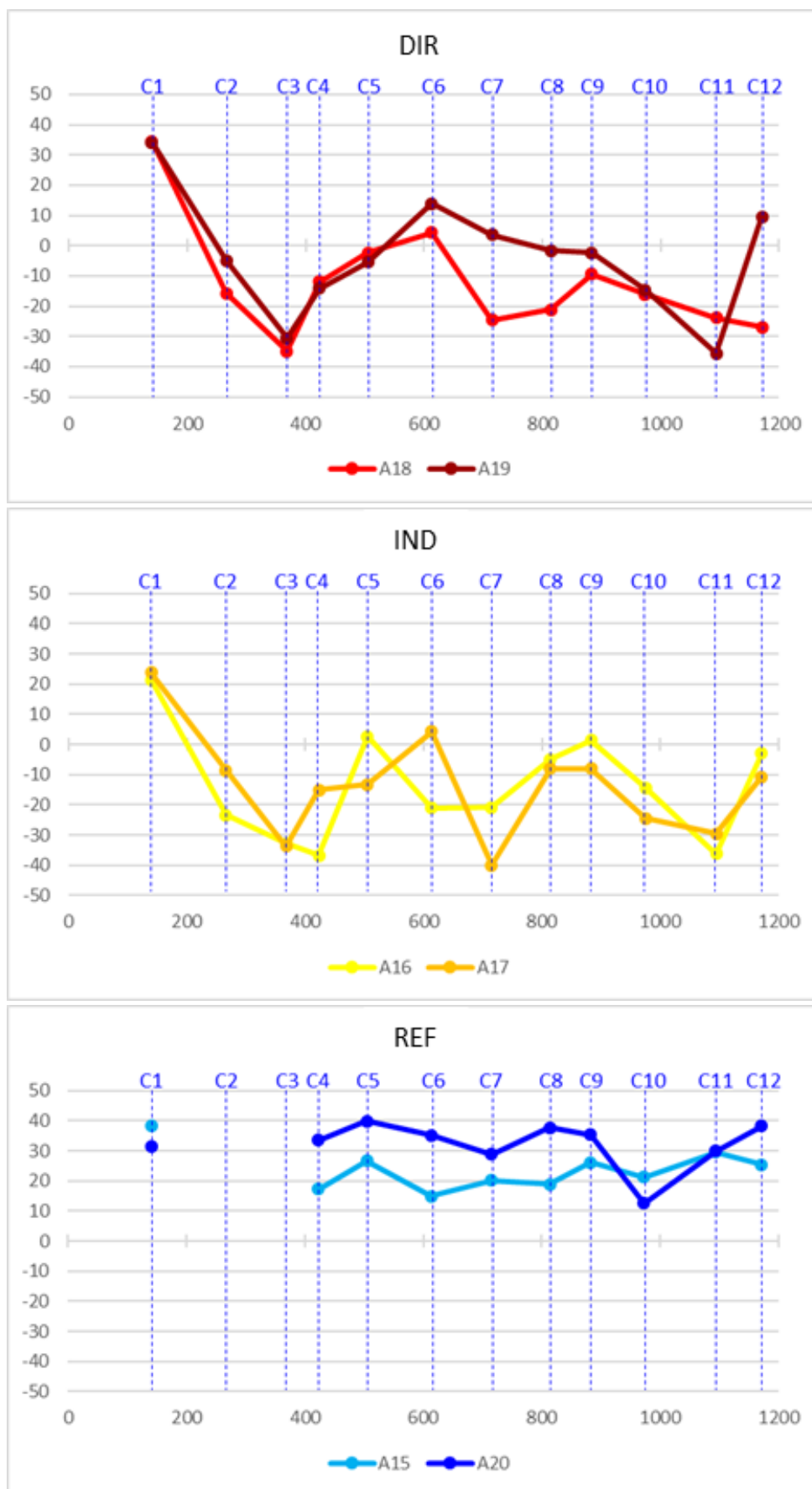


Figure IV. 5: Plot of the first PCO axis 1 for the three location DIR, IND and REF.

3.3 Relationships between Principal Coordinates and abiotic variables

A total of 13 abiotic variables were selected to investigate their relationships with benthic community structure along PCO1 for the 3 locations. Correlation analysis was performed over a subset excluding the exceptional summer flood event from C1 (Aug. 2014) to focus on the putative relation with the dumping activities.

Without this exceptional flash flood event, hydrodynamic conditions including river discharge showed clearly the highest correlations to the community structure within the dumping zone (Table IV. 4). These correlations showed the same sign for all the hydrodynamic drivers. A high wave climate or river discharge caused therefore a negative position of impacted stations along the PCO1 axis and so a *Nephtys cirrosa* and *Diogenes pugilator* community (Figure IV. 3). In a lesser extent interval time "T" between the last time dumping appeared positively correlated within these locations.

Table IV. 4: Pearson correlation between results from PCO on the subset (sampling campaigns C2 to C12) and abiotic variables. The highest correlations are in bold. Strong relationships are showed in blue colors for the negative ones and in red color for the positive ones. "F" silt & clay (<0.063mm), "D50" median grain size, "So" sorting index, "MO" organic matter content, "V" volume of materials dumped, "T" time between the last dumping and "D" day of effective dumping, "Hs_{mean}" mean significant wave height, "Hs_{max}" maximum significant wave height, "Ubr_{mean}" mean bottom orbital velocity and "Ubr_{max}" maximum bottom orbital velocity, "Q_{mean}" mean river discharge and "Q_{max}" maximal river discharge.

		REF		IND		DIR		
		A15_PCO1	A20_PCO1	A16_PCO1	A17_PCO1	A18_PCO1	A19_PCO1	
Sediment features	F	0.2	-0.2	-0.2	0.1	-0.1	-0.3	
	D50 (phi)	0.4	0.1	-0.2	0.5	-0.1	0.1	
	So	0.2	0.1	0.1	-0.5	-0.1	0.1	
	OM	-0.8	0.5	0.3	0.2	-0.1	0.1	
Dumping pressure	V	-	-	-0.6	-0.2	-0.2	-0.4	
	T	-	-	0.5	0.2	0.5	0.5	
	D	-	-	-0.1	-0.2	-0.4	0.2	
Hydrodynamic conditions	Wave climate	Hs _{mean}	-0.1	-0.4	-0.6	-0.8	-0.5	-0.3
		Hs _{max}	0	-0.3	-0.8	-0.7	-0.6	-0.6
		Ubr _{mean}	-0.1	-0.4	-0.6	-0.8	-0.5	-0.3
		Ubr _{max}	0	-0.4	-0.8	-0.7	-0.6	-0.6
	River discharge	Q _{mean}	-0.4	0	-0.6	-0.7	-0.7	-0.4
		Q _{max}	-0.4	-0.4	-0.6	-0.4	-0.4	-0.2

4 Discussion

Identifying factors responsible for spatial and temporal patterns in macrofaunal assemblages are a central theme in marine benthic ecology (Blanchet *et al.*, 2014; Dutertre *et al.*, 2013). Especially discriminating natural and anthropogenic variables that shape soft-bottom community structure has become an issue of concern to adopt relevant management and conservation strategies (Dutertre *et al.*, 2013). Our study assessed the grade of impact of recurrent dumping activities carried out for several decades in a wave exposed coastal area subjected to freshwater discharges from a mountain range river system with short water residence time (Point *et al.*, 2007). Within the study area, our results suggested that the magnitude of estuarine influence appeared greater on the soft-bottom communities than the putative changes due to anthropogenic activities.

4.1 Short-term effects of an exceptional summer flood event

Throughout all our results, the first campaign planned one month after an exceptional summer flash flood event (July 2014) demonstrated the presence of important changes both physical and biological. Although the swell was stronger during the second part of the monitored period, the wave parameters determined from the operational model were indeed similar to the wave climate regularly observed along the Basque coast (Augris *et al.*, 2009). In August 2014, sediment characteristics were dominated by a huge quantity of fine particles, whilst the coarse sand proportion was particularly low. The poorly sorted sediment suggested high variability in near-surface sediment grain-size (Pridmore *et al.*, 1990; Turner *et al.*, 1995). Such habitat disturbance at the scale of the whole study area was never observed during the three monitored years. Despite seasonal flood occurring every winter, a summer flood could indeed produce an important deposit in the near coastal area linked to important solid flow during a low-hydrodynamic period (minimal wave height and river discharge) where the riverine flush action ability is reduced (Bárcena *et al.*, 2012).

In the same way to the sediment characteristics, a spatial homogenization of benthic community throughout the whole study area was observed during this field campaign. An abundance explosion of the bivalve *Abra alba*, known to live in organic matter enriched sediment (Marmin, 2013; De Backer *et al.*, 2014b), has been recorded. This settlement could be explained by (i) a recruitment post-summer flood process (*i.e.* one month and a half between the summer flood and the sampling campaign) or (ii) a passive redistribution through hydrodynamic conditions. As reported by Bachelet and Cornet (1981) for the life cycle of *Abra alba* in the Southern part of the Bay of Biscay, recruitments appeared indeed from April to November. However, in the latter study, small organisms were not retained due to the 1 mm mesh size sieve used. Furthermore, during the current study, a high density of individual with a length up to 10 mm was observed in August 2014. Considering the highest growth speed (around $37 \cdot 10^{-3} \text{mm/day}$) given for the first life year by Bachelet and Cornet (1981), other processes should explain the presence of such large organisms. Vallet (1993) has reported that *Abra alba* can regulate its position in the water column by opening their valves to different extents. Thus, this mollusc could play an active part in settling-drifting mechanisms and in the control of its position in the water column. This has been demonstrated in juveniles of other bivalve species (see De Montaudouin, 1995). Olivier *et al.* (1996) demonstrated an active and/or passive redistribution of subtidal benthoplanktonic species. Forêt *et al.* (2018) observed a response of bivalve recruits to a “trophic migration trigger”. Patterns of secondary migrations result from a close physico-biological coupling involving hydrodynamics factors, but also eco-ethological responses modulated by physiological processes related to the trophic environment. In the megatidal environment such as the Bay of Seine (Olivier *et al.*, 1996; Olivier and Retière, 1998) or the archipelago of Chausey (Forêt *et al.*, 2018), the species drifting was correlated to critical bed shear stress caused by tidal current and potentially amplified by swell. *Abra alba* presence cannot be linked to an estuarine origin within the mesotidal and highly energetic study environment (Augris *et al.*, 2009). Indeed, no *Abra alba* community has been observed within the subtidal or intertidal Adour estuarine habitat (Cottet *et al.*, 2007; Blanchet *et al.*, 2009, 2011, 2013a,b, 2017a,b, 2018a,b; Garcia *et al.*, 2010; Humbert *et al.*, 2019). A marine origin could be therefore suggested. Nonetheless, due to the apparent lack of knowledges on benthic subtidal soft-bottom community along the Basque coast, this origin cannot be confirmed (Foulquier *et al.*, 2020).

The average density recorded during this first sampling campaign was also abnormally high, sixteen times superior to the average densities obtained within the eleven remaining field campaigns. This was in accordance with the results of Salen-Picard *et al.* (2003) who found an increase in abundance of many species at receiving site of terrestrial inputs following flooding events. They assumed the increase in food supply (e.g. organic matter content in terrestrial inputs) due to the high flow rates was the cause of such peaks in macrofauna abundance. As reported by Akoumianaki *et al.* (2013), the distribution of the dominant species throughout the whole study area during this field campaign succeeding an exceptional flooding event point to the stirring effect of hydrodynamic conditions. Indeed, our results showed that the faunal patterns post-summer flood were related to huge input of terrestrial sediment during a low-energetic period. The observed highest sorting index throughout the whole study area, following a major sediment discharge, suggests that macrofauna structure is influenced by sediment resuspension and current-driven transport of species (Akoumianaki *et al.*, 2013).

4.2 Recurrent dumping activity effects on soft-bottom benthic community

To investigate for spatial and temporal differences in the assemblages and their putative relation to the dumping activity, a subset of the data was analyzed in more detail excluding the first campaign following this unusual freshwater summer discharge which tended to homogenize the benthic habitat and the soft bottom community through the whole coastal study area. Within this subset, our results pointed some spatial differences between impacted and control area suggesting a dumping operations effect. Contrary to other studies which reported an average decrease of sediment grain size after disposal operations (Zimmerman *et al.*, 2003; De Backer *et al.*, 2014b ; Marmin *et al.*, 2016), the fine particles content as well as fine sands tended to decrease from the reference stations to the most impacted stations. During the dumping operation, the smallest particles are dispersed in the water column while the sandy fraction of dredged sediment with a higher density are deposited at the bottom (Alzieu *et al.*, 1999; Walther *et al.*, 2014).

In terms of macrofauna composition, dumping activities may cause the presence of typical estuarine species within the directly impacted location. These species, such as the bivalve *Scrobicularia plana*, were occasionally found as an important but transitory component of the community (23% of the total abundance), have been rapidly substituted. Interspecific competition with local marine species or unsuitable substrata could explain the settlement absence for these weak competitive euryhaline species (Conde *et al.*, 2011).

In term of community, the three locations were similar. No clear distinctions appeared within the impacted area. Both locations showed the analogous species composition and structural parameters (S, N, J') over the subset. The control area exhibited highest biological indices and a species composition globally less linked to clean sandy substrata. At the scale of the whole study area, the impacted and the reference area constituted different assemblages derived from the main "Tellina-Venus community" as described by Borja *et al.* (2004) along sublittoral bottoms of the Spanish Basque Coast. This community consisted in an indistinguishable mixture of the *Tellina tenuis* Lusitanian-boreal community (Stephen ;1930) associated with mixed sediments, dominated by sand and mud (Cornet *et al.*, 1983) and the *Venus fasciata* community, typical of sandy bottoms in 20-40 m water depth described by Ford (1923), Thorson (1957) and Cabioch (1961). Given the values taken by the structural parameters (abundance and species richness)

in comparison with the average values defined by Borja *et al.* in 2004, this community appears as slightly impoverished within the dumping area. This apparent subtle effect of recurrent dumping activity could be ascribed to the body-size of the sampled organisms. Indeed, individual were essentially small body-size species with a short life cycle, “r-strategists” species as defined by Pianka (1970), McCall (1976), Rees and Dare (1993), Holt *et al.* (1995). A study focused on larger organisms with longer life span (“K-strategists” species) would probably have resulted in a clearer signal (Newell *et al.*, 1998, Bolam et Ress, 2003; Bolam *et al.*, 2006).

4.3 Fuzzy variability due to a naturally highly stressed area

Other studies carried out in high energy environment, such as Roberts and Forrest (1999), Smith and Rule (2001), Simonini *et al.* (2005) and Bolam *et al.* (2011), found also scarce indication of impact on in macrofaunal community structure in their respective spoil-disposal areas. Throughout the study area, multiple sources of natural disturbance are combined and mingled with the putative effects of recurrent dumping activities. Over the monitoring period, the control and the impacted locations followed globally the same temporal pattern. Distinctions appeared during the lowest and the highest energetic condition periods excepted exceptional event (homogenization effect, see above). Through low wave energy conditions, this difference could suggest an impact of dredge spoil disposal, observed as a change over time of the dumping area community with a different pattern when compared to control area (Underwood, 1994; De Backer *et al.*, 2014b; Backer *et al.*, 2017; Donázar-Aramendía *et al.*, 2018). Nonetheless, this change within the impacted area was linked to an increase of biological structural parameters (N and S) and a species composition equivalent to one observed in average within the reference stations over the monitoring period. Conversely, through a combination of high energy conditions (wave and river discharge), structural parameters drastically decreased and clean sand species appeared within the impacted area. Therefore, a flushing action (Bárcena *et al.*, 2012) due to the location of the dumping area directly in front of a highly channeled estuarine mouth could be hypothesized to explain the lower diversity along the axis of the river and the coarser substrata observed. Stations of control and impacted areas, located at the same depth, showed the same wave climate. Wave-orbital motions are likely to be able to penetrate down to the bed and resuspend sediments (Komar and Miller, 1975; Barthe and Castaing, 1989). In front of the river mouth, these resuspended sediment by wave action were probably then flushed by the river flow. A combine effect of wave resuspension and flushing action could therefore appear in front of the river mouth. As established above, hydrodynamic drivers showed the highest correlation levels with the faunal community structure located in front of the mouth of the river over the monitoring period (excluding exceptional event). These results are consistent with the recent study carried out in the near-shore area where hydrodynamic conditions appeared as key descriptors for the local distribution of soft-bottom communities (Foulquier *et al.*, 2020).

4.4 Recovery ability in a natural highly stressed environment

Ability for recovery from natural or anthropogenic disturbances seems site specific and depends on several factors (Newell *et al.*, 1998; Bolam et Ress, 2003; Bolam *et al.*, 2006; Marmin, 2013). Some experimental studies which tested the effects of different type and intensity of disturbances (e.g. dredged sediment disposal, raking and organic enrichment) on sublittoral and

intertidal marine benthic communities suggest that the recovery time after a perturbation can be very variable from one ecosystem to another (Marmin, 2013; Powilleit *et al.*, 2006; Whomersley *et al.*, 2010). This recovery time can range from a few months (Diaz, 1994; Smith and Rule, 2001) to several years (Harvey *et al.*, 1998). Whomersley *et al.* (2010) pointed out that communities frequently disturbed by sediment movement or naturally rich in organic material would be expected to contain species able to survive in such environments and may therefore show greater resilience in the face of further physical disturbance. In the same way, Bolam and Rees (2003) argued that 9 months were sufficient for highly exposed communities to return to their pre-disturbance structure. Our result showed very short recovery time after the exceptional summer flood event. Indeed, approximately four months after the perturbation, a shift was observed in the species assemblage, from a *A. alba* enriched sandy mud assemblage towards a *Tellina-venus* muddy sand assemblage, clearly related to the decrease in fine particles. This new community structure was then observed during the eleven remaining campaigns.

5 Conclusions

Congruent with other published studies in natural highly stressed environment, the present contribution supports a scarce impact of dredge spoil disposal on in macrofaunal community structure. As expected, this study confirms the greater magnitude of hydrodynamic drivers on the subtidal soft-bottom communities than the putative changes due to anthropogenic activities. As reported by Bolam *et al.* (2011), the dynamic nature of the study area, highly exposed to natural hydrodynamic stressors, ultimately makes difficult to discretize the different drivers. A flushing action of river added to the general wave climate is hypothesized in the present study to explain the spatial and temporal variability of the benthic community. Through an exceptional summer discharge event, this river influence extended to a large coastal area causing a short-term change through a homogenisation of the soft-bottom benthic community to an *Abra alba* sandy mud community. Finally, the present study suggests an important role of these natural hydrodynamic conditions in post-disturbance recovery. Further studies, however, are needed to estimate precisely the time recovery length of the benthic community in this natural highly stressed environment.

Acknowledgements

The authors gratefully would like to thank the Chambre de Commerce et d'Industrie de Bayonne Pays Basque which lend their boats and their sailors to carry the field campaigns.

Funding

This work was partly funded by the Region of Nouvelle-Aquitaine and the Chambre de Commerce et d'Industrie de Bayonne Pays Basque.

References

- Akoumianaki, I., Papaspyrou, S., Nicolaidou, A., 2006.** Dynamics of macrofauna body size in a deltaic environment. *Marine Ecology Progress Series*, 321: 55-66.
- Akoumianaki, I., Nicolaidou, A., 2007.** Spatial variability and dynamics of macrobenthos in a Mediterranean delta front area: the role of physical processes. *Journal of Sea Research*, 57: 47–64.
- Akoumianaki, I., Papaspyrou, S., Kormas, K.A., Nicolaidou, A., 2013.** Environmental variation and macrofauna response in a coastal area influenced by land runoff. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 132: 34–44.
- Aller, J.Y., Aller, R.C., 1986.** General characteristics of benthic faunas on the Amazon inner continental shelf with comparison to the shelf off the Changjiang River, East China Sea. *Continental Shelf Research*, 6: 291–310.
- Aller, J.Y., Stupakoff, I., 1996.** The distribution and seasonal characteristics of benthic communities on the Amazon shelf as indicators of physical processes. *Continental Shelf Research*, 16: 717–751.
- Alzieu, C., Abamou, A., Bassoullet, P., Boutier, B., 1999.** Dragage et environnement marin : état des connaissances. Plouzane: Edition Ifremer, 223pp.
- Anderson, M. J., Gorley, R. N., Clarke, K., 2008.** PERMANOVA + for PRIMER: Guide to software and statistical methods. PRIMER-E, Plymouth.
- Augris, C., Caill-Milly, N., De Casamajor, M.N., 2009.** Atlas thématique de l'environnement marin du pays basque et du Sud des Landes.
- Bachelet, G., Cornet, M., 1981.** Données sur le cycle biologique d'*Abra alba* (mollusque bivalve) dans la zone Sud-Gascogne. *Annales de l'Institut Oceanographique*, 572: 111-123.
- Bárcena, J.F., García, A., Gómez, A.G., Álvarez, C., Juanes, J.A., Revilla, J.A., 2012.** Spatial and temporal flushing time approach in estuaries influenced by river and tide. An application in Suances Estuary (Northern Spain). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 112: 40-51.
- Barthe, X., Castaing, P., 1989.** Etude théorique de l'action des courants de marée et des houles sur les sédiments du plateau continental du Golfe de Gascogne. *Oceanologica Acta*, 12(14): 325-334.
- Bates, M.E., Fox-Lent, C., Seymour, L., Wender, B.A., Linkov, I., 2015.** Life cycle assessment for dredged sediment placement strategies. *Science of the Total Environment*, 511: 309–318.
- Blanchet, H., 2004.** Structure et fonctionnement des peuplements benthiques du Bassin d'Arcachon. Thèse de doctorat en océanographie. Université Bordeaux I: 331 pp.
- Blanchet, H., de Montaudouin, X., Chardy, P., Bachelet, G., 2005.** Structuring factors and recent changes in subtidal macrozoobenthic communities of a coastal lagoon, Arcachon Bay (France). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 64 (4): 561-576.
- Blanchet, H., Gouillieux, B., Bachelet, G., Leconte, M., 2009.** Contrôle de surveillance DCE 2007. Suivi de la faune invertébrée benthique. Masses d'eau côtières et transition. Contrat Ifremer n° 2007 5 210 942. 73 pp.

- Blanchet, H., Gouillieux, B., Bachelet, G., Leconte, M., Lavesque, N., Lebleu, P., Bouillard, H., Prince, F., 2011.** Contrôle de surveillance DCE 2009. Echantillonnage DCE des Masses d'Eau Côtières du district hydrographique Adour-Garonne pour le paramètre « faune invertébrée benthique ». Contrat ifremer n° 2009 5 210 376. 54 pp.
- Blanchet, H., Gouillieux, B., Bachelet, G., Leconte, M., Lavesque, N., Villedieu, A., Prince, F., 2013a.** Contrôle de surveillance DCE 2012. Echantillonnage DCE des Masses d'Eau Côtières du district hydrographique Adour-Garonne pour le paramètre « faune invertébrée benthique ». Masses d'eau côtières. Contrat ifremer n° 12/5210889. 46 pp.
- Blanchet, H., Gouillieux, B., Alizier, S., Amouroux, J.M., Bachelet, G., Barille, A.L., Dauvin, J.C., de Montaudouin, X., Derolez, V., Desroy, N., Grall, J., Gremare, A., Hacquebart, P., Jourde, J., Labrune, C., Lavesque, N., Meirland, A., Nebout, T., Olivier, F., Pelaprat, C., Ruellet, T., Sauriau, P.G., Thorin, S., 2014.** Multiscale patterns in the diversity and organization of benthic intertidal fauna among French Atlantic estuaries, *Journal of Sea Research*, 90: 95-110.
- Blanchet, H., Gouillieux, B., Cature, F., Vignaud, L., Bujan, S., Devaux, L., 2017a.** Contrôle de surveillance 2016. Echantillonnage DCE des Masses d'Eau Côtières du district hydrographique Adour-Garonne pour le paramètre « faune invertébrée benthique ». Contrat ifremer n° 16/5210566. 79 pp.
- Blanchet, H., Gouillieux, B., Bujan, S., Devaux, L., 2017b.** Contrôle de surveillance 2016. Echantillonnage DCE des Masses d'Eau de Transition du district hydrographique Adour- Garonne pour le paramètre « faune invertébrée benthique ». Contrat ifremer n° 16/5210580. 56 pp.
- Blanchet, H., Gouillieux, B., Bujan, S., Devaux, L., Cature, F., 2018a.** Contrôle de surveillance 2017. Echantillonnage DCE des Masses d'Eau Côtières du district hydrographique Adour-Garonne pour le paramètre « faune invertébrée benthique ». Contrat ifremer n° 17/5210701. 78 pp.
- Blanchet, H., Gouillieux, B., Bujan, S., Devaux, L., Fouet, M., Lucia, M., 2018b.** Contrôle de surveillance 2017. Echantillonnage DCE des Masses d'Eau de Transition du district hydrographique Adour-Garonne pour le paramètre « faune invertébrée benthique ». Contrat ifremer n° 17/5210701. 93 pp.
- Bolam, S.G., Rees, H.L., 2003.** Minimizing impacts of maintenance dredged material disposal in the coastal environment: a habitat approach. *Environmental Management*: 32 (2), 171–188.
- Bolam, S.G., Rees, H.L., Somerfield, P., Smith, R., Clarke, K.R., Warwick, R.M., Atkins, M., Garnacho, E., 2006.** Ecological consequences of dredged material disposal in the marine environment: A holistic assessment of activities around the England and Wales coastline. *Marine Pollution Bulletin*: 52, 415–426.
- Bolam, S.G., Barry, J., Bolam, T., Mason, C., Rumney, H.S., Thain, J.E., Law, R.J., 2011.** Impacts of maintenance dredged material disposal on macrobenthic structure and secondary productivity. *Marine Pollution Bulletin*: 62, 2230–2245.
- Bolam, S.G., 2012.** Impacts of dredged material disposal on macrobenthic invertebrate communities: a comparison of structural and functional (secondary production) changes at disposal sites around England and Wales. *Marine Pollution Bulletin*, 64: 2199–2210.

- Bonifácio, P., Bourgeois, S., Labrune, C., Amouroux, J.M., Escoubeyrou, K., Buscail, R., Romero-Ramireza, A., Lantoine, F., Vétion, G., Bichon, S., Desmalades, M., Rivière, B., Deflandre, B., Grémare, A., 2014.** Spatiotemporal changes in surface sediment characteristics and benthic macrofauna composition off the Rhône River in relation to its hydrological regime. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 151: 196-209.
- Borja, Á., Aguirrezabalaga, F., Martinez, J., Sola, J.C., Garcia-Arberas, L., Gorostiaga, J.M., 2004.** Benthic communities, biogeography and resources management. In: Borja A, Collins M (eds), *Oceanography and Marine Environment of the Basque Country*, pp 455–492.
- Brière, C., 2005.** Etude de l'hydrodynamique d'une zone côtière anthropisée: l'embouchure de l'Adour et les plages adjacentes d'Anglet. Thèse de 3ème cycle, Université de Pau et des Pays de l'Adour.
- Cabioch, L., 1961.** Etude de la répartition des peuplements benthiques au large de Roscoff. *Cahiers de Biologie Marine*, 2: 1-40.
- CASAGEC INGENIERIE, 2014.** Définition des zones impactées par les rejets de sédiments dragués par le port de Bayonne. 24 pp.
- Cesar, A., Lia, L.R.B., Pereira, C.D.S., Santos, A.R., Cortez, F.S., Choueri, R.B., De Orte, M.R., Rachid, B.R.F., 2014.** Environmental assessment of dredged sediment in the major Latin American seaport (Santos, São Paulo - Brazil): an integrated approach. *Science of The Total Environment*, 497–498: 679–687.
- Chin-Leo, G., Benner, R., 1992.** Enhanced bacterioplankton production and respiration at intermediate salinities in the Mississippi River plume. *Marine Ecology Progress Series*, 87: 87–103.
- Clarke, K.R. and Warwick, R.M., 2001.** *Change in Marine Communities: An Approach to Statistical Analysis and Interpretation*. 2nd Edition, PRIMER-E, Ltd., Plymouth Marine Laboratory, Plymouth.
- Clarke, K.R., Gorley, R.N., 2006.** PRIMER v6: User Manual/Tutorial. PRIMER-E, Plymouth, UK.
- Claudet, J., Fraschetti, S., 2010.** Human-driven impacts on marine habitats: a regional meta-analysis in the Mediterranean Sea. *Biological Conservation*. 143, 2195-2206.
- Conde, A., Novais, J.M., Domínguez, J., 2011.** A field experiment on the reproductive success of the invasive clam *Mya arenaria* (Bivalvia) in the Tagus estuary: coexistence with the native clam *Scrobicularia plana*. *Scientia Marina*, 75, 301-308.
- Constable, A.J., 1999.** Ecology of benthic macro-invertebrates in soft-sediment environments: a review of progress towards quantitative models and predictions. *Australian Journal of Ecology*, 24 : 452–476.
- Cornet, M., J.P. Lissalde, J.M. Bouchet, J.C. Sorbe and L. Amoureux, 1983.** Données qualitatives sur le benthos et le suprabenthos d'un transect du plateau continental Sud-Gascogne. *Cahiers de Biologie Marine*, 24: 69-84.
- Cottet, M., Gouillieux, B., Bachelet, G., Blanchet, H., de Montaudouin, X., Lavesque, N., Leconte, M., Sauriau, P.G., 2007.** Étude préliminaire de la macrofaune benthique des masses d'eau côtières et de transition du District Hydrographique Adour-Garonne. Document IFREMER. Rapport final: 67 pp.

- Dailoux, D., 2008.** Video measurements of the Adour plume dynamic and its surface water optical characteristics. Thèse de doctorat. Université de Pau et des Pays de l'Adour: 167 pp.
- Dauvin, J.C., Desroy, N., Janson, A.L., Vallet, C., Duhamel, S., 2006.** Recent changes in estuarine benthic and suprabenthic communities resulting from the development of harbour infrastructure. *Marine Pollution Bulletin*, 53: 80–90.
- Dauvin, J.C., Baux, N., Pezy, J.P., 2018.** Dredge spoil disposal (DSD) Index. *Marine pollution bulletin*, 129: 102-105.
- De Backer, A.; Hillewaert, H., Van Hoey, G., Wittoeck, J., Hostens, K., 2014a.** Structural and functional biological assessment of aggregate dredging intensity on the Belgian part of the North Sea, in: De Mol, L. et al. (Ed.) 'Which future for the sand extraction in the Belgian part of the North Sea?'. Study day, 20 October 2014, Belgium Pier - Blankenberge. pp. 29-58.
- De Backer, A., Van Hoey, G., Coates, D., Vanaverbeke, J., Hostens, K., 2014b.** Similar diversity-disturbance responses to different physical impacts: Three cases of small-scale biodiversity increase in the Belgian part of the North Sea. *Marine Pollution Bulletin*: 84, 251-262.
- De Montaudouin, X., 1995.** Etude expérimentale de l'impact de facteurs biotiques et abiotiques sur le recrutement, la croissance et la survie des coques *Cerastoderma edule* (Mollusque - Bivalve). These de 3ème cycle, Université de Bordeaux I, 311 pp.
- Desroy, N., Warembourg, C., Dewarumez, J.M., Dauvin, J.C., 2003.** Macrobenthic resources of the shallow soft-bottom sediments in the eastern English Channel and southern North Sea. *ICES Journal of Marine Science*, 60: 120-131.
- Diaz, R.J., 1994.** Response of tidal freshwater macrobenthos to sediment disturbance. *Hydrobiologia*, 278, 201-212.
- Donázar-Aramendía, I., Sánchez-Moyano, J.E., García-Asencio, I., Miró, J.M., Megina, C., García-Gómez, J.C., 2018.** Impact of dredged-material disposal on soft-bottom communities in a recurrent marine dumping area near to Guadalquivir estuary, Spain. *Marine Environmental Research*, 139: 64-78.
- Dugor, J., Rihouey, D., Ardhuin, F., 2010.** Développement d'un modèle opérationnel de prévision de houle à petite échelle sur le littoral transfrontalier des Pyrénées Atlantiques – Gipuzkoa. 11ème Journées Nationales Génie Côtier / Génie Civil. Les Sables d'Olonnes, France. Conference paper.
- Dutertre, M., Hamon, D., Chevalier, C., Ehrhold, A., 2013.** The use of the relationships between environmental factors and benthic macrofaunal distribution in the establishment of a baseline for coastal management. *ICES Journal of Marine Science*, 70(2): 294 – 308.
- Ford, E., 1923.** Animal communities of the level sea-bottom in the waters adjacent to Plymouth. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 13: 164-224.
- Forêt, M., Barbier, P., Tremblay, R., Meziane, T., Neumeier, U., Duvieilbourg, E., Olivier, F., 2018.** Trophic cues promote secondary migrations of bivalve recruits in a highly dynamic temperate intertidal system. *Ecosphere*, 9(12): e02510. 10.1002/ecs2.2510.
- Foulquier, C., Baills, J., Arraud, A., D'Amico, F., Blanchet, H., Rihouey, D., Bru, N., 2020.** Hydrodynamic conditions effects on soft-bottom subtidal nearshore benthic community structure and distribution. *Journal of Marine Biology*.

- Fredette, T.J., French, G.T., 2004.** Understanding the physical and environmental consequences of dredged material disposal: history in New England and current perspectives. *Marine Pollution Bulletin*, 49: 93–102.
- Garcia, A., Blanchet, H., Gouillieux, B., Bachelet, G., Leconte, M., Lavesque, N., Lebleu, P., Bouillard, H., Prince, F., 2008.** Echantillonnage DCE des Masses d'Eau Côtières pour le paramètre « faune invertébrée benthique » - District Hydrographique Adour-Garonne – Année 2008: 56pp.
- Govoni, J.J., Grimes, C.B., 1992.** The surface accumulation of larval fishes by hydrodynamic convergence within the Mississippi River plume front. *Continental Shelf Research*, 12: 1265–1276.
- Humbert, S., Blanchet, H., Gouillieux, B., 2019.** Contrôle de surveillance 2018. Echantillonnage DCE et DCSMM des Masses d'Eau Côtières d'Adour-Garonne pour le paramètre « faune invertébrée benthique ». Contrat ifremer n° 18/2 216 864. 40 pp.
- Harmelin-Vivien, M.L., Bănar, D., Dierking, J., Hermand, R., Letourneur, Y., Salen-Picard, C., 2009.** Linking benthic biodiversity to the functioning of coastal ecosystems subjected to river runoff (NW Mediterranean). *Animal Biodiversity and Conservation*, 32: 135–145.
- Harris, P.T., 2014.** Shelf and deep-sea sedimentary environments and physical benthic disturbance regimes: a review and synthesis. *Marine Geology*, 353: 169–184.
- Harvey, M., Gauthier, D., Munro, J., 1998.** Temporal Changes in the Composition and Abundance of the Macro-benthic Invertebrate Communities at Dredged Material Disposal Sites in the Anse h Beauvils, Baie des Chaleurs, Eastern Canada. *Marine Pollution Bulletin*: 36, 41–55.
- Holt, T. J., Jones, D. R., Hawkins, S. J., Hartnoll, R. G. 1995.** The sensitivity of marine communities to man-induced change - a scoping report. Countryside Council for Wales. Contract No. FC 73-01-96. Port Erin Marine Laboratory, Centre for Coastal Studies, University of Liverpool. Port Erin, Isle of Man UK.
- Jouanneau, J.M., Weber, O., Champilou, N., Cirac, P., Muxika, I., Borja, A., Pascual, A., Rodríguez-Lázaro, J., Donard, O., 2008.** Recent sedimentary study of the shelf of the Basque country. *Journal of Marine Systems*, 72(1-4): 397-406.
- Katsiaras, N., Simbora, N., Tsangaris, C., Hatzianestis, I., Pavlidou, a, Kapsimalis, V., 2015.** Impacts of dredged-material disposal on the coastal soft-bottom macrofauna, Saronikos Gulf, Greece. *Science of The Total Environment*, 508: 320–330.
- Komar, P.D., Miller, M.C., 1975.** Sediment threshold under oscillatory waves. *Journal of Sedimentology and Petroleum*, 43: 1191-1110.
- Kormas, K., Thessalou-Legaki, M., Nicolaidou, A., 1997.** Is water column productivity in an Aegean embayment reflected to its benthic assemblages? In: Hawkins, L.E., Hutchinson, S., Jensen, A.C., Shearer, M., William, J.A. (Eds.), *The Responses of Marine Organisms to their Environments Proceedings of the 30th European Marine Biological Symposium University of Southampton, September 1995*, pp. 143-151.
- Krumbein, W.C., 1934.** Size-frequency distribution of sediments. *Journal of Sedimentary Petrology*, 10: 57–69.
- Lasare, P., Dumas, F., 2008.** An external-internal mode coupling for a 3D hydrodynamical model for applications at regional scale (MARS). *Advances in Water Resources*, 31: 233-250.

- Lohrenz, S.E., Dagg, M.J., Whitedge, T.E., 1990.** Enhanced primary production at the plume/oceanic interface of the Mississippi River. *Continental Shelf Research*, 10: 639–664.
- Maneux, E., Dumas, J., Clément, O., Etcheber, H., Charriton, X., Etchart, J., Veysy, E., Rimmelin, P., 1999.** Assessment of suspended matter input into the oceans by small mountainous coastal rivers: the case of the Bay of Biscay. *Comptes Rendus de l'Académie des Sciences - Series IIA - Earth and Planetary Science*, 329(6): 413-420.
- Marmin, S., 2013.** Impacts biosédimentaires des expérimentations de clapages en baie de Seine sur la communauté des sables moyens propres à *Nephtys cirrosa*. Doctoral dissertation, Université de Caen Basse-Normandie, Caen, France.
- Marmin, S., Lesueur, P., Dauvin, J.C., Samsond, S., Tournierd, P., Gallicher Lavanned, A., Dubrulle-Brunaud, C., Thouroude, C., 2016.** An experimental study on dredge spoil of estuarine sediments in the bay of seine (France): A morphosedimentary assessment. *Continental Shelf Research*: 116, 89-102.
- McCall, P. L., 1976.** Community patterns and adaptive strategies of the infaunal benthos of Long Island Sound. *Journal of Marine Research*, 35: 221-66.
- Monperrus, M., Point, D., Grall, J., Chauvaud, L., Amouroux, D., Bareille, G., Donard, O., 2005.** Determination of metal and organometal trophic bioaccumulation in the benthic macrofauna of the Adour estuary coastal zone (SW France, Bay of Biscay). *Journal of Environmental Monitoring*, 7(7): 693-700.
- Moodley, L., Heip, C.H.R., Middelburg, J.J., 1998.** Benthic activity in sediments of the northwestern Adriatic Sea: sediment oxygen consumption macro- and meiofauna dynamics. *Journal of Sea Research*, 40: 263-280.
- Moog, O., Stubauer, I., Haimann, M., Habersack, H., Leitner, P., 2015.** Effects of harbor excavating and dredged sediment disposal on the benthic invertebrate fauna of River Danube (Austria). *Hydrobiologia*, 814 (1): 109-120.
- Naeem, S., J. E. Duffy, and E. Zavaleta. 2012.** The functions of biological diversity in an age of extinction. *Science*, 336: 1401-1406.
- Newell, R.C., Seiderer, L.J., Hitchcock, D.R., 1998.** The impact of dredging works in coastal waters: a review of the sensitivity to disturbance and subsequent recovery of biological resources on the seabed. *Oceanography and Marine Biology*, 36: 127–178.
- Occhipinti-Ambrogi, A., Savini, D., Forni, G., 2005.** Macrobenthos community structural changes off Cesenatico coast (Emilia Romagna, Northern Adriatic), a six-year monitoring programme. *Science of The Total Environment*, 353: 317–328.
- Olivier, F., Retière, C., 1998.** The role of physical-biological coupling in the benthic boundary layer under megatidal conditions: the case of the dominant species of the *Abra alba* community in the Eastern Baie de Seine (English Channel). *Estuaries*, 21: 571–584.
- Olivier, F., C. Vallet, J. C. Dauvin, and C. Retière, 1996.** Drifting in post-larvae and juveniles in an *Abra alba* (Wood) community of the eastern part of the Bay of Seine (English Channel). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 199: 89–109.
- OSPAR, 2008.** Literature Review on the Impacts of Dredged Sediment Disposal at Sea OSPAR Commission, Review Literature and Arts of the Americas.

- Palacin, C., Martin, D., Gilli, J.M., 1991.** Features of spatial distribution of benthic infauna in a Mediterranean shallow water bay. *Marine Biology*, 110: 315-321.
- Petus C., 2009.** Qualité des eaux côtières du Sud du Golfe de Gascogne par télédétection spatiale : méthodologie de détermination et de quantification de substances particulaires et dissoutes. Thèse de doctorat en Physique de l'environnement, Université de Bordeaux I, Bordeaux, France.
- Pianka, E. R., 1970.** On r- and K-selection. *American Naturalist*, 104: 592-7.
- Point, D., Bareille, G., Amouroux, D., Etcheber, H. and Donard, O.F.X., 2007.** Reactivity, interactions and transport of trace elements, organic carbon and particulate material in a mountain range river system (Adour River, France). *Journal of Environmental Monitoring*, 9(2): 157-167.
- Powilleit, M., Kleine, J., Leuchs, H., 2006.** Impacts of experimental dredged material disposal on a shallow, sublittoral macrofauna community in Mecklenburg Bay (western Baltic Sea). *Marine Pollution Bulletin*: 52, 386–396.
- Pridmore, R. D., Thrush, S. F., Hewitt, J. E., Roper, D. S., 1990.** Macrobenthic community composition of six intertidal sandflats in Manukau Harbour, New Zealand. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*: 24, 81-96.
- Rees, H. L., Dare, P. J., 1993.** Sources of mortality and associated life-cycle traits of selected benthic species: a review. *Fisheries Research Data Report*, No. 33.
- Regier, P., Briceno, H, Boyer, J.N., 2019.** Analysing and comparing complex environmental time series using a cumulative sums approach. *MethodsX*, 6: 779-787.
- Rhoads, D.C., Boesch, D.F., Zhican, T., Fengshan, X., Liqiang, H., Nilsen, K.J., 1985.** Macrobenthos and sedimentary facies on the Changjiang delta platform and adjacent continental shelf, East China Sea. *Continental Shelf Research* 4, 189–213.
- Roberts, R.D., Forrest, B.M., 1999.** Minimal impact from long-term dredge spoil disposal at a dispersive site in Tasman Bay, New Zealand. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*: 33, 623–633.
- Salen-Picard, C., Arlhac, D., 2002.** Long-term Changes in a Mediterranean Benthic Community: Relationships Between the Polychaete Assemblages and Hydrological Variations of the Rhône River. *Estuaries*: 25, 1121-1130.
- Salen-Picard, C., Arlhac, D., Alliot, E., 2003.** Responses of a Mediteranean soft bottom community to short-term (1993–1996) hydrological changes in the Rhône river. *Marine Environmental Research*: 55, 409-427.
- Sánchez-Moyano, J.E., García-Asencio, I., 2010.** Crustacean assemblages along the Guadiana River estuary (south-western Iberian Peninsula). *Journal of marine biological Association of the United Kingdom*, 91 (1): 127-138.
- Schückel, U., Beck, M., Kröncke, I., 2015.** Macrofauna communities of tidal channels in Jade Bay (German Wadden Sea): spatial patterns, relationships with environmental characteristics, and comparative aspects. *Marine Biodiversity*, 45: 841-855.
- Seiderer, L.J., Newell, R.C., 1999.** Analysis of the relationship between sediment composition and benthic community structure in coastal deposits: Implications for marine aggregate dredging. *ICES Journal of Marine Science*, 56 (5): 757-765.

- Simonini, R., Ansaloni, I., Cavallini, F., Graziosi, F., Iotti, M., Massamba N'Siala, G., Mauri, M., Montanari, G., Preti, M., Prevedelli, D., 2005.** Effects of long-term dumping of harbor-dredged material on macrozoobenthos at four disposal sites along the Emilia-Romagna coast (Northern Adriatic Sea, Italy). *Marine Pollution Bulletin*, 50, 1595–1605.
- Smith, S.D.A., Rule, M.J., 2001.** The effects of dredge-spoil dumping on a shallow water soft-sediment community in the Solitary Islands Marine Park, NSW, Australia. *Marine Pollution Bulletin*: 42, 1040–1048.
- Snelgrove, P.V.R., 1998.** The biodiversity of macrofaunal organisms in marine sediments. *Biodiversity and Conservation*, 7: 1123-1132.
- Stephen, A.C., 1930.** Studies on the Scottish marine fauna. Additional observations on the fauna on the sandy and muddy areas of the tidal zone. *Transactions of the Royal Society of Edinburgh*, 56: 521-535.
- Stoichev, T., Amouroux, D., Wasserman, J.C., Point, D., De Diego, A., Bareille, G., Donard, O.F.X., 2004.** Dynamics of mercury species in surface sediments of a macrotidal estuarine-coastal system (Adour River, Bay of Biscay). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 59(3): 511-521
- Taupp, T., Wetzel, M., 2013.** Relocation of dredged material in estuaries under the aspect of the Water Framework Directive—a comparison of benthic quality indicators at dumping areas in the Elbe estuary. *Ecological Indicators*, 34: 323–331.
- Thorson, G., 1957.** Bottom communities (sublittoral or shallow shelf). *Memories of the Geological Society of America*, 67(1): 461-534.
- Tolman, H. L. 2002.** Distributed-memory concepts in the wave model WAVEWATCH III. *Parallel Computing*, 28: 35–52.
- Tornero, V., Hanke, G., 2016.** Chemical contaminants entering the marine environment from sea-based sources: a review with a focus on European seas. *Marine Pollution Bulletin*, 112: 17–38.
- Turner, S.J., Thrush, S.F., Pridmore, R.D., Hewitt, J.E., Cummings, V.J., Maskery, M., 1995.** Are soft-sediment communities stable? An example from a windy harbor. *Marine Ecology Progress Series*, 120: 219-230.
- Underwood, A.J., 1994.** On beyond BACI: sampling designs that might reliably detect environmental disturbances. *Ecological Applications*, 4 (1): 3-15.
- Vallet, C., 1993.** Mécanismes de dépôt-remise en suspension des organismes benthiques: rôle et quantification dans les peuplements de sables fins de la Baie de Seine orientale. Cas d'*Abra alba* (Wood) (Mollusque bivalve). D.E.A. d'Océanologie Biologique, Université de Paris VI, 43 pp.
- Van Dolah, R.F., Calder, D.R., Knott, D.M., 1984.** Effects of dredging and open-water disposal on benthic Macroinvertebrates in a South Carolina estuary. *Estuaries*, 7: 28–37.
- Van Hoey, G., Borja, A., Birchenough, S., Buhl-Mortensen, L., Degraer, S., Fleischer, D., Kerckhof, F., Magni, P., Muxika, I., Reiss, H., Schröder, A., Zettler, M.L., 2010.** The use of benthic indicators in Europe: from the water framework directive to the marine strategy framework directive. *Marine Pollution Bulletin*, 60: 2187-2196,
- Veiga, P., Redondo, W., Sousa-Pinto, I., Rubal, M., 2017.** Relationship between structure of macrobenthic assemblages and environmental variables in shallow sublittoral soft bottoms. *Marine Environmental Research*, 129: 396-407.

- Villnäs, A., Norkko, J., Hietanen, S., Josefson, A. B., Lukkari, K., Norkko, A., 2013.** The role of recurrent disturbances for ecosystem multifunctionality. *Ecology*, 94(10): 2275-2287.
- Walther, R., Cayrol, C., Hamm, L., 2014.** Evaluation of an offshore disposal site in then Loire estuary through field monitoring and 3D numerical modelling. Proceedings of the 21st Telemac Mascaret User Conference, Grenoble, October 2014.
- Ware, S., Bolam, S.G., Rees, H.L., 2010.** Impact and recovery associated with the deposition of capital dredgings at UK disposal sites: lessons for future licensing and monitoring. *Marine Pollution Bulletin*, 60: 79–90.
- Wentworth, C.K., 1922.** A scale of grade and class terms for clastic sediments. *Journal of Geology*, 30: 377-392.
- Wheatcroft, R.A., 2006.** Time-series measurements of macrobenthos abundance and sediment bioturbation intensity on a flood-dominated shelf. *Progress in Oceanography* 71, 88–122.
- Whomersley, P., Huxham, M., Bolam, S., Scratzberger, M., Augley, J., Ridland, D., 2010.** Response of intertidal macrofauna to multiple disturbance types and intensities – An experimental approach. *Marine Environmental Research*: 69, 297–308.
- Wijsman, J.W.M., Herman, P.M.J., Gomoiu, M.T., 1999.** Spatial distribution in sediment characteristics and benthic activity on the northwestern Black Sea shelf. *Marine Ecology Progress Series*, 181: 25-39.
- WORMS, 2017.** World Register of Marine Species available online at <http://www.marinespecies.org/> (last accessed March 2017).
- Zimmerman, L.E., Jutte, P.C., Van Dolah, R.F., 2003.** An environmental assessment of the Charleston Ocean Dredged Material Disposal Site and surrounding areas after partial completion of the Charleston Harbor Deepening Project. *Marine Pollution Bulletin*, 46: 1408–1419.

Supplementary material

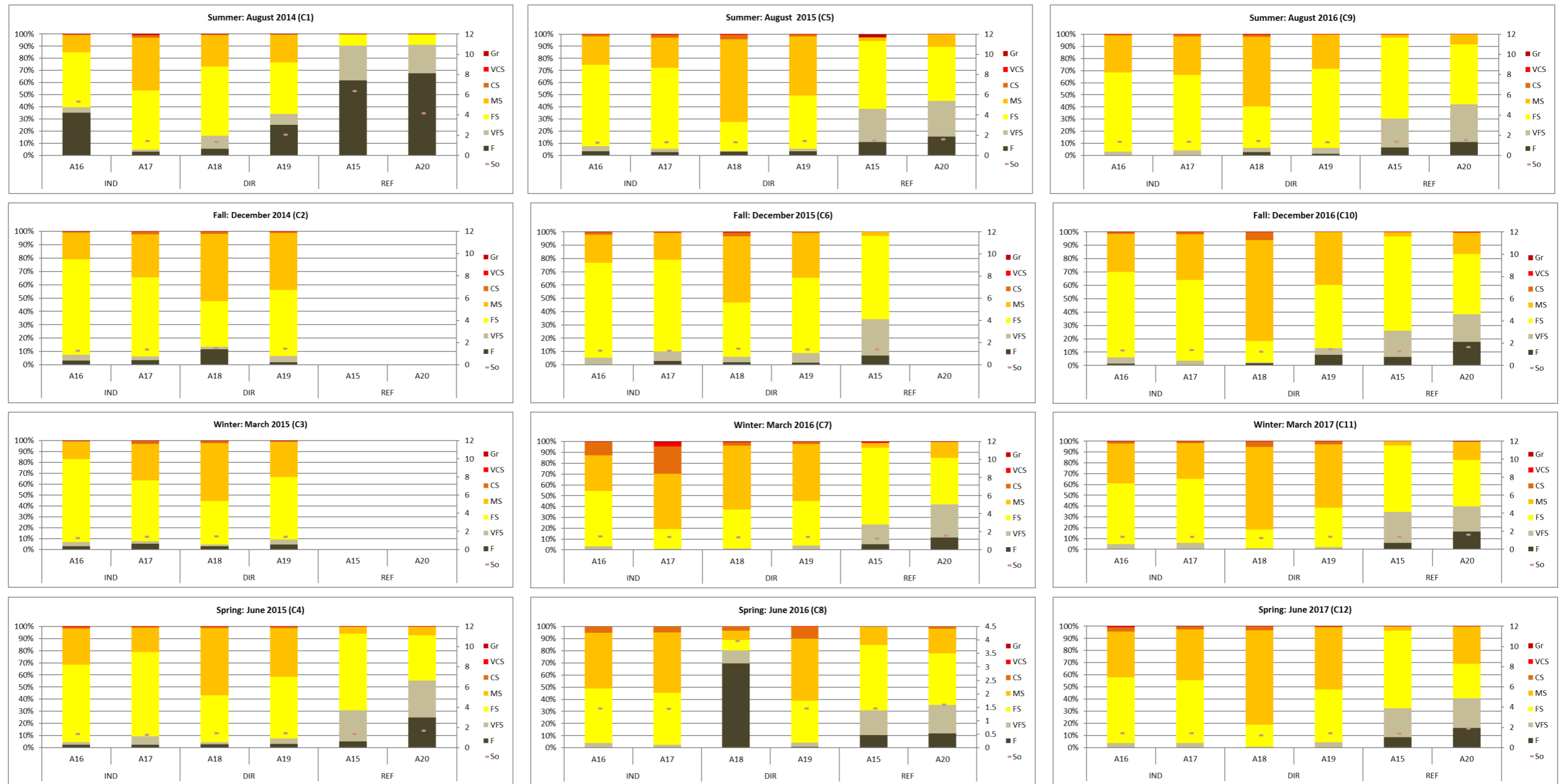


Figure S1: Grain size (%) and sorting index (So) for the different stations within the 3 location throughout the 12 seasonal field campaigns

CHAPITRE V - CONCLUSIONS GENERALES ET PERSPECTIVES

A l'échelle des côtes françaises atlantiques, un net déséquilibre apparaît avec une moindre connaissance des systèmes benthiques au Sud de la Gironde. Le littoral basque français, représentant la première enclave rocheuse après les 230 km de côte sableuse aquitaine, ne fait pas exception. L'accumulation d'eau chaude au fond du Golfe de Gascogne confère pourtant à cet espace un intérêt patrimonial du fait de la spécificité de la faune qu'il renferme, caractéristique à la fois de l'Atlantique Nord-Est et de la Méditerranée (Borja *et al.*, 2004b).

Ce travail de thèse avait pour objectif majeur l'étude de l'influence des conditions hydrodynamiques locales sur la structure, la répartition et la dynamique des communautés benthiques de substrat meuble du littoral basque français. Derrière cet objectif académique, cette étude, menée au sein du bureau d'études CASAGEC INGENIERIE et financée en partie par la CCI Bayonne Pays Basque gestionnaire du port de Bayonne, supportait également un profond besoin d'opérationnalité en terme notamment d'amélioration des connaissances locales.

Les résultats se sont appuyés sur les données acquises au niveau de 45 stations localisées sur les parties aval des 3 principaux fleuves côtiers (Adour, Nivelle et Bidassoa) et leurs débouchés respectifs dans l'océan. Quatre campagnes d'échantillonnage (une par saison) ont ainsi été répliquées pendant 2 ans (2014-2016) sur les 3 estuaires du pays basque français, complétées par une année supplémentaire d'investigations (2017) sur l'estuaire de l'Adour. Les états de mer à la côte au cours de cette période ont été appréhendés via l'exploitation de modèle numérique opérationnel existant.

Ce travail de thèse a permis d'acquérir une importante base de données qualitatives et quantitatives permettant d'alimenter, sous différents éclairages, la connaissance des communautés macrobenthiques de substrat meuble du littoral basque français, à l'heure actuelle encore peu documentée. Cette étude répond ainsi au déficit global de connaissances sur cet espace en termes notamment de distribution de ces communautés sous l'effet de facteurs environnementaux et anthropiques. A l'échelle de la zone prospectée, seule une partie des données acquises a été traitée dans le cadre de cette thèse. La mise en œuvre des différentes campagnes saisonnières sur trois années consécutives puis le tri et l'identification taxonomique des 82 769 individus répartis au sein de plus de 300 espèces (cf. Annexe 1) ont en effet nécessité un temps conséquent. Ces données brutes ont néanmoins pour certaines déjà été valorisées dans le cadre de plusieurs projets au sein du bureau d'études CASAGEC INGENIERIE. Le suivi biosédimentaire mis en œuvre sur la partie intra-estuarienne de la Bidassoa a en effet permis de caractériser l'état initial des communautés en présence préalablement à un projet de dragage de la baie de Txingudi. Sur la partie aval de l'estuaire de l'Adour, il a alimenté les réflexions pour la définition d'un protocole de suivi environnemental des opérations de dragage d'entretien du port de Bayonne. Au niveau de la baie de Saint Jean de Luz, un projet de curage de la zone de mouillage de la Nivelle avec immersion au large des futurs déblais est actuellement à l'étude. Les données acquises sur cet espace pourront ainsi être valorisées si le projet aboutit. La zone d'immersion identifiée et prospectée dans le cadre de ce travail de thèse, n'avait jusqu'à lors fait l'objet d'aucune investigation, bien qu'elle soit utilisée depuis plusieurs années dans le cadre des travaux de dragage des ports de Saint Jean de Luz / Ciboure. Cette étude fournit ainsi des éléments de connaissance locaux, bases de réflexion pour les futurs dossiers d'études d'impact et la définition de protocoles de suivis environnementaux adaptés et pertinents, au regard des divers facteurs structurant l'évolution spatio-temporelle de ces communautés.

Les sections suivantes apportent dans un premier temps des éléments de discussion au regard des principales conclusions issues des différents chapitres de ce mémoire. Elles proposent notamment une réflexion quant à la résilience des communautés de ce littoral naturellement stressé ou encore un positionnement de stations de référence sur le site spécifique de l'Adour. Enfin, une dernière section propose des perspectives de valorisation du présent travail de thèse.

1 Conclusions générales

1.1 Variabilité intrinsèque au milieu et résilience écologique

En milieu côtier, la combinaison des vagues et des courants a un impact significatif sur le transport des sédiments, modifiant en permanence les caractéristiques granulométriques du fond (van Rijn, 1998). Sur le littoral basque, véritable interface soumise aux influences océaniques et aux apports des fleuves, l'hydrodynamisme, en contrôlant la dynamique sédimentaire (transport, érosion/dépôt ; Hall, 1994 ; Kostylev et Hannah, 2007), apparaît comme le principal élément responsable de l'organisation spatiale des communautés macrobenthiques. Ainsi, comme proposé par Aldridge *et al.* (2015), la perturbation naturelle pourrait ici être définie comme le mouvement des sédiments sur le fond résultant d'un stress hydrodynamique lié ici aux courants induits par les vagues et la marée.

Les résultats, issus de l'étude de la structure et de la répartition des communautés benthiques soumises à des niveaux d'exposition différents (cf. Chapitre III), ont notamment montré qu'à l'échelle de la côte basque, en milieu proche côtier (-6 m CM), la distribution des communautés est largement gouvernée par les vagues. Ce travail a également souligné une relative stabilité temporelle des assemblages faunistiques malgré l'instabilité apparente de cet habitat, suggérant une apparente résilience face aux perturbations naturelles et anthropiques. Plus spécifiquement, le long du littoral anglois, cet habitat, composé de sables avec une proportion négligeable de fines et de matière organique, abrite une communauté peu dense et diversifiée, comparable à la communauté à *Pontocrates arenarius-Eurydice pulchra* décrite le long des plages sableuses basques espagnoles par Martinez et Adarraga, 2001 et reprise par Borja *et al.*, 2004b.

Au large, à des profondeurs de l'ordre de -20 à -30m CM, l'action combinée des vagues et de l'hydraulique estuarienne structure vraisemblablement la distribution spatiale et la dynamique temporelle des communautés présentes au sein de la zone située au droit de l'embouchure de l'Adour. A ces profondeurs, au regard de l'état des connaissances disponibles sur l'action de la houle sur les sédiments, les vagues ont la capacité de remettre en suspension les matériaux les plus fins (vitesses orbitales non nulles). Ce facteur, seul, n'apparaît néanmoins pas en mesure de remobiliser les matériaux et ainsi affecter les communautés en présence (cf. Chapitre IV). Les matériaux fins, issus notamment des apports du fleuve et déposés en période de faible agitation, apparaissent ainsi remis en suspension par l'action de la houle puis chassés vers le large sous l'action du fleuve, ne laissant en place que les sédiments les plus grossiers (sables fins à moyens). D'un point de vue faunistique, l'ensemble des stations échantillonnées au large de l'Adour renferment la même communauté à *Tellina-Venus*, telle que décrite par Borja *et al.* 2004b. Néanmoins, dans l'axe du fleuve, sous l'effet de l'hydrodynamisme, cette communauté tend vraisemblablement vers un assemblage de sables propres à *Nephtys cirrosa*. Les résultats présentent une tendance d'autant plus nette que les conditions de vagues et de débits sont fortes. Avec un niveau d'instabilité moindre, cet assemblage se rapproche de la communauté des sables océaniques instables observée à la côte (Figure V. 1). A l'inverse, en période d'hydrodynamisme minimal (houle et débit minimaux), cet assemblage se rapproche voire se confond avec celui observé au Nord du débouché, non soumis à l'influence hydraulique du fleuve.

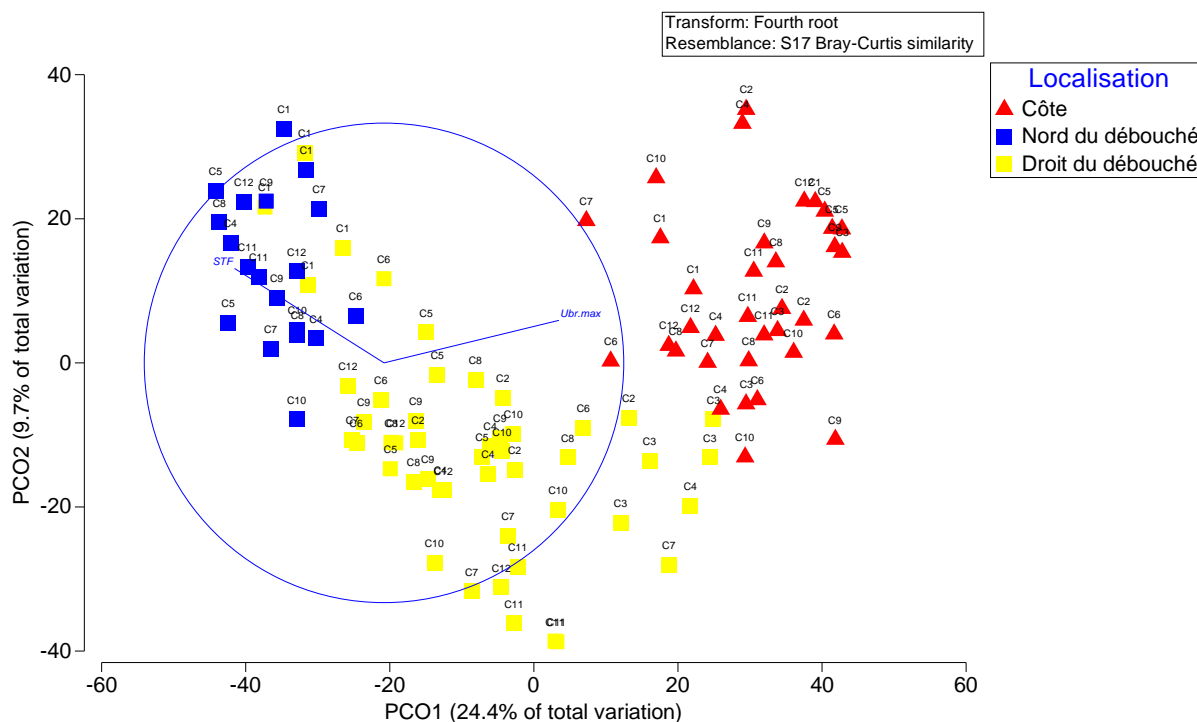


Figure V. 1: Ordination en coordonnées principales (PCO) des échantillons faunistiques collectés lors des différentes campagnes biosédimentaires sur l'ensemble de la zone marine du débouché de l'estuaire de l'Adour. Le code couleur distingue la position des stations sur le littoral. Les étiquettes indiquent la campagne de prélèvement (C1 à C12) conformément à la Table II. 10. L'analyse est basée sur une matrice de similarité de Bray-Curtis calculée à partir des valeurs d'abondance transformées en double racine carrée. Les vecteurs de superposition basés sur la corrélation de Pearson ($r > \pm 0,6$) identifient les principaux facteurs environnementaux contribuant à la distribution des stations dans cet espace bidimensionnel. La longueur du vecteur indique la force de la corrélation.

Outre cette variabilité naturelle vraisemblablement structurante, l'effet des activités anthropiques et plus particulièrement des opérations régulières d'immersions ne doit pas être occulté. La présence d'organismes typiquement estuariens sur la zone au droit du débouché, trace indirecte des apports récurrents de sédiments estuariens, laisse en effet supposer une influence des opérations d'immersion. Ce signal apparaît néanmoins fortement brouillé du fait de l'influence prépondérante de l'hydrodynamisme, suggérant un impact faible des clapages. De nombreuses études ont examiné la perturbation des communautés biologiques dans un contexte d'opérations anthropiques diverses :

- Chalutage (Kaiser et De Groot, 2000 ; Jennings *et al.*, 2001),
- Dragage (Kenny et Rees, 1996 ; Newell *et al.*, 2004 ; Cooper *et al.*, 2008 ; De Backer *et al.*, 2014a),
- Clapage (Smith et Rule, 2001 ; Zimmerman *et al.*, 2003 ; Simonini *et al.*, 2005 ; Ware *et al.*, 2010 ; Bolam *et al.*, 2011 ; Bolam, 2012 ; Taupp et Wetzel, 2013 ; Cesar *et al.*, 2014 ; Katsiaras *et al.*, 2015 ; Marmin *et al.*, 2016),
- ...

L'hypothèse générale est en effet que les organismes adaptés pour vivre dans des zones de perturbations naturelles importantes peuvent être plus résistants à d'autres formes de perturbations physiques (Bolam et Rees, 2003). Cette résilience s'observe notamment dans la capacité qu'a l'assemblage de la zone d'immersion au large, située dans l'axe du fleuve Adour,

à tendre vers celui de la zone considérée comme référence, au Nord du débouché, en période de houle et de débit minimaux. Elle peut également s'illustrer par la capacité des communautés à retrouver leur structure et leur composition seulement 4 mois après l'homogénéisation globale des assemblages faunistiques du large observée en août 2014 suite à la crue estivale exceptionnelle de juillet 2014. Cette observation reste néanmoins à nuancer du fait de l'absence de données pré-crue.

A la côte, espace objet du chapitre III de cette étude, des sables issus de l'embouchure de l'Adour sont également régulièrement clapés. Les effets de ces opérations n'ont pas été appréhendés dans le cadre de ce travail de thèse. Néanmoins, les résultats obtenus au large laissent supposer un impact des opérations d'autant plus limité que le niveau d'instabilité est grand à la côte. A ces profondeurs, les vagues sont en mesure de transporter les sédiments dans le profil, à l'inverse du large où seuls les sédiments les plus fins peuvent être remobilisés, justifiant d'ailleurs le choix des clapages côtiers pour lutter contre le recul du trait de côte. Comme souligné par d'autres auteurs dans des environnements hydrodynamiquement stressés (Allen et Moore, 1987 ; Rosenberg, 1995 ; Wildish et Kristmanson, 1997 ; Gili et Coma, 1998 ; Muniz et Pires, 1999 ; Dutertre *et al.*, 2013) et observé au niveau des stations côtières (cf. Chapitre III), les espèces présentent des traits biologiques les pré-adaptant à ce niveau d'instabilité : fousseurs actifs, grande mobilité, suspensivores. Par ailleurs, ces conditions hydrodynamiques, bien qu'impactant directement les faciès sédimentaires, peuvent dans le même temps jouer indirectement un rôle important dans la résilience post-perturbation en favorisant le transport de larves et d'adultes dans la colonne d'eau (Bolam et Fernandes 2002 ; Diaz, 1994 ; Powilleit et Kube 1999), comme observé au large à travers l'installation de la communauté d'*Abra alba*, post crue exceptionnelle, à l'été 2014.

1.2 Perturbations anthropiques et besoin opérationnel de conditions de référence

Au cours des dernières décennies, la protection de l'environnement a pris une place grandissante dans les projets d'aménagements littoraux. L'adoption des directives européennes (DCE et DCSMM), en faisant de la protection des eaux marines, côtières et de transition une obligation réglementaire d'une part, et le renforcement des exigences du code de l'environnement en matière de contenu des études d'impact, d'autre part, fournissent en effet un cadre strict aux porteurs de projet. Parmi les descripteurs de qualité des milieux, le compartiment macrobenthique de substrat meuble est aujourd'hui investigué de façon systématique en espace infralittoral.

L'estuaire de l'Adour abrite, dans sa partie aval, le port de commerce de Bayonne, objet d'opérations régulières de maintien des profondeurs et de clapages en mer y afférant. Ces activités, menées depuis des décennies, n'avaient, jusqu'à récemment, jamais fait l'objet d'investigations biosédimentaires. Dans cet environnement hautement variable, exposé à de fortes houles et au régime hydrologique du fleuve, la définition d'un plan d'échantillonnage permettant de suivre l'impact des opérations de dragage et d'immersion sur ce compartiment biologique s'avère être un exercice complexe. La difficulté réside en effet, comme souvent en écologie, dans la discrétisation des variations naturelles et anthropiques (Blanchet *et al.*, 2014 ; Dutertre *et al.*, 2013). Du fait de l'exploitation historique de cet espace à des fins anthropiques (opérations de dragage antérieures aux années 1960 et clapage en milieu marin depuis plus de 30 ans, T. De Recy pers. comm.), une approche spatio-temporelle classique de type BACI « Before-After-Control-Impact » (Stewart-Oaten *et al.*, 1986 ; Underwood, 1992, 1994) apparaît inadaptée ; la situation pré-travaux restant inconnue. La caractérisation de la variabilité intrinsèque au milieu donnant lieu à la définition de conditions de référence pose donc question. Au regard des résultats issus de ce travail de thèse et afin de suivre l'impact des opérations récurrentes de clapage, le positionnement des stations de référence peut ici être discuté.

Au large, l'action des houles, pressentie comme structurante, avait été intégrée lors de la définition du plan d'échantillonnage de la thèse, en positionnant respectivement les deux stations proposées comme référence à équi-profondeur des stations situées d'une part en moitié Est (-20 m CM) et d'autre part en moitié Ouest (-30 m CM) de la zone de clapage au large (cf. Chapitre IV et Figure V. 2). Cependant, afin d'être soumises à un stress hydrodynamique comparable à celui des stations de la zone d'immersion au large, les stations de référence pourraient être positionnées dans l'axe du fleuve. Cette condition limite néanmoins leur localisation à deux zones potentielles (Figure V. 2) :

- Soit, entre l'embouchure et la zone d'immersion,
- Soit, plus au large, hors du site de clapage et de l'emprise des panaches de travaux appréhendée au travers d'un travail de modélisation numérique (CASAGEC INGENIERIE, 2014).

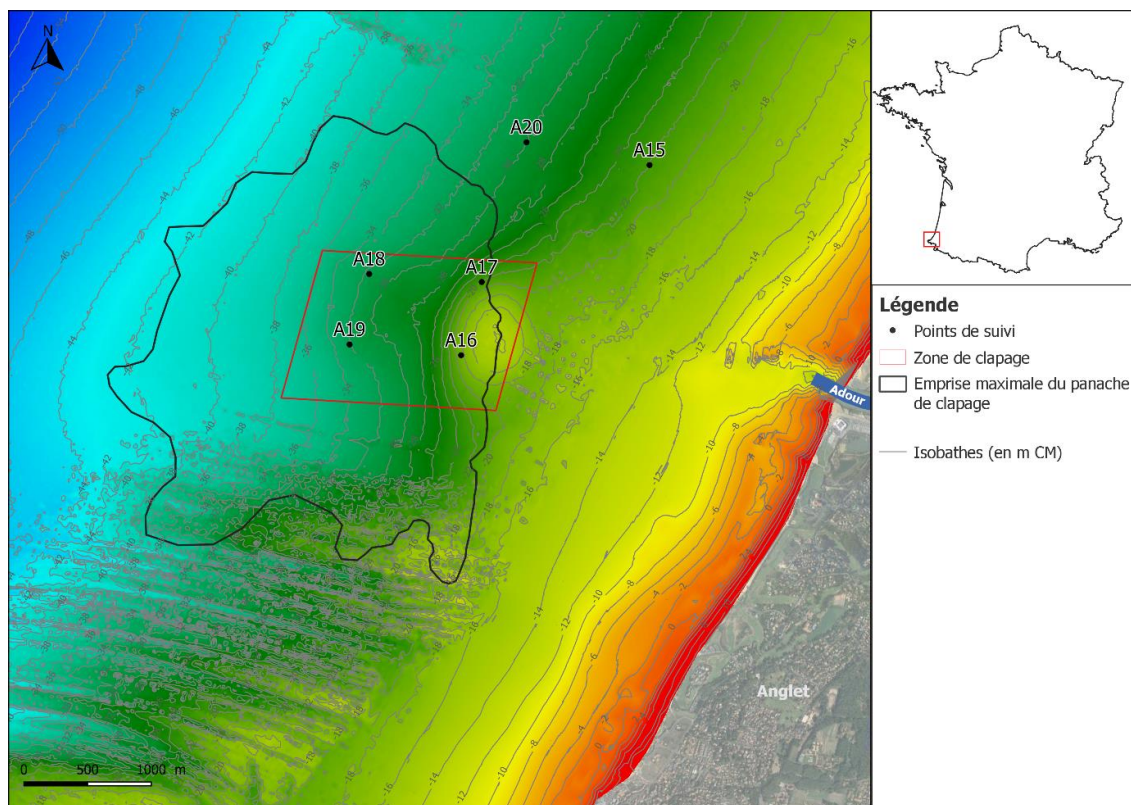


Figure V. 2 : Données bathymétriques (CASAGEC INGENIERIE, 2017b) et emprise maximale des panaches de clapage aux abords de la zone d'immersion au large (CASAGEC INGENIERIE, 2014b). Les stations suivies dans le cadre de ce travail de thèse sont représentées par des points noirs.

Ce positionnement implique une modification de la profondeur de ces stations et donc de l'influence potentielle des houles sur celles-ci. Le potentiel de reprise des matériaux sous l'action de la houle diminue en effet avec la hauteur d'eau. En 1975, des mesures de transport sédimentaire ont été réalisées par le LCHF au large de Bayonne pour lever les doutes concernant l'action de la houle par profondeurs de 10 à 25 m (LCHF, 1976). Cette étude renvoie ainsi à deux notions fondamentales permettant d'appréhender l'influence de la houle sur le fond. La première correspond à la profondeur de fermeture, c'est-à-dire la limite de mouvement significatif (± 30 cm) sur une année. Elle est au regard des travaux du LCHF (LCHF, 1976) et de CASAGEC INGENIERIE (CASAGEC INGENIERIE, 2014a) comprise entre 13 et 15m CM. La seconde se définit comme la limite d'action de la houle. Sous cette profondeur, il est admis que les sédiments ne sont plus perturbés par les houles moyennes. En considérant une période moyenne de 9 s, cette limite est de l'ordre d'une trentaine de mètres (calculée d'après la formule de Komar, 1998). Ainsi, un positionnement des stations de référence à la côte, au-dessus de -15 m CM, augmentera le potentiel de mise en mouvement des sédiments sous l'effet de la houle. A l'inverse, un décalage au large, à des profondeurs supérieures à -35 m CM, favorisera les processus de dépôt et modifiera donc d'autant l'effet combiné, observé sur l'habitat et les communautés qu'il abrite, de la houle et de l'action de chasse hydraulique du fleuve.

Ainsi au regard de ces éléments et de la dispersion maximale des panaches de clapage représentée sur la Figure V. 2, la position permettant de s'affranchir au mieux de la variabilité naturelle du milieu liée au stress hydrodynamique serait vraisemblablement l'espace compris entre le débouché de l'Adour et la zone d'immersion, au niveau de l'isobathe -18m CM.

A l'instar de la zone du large, une réflexion peut être proposée quant à la position des stations de référence à la côte au regard des éléments de connaissance issus de ce travail de thèse. Les résultats issus de l'étude de la structure et de la répartition des communautés benthiques soumises à des niveaux d'exposition différents (cf. Chapitre III) ont notamment souligné une relative stabilité temporelle de cet assemblage faunistique suggérant une apparente résilience face aux perturbations naturelles et anthropiques. Outre la remobilisation des sédiments sous l'action des vagues (stations localisées à -6 m CM, au-dessus la profondeur de fermeture), cet espace subit en effet les immersions des sables dragués dans l'embouchure de l'Adour. La station A13, localisée au centre de la zone (Figure V. 3), est directement exposée aux effets des opérations d'immersion (*i.e.* enfouissement) depuis leur reprise en 2010. L'extrémité Nord (station A12, cf. carré rouge sur la Figure V. 3) n'a quant à elle été exploitée qu'à compter de février 2017. Enfin, la station A14, localisée à l'extrémité Sud du littoral anglois, hors zone d'immersion, peut potentiellement être exposée au panache de clapage (Figure V. 3) sous certaines conditions de houle et de vent (cf. chapitre II).

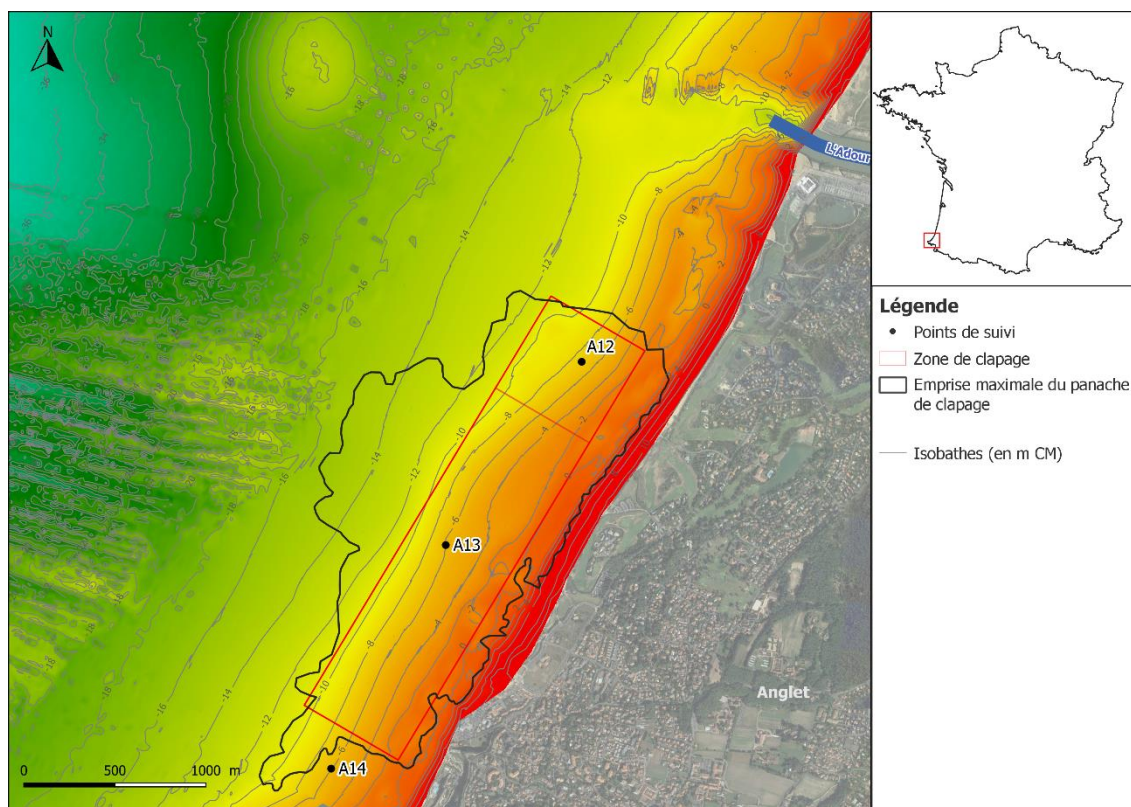


Figure V. 3 : Données bathymétriques (CASAGEC INGENIERIE, 2017b) et emprise maximale des panaches de clapage aux abords de la zone d'immersion côtière (CASAGEC INGENIERIE, 2014b). Les stations suivies dans le cadre de ce travail de thèse sont représentées par des points noirs.

Dans cet espace où la distribution des communautés apparaît largement gouvernée par les vagues, la profondeur apparaît comme le facteur prépondérant à prendre en considération. A des fins de comparaison, la ou les stations de référence devront ainsi vraisemblablement être positionnées aux alentours de l'isobathe -6 m CM. Par ailleurs, dans cet environnement soumis ponctuellement à des apports estuariens conséquents, un positionnement des stations de référence sous l'influence des panaches de l'Adour, à l'instar des stations de suivi proprement dites, permettrait d'autant mieux de s'affranchir de la variabilité naturelle du milieu. A cette fin,

au regard de la dynamique du panache de l'Adour décrite par Dailloux (2008), un positionnement au Sud du débouché, entre l'embouchure et le Cap Saint Martin, permettrait d'intégrer cette variable intrinsèque ; le Nord immédiat étant à proscrire du fait de l'effet d'ombrage de la digue (Figure V. 4).

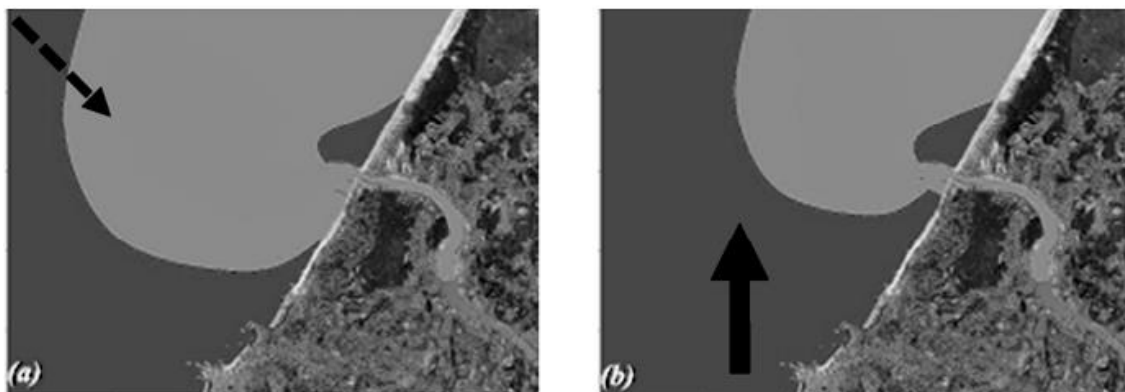


Figure V. 4 : Comportement schématique du panache turbide de l'Adour pour (a) un faible vent du Nord-Ouest, (b) un fort vent du Sud (D'après Dailloux, 2008 ; modifié par Petus, 2009).

Ainsi, au regard de ces éléments, la position permettant de s'affranchir au mieux de la variabilité naturelle du milieu serait vraisemblablement l'espace compris entre l'embouchure et l'extrémité Nord de la zone d'immersion, au niveau de l'isobathe -6m CM.

2 Perspectives

Dans le cadre de ce travail, au travers des différents chapitres, la dimension spatiale a été particulièrement appréhendée. La variabilité temporelle des communautés face aux différentes variables abiotiques a quant à elle, en effet, été peu étudiée. Seul le traitement des stations localisées au large du débouché de l'Adour propose une première approche permettant d'analyser plus finement ces évolutions. Or, dans cet espace fortement anthropisé, l'évaluation de l'impact des diverses pressions qui s'y exercent implique de distinguer la part de variabilité naturelle (spatiale mais aussi saisonnière et inter-annuelle) de celle engendrée par les activités humaines. Afin d'affiner la compréhension des dynamiques locales à différentes échelles de temps, ce signal temporel pourra ainsi faire l'objet d'une analyse approfondie via l'utilisation de nouvelles méthodes statistiques.

Afin d'améliorer la compréhension des phénomènes en jeu, des données hydrologiques complémentaires auraient été nécessaires : température, salinité, oxygène dissous, concentrations en matières en suspension et chlorophylle a. Initialement, sur chaque station, un profil devait être réalisé au cours de différentes campagnes afin d'appréhender les paramètres température, salinité, oxygène dissous et turbidité, le long de la colonne d'eau. Malheureusement, suite à la destruction, dès la première campagne de terrain, de la sonde multiparamètre dévolue à ces acquisitions, ces données n'ont pas pu être acquises. L'adaptation et la mise en œuvre spécifique de modèles numériques existants sur ces différents estuaires et leurs débouchés en mer pourraient permettre d'appréhender l'évolution spatio-temporelle des paramètres physico-chimiques de la colonne d'eau.

Si cette étude est encore perfectible, notamment via la prise en compte de paramètres environnementaux complémentaires, elle fournit cependant des éléments de connaissance locaux, socle de réflexion pour les futurs dossiers d'études d'impact et la définition de protocoles de suivi environnementaux. Dans une optique de définition de conditions de référence, ce travail souligne la difficulté de s'affranchir de la variabilité naturelle dans ce milieu hautement complexe. Le nombre de variables abiotiques étant multiple et leurs effets souvent localisés, les possibilités de positionnement géographique de stations, subissant les mêmes influences environnementales que la zone impactée, restent limitées. Sur le site spécifique de l'Adour, l'ajout d'une station dans l'axe du fleuve, en complément des deux stations placées au Nord du site d'immersion à équiprofondeur de la zone impactée, permettrait d'affiner l'évaluation de l'impact des activités de clapage. La réalisation de suivis biosédimentaires dans le cadre des prescriptions réglementaires afférentes au dragage permettra de confirmer la pertinence de ces références.

Outre cet aspect très opérationnel, l'importante base de données acquises offre des perspectives en termes de génétique des populations. Plusieurs espèces, encore jamais signalées dans cette zone, ont en effet potentiellement été répertoriées au travers des douze campagnes de prélèvements biosédimentaires. C'est notamment le cas des genres *Arenicola* et *Polycirrus*, où l'identification semble renvoyer vers des espèces référencées au Nord de la France, voire hors de l'Europe. L'ensemble des individus ayant été fixé à l'éthanol puis conservé, de la biologie moléculaire peut être envisagée pour les espèces disposant de COI (Cytochrome Oxydase I). Un essai, malheureusement non concluant, a notamment été effectué par la station

marine d'Arcachon sur un gros individu, échantillonné dans la souille du quai Saint Bernard sur l'Adour en août 2016, se rapprochant morphologiquement d'*Arenicola defodiens*. Très peu de gros individus en bon état ne sont malheureusement disponibles pour approfondir l'analyse taxonomique, l'éthanol ayant tendance à ramollir les organismes. Pour aller plus loin sur ces espèces et ainsi améliorer les connaissances de leur répartition géographique, des campagnes spécifiques seraient donc à prévoir. L'implication d'acteurs scientifiques divers sur des projets locaux pourrait permettre de recueillir de nouveaux spécimens.

Enfin, à une échelle plus large, dans un contexte de changement climatique, la distribution géographique des espèces est amenée à évoluer. Il a en effet été démontré que les changements des conditions environnementales physiques et chimiques sur le littoral (niveau de la mer, température, tempêtes, pluies, acidification, eutrophisation) en réponse au changement climatique ont des conséquences directes et indirectes sur la physiologie et le comportement des organismes marins se répercutant au niveau des populations et des écosystèmes (Harley *et al.*, 2006 ; Hoegh-Guldberg et Bruno, 2010 ; Doney *et al.*, 2012 ; Scapani *et al.*, 2019). En dépit d'une certaine hétérogénéité en fonction des groupes taxonomiques et/ou fonctionnels, les effets attendus portent sur une adaptation comportementale en lien avec la disponibilité ou la variabilité de l'habitat, la plasticité phénotypique (*i.e.* tolérance physiologique) et la phénologie des espèces (durée de vie, dispersion, reproduction, recrutement, stade de développement et interactions intra-spécifiques ; Poloczanska *et al.*, 2013 ; Scapani *et al.*, 2019). Ainsi, ce travail de thèse, en ayant permis le suivi à intervalle de temps régulier de 45 stations réparties sur le littoral basque français, pourrait dans les années à venir, constituer une base de connaissance (*i.e.* un état de référence) pour appréhender l'impact de phénomènes globaux tel que le changement climatique sur la distribution de la macrofaune benthique au sein de cette sous-région du Golfe de Gascogne, à l'instar notamment des travaux de Gaudin (2017) en Manche.

BIBLIOGRAPHIE

- Adams, S.M., 2005.** Assessing cause and effect of multiple stressors on marine systems. *Marine Pollution Bulletin*, 51: 649-657.
- Aikins, S., Kikuchi, E., 2002.** Grazing pressure by amphipods on microalgae in Gamo Lagoon, Japan. *Marine Ecology Progress*, 245: 171–179.
- Akoumianaki, I., Papaspyrou, S., Nicolaidou, A., 2006.** Dynamics of macrofauna body size in a deltaic environment. *Marine Ecology Progress Series*, 321: 55-66.
- Akoumianaki, I., Nicolaidou, A., 2007.** Spatial variability and dynamics of macrobenthos in a Mediterranean delta front area: the role of physical processes. *Journal of Sea Research*, 57: 47–64.
- Akoumianaki, I., Papaspyrou, S., Kormas, K. A., Nicolaidou, A., 2013.** Environmental variation and macrofauna response in a coastal area influenced by land runoff. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 132: 34-44.
- Aldridge, J.N., Parker, E.R., Bricheno, L.M., Green, S.L., van der Molen, J., 2015.** Assessment of the physical disturbance of the northern European Continental shelf seabed by waves and currents. *Continental Shelf Research*, 108: 121-140.
- Allain, Y.M., Helias, A., Ribiere, G., 2006.** La gestion des estuaires dans une approche communautaire. Rapport du ministère des transports, de l'équipement, du tourisme et de la mer. 68 p.
- Allen, P. L., Moore, J.J., 1987.** Invertebrate macrofauna as potential indicators of sandy beach instability. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 24: 109–125.
- Aller, J.Y., Aller, R.C., 1986.** General characteristics of benthic faunas on the Amazon inner continental shelf with comparison to the shelf off the Changjiang River, East China Sea. *Continental Shelf Research*, 6: 291-310.
- Aller, J.Y., Stupakoff, I., 1996.** The distribution and seasonal characteristics of benthic communities on the Amazon shelf as indicators of physical processes. *Continental Shelf Research*, 16: 717-751.
- Almeida, M., Frutos, I., Company, J.B., Martin, D., Romano, C., Cunha, M.R., 2017.** Biodiversity of suprabenthic peracarid assemblages from the Blanes Canyon region (NW Mediterranean Sea) in relation to natural disturbance and trawling pressure. *Deep-Sea Research II*, 137: 390–403.
- Alzieu, C., Abamou, A., Bassoullet, P., Boutier, B., 1999.** Dragage et environnement marin : état des connaissances. Plouzane : Edition Ifremer, 223pp.
- Anderson, M. J., Gorley, R. N., Clarke, K., 2008.** PERMANOVA + for PRIMER: Guide to software and statistical methods. PRIMER-E, Plymouth.
- Anderson, M.J., 2006.** Distance-based tests for homogeneity of multivariate dispersions. *Biometrics*, 62: 245-253.
- Armonies, W., Buschbaum, C., Hellwig-Armonies, M., 2014.** The seaward limit of wave effects on coastal macrobenthos. *Helgoland Marine Research*, 68: 1–16.

- Asakura, A., Watanabe, S., 2005.** Hemigrapsus takanoi, new species, a sibling species of the common Japanese intertidal Crab *H. penicillatus* (Decapoda: Brachyura: Grapsoidea). *Journal of Crustacean Biology*, 25(2): 279-292.
- Ashelby, C., 2006.** Record of the introduced amphipod *Grandidierella japonica* Stephensen 1938 (Crustacea: Amphipoda: Gammaridea: Aoridae) from the Orwell estuary, Suffolk. *Transactions of the Suffolk Natural History*, 42, pp. 48–54.
- Augris, C., Caill-Milly, N., de Casamajor, M.N., 2009.** Atlas thématique de l'environnement marin du Pays basque et du sud des Landes. Quae Editions, 127 pp.
- Augris, C., Cirac, P., Satra, C., Mazé, J.P., 1999.** Le domaine marin côtier du Pays basque. Carte des formations superficielles et carte morpho-bathymétrique. Échelle 1/20 000. Éd. Ifremer – Conseil général des Pyrénées-Atlantiques – Communauté européenne.
- Ayukai, T., Wolanski, E., 1997.** Importance of biologically mediated removal of fine sediments from the Fly River plume, Papua New Guinea. *Estuarine Coastal Shelf Sciences*, 44 (5): 629-639.
- Bachelet, G., 1987.** Processus de recrutement et rôle des stades juvéniles d'invertébrés dans le fonctionnement des systèmes benthiques de substrat meuble en milieu intertidal estuarien. Thèse de doctorat, Université de Bordeaux I: 478 pp.
- Bachelet, G., Cornet, M., 1981.** Données sur le cycle biologique d'*Abra alba* (mollusque bivalve) dans la zone Sud-Gascogne. *Annales de l'Institut Océanographique*, 572: 111-123.
- Bachelet, G., de Montaudouin, X., Dauvin, J.C., 1996.** The Quantitative distribution of subtidal macrozoobenthic assemblages in Arcachon Bay in relation to environmental factors: a multivariate analysis. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 42: 371-391.
- Bae, H., Lee, J.H., Song, S.J., Ryu, J., Noh, J., Kwon, B.O., Choi, K., Khim, J.S., 2018.** Spatiotemporal variations in macrofaunal assemblages linked to site specific environmental factors in two contrasting nearshore habitats. *Environmental Pollution*, 241: 596-606.
- 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.
- Bárcena, J.F., García, A., Gómez, A.G., Álvarez, C., Juanes, J.A., Revilla, J.A., 2012.** Spatial and temporal flushing time approach in estuaries influenced by river and tide. An application in Suances Estuary (Northern Spain). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 112: 40-51.
- Barnard, J., Sandved, K., Thomas, J.D., 1991.** Tube-building behavior in *Grandidierella*, and two species of *Cerapus*. *Hydrobiologia*, 223(1): 239–254.
- Barros, F., Hatj, V., Figueiredo, M.B., Magalhaes, W.F., Dorea, H.S., Emídio, E.S., 2008.** The structure of the benthic macrofaunal assemblages and sediments characteristics of the Paraguaçu estuarine system, NE, Brazil. *Estuarine and Coastal Shelf Sciences*, 78: 753-762.
- Barthe, X., Castaing, P., 1989.** Etude théorique de l'action des courants de marée et des houles sur les sédiments du plateau continental du Golfe de Gascogne. *Oceanologica Acta*, 12(14): 325-334.

- Bates, M.E., Fox-Lent, C., Seymour, L., Wender, B.A., Linkov, I., 2015.** Life cycle assessment for dredged sediment placement strategies. *Science of the Total Environment*, 511: 309–318.
- Beck, M.W., Heck, K.L., Jr., Able, K.W., Childers, D.L., Eggleston, D.B., Gillanders, B.M., Halpern, B., Hays, C.G., Hoschino, K., Minello, T.J., Orth, R.J., Scheridan, P.F., Weinstein, M.P., 2001.** The identification, conservation, and management of estuarine and marine nurseries for fish and invertebrates. *BioScience*, 51: 633–641.
- Bellan, G., Lagardère, F., 1971.** *Nerine mesnili*, n. sp., spionidien méconnu des plages sableuses de la province Lusitanienne. *Bulletin de la Société Zoologique de France*, 96(4): 571-579.
- Berggren, M., 2015.** Nya kräftdjur påträffade i Sverige – Grandidierella japonica och Rhithropanopeus harrisi. *Fauna & Flora*, 110 (1), pp.20–23.
- Best, R.J., Caulk, N.C., Stachowicz, J.J., 2013.** Trait vs. phylogenetic diversity as predictors of competition and community composition in herbivorous marine amphipods. *Ecology Letters*, 16: 72–80.
- Bianchi, T.S., 2006.** Biogeochemistry of estuaries, Vol. Oxford University Press. 720 pp.
- Birkemeier, W.A., 1985.** Field data on seaward limit of profile change. *Journal of Waterway, Port, Coastal, and Ocean Engineering*, 111(3): 598-602
- Blanchard, M., 2012.** Cartographie synthétique et analyse des peuplements benthiques marins côtiers ; littoraux de Bretagne-Nord et -Sud et du Sud-Gascogne. Rapport Ifremer, rst/dyneco/eb/12.01/mb: 89 pp.+ annexes.
- Blanchet, H., 2004.** Structure et fonctionnement des peuplements benthiques du Bassin d’Arcachon. Thèse de doctorat en océanographie. Université Bordeaux I: 331 pp.
- Blanchet, H., de Montaudouin, X., Chardy, P., Bachelet, G., 2005.** Structuring factors and recent changes in subtidal macrozoobenthic communities of a coastal lagoon, Arcachon Bay (France). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 64 (4): 561-576.
- Blanchet, H., Gouillieux, B., Bachelet, G., Leconte, M., 2007.** Echantillonnage DCE des Masses d’Eau pour le paramètre « faune invertébrée benthique » - District Hydrographique Adour-Garonne - Année 2007: 69pp.
- Blanchet, H., Gouillieux, B., Bachelet, G., Leconte, M., 2009.** Contrôle de surveillance DCE 2007. Suivi de la faune invertébrée benthique. Masses d’eau côtières et transition. Contrat Ifremer n° 2007 5 210 942. 73 pp.
- Blanchet, H., Gouillieux, B., Bachelet, G., Leconte, M., Lavesque, N., Lebleu, P., Bouillard, H., Prince, F., 2011.** Contrôle de surveillance DCE 2009. Echantillonnage DCE des Masses d’Eau Côtières du district hydrographique Adour-Garonne pour le paramètre « faune invertébrée benthique ». Contrat ifremer n° 2009 5 210 376. 54 pp.
- Blanchet, H., Gouillieux, B., Bachelet, G., Leconte, M., Lavesque, N., Villedieu, A., Prince, F., 2012a.** Contrôle de surveillance DCE 2012. Echantillonnage DCE des Masses d’Eau Côtières du district hydrographique Adour-Garonne pour le paramètre « faune invertébrée benthique ». Masses d’eau côtières. Contrat ifremer n° 12/5210889. 46 pp.

- Blanchet, H., Gouillieux, B., Bachelet, G., Leconte, M., Lavesque, N., 2012b.** Contrôle de surveillance DCE 2012. Echantillonnage DCE des Masses d'Eau de transition du district hydrographique Adour-Garonne pour le paramètre « faune invertébrée benthique ». Masses d'eau de transition. Contrat ifremer n° 12/5210889. 29 pp.
- Blanchet, H., Gouillieux, B., Alizier, S., Amouroux, J.M., Bachelet, G., Barille, A.L., Dauvin, J.C., de Montaudouin, X., Derolez, V., Desroy, N., Grall, J., Gremare, A., Hacquebart, P., Jourde, J., Labrune, C., Lavesque, N., Meirland, A., Nebout, T., Olivier, F., Pelaprat, C., Ruellet, T., Sauriau, P.G., Thorin, S., 2014.** Multiscale patterns in the diversity and organization of benthic intertidal fauna among French Atlantic estuaries, *Journal of Sea Research*, 90: 95-110.
- Blanchet, H., Gouillieux, B., Cauture, F., Vignaud, L., Bujan, S., Devaux, L., 2017a.** Contrôle de surveillance 2016. Echantillonnage DCE des Masses d'Eau Côtières du district hydrographique Adour-Garonne pour le paramètre « faune invertébrée benthique ». Contrat ifremer n° 16/5210566. 79 pp.
- Blanchet, H., Gouillieux, B., Bujan, S., Devaux, L., 2017b.** Contrôle de surveillance 2016. Echantillonnage DCE des Masses d'Eau de Transition du district hydrographique Adour- Garonne pour le paramètre « faune invertébrée benthique ». Contrat ifremer n° 16/5210580. 56 pp.
- Blanchet, H., Gouillieux, B., Bujan, S., Devaux, L., Cauture, F., 2018a.** Contrôle de surveillance 2017. Echantillonnage DCE des Masses d'Eau Côtières du district hydrographique Adour-Garonne pour le paramètre « faune invertébrée benthique ». Contrat ifremer n° 17/5210701. 78 pp.
- Blanchet, H., Gouillieux, B., Bujan, S., Devaux, L., Fouet, M., Lucia, M., 2018b.** Contrôle de surveillance 2017. Echantillonnage DCE des Masses d'Eau de Transition du district hydrographique Adour-Garonne pour le paramètre « faune invertébrée benthique ». Contrat ifremer n° 17/5210701. 93 pp.
- Blum, M.J., Jun Bando, K., Katz, M., Strong, D.R., 2007.** Geographic structure, genetic diversity and source tracking of *Spartina alterniflora*. *Journal of Biogeography*, 34: 2055–2069.
- Bolam, S.G., Fernandes, T.F., 2002.** Dense aggregations of tube-building polychaetes: response to small-scale disturbances. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 269: 2197–222.
- Bolam, S.G., Rees, H.L., 2003.** Minimizing impacts of maintenance dredged material disposal in the coastal environment: a habitat approach. *Environment Management*, 32: 171-188.
- Bolam, S.G., Rees, H.L., Somerfield, P., Smith, R., Clarke, K.R., Warwick, R.M., Atkins, M., Garnacho, E., 2006.** Ecological consequences of dredged material disposal in the marine environment: A holistic assessment of activities around the England and Wales coastline. *Marine Pollution Bulletin*: 52, 415–426.
- Bolam, S.G., Barry, J., Bolam, T., Mason, C., Rumney, H.S., Thain, J.E., Law, R.J., 2011.** Impacts of maintenance dredged material disposal on macrobenthic structure and secondary productivity. *Marine Pollution Bulletin*: 62, 2230–2245.

- Bolam, S.G., 2012.** Impacts of dredged material disposal on macrobenthic invertebrate communities: a comparison of structural and functional (secondary production) changes at disposal sites around England and Wales. *Marine Pollution Bulletin*, 64 : 2199–2210.
- Bonifácio, P., Bourgeois, S., Labrune, C., Amouroux, J.M., Escoubeyrou, K., Buscail, R., Romero-Ramireza, A., Lantoine, F., Vétion, G., Bichon, S., Desmalades, M., Rivière, B., Deflandre, B., Grémare, A., 2014.** Spatiotemporal changes in surface sediment characteristics and benthic macrofauna composition off the Rhône River in relation to its hydrological regime. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 151: 196-209.
- Bonifacio, P., 2015.** Etude de l'état actuel et des variations temporelles de la composition de la macrofaune benthique des substrats meubles du Golfe du Lion, Méditerranée Occidentale. Thèse de doctorat. Université de Bordeaux. 297pp.
- Booij, N., Ris, R.C., Holthuijsen, L.H., 1999.** A third-generation wave model for coastal regions. 1. Model description and validation. *Journal of Geophysical Research*, 104 (C4) : 7649–7666.
- Borja, Á., 1988.** Estudio de los moluscos bivalvos de la ría de Fuenterrabía (N. España), en Mayo de 1987. *Iberus*, 8: 187-202.
- Borja, Á., 1989.** Estudio de las comunidades de moluscos de las rías de Euskadi. *Informes Técnicos (Departamento de Agricultura y Pesca, Gobierno Vasco)*, 24: 1-81.
- Borja, Á., Valencia, V., Garcia, L., Arresti, A., 1995.** Las comunidades bentónicas intermareales y submareales de San Sebastian- Pasajes (Guipúzcoa, norte de España). *Actas del IV Coloquio Internacional de Oceanografía del Golfo de Vizcaya*, 165-181.
- Borja, Á., Valencia, V., Franeo, J., Uriarte, A., Castro, R., 1998.** La red de vigilancia y control de la calidad de las aguas litorales del País Vasco: años 1995-1996. *Departamento de Ordenación del Territorio, Vivienda y Medio Ambiente, Gobierno Vasco, Colección Recursos Hídricos*, 29: 196 pp.
- Borja, Á., Franco, J., Perez, V., 2000.** A marine biotic index to establish ecological quality of soft-bottom benthos within European estuarine and coastal environments. *Marine Pollution Bulletin*, 40: 1100-1114.
- Borja, Á., Franco, F., Valencia, V., Bald, J., Muxika, I., Belzunce, M.J., Solaun, O., 2004a.** Implementation of the European Water Framework Directive from the Basque country (northern Spain): a methodological approach. *Marine Pollution Bulletin*, 48 (3–4): 209–218.
- Borja, Á., Aguirrezabalaga, F., Martinez, J., Sola, J.C., Garcia-Arberas, L., Gorostiaga, J.M., 2004b.** Benthic communities, biogeography and resources management in oceanography and marine environment of the Basque Country. Ed. Borja and Collins, *Elsevier Oceanography Series*: 455-492.
- Borja, Á., Galparsoro, I., Solaun, O., Muxika, I., Tello, E.M., Uriarte, A., Valencia, V., 2006.** The European Water Framework Directive and the DPSIR, a methodological approach on assessing the risk of failing to achieve the good ecological status. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 66: 84–96.
- Borja, Á., Dauer, M. D., Grémare, A., 2012.** The importance of setting targets and reference conditions in assessing marine ecosystem quality. *Ecological Indicators*, 12: 1-7.

- Bouchet, J.M., 1979.** Carte des peuplements benthiques de la Gironde à la frontière espagnole (non publiée), LOB Arcachon.
- Boutin, R., 2000.** Dragage et rejets en mer. Les produits de type vase. Presses de l'ENPC. 307 pp.
- Bray, J.R., Curtis, J.T., 1957.** An ordination of the upland forest communities of southern Wisconsin. *Ecological Monographs*, 27: 320-349.
- Bremner, J., Rogers, S.I., Frid, C.L.J., 2003.** Assessing functional diversity in marine benthic ecosystems: a comparison of approaches. *Marine Ecology Progress Series*, 254: 11–25.
- Bremner, J., 2008.** Species' traits and ecological functioning in marine conservation and management. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 366: 37-47.
- Brière, C., 2005.** Etude de l'hydrodynamique d'une zone côtière anthropisée: l'embouchure de l'Adour et les plages adjacentes d'Anglet. Thèse de 3eme cycle, Université de Pau et des Pays de l'Adour.
- Byrén, L., Ejdung, G., Elmgren, R., 2002.** Comparing rate and depth of feeding in benthic deposit-feeders: a test on two amphipods, *Monoporeia affinis* (Lindström) and *Pontoporeia femorata* Kröyer. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 281: 109-121.
- Cabioch, L., 1961.** Etude de la répartition des peuplements benthiques au large de Roscoff. *Cahiers de Biologie Marine*, 2: 1-40.
- Cardoso, P.G., Raffaelli, D., Lillebø, A.I., Verdelhos, T., Pardal, M.A., 2008.** The impact of extreme flooding events and anthropogenic stressors on the macrobenthic communities' dynamics. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 76: 553-565.
- Carvalho, A.N., Pereira, F., Bosnic, I., Tabord, R., Drago, T., Gaspar, M.B., 2018.** Sedimentary dynamics and benthic macrofauna distribution: Insights from the shoreface in southern Portugal. *Journal of Sea Research*, 137: 9-25.
- CASAGEC INGENIERIE, 2008.** Atlas des courants de marée à l'embouchure de l'Adour. (Demandeur : Pilotes de l'Adour).
- CASAGEC INGENIERIE, 2012.** Etude du fonctionnement hydro-sédimentaire de la Bidassoa dans sa partie aval. Projet européen BIDUR. (Demandeur : Conseil général des Pyrénées-Atlantiques).
- CASAGEC INGENIERIE, 2013.** Compilation des données permettant de caractériser l'état initial. Demande de renouvellement d'autorisation de dragage du port de Bayonne. (Demandeur : CCI Bayonne Pays Basque).
- CASAGEC INGENIERIE, 2014.** Définition des zones impactées par les rejets de sédiments dragués par le port de Bayonne. 24 pp.
- CASAGEC INGENIERIE, 2014a.** Profondeur de fermeture et reprise des matériaux clapés. Dossier de demande d'autorisation de dragage et d'immersion.
- CASAGEC INGENIERIE, 2014b.** Modélisation numérique pour la définition des zones impactées par les rejets de sédiments dragués par le port de Bayonne. Dossier de demande d'autorisation de dragage et d'immersion.

- CASAGEC INGENIERIE, 2015.** Valorisation des modèles et données : Création d'une plateforme internet dédiée en lien avec le projet de groupement d'intérêt scientifique « GIS Littoral Basque ». (Demandeur : Conseil Général des Pyrénées Atlantiques).
- CASAGEC INGENIERIE, 2017a.** Etudes relatives à la constitution du dossier de curage de la Nivelle. Réf. CI-17077. (Demandeur : Syndicat Intercommunal de la Baie de Saint Jean de Luz et Ciboure).
- CASAGEC INGENIERIE, 2017b.** Compilation des données bathymétriques au large du débouché de l'estuaire de l'Adour.
- CASAGEC INGENIERIE, 2018.** Modélisation morphosédimentaire tridimensionnelle de l'Adour. Réf. CI-CR-08-64-A. (Demandeur : CCI BPB).
- CASAGEC INGENIERIE, 2019.** Etude d'impact pour le dragage de la baie de Txingudi. Réf. CI-15373. (Demandeur : Ville d'Hendaye).
- Cearreta, A., Irabien, M.J., Pascual, A., 2004.** Human activities along the Basque coast during the last two centuries: geological perspective of recent anthropogenic impact on the coast and its environmental consequences. In: Borja A, Collins M (Eds.), *Oceanography and Marine Environment of the Basque Country*. Elsevier Oceanography Series, vol. 70, Amsterdam, pp. 27–50.
- Cesar, A., Lia, L.R.B., Pereira, C.D.S., Santos, A.R., Cortez, F.S., Choueri, R.B., De Orte, M.R., Rachid, B.R.F., 2014.** Environmental assessment of dredged sediment in the major Latin American seaport (Santos, São Paulo - Brazil): an integrated approach. *Science of The Total Environment*, 497–498: 679–687.
- Chapman, A.S., 1998.** From introduced species to invader: what determines variation in the success of *Codium fragile* ssp. *tomentosoides* (Chlorophyta) in the North Atlantic Ocean? *Helgoländer Meeresuntersuchungen*, 52: 277-259.
- Chapman, J.W., Dorman, J.A., 1975.** Diagnosis, systematics, and notes on *Grandidierella japonica* (Amphipoda: Gammaridea) and its introduction to the Pacific coast of the United States. *Bulletin of the Southern California Academy of Science*, 74: 104–108.
- Chapman, M.G., Underwood, A.J., 2009.** Evaluating accuracy and precision of species–area relationships for multiple estimators and different marine assemblages. *Ecology*, 90: 754–766.
- Charritton, X., 1996.** Quantification des flux de matières en suspension de la Nivelle du 1er décembre 1995 au 30 novembre 1996. Institut National de la Recherche Agronomique : 34 pp.
- Chessel, D., Dufour, A.B., Dray, S., 2009.** Analysis of ecological data: exploratory and euclidean methods in environmental sciences. Version 1.4-14.
- Chevillot, X., 2016.** Réponses fonctionnelles des écosystèmes estuariens dans le contexte du changement global : cas du réseau trophique de l'estuaire de la Gironde. Thèse de doctorat en Ecologie évolutive, fonctionnelle et des communautés. Université de Bordeaux : 253pp.
- Chevreux, E., Fage, L., 1925.** Amphipodes. (éd. Fédération Française des Sociétés de Sciences Naturelles) Faune de France, 9. Fédération Française des Sociétés de Sciences Naturelles, Paris. 488 p.

- Chin-Leo, G., Benner, R., 1992.** Enhanced bacterioplankton production and respiration at intermediate salinities in the Mississippi River plume. *Marine Ecology Progress Series*, 87: 87–103.
- Clarke Murray, C., Pakhomov, E.A., Therriault, T.W., 2011.** Recreational boating: A large unregulated vector transporting marine invasive species. *Diversity and Distributions*, 17: 1161–1172.
- Clarke, K.R. and Warwick, R.M., 2001.** *Change in Marine Communities: An Approach to Statistical Analysis and Interpretation*. 2nd Edition, PRIMER-E, Ltd., Plymouth Marine Laboratory, Plymouth.
- Clarke, K.R., Gorley, R.N., 2006.** PRIMER v6: User Manual/Tutorial. PRIMER-E, Plymouth, UK.
- Claudet, J., Fraschetti, S., 2010.** Human-driven impacts on marine habitats: a regional meta-analysis in the Mediterranean Sea. *Biological Conservation*, 143: 2195–2206.
- Coles, S.L., DeFelice, R., Eldredge, L., Carlton, J., 1999.** Historical and recent introductions of non-indigenous marine species into Pearl Harbor, Oahu, Hawaiian Islands. *Marine Biology*, 135:147–158.
- Conde, A., Novais, J.M., Domínguez, J., 2011.** A field experiment on the reproductive success of the invasive clam *Mya arenaria* (Bivalvia) in the Tagus estuary: coexistence with the native clam *Scrobicularia plana*. *Scientia Marina*, 75, 301–308.
- Constable, A.J., 1999.** Ecology of benthic macro-invertebrates in soft-sediment environments: a review of progress towards quantitative models and predictions. *Australian Journal of Ecology*, 24 : 452–476.
- Cooper, K.M., Barrio Frojan, C.R.S., Defew, E., Curtis, M., Fleddum, A., Brooks, L., Paterson, D.M., 2008.** Assessment of ecosystem function following marine aggregate dredging. *Journal of Experimental Marine Biology Ecology*, 366: 82–91.
- Cornet, M., Lissalde, J.P., Bouchet, J.M., Sorbe, J.C., Amoureux, L., 1983.** Données qualitatives sur le benthos et le suprabenthos d'un transect du plateau continental Sud-Gascogne. *Cahiers de Biologie Marine*, 24: 69–84.
- Costanza, R., Darge, R., Degroot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., Oneill, R., Paruelo, J., Raskin, R., Sutton, P., Vandenbelt, V., 1997.** The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387 : 253–260.
- Cottet, M., Gouillieux, B., Bachelet, G., Blanchet, H., de Montaudouin, X., Lavesque, N., Leconte, M., Sauriau, P.G., 2007.** Étude préliminaire de la macrofaune benthique des masses d'eau côtières et de transition du District Hydrographique Adour-Garonne. Document IFREMER. Rapport final : 67 pp.
- Coyne, A., Etcheber, H., Abril, G., Maneux, E., Dumas, J., Hurtrez, J.E., 2005.** Contribution of small mountainous rivers to particulate organic carbon input in the Bay of Biscay. *Biogeochemistry*, 74: 151–171.
- CREOCEAN, 1997.** Etude d'impact pour la rectification de l'embouchure de l'Adour pour l'amélioration des accès du port de Bayonne. Réf. 72228. (Demandeur : DDE BAYONNE).

- Cuddington, K., Byers, J.E., Wilson, W.G., Hastings, A., 2007.** Ecosystem engineers: plants to protists. 432 pp.
- Cumming, G. S., Barnes, G., Perz, S., Schmink, M., Sieving, K.E., Southworth, J., Binford, M., Holt, R.D., Stickler, C., Van Holt, T., 2005.** An exploratory framework for the empirical measurement of resilience. *Ecosystems*, 8: 975-987.
- da Costa Mendes, E., 1778.** *Historia naturalis testaceorum Britanniae, or, the British conchology; containing the descriptions and other particulars of natural history of the shells of Great Britain and Ireland: illustrated with figures. In English and French. i-xii, 1-254, i-vii, [1], Pl. I-XVII.* London. (Millan, White, Emsley & Robson).
- Dailoux, D., 2008.** Video measurements of the Adour plume dynamic and its surface water optical characteristics. Thèse de doctorat. Université de Pau et des Pays de l'Adour: 167 pp.
- Dana, J.D., 1851.** On the classification of the Crustacea Grapsoidea. *The American journal of science and arts*, 12(2): 283-290.
- Dauer, D., 1993.** Biological criteria, environmental health and estuarine macrobenthic community structure. *Marine Pollution Bulletin*, 26: 249 - 257.
- Dauvin, J.C., 1993.** Le benthos: témoin des variations de l'environnement. *Oceanis*, 19: 25 - 53.
- Dauvin, J.C., Baux, N., Pezy, J.P., 2018.** Dredge spoil disposal (DSD) Index. *Marine pollution bulletin*, 129: 102-105.
- Dauvin, J.C., Thiébaud, E., Gomez Gesteira, J.L., Ghertsos, K., Gentil, F., Ropert, M., Sylvan, B., 2004.** Spatial structure of a subtidal macrobenthic community in the Bay of Veys (western Bay of Seine, English Channel). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 307: 217-235.
- Dauvin, J.C., Desroy, N., Janson, A.L., Vallet, C., Duhamel, S., 2006.** Recent changes in estuarine benthic and suprabenthic communities resulting from the development of harbour infrastructure. *Marine Pollution Bulletin*, 53: 80–90.
- Dauvin, J.C., Lucas, S., Navon, M., Lesourd, S., Mear, Y., Poizot, E., Alizier, S., 2017.** Does the hydrodynamic, morphometric and sedimentary environment explain the structure of soft-bottom benthic assemblages in the Eastern Bay of Seine (English Channel)? *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 189: 156 - 172.
- Dauvin, J.C., Ruellet, T., 2009.** The estuarine quality paradox: is it possible to define an ecological quality status for specific modified and naturally stressed estuarine ecosystems? *Marine Pollution Bulletin*, 59: 38-47.
- Dauvin, J.C., Thiébaud, E., Gomez Gesteira, J.L., Ghertsos, K., Gentil, F., Ropert, M., Sylvan, B., 2004.** Spatial structure of a subtidal macrobenthic community in the bay of veys (western bay of seine, english channel). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 307: 217-235.
- Davic, R.D., 2003.** Linking keystone species and functional groups: a new operational definition of the keystone species concept. *Conservation Ecology*, 7(1): r11.
- Davidson, I.C., Zabin, C.J., Chang, A.L., Brown, C.W., Sytsma, M.D., Ruiz, G.M., 2010.** Recreational boats as potential vectors of marine organisms at an invasion hotspot. *Aquatic Biology*, 11 (2), pp. 179–191.

- De Backer, A.; Hillewaert, H., Van Hoey, G., Wittoeck, J., Hostens, K., 2014a.** Structural and functional biological assessment of aggregate dredging intensity on the Belgian part of the North Sea, in: De Mol, L. *et al.* (Ed.) 'Which future for the sand extraction in the Belgian part of the North Sea?'. Study day, 20 October 2014, Belgium Pier - Blankenberge. pp. 29-58.
- De Backer, A., Van Hoey, G., Coates, D., Vanaverbeke, J., Hostens, K., 2014b.** Similar diversity-disturbance responses to different physical impacts: Three cases of small-scale biodiversity increase in the Belgian part of the North Sea. *Marine Pollution Bulletin*: 84, 251-262.
- De Montaudouin, X., 1995.** Etude expérimentale de l'impact de facteurs biotiques et abiotiques sur le recrutement, la croissance et la survie des coques *Cerastoderma edule* (Mollusque - Bivalve). These de 3ème cycle, Université de Bordeaux I, 311 pp.
- De Paz, L., Patrício, J., Marques, J., Borja, A., Laborda, A., 2008.** Ecological status assessment in the lower Eo estuary (Spain). The challenge of habitat heterogeneity integration: a benthic perspective. *Marine Pollution Bulletin*, 56: 1275–1283.
- Desroy, N., Warembourg, C., Dewarumez, J.M., Dauvin, J.C., 2003.** Macrobenthic resources of the shallow soft-bottom sediments in the eastern English Channel and southern North Sea. *ICES Journal of Marine Science*, 60: 120-131.
- Diaz, R.J., 1994.** Response of tidal freshwater macrobenthos to sediment disturbance. *Hydrobiologia*, 278, 201-212.
- Dick, J.T., Platvoet, D., Kelly, D.W., 2002.** Predatory impact of the freshwater invader *Dikerogammarus villosus* (Crustacea: Amphipoda). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 59: 1078–1084.
- Dolbeth, M., Teixeira, H., Marques, J.C., Pardal, M.A., 2009.** Feeding guild composition of a macrobenthic subtidal community along a depth gradient. *Scientia Marina*, 73 (2): 225-237.
- Dolédec, S., Chessel, D., ter Braak, C.J.F., Champely, S., 1996.** Matching species traits to environmental variables: a new three-table ordination method. *Environmental and Ecological Statistics*, Stat. 3: 143–166.
- Dolédec, S., Chessel, D., Gimaret-Carpentier, C., 2000.** Niche separation in community analysis: a new method. *Ecology*, 81: 2914–2927.
- Donázar-Aramendía, I., Sánchez-Moyano, J.E., García-Asencio, I., Miró, J.M., Megina, C., García-Gómez, J.C., 2018.** Impact of dredged-material disposal on soft-bottom communities in a recurrent marine dumping area near to Guadalquivir estuary, Spain. *Marine Environmental Research*, 139: 64-78.
- Doney, S.C., Ruckelshaus, M., Duffy, J.E., Barry, J.P., Chan, F., English, C.A., Galindo, H.M., Grebmeier, J.M., Hollowed, A.B., Knowlton, N., Polovina, J., Rabalais, N.N., Sydeman, W.J., Talley, L.D., 2012.** Climate Change Impacts on Marine Ecosystems. In: Carlson CA, Giovannoni SJ (eds) *Annual Review of Marine Science*, Vol 4, Vol. 4. *Annual Review of Marine Science*, 4: 11-37.
- Dray, S., Chessel, D., Thioulouse, J., 2003.** Co-inertia analysis and the linking of ecological data tables. *Ecology*, 84: 3078– 3089.

- Droual, G., Le Garrec, V., Cabelguen, J., Gélinaud, G., Grall, J., 2017.** The spread goes on: the non-indigenous species *Grandidierella japonica* Stephensen, 1938 (Amphipoda: Aoridae) has reached Brittany (Gulf of Morbihan). *An aod-les cahiers naturalistes de l'Observatoire marin*, 1: 21–29.
- Dugor, J., Rihouey, D., Ardhuin, F., 2010.** Développement d'un modèle opérationnel de prévision de houle à petite échelle sur le littoral transfrontalier des Pyrénées Atlantiques – Gipuzkoa. 11ème Journées Nationales Génie Côtier / Génie Civil. Les Sables d'Olonnes, France.
- Dutertre, M., Hamon, D., Chevalier, C., Ehrhold, A., 2013.** The use of the relationships between environmental factors and benthic macrofaunal distribution in the establishment of a baseline for coastal management. *ICES Journal of Marine Science*, 70(2): 294 – 308.
- Ehrenfeld, J.G., 2010.** Ecosystem Consequences of Biological Invasions. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 41: 59–80.
- Ellison, A.M., 2004.** Bayesian inference in ecology. *Ecology Letters*, 7: 509–520.
- Farrell, P., Fletcher, R., 2006.** An investigation of dispersal of the introduced brown alga *Undaria pinnatifida* (Harvey) Suringar and its competition with some species on the man-made structures of Torquay Marina (Devon, UK). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 334: 236–243.
- Floerl, O., Pool, T.K., Inglis, G.J., 2004.** Positive interactions between nonindigenous species facilitate transport by human vectors. *Ecological Applications*, 14: 1724–1736.
- Folk, R.L., 1954.** The distinction between grain size and mineral composition in sedimentary-rock nomenclature. *Journal of Geology*, 62: 344-359.
- Folk, R.L., 1966.** A review of grain-size parameters. *Sedimentology*, 6: 73-93.
- Folk, R.L., Ward, W.C., 1957.** Brazos River bar: a study in the signifiacnce of grain size parameters. *Journal of Sedimentary Petrology*, 27: 3-26.
- Ford, E., 1923.** Animal communities of the level sea-bottom in the waters adjacent to Plymouth. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 13: 164-224.
- Forêt, M., Barbier, P., Tremblay, R., Meziane, T., Neumeier, U., Duvieilbourge, E., Olivier, F., 2018.** Trophic cues promote secondary migrations of bivalve recruits in a highly dynamic temperate intertidal system. *Ecosphere*, 9(12): e02510. 10.1002/ecs2.2510.
- Foulquier, C., Bogun, F., Gouillieux, B., Lavesque, N., Blanchet, H., 2018.** First record of the non-native species *Grandidierella japonica* Stephensen, 1938 (Crustacea: Amphipoda: Aoridae) along the French Basque coas. *An Aod - les cahiers naturalistes de l'Observatoire marin*, 6: 17-25.
- Foulquier, C., Bails, J., Arraud, A., D'Amico, F., Blanchet, H., Rihouey, D., Bru, N., 2020.** Hydrodynamic conditions effects on soft-bottom subtidal nearshore benthic community structure and distribution. *Journal of Marine Biology*.
- Fredette, T.J., French, G.T., 2004.** Understanding the physical and environmental consequences of dredged material disposal: history in New England and current perspectives. *Marine Pollution Bulletin*, 49: 93–102.

- Frey, M.A., Gartner, H.N., Murray, C.C., Therriault, T.W., 2009.** First confirmed records of the non-native amphipod *Caprella mutica* (Schurin 1935) along the coast of British Columbia, Canada, and the potential for secondary spread via hull fouling. *Aquatic Invasions*, 4: 495–499.
- Gallucci, F., Netto, S.A., 2004.** Effects of the passage of cold fronts over a coastal site: an ecosystem approach. *Marine Ecology Progress Series*, 281: 79–92.
- Galparsoro, I., Chust, G., de Casamajor, M.N., Muxika, I., del Campo, A., D'Elbée, J., Caill-Milly, N., Borja, Á., Soulier, L., Augris, C., 2008a.** Cartographie des habitats marins de la baie de Txingudi. Rapport élaboré par AZTI-Tecnalia pour Euskadi-Aquitania : 101pp. + annexes.
- Galparsoro, I., Chust, G., Hernandez, C., Borja, Á., Del Campo, A., Uriarte, A., 2008b.** Seafloor cartography and habitat mapping of the Basque inner continental shelf. *Revista de Investigación Marina (Spec. vol. 11ème colloque d'océanographie du golfe de Gascogne)*, vol. 3: 102-103.
- Garcia, A., Blanchet, H., Gouillieux, B., Bachelet, G., Leconte, M., Lavesque, N., Lebleu, P., Bouillard, H., Prince, F., 2009.** Echantillonnage DCE des Masses d'Eau Côtières pour le paramètre « faune invertébrée benthique » - District Hydrographique Adour-Garonne – Année 2008: 56 pp.
- Garcia-Arberas, L., 1999.** Estudio del zoobentos intermareal de los fondos blandos de los estuarios de La Arena, Plencia y Gernika (Bizkaia). Servicio Editorial de la Universidad del País Vasco, Leioa, 497 pp.
- Garcia-Arberas, L., Rallo, A., 2000.** Comunidades de fauna en los fondos blandos intermareales del Estuario de Urdaibai. In: Gobierno Vasco and Unesco Etxea (eds.), V Jornadas de Urdaibai sobre desarrollo sostenible: 215-219.
- Garcia-Arberas, L., Rallo, A., 2001.** The intertidal soft-bottom infaunal macrobenthos in three Basque estuaries (Gulf of Biscay): a feeding guild approach. *Hydrobiologia*: 1-12.
- Garmendia, M., Borja, Á., Muxika, I., 2008.** Long-term environmental, climatic and anthropogenic factors affecting subtidal soft-bottom benthic communities, within the Basque coast. *Revista de Investigación Marina*, 2: 28 pp.
- Gaston, K.J., 2003.** The structure and dynamics of geographic ranges. Oxford University Press, 276 pp.
- Gaudêncio, M.J., Cabral, H.N., 2007.** Trophic structure of macrobenthos in the Tagus estuary and adjacent coastal shelf. *Hydrobiologia*, 587: 241-251.
- Gaudin, F., 2017.** Effets du changement climatique sur la distribution de la macrofaune benthique en Manche. Thèse de doctorat de l'Université Pierre et Marie Curie.
- Gause, G.F., 1934.** Experimental analysis of Vito Volterra's mathematical theory of the struggle for existence. *Science*, 79: 16–17.
- Geller, J.B., Darling, J.A., Carlton, J.T., 2010.** Genetic perspectives on marine biological invasions. *Annual Review of Marine Science*, 2 (1), pp. 367–393.
- Gelman, A., Hill, J., 2006.** Data analysis using regression and multilevel/hierarchical models. Cambridge university press, 648 pp.

- Gibson, G.R., Bowman, M.L., Gerritsen, J., Snyder, B.D., 2000.** Estuarine and Coastal Marine Waters: Bioassessment and Biocriteria Technical Guidance. EPA 822- B-00-024. US Environmental Protection Agency, Office of Water, Washington, DC.
- Gili, J.M., Coma, R., 1998.** Benthic suspension feeders: their paramount role in littoral marine food webs. *Trends in Ecology & Evolution*, 13: 316-321.
- Glémarec M., Hily C., 1981.** Perturbations apportées à la macrofaune benthique de la baie de Concarneau par les effluents urbains et portuaires. *Acta oceanologica*, 2(2): 139 - 150.
- Glémarec, M., Grall, J., 2003.** Effets biogènes sur la sédimentation en baie de Concarneau. *Les Cahiers Nantais*: 123–130.
- Glockzin, M., Zettler, M.L., 2008.** Spatial macrozoobenthic distribution patterns in relation to major environmental factors- A case study from the Pomeranian Bay (Southern Baltic Sea). *Journal of Sea Research*, 59: 144-161.
- Goodland, R., 1995.** The concept of environmental sustainability. *Annual review of ecology and systematics*:1-24.
- Govoni, J.J., Grimes, C.B., 1992.** The surface accumulation of larval fishes by hydrodynamic convergence within the Mississippi River plume front. *Continental Shelf Research*, 12: 1265–1276.
- Gray, A.J., Christie, H., 1983.** Predicting long-term changes in marine benthic communities. *Marine Ecology Progress Series*, 13: 87-94.
- Greenstein, D.J., Tiefenthaler, L.L., 1997.** Reproduction and population dynamics of a population of *Grandidierella japonica* (Stephensen) (Crustacea: Amphipoda) in Upper Newport Bay, California. *Bulletin of the Southern California Academy of Sciences*, 96: 34–42.
- Grizel, H., Héral, M., 1991.** Introduction into France of the Japanese oyster (*Crassostrea gigas*). *Journal du Conseil International pour l'Exploration de la Mer*, 47, pp. 399–403.
- Grosholz, E., 2002.** Ecological and evolutionary consequences of coastal invasions. *Trends in Ecology & Evolution*, 17(1): 22–27.
- Hall, S.J., 1994.** Physical disturbance and marine benthic communities: life in unconsolidated sediments. *Oceanography and Marine Biology: an Annual Review* 32,179–239.
- Harley, C.D.G., Hughes, A.R., Hultgren, K.M., Miner, B.G., Sorte, C.J.B., Thornber, C.S., Rodriguez, L.F., Tomanek, L., Williams, S.L., 2006.** The impacts of climate change in coastal marine systems. *Ecology Letters*, 9: 228-241.
- Harmelin-Vivien, M.L., Bănar, D., Dierking, J., Hermand, R., Letourneur, Y., Salen-Picard, C., 2009.** Linking benthic biodiversity to the functioning of coastal ecosystems subjected to river runoff (NW Mediterranean). *Animal Biodiversity and Conservation*, 32: 135–145.
- Harris, P.T., Heap, A., 2009.** Cyclone-induced net sediment transport pathway on the continental shelf of tropical Australia inferred from reef talus deposits. *Continental Shelf Research*, 29: 2011–2019.
- Harris, P.T., 2014.** Shelf and deep-sea sedimentary environments and physical benthic disturbance regimes: a review and synthesis. *Marine Geology*, 353: 169–184.

- Harvey, M., Gauthier, D., Munro, J., 1998.** Temporal Changes in the Composition and Abundance of the Macro-benthic Invertebrate Communities at Dredged Material Disposal Sites in the Anse h Beaufile, Baie des Chaleurs, Eastern Canada. *Marine Pollution Bulletin*: 36, 41–55.
- Hering, D., Borja, Á., Carstensen, J., Carvalho, L., Elliott, M., Feld, C.K., Heiskanen, A.S., Johnson, R.K., Moe, J., Pont, D., Solheim, A.L., van de Bund, W., 2010.** The European Water Framework Directive at the age of 10: a critical review of the achievements with recommendations for the future. *Science of the Total Environment*: 408, 4007–4019.
- Herkül, K., Kotta, J., Püss, T., Kotta, I., 2009.** Crustacean invasions in the Estonian coastal sea. *Estonian Journal of Ecology*, 58: 313–323.
- Hernández-Fariñas, T., 2015.** Analyse et modélisation des évolutions à long terme de la biodiversité phytoplanctonique dans les zones côtières sous l'effet des pressions environnementales et anthropiques. PhD Thesis, Université Nantes, Nantes, France, 352 pp.
- Hily, C., 1987.** Spatio-temporal variability of *Chaetozone setosa* (Malmgren) population on an organic gradient in the Bay of Brest (France). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 112: 201–216.
- Hoegh-Guldberg, O., Bruno, J.F., 2010.** The Impact of Climate Change on the World's Marine Ecosystems. *Science*, 328: 1523-1528.
- Holland, J.H., 1975.** Adaptation in natural and artificial systems: an introductory analysis with applications to biology, control, and artificial intelligence. University of Michigan Press, 183 pp.
- Holling, C.S., 1973.** Resilience and stability of ecological systems. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 4: 1–23.
- Holt, T. J., Jones, D. R., Hawkins, S. J., Hartnoll, R. G. 1995.** The sensitivity of marine communities to man-induced change - a scoping report. Countryside Council for Wales. Contract No. FC 73-01-96. Port Erin Marine Laboratory, Centre for Coastal Studies, University of Liverpool. Port Erin, Isle of Man UK.
- Hughes, C., Richardson, C.A., Luckenbach, M., Seed, R., 2009.** Difficulties in separating hurricane induced effects from natural benthic succession: Hurricane Isabel, a case study from Eastern Virginia, USA. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 85: 377–386.
- Huguenin, L., Lalanne, Y., Bru, N., Lissardy, M., D'Amico, F., Monperrus, M., de Casamajor, M.N., 2018.** Identifying benthic macrofaunal assemblages and indicator taxa of intertidal boulder fields in the south of the Bay of Biscay (northern Basque coast). A framework for future monitoring. *Regional Studies in Marine Science*, 20: 13-22.
- Hulme, P.E., 2009.** Trade, transport and trouble: managing invasive species pathways in an era of globalization. *Journal of Applied Ecology*, 46: 10-18.
- Humbert, S., Blanchet, H., Gouillieux, B., 2019.** Contrôle de surveillance 2018. Echantillonnage DCE et DCSMM des Masses d'Eau Côtières d'Adour-Garonne pour le paramètre « faune invertébrée benthique ». Contrat ifremer n° 18/2 216 864. 40 pp.

- Hummel, H., Bogaards, R.H., Bachelet, G., Caron, F., Sola, J.C., Amiard-Triquet, C., 2000.** The respiratory performance and survival of the bivalve *Macoma balthica* (L.) at the southern limit of its distribution area: a translocation experiment. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 251: 85-102.
- Idier, D., Pedredos, R., 2005.** Modélisation hydrodynamique de la Côte Basque. Partie 1 : marées, courants de marée et surcote. BRGM/RP-53705-FR : 75 pp.
- Idra, 2011.** Déclaration au titre du Code de l'Environnement pour les dragages d'entretien des Ports de Saint Jean de Luz-Ciboure. Réf.SO 100902. (Demandeur: Département 64).
- IPCC, 2013.** Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment of the Intergovernmental Panel on Climate Change, Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- Jänes, H., Herkül, K., Kotta, J., 2017.** Environmental niche separation between native and non-native benthic invertebrate species: Case study of the northern Baltic Sea. *Marine Environmental Research*, 131: 123–133.
- Jennings, S., Dinmore, T.A., Duplisea, D.E., Warr, K.J., Lancaster, J.E., 2001.** Trawling disturbance can modify benthic production processes. *Journal of Animal Ecology*, 70: 459–475.
- Johnson, L.E., Ricciardi, A., Carlton, J.T., 2001.** Overland dispersal of aquatic invasive species: A risk assessment of transient recreational boating. *Ecological Applications*, 11: 1789–1799.
- Jones, N.S., 1950.** Marine bottom communities. *Biological Reviews*, 25: 283–313.
- Jouanneau, J.M., Weber, O., Champilou, N., Cirac, P., Muxika, I., Borja, A., Pascual, A., Rodríguez-Lázaro, J., Donard, O., 2008.** Recent sedimentary study of the shelf of the Basque country. *Journal of Marine Systems*, 72(1-4): 397-406.
- Jourde, J., Sauriau, P., Guenneteau, S., Caillot, E., 2013.** First record of *Grandidierella japonica* Stephensen, 1938 (Amphipoda : Aoridae) from mainland Europe. *BioInvasions Records*, 2: 51–55.
- Kaiser, M.J., De Groot, S.J., 2000.** The Effects of Fishing on Non-target Species and Habitats: Biological, Conservation and Socio-economic Issues. Blackwell Science, Oxford, p.416.
- Karasiewicz, S., Dolédec, S., Lefebvre, S., 2017.** Within outlying mean indexes: refining the OMI analysis for the realized niche decomposition. *PeerJ* 5, e3364.
- Katsiaras, N., Simboura, N., Tsangaris, C., Hatzianestis, I., Pavlidou, a, Kapsimalis, V., 2015.** Impacts of dredged-material disposal on the coastal soft-bottom macrofauna, Saronikos Gulf, Greece. *Science of The Total Environment*, 508: 320–330.
- Kenny, A.J., Rees, H.L., 1996.** The effects of marine gravel extraction on the macrobenthos: results 2 years post-dredging. *Marine Pollution Bulletin*, 32(8/9): 615–622.
- King, C.K., Gale, S.A., Hyne, R.V., Stauber, J.L., Simpson, S.L., Hickey, C.W., 2006.** Sensitivities of Australian and New Zealand amphipods to copper and zinc in waters and metal-spiked sediments. *Chemosphere*, 63: 1466–1476.
- Kleyer, M., Dray, S., de Bello, F., Leps, J., Pakeman, R.J., Strauss, B., Thuiller, W., Lavorel, S., 2012.** Assessing species and community functional responses to environmental gradients: which multivariate methods? *Journal of vegetation science*, 23: 805-821.

- Komar, P.D., 1998.** Beach Processes and Sedimentation. 2nd Edition, Prentice-Hall, Englewood-Cliffs. 544pp.
- Komar, P.D., Miller, M.C., 1975.** Sediment threshold under oscillatory waves. *Journal of Sedimentology and Petroleum*, 43:1191-1110.
- Kormas, K., Thessalou-Legaki, M., Nicolaidou, A., 1997.** Is water column productivity in an Aegean embayment reflected to its benthic assemblages? In: Hawkins, L.E., Hutchinson, S., Jensen, A.C., Shearer, M., William, J.A. (Eds.), *The Responses of Marine Organisms to their Environments Proceedings of the 30th European Marine Biological Symposium University of Southampton, September 1995*, pp. 143-151.
- Kostecki, C., 2010.** Dynamique trophique, habitat benthique et fonction de nourricerie des milieux côtiers et estuariens. Thèse de doctorat en halieutique. Université Européenne de Bretagne. 174 pp.
- Kostylev, V.E., Hannah, C.G., 2007.** Process-driven characterization and mapping of seabed habitats. In: Todd B.J., Greene H.G.(Eds.), *Mapping the Sea floor for Habitat Characterization. Geological Association of Canada, Special Paper 47*: 171–184.
- Kristensen, E., Penha-Lopes, G., Delefosse, M., Thomas, V., Quintana, C.O., Banta, G.T., 2012.** What is bioturbation? The need for a precise definition for fauna in aquatic sciences. *Marine Ecology Progress Series*, 446: 285–302.
- Krumbein, W.C., 1934.** Size-frequency distribution of sediments. *Journal of Sedimentary Petrology*, 10: 57–69.
- Labrune, C., Amouroux, J.M., Sardá, R., Dutrieux, E., Thorin, S.B., Rosenberg, R., Grémare, A., 2006.** Characterization of the ecological quality of the coastal Gulf of Lions (NW Mediterranean). A comparative approach based on three biotic indices. *Marine Pollution Bulletin*: 52, 34–47.
- Lagardère, J.P., 1966.** Recherches sur la biologie et l'écologie de la macrofaune des substrats meubles de la côte des Landes et de la côte Basque. *Bulletin du Centre d'Etudes de la Recherche Scientifique de Biarritz*, 6: 142-209.
- Lasure, P., Dumas, F., 2008.** An external-internal mode coupling for a 3D hydrodynamical model for applications at regional scale (MARS). *Advances in Water Ressources*, 31: 233-250.
- Lavesque, N., Gouillieux, B., de Montaudouin, X., Bachelet, G., Bonifácio, P., Simonet, E., 2014.** Premier signalement de l'espèce introduite *Grandidierella japonica* Stephensen, 1938 (Crustacea: Amphipoda: Aoridae) dans le bassin d'Arcachon. *An aod - les cahiers naturalistes de l'Observatoire marin*, III (1), pp. 11–19.
- LCHF, 1972.** Embouchure de l'Adour, étude de l'ensablement; phase II - Etudes complémentaires en nature. Rapport général, Laboratoire Central d'Hydraulique de France.
- LCHF, 1976.** Action de la houle sur les sédiments. Laboratoire Central d'Hydraulique de France. 302 pp.
- Le Bris, H., Glémarec, M., 1996.** Marine and brackish ecosystems of south Brittany (Lorient and Vilaine Bays) with particular reference to the effect of the turbidity maxima. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 42: 737-753.

- Lee, T.C.K., Zwiers, F.W., Zhang, X., Tsao, M., 2006.** Evidence of decadal climate prediction skill resulting from changes in anthropogenic forcing. *Journal of Climate*, 19: 5305-5318.
- Legendre, L., Legendre, P., 1984.** Écologie numérique, deuxième édition revue et augmentée. Tome 1: Le traitement multiple des données écologiques. Masson, Paris et les Presses de l'Université du Québec. xv + 260 pp.
- Lincoln, R.J., 1979.** British Marine Amphipoda: Gammaridea. (Ed. British Museum (Natural History)) British Museum (Natural History), London. 658 p.
- Lohrenz, S.E., Dagg, M.J., Whitedge, T.E., 1990.** Enhanced primary production at the plume/oceanic interface of the Mississippi River. *Continental Shelf Research*, 10: 639-664.
- Lu, L., 2005.** The relationship between soft-bottom macrobenthic communities and environmental variables in Singaporean waters. *Marine Pollution Bulletin*, 51: 1034-1040.
- Luck, G.W., Lavorel, S., McIntyre, S., Lumb, K., 2012.** Improving the application of vertebrate trait-based frameworks to the study of ecosystem services. *Journal of Animal Ecology*, 81: 1065-1076.
- Maneux, E., Dumas, J., Clément, O., Etcheber, H., Charritton, X., Etchart, J., Veysy, E., Rimmelin, P., 1999.** Assessment of suspended matter input into the oceans by small mountainous coastal rivers: the case of the Bay of Biscay. *Comptes Rendus de l'Académie des Sciences - Series IIA - Earth and Planetary Science*, 329(6): 413-420.
- Marchini, A., Ferrario, J., Nasi, E., 2016.** Arrival of the invasive amphipod *Grandidierella japonica* to the Mediterranean Sea. *Marine Biodiversity Records*, 9: 1-7.
- Marmin, S., 2013.** Impacts biosédimentaires des expérimentations de clapages en baie de Seine sur la communauté des sables moyens propres à *Nephtys cirrosa*. Doctoral dissertation, Université de Caen Basse-Normandie, Caen, France.
- Marmin, S., Lesueur, P., Dauvin, J.C., Samsond, S., Tournier, P., Gallicher Lavanned, A., Dubrulle-Brunaud, C., Thouroude, C., 2016.** An experimental study on dredge spoil of estuarine sediments in the bay of seine (France): A morphosedimentary assessment. *Continental Shelf Research*: 116, 89-102.
- Martinez, J., Adarraga, I., Ceberio, A., Cruz, I., Markiegi, M.A., 2001.** Informe ecologico del sustrato rocoso adyacente al Puente de Santa Catalina en la margen izquierda del Rio Urumea. Unpublished Report. Ayuntamiento de San Sebastian. 55 pp.
- Martinez, J., Adarraga, I., 2001.** Distribucion batimétrica de comunidades macrobentonicas de sustrato blando en la plataforma continental de Guipfiscoa (Golfo de Vizcaya). *Boletin del Instituto Español de Oceanografía*, 17: 33-48.
- Martins, R., Quintino, V., Rodrigues, A.M., 2013.** Diversity and spatial distribution patterns of the soft-bottom macrofauna communities on the Portuguese continental shelf. *Journal of Sea Research*, 83: 173 - 186.
- McCall, P. L., 1976.** Community patterns and adaptive strategies of the infaunal benthos of Long Island Sound. *Journal of Marine Research*, 35: 221-66.

- McCarthy, A.M., 2015.** Approaches to statistical inference. In *Ecological Statistics: Contemporary Theory and Application*, G.A. Fox, S. Negrete-Yankelevich, and V.J. Sosa (eds), Oxford University Press, UK, 400 pp.
- McQueen, J., 1967.** Some methods for classification and analysis of multivariate observations. *Proceedings of 5th Berkeley Symposium on Mathematical Statistics and Probability*, Berkeley, University of California Press, 1: 281-297.
- Molnar, J.L., Gamboa, R.L., Revenga, C., Spalding, M.D., 2008.** Assessing the global threat of invasive species to marine biodiversity. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 6: 485–492.
- Monperrus, M., Point, D., Grall, J., Chauvaud, L., Amouroux, D., Bareille, G., Donard, O., 2005.** Determination of metal and organometal trophic bioaccumulation in the benthic macrofauna of the Adour estuary coastal zone (SW France, Bay of Biscay). *Journal of Environmental Monitoring*, 7(7): 693-700.
- Moodley, L., Heip, C.H.R., Middelburg, J.J., 1998.** Benthic activity in sediments of the northwestern Adriatic Sea: sediment oxygen consumption macro- and meiofauna dynamics. *Journal of Sea Research*, 40: 263-280.
- Moog, O., Stubauer, I., Haimann, M., Habersack, H., Leitner, P., 2015.** Effects of harbor excavating and dredged sediment disposal on the benthic invertebrate fauna of River Danube (Austria). *Hydrobiologia*, 814 (1): 109-120.
- Mourguiart, P., Popovsky, J., Susperregui, N., Soulier, L., Dix, J., 2013.** Restitution de l'inventaire biologique permettant de caractériser l'état initial de l'Estuaire de l'Adour dans le périmètre du port de Bayonne. *Rapport benthos*: 39 pp. + annexes.
- Muha, T.P., Teodósio, M.A., Ben-Hamadou, R., 2017.** Impact assessment of non-indigenous jellyfish species on the estuarine community dynamic: A model of medusa phase. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 187: 249–259.
- Munari, C., 2013.** Benthic community and biological trait composition in respect to artificial coastal defence structures: a study case in the northern Adriatic Sea. *Marine Environmental Research*, 90: 47–54.
- Munari, C., Bocchi, N., Mistri, M., 2016.** *Grandidierella japonica* (Amphipoda: Aoridae): a non-indigenous species in a Po delta lagoon of the northern Adriatic (Mediterranean Sea). *Marine Biodiversity Records*, 9 (12), pp. 1-8.
- Muniz, P., Pires, A.M.S., 1999.** Trophic structure of the polychaetes in the São Sebastião Channel (southeastern Brazil). *Marine Biology*, 134: 517-528.
- Muxika, I., Borja, Á., Bald, J., 2007.** Using historical data, expert judgement and multivariate analysis in assessing reference conditions and benthic ecological status, according to the European Water Framework Directive. *Marine Pollution Bulletin*, 55: 16-29.
- Myers, A.A., 1981.** Taxonomic studies on the genus *Grandidierella* Coutière (Crustacea, Amphipoda) III. Fijian, Australian and Saudi Arabian species. *Bulletin du Museum d'Histoire Naturelle*: 213–226.
- Naeem, S., J. E. Duffy, and E. Zavaleta. 2012.** The functions of biological diversity in an age of extinction. *Science*, 336: 1401-1406.

- Nagata, K., 1960.** Preliminary notes on benthic gammaridean Amphipoda from the Zostera region of Mihara Bay, Seto Island Sea, Japan. *Publications of the Seto Marine Biological Laboratory*, 8 (1), pp. 163–182.
- Nagata, K., 1965.** Studies on marine gammaridean amphipoda of the Seto Inland Sea. III. *Publications of the Seto Marine Biological Laboratory*, 13: 291–326.
- Nall, C.R., Guerin, A.J., Elizabeth, J., 2015.** Rapid assessment of marine non-native species in northern Scotland and a synthesis of existing scottish records. *Aquatic Invasions*, 10: 107–121.
- Naylor, R.L., Williams, S.L., Strong, D.R., 2001.** Ecology - aquaculture - A gateway for exotic species. *Science*, 294: 1655-1656.
- Newell, R.C., Seiderer, L.J., Hitchcock, D.R., 1998.** The impact of dredging works in coastal waters: a review of the sensitivity to disturbance and subsequent recovery of biological resources on the sea bed. *Oceanography and Marine Biology*, 36: 127–178.
- Newell, R.C., Seiderer, L.J., Simpson, N.M., Robinson, J.E., 2004.** Impacts of marine aggregate dredging on benthic macrofauna off the south coast of the United Kingdom. *Journal of Coastal Research*, 20: 115–125.
- Nishijima, W., Nakanob, Y., Nakai, S., Okudaa, T., Imai, T., Okadae, M., 2013.** Impact of flood events on macrobenthic community structure on an intertidal flat developing in the Ohta River Estuary. *Marine Pollution Bulletin*, 74: 364–373.
- Occhipinti-Ambrogi, A., Savini, D., Forni, G., 2005.** Macrobenthos community structural changes off Cesenatico coast (Emilia Romagna, Northern Adriatic), a six-year monitoring programme. *Science of The Total Environment*, 353: 317–328.
- Occhipinti-Ambrogi, A., 2007.** Global change and marine communities: Alien species and climate change. *Marine Pollution Bulletin*, 55: 342–352.
- OEA, 2012.** Caractérisation hydrodynamique de l'estuaire de l'Adour. Note de travail de l'Observatoire de l'Estuaire de l'Adour: 62 pp.
- OEA, 2014.** Analyse du flux sédimentaire de l'Adour. Note technique de l'Observatoire de l'Estuaire de l'Adour: 30 pp.
- Ogston, A.S., Cacchione, D.A., Sternberg, R.W., Kineke, G.C., 2000.** Observations of storm and river flood-driven sediment transport on the northern California continental shelf. *Continental Shelf Research*, 20: 2141–2162.
- Okolodkov, Y.B., Bastida-Zavala, R., Ibáñez, A.L., Chapman, J.W., Suárez-Morales, E., Pedroche, F., Gutiérrez-Mendieta, F.J., 2007.** Especies acuáticas no indígenas en México. *Ciencia y Mar*, 11: 29–37.
- Olivier, F., C. Vallet, J. C. Dauvin, and C. Retière, 1996.** Drifting in post-larvae and juveniles in an *Abra alba* (Wood) community of the eastern part of the Bay of Seine (English Channel). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 199: 89–109.
- Olivier, F., Retière, C., 1998.** The role of physical-biological coupling in the benthic boundary layer under megatidal conditions: the case of the dominant species of the *Abra alba* community in the Eastern Baie de Seine (English Channel). *Estuaries*, 21: 571–584.

- OSPAR, 2008.** Literature Review on the Impacts of Dredged Sediment Disposal at Sea OSPAR Commission, Review Literature and Arts of the Americas.
- Paerl, H.W., 2006.** Assessing and managing nutrient-enhanced eutrophication in estuarine and coastal waters: interactive effects of human and climatic interactions. *Ecological Engineering*, 26: 40-54.
- Palacin, C., Martin, D., Gilli, J.M., 1991.** Features of spatial distribution of benthic infauna in a Mediterranean shallow water bay. *Marine Biology*, 110: 315-321.
- Panda, R.M., Behera, M.D., Roy, P.S., 2018.** Assessing distributions of two invasive species of contrasting habits in future climate. *Journal of Environmental Management*, 213: 478-488.
- Parker, I., Simberloff, D., Lonsdale, W., 1999.** Impact: toward a framework for understanding the ecological effects of invaders. *Biological Invasions*, 1:3-19.
- Pearson, T.H., Rosenberg, R., 1978.** Macrobenthic Succession in relation to Organic Enrichment and Pollution of the Marine Environment. *Annual Review of Oceanography and Marine Biology*, 16: 229-311.
- Pejchar, L., Mooney, H.A., 2009.** Invasive species, ecosystem services and human well-being. *Trends in Ecology and Evolution*, 24: 497-504.
- Pérez, L., Borja, Á., Rodríguez, J.G., Muxika, I., 2009.** Long-term environmental, anthropogenic and climatic factors explaining spatial and temporal distribution of soft-bottom benthic communities within the Basque estuaries. *Revista de Investigación Marina*, 14-22.
- Petersen, C.G.J., 1913.** Valuation of the sea. II The animal communities of the sea bottom and their importance for marine zoogeography. *Reports of the Danish Biology Station*, 21: 1-42.
- Petersen, C.G.J., 1918.** The sea bottom and its production of fish-food: a survey of the work done in connection with valuation of the Danish waters from 1883-1917. *Report of the Danish Biological Station to the Board of Agriculture*, 25: 1-62.
- Petus, C., 2009.** Qualité des eaux côtières du Sud du Golfe de Gascogne par télédétection spatiale: méthodologie de détermination et de quantification de substances particulières et dissoutes. Thèse de doctorat en Physique de l'environnement. Université de Bordeaux I: 409 pp.
- Phillips, S.B., Aneja, V.P., Kang, D., Arya, S.P., 2006.** Modelling and analysis of the atmospheric nitrogen deposition in North Carolina. *International Journal of Global Environmental Issues*, 6: 231-252.
- Pianka, E. R., 1970.** On r- and K-selection. *American Naturalist*, 104: 592-7.
- Picard, J., 1965.** Recherches qualitatives sur les biocénoses marines des substrats meubles dragables de la région marseillaise. *Recueil des Travaux Station Marine d'Endoume*, 36: 1-160.
- Pickett, S.T.A., White, P.S., 1985.** The ecology of natural disturbance and patch dynamics. Academic Press, London.
- Pilgrim, E.M., Blum, M.J., Reusser, D.A., Lee, H., Darling, J.A., 2013.** Geographic range and structure of cryptic genetic diversity among Pacific North American populations of the non-native amphipod *Grandidierella japonica*. *Biological Invasions*, 15: 2415-2428.

- Pilgrim, E.M., Darling, J.A., 2010.** Genetic diversity in two introduced biofouling amphipods (*Ampithoe valida* & *Jassa marmorata*) along the Pacific North American coast: Investigation into molecular identification and cryptic diversity. *Diversity and Distributions*, 16: 827–839.
- Piló, D., Ben-Hamadou, R., Pereira, F., Carriço, A., Pereira, P., Corzo, A., Gaspar, M.B., Carvalho, S., 2016.** How functional traits of estuarine macrobenthic assemblages respond to metal contamination? *Ecological Indicators*, 71: 645–659.
- Pinto, R., De Jonge, V.N., Marques, J.C., Chainho, P., Medeiros, J.P., Patricio, J., 2013.** Temporal stability in estuarine systems: Implications for ecosystem services provision. *Ecological Indicators* 24: 246-253.
- Point, D., Bareille, G., Amouroux, D., Etcheber, H. and Donard, O.F.X., 2007.** Reactivity, interactions and transport of trace elements, organic carbon and particulate material in a mountain range river system (Adour River, France). *Journal of Environmental Monitoring*, 9(2): 157-167.
- Poloczanska, E.S., Brown, C.J., Sydeman, W.J., Kiessling, W., Schoeman, D.S., Moore, P.J., Brander, K., Bruno, J.F., Buckley, L.B., Burrows, M.T., Duarte, C.M., 2013.** Global imprint of climate change on marine life. *Nature Climate Change*, 3: 919–925.
- Power, M.E., Tilman, D., Estes, J., Menge, B., Bond, W.J., Mills, S., Daily, G., Castilla, J.C., Lubchenco, J., Paine, R.T., Mills, L.S., 1996.** Challenges in the quest for keystone species: Identifying keystone species is difficult-but essential to understanding how loss of species will affect ecosystems. *BioScience*, 46: 609–620
- Powilleit, M., Kube, J., 1999.** Effects of severe oxygen depletion on macrobenthos in the Pomeranian Bay (southern Baltic Sea): a case study in a shallow, sublittoral habitat characterised by low species richness. *Journal of Sea Research*, 42: 221–234.
- Powilleit, M., Kleine, J., Leuchs, H., 2006.** Impacts of experimental dredged material disposal on a shallow, sublittoral macrofauna community in Mecklenburg Bay (western Baltic Sea). *Marine Pollution Bulletin*: 52, 386–396.
- Prego, R., Boi, P., Cobelo, G.A., 2008.** The contribution of total suspended solids to the Bay of Biscay by Cantabrian Rivers (northern coast of the Iberian Peninsula). *Journal of Marine Systems*, 72: 343-349.
- Pridmore, R. D., Thrush, S. F., Hewitt, J. E., Roper, D. S., 1990.** Macrobenthic community composition of six intertidal sandflats in Manukau Harbour, New Zealand. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*: 24, 81-96.
- Rallo, A., Gorostiaga, J.M., Saiz, J.I., Isasi, I., Limia, J.M., 1988.** Comunidades bentónicas del Abra de Bilbao y su entorno (N España). *Cahiers de Biologie Marine*, 29: 3-19.
- Rees, H. L., Dare, P. J., 1993.** Sources of mortality and associated life-cycle traits of selected benthic species: a review. *Fisheries Research Data Report*, No. 33.
- Regier, P., Briceno, H, Boyer, J.N., 2019.** Analysing and comparing complex environmental time series using a cumulative sums approach. *MethodsX*, 6: 779-787.

- Rhoads, D.C., Boesch, D.F., Zhican, T., Fengshan, X., Liqiang, H., Nilsen, K.J., 1985.** Macrobenthos and sedimentary facies on the Changjiang delta platform and adjacent continental shelf East China Sea. *Continental Shelf Research*, 4: 189-213.
- Ricciardi, A., 2003.** Predicting the impacts of an introduced species from its invasion history: an empirical approach applied to zebra mussel invasions. *Freshwater Biology*, 48: 972–981.
- Ricciardi, A., 2007.** Are modern biological invasions an unprecedented form of global change? *Conservation Biology*, 21: 329–336.
- Rihouey, 2004.** Analyse statistique de l'évolution morphodynamique des plages sableuses. Application aux sites d'étude du programme national d'environnement côtier et aux plages sableuses. Thèse de doctorat. Université de Pau et de Pays de l'Adour: 219 pp.
- Roberts, R.D., Forrest, B.M., 1999.** Minimal impact from long-term dredge spoil disposal at a dispersive site in Tasman Bay, New Zealand. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*: 33, 623–633.
- Rodrigues, A.M., Quintino, V., Sampaio, L., Freitas, R., Neves, R., 2011.** Benthic biodiversity patterns in Ria de Aveiro, Western Portugal: Environmental-biological relationships. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 95: 338–348.
- Roman, J., 2006.** Diluting the founder effect: Cryptic invasions expand a marine invader's range. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 273: 2453–2459.
- Ros, M., Vázquez-Luis, M., Guerra-García, J.M., 2013.** The role of marinas and recreational boating in the occurrence and distribution of exotic caprellids (Crustacea: Amphipoda) in the Western Mediterranean: Mallorca Island as a case study. *Journal of Sea Research*, 83, pp. 94–103.
- Ros, M., Vázquez-Luis, M., Guerra-García, J.M., 2015.** Environmental factors modulating the extent of impact in coastal invasions: The case of a widespread invasive caprellid (Crustacea: Amphipoda) in the Iberian Peninsula. *Marine Pollution Bulletin*, 98: 247–258.
- Rosenberg, R., 1995.** Benthic marine fauna structured by hydrodynamic processes and food availability. *Netherlands Journal of Sea Research*, 34: 303-317.
- Roy, H.E., Peyton, J., Aldridge, D.C., Bantock, T., Blackburn, T.M., Britton, R., Clark, P., Cook, E., Dehnen-Schmutz, K., Dines, T., Dobson, M., Edwards, F., Harrower, C., Harvey, M.C., Minchin, D., Noble, D.G., Parrott, D., Pocock, M.J.O., Preston, C.D., Roy, S., Salisbury, A., Schönrogge, K., Sewell, J., Shaw, R.H., Stebbing, P., Stewart, A.J.A., Walker, K.J., 2014.** Horizon scanning for invasive alien species with the potential to threaten biodiversity in Great Britain. *Global Change Biology*, 20: 3859–3871.
- Rufino, M., Pereira, M.A., Pereira, F., Moura, P., Vasconcelos, P., Gaspar, M.B., 2017.** Habitat structure shaping megabenthic communities inhabiting subtidal soft bottoms along the Algarve coast (Portugal). *Hydrobiologia*, 784: 249–264.
- Ruiz, G.M., Fofonoff, P., Hines, A.H., Grosholz, E.D., 1999.** Non-indigenous species as stressors in estuarine and marine communities: Assessing invasion impacts and interactions. *Limnology and Oceanography*, 44: 950–972.

- Ruiz, G.M., Fofonoff, P., Steves, B., Dahlstrom, A., 2011.** Marine crustacean invasions in North America: synthesis of historical records and documented impacts. In Galil BS, Clark PF, Carlton JT, editors. In the Wrong Place - Alien Marine Crustaceans: Distribution, Biology and Impacts: 215-250.
- Sagarminaga, Y., Chust, G., Dailloux, D., 2005.** Deteccion y seguimiento de la pluma del rio Adour mediante MODIS, XI Congreso Nacional de Teledeteccion Tenerife, pp. 4.
- Salen-Picard, C., Arlhac, D., 2002.** Long-term Changes in a Mediterranean Benthic Community: Relationships Between the Polychaete Assemblages and Hydrological Variations of the Rhône River. *Estuaries*: 25, 1121-1130.
- Salen-Picard, C., Arlhac, D., Alliot, E., 2003.** Responses of a Mediterranean soft bottom community to short-term (1993–1996) hydrological changes in the Rhône river. *Marine Environmental Research*: 55, 409-427.
- San Vicente, C., Sorbe, J.C., 1993.** Estudio comparado del suprabentos de una playa catalana y otra vasca: metodologia y resultados preliminares. *Publicaciones Especiales del Instituto Español de Oceanografía*, 11: 299-304.
- Sánchez-Moyano, J.E., García-Asencio, I., 2010.** Crustacean assemblages along the Guadiana River estuary (south-western Iberian Peninsula). *Journal of marine biological Association of the United Kingdom*, 91 (1): 127-138.
- Sandberg, J., Andersson, A.J.S., Wikner, J., 2004.** Pelagic food web structure and carbon budget in the northern Baltic Sea: potential importance of terrigenous carbon. *Marine Ecology Progress Series*, 268: 13-29.
- Satiz-Salinas, J.I., Urkiaga, A.J., 1997.** Comunidades faunísticas en el intermareal del abra de Bilbao. *Publicaciones Especiales del Instituto Español de Oceanografía*, 23: 121-131.
- Scapini, F., Innocenti Degli, E., Defeo, O., 2019.** Behavioral adaptations of sandy beach macrofauna in face of climate change impacts: A conceptual framework. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 225: 106236.
- Schückel, U., Beck, M., Kröncke, I., 2015.** Macrofauna communities of tidal channels in Jade Bay (German Wadden Sea): spatial patterns, relationships with environmental characteristics and comparative aspects. *Marine Biodiversity*, 45: 841-855.
- Seiderer, L.J., Newell, R.C., 1999.** Analysis of the relationship between sediment composition and benthic community structure in coastal deposits: Implications for marine aggregate dredging. *ICES Journal of Marine Science*, 56 (5): 757-765.
- Simonini, R., Ansaloni, I., Cavallini, F., Graziosi, F., Iotti, M., Massamba N'Siala, G., Mauri, M., Montanari, G., Preti, M., Prevedelli, D., 2005.** Effects of long-term dumping of harbor-dredged material on macrozoobenthos at four disposal sites along the Emilia-Romagna coast (Northern Adriatic Sea, Italy). *Marine Pollution Bulletin*: 50, 1595–1605.
- Smith, P., Perrett, J., Garwood, P., Moore, G., 1999.** Two additions to the UK marine fauna: *Desdemona ornata* Banse, 1957 (Polychaeta, Sabellidae) and *Grandidierella japonica* Stephensen, 1938 (Amphipoda, Gammaridea). *Newsletter of the Porcupine Marine Natural History Society*, 2, pp. 8–11.

- Smith, S.D.A., Rule, M.J., 2001.** The effects of dredge-spoil dumping on a shallow water soft-sediment community in the Solitary Islands Marine Park, NSW, Australia. *Marine Pollution Bulletin*: 42, 1040–1048.
- Snelgrove, P.V.R., 1998.** The biodiversity of macrofaunal organisms in marine sediments. *Biodiversity and Conservation*, 7: 1123-1132.
- Snelgrove, P.V.R., Butman, C.A., 1994.** Animal-sediment relationships revisited – cause versus effect. *Oceanography and Marine Biology*, 32: 111-117.
- Sola, J.C., 1994.** Estudio de la comunidad reducida de Macoma en el estuario del Bidasoa (Evolución de la estructura y biología de las especies dominantes: dinámica poblacional, reproducción, crecimiento y producción secundaria). Ph. D. Thesis, Universidad de Navarra, Pamplona, 562 pp.
- Sola, J.C., 1997.** Dinámica de la comunidad reducida de Macoma en el estuario del Bidasoa, Guipúzcoa (golfo de Vizcaya). *Publicaciones Especiales del Instituto Español de Oceanografía*, 23: 83-92.
- Sola, M.C.R., Paiva, P.C., 2001.** Variação temporal da macrofauna bentônica sublitoral da praia da Urca (RJ) após a ocorrência de ressacas. *Brazilian Journal of Oceanography*, 49: 136–142.
- Stephen, A.C., 1930.** Studies on the Scottish marine fauna. Additional observations on the fauna on the sandy and muddy areas of the tidal zone. *Transactions of the Royal Society of Edinburgh*, 56: 521-535.
- Stephensen, K., 1938.** *Grandidierella japonica* n. sp., a new amphipod with stridulating (?) organs from brackish water in Japan. *Annotationes Zoologicae Japonenses*, 17: 179–184.
- Stewart-Oaten, A., Murdoch, W.W., Parker, K.R., 1986.** Environmental Impact Assessment: "Pseudoreplication" in Time? *Ecology*, 67: 929–940.
- Stoichev, T., Amouroux, D., Wasserman, J.C., Point, D., De Diego, A., Bareille, G., Donard, O.F.X., 2004.** Dynamics of mercury species in surface sediments of a macrotidal estuarine-coastal system (Adour River, Bay of Biscay). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 59(3): 511-521
- Streftaris, N., Zenetos, A., Papathanassiou, E., 2005.** Globalisation in marine ecosystems: the story of non-indigenous marine species across European seas. *Annual review of Oceanography and Marine Biology*, 43: 419–453.
- Su, Y.S., Yajima, M., 2015.** Using R to Run 'JAGS'. R package version: 0.5-7 <https://cran.r-project.org/web/packages/R2jags/index.html>.
- Taupp, T., Wetzel, M., 2013.** Relocation of dredged material in estuaries under the aspect of the Water Framework Directive—a comparison of benthic quality indicators at dumping areas in the Elbe estuary. *Ecological Indicators*, 34: 323–331.
- Thorson, G., 1957.** Bottom benthic communities (sublitoral or shallow shelf). In: Hedgpeth JW editor. *Treatise on Marine Ecology and Paleoecology*. *Memoirs of the Geological Society of America*, 67(1): 461-534.
- Thorson, G., 1961.** Length of Pelagic Larval Life in Marine Bottom Invertebrates as Related to Larval Transport by Ocean Currents. In: Sears, M., Ed., *Oceanography*, American Association for the Advancement of Science, Washington DC, 67: 455-474.

- Tolman, H. L. 2002.** Distributed-memory concepts in the wave model WAVEWATCH III. *Parallel Computing*, 28: 35–52.
- Tornero, V., Hanke, G., 2016.** Chemical contaminants entering the marine environment from sea-based sources: a review with a focus on European seas. *Marine Pollution Bulletin*, 112: 17–38.
- Trask, P.D., 1930.** Mechanical analysis of sediment by centrifuge. *Economic Geology*, 25: 581-599.
- Turner, S.J., Thrush, S.F., Pridmore, R.D., Hewitt, J.E., Cummings, V.J., Maskery, M., 1995.** Are soft-sediment communities stable? An example from a windy harbor. *Marine Ecology Progress Series*, 120 : 219-230.
- Underwood, A.J., 1991.** Beyond BACI: experimental designs for detecting human environmental impacts on temporal variations in natural populations. *Australian Journal of Marine and Freshwater Research*, 42: 569–587.
- Underwood, A.J., 1992.** Beyond BACI: the detection of environmental impacts on populations in the real, but variable, world. *Journal Experimental Marine Biology Ecology*, 161: 145-178.
- Underwood, A.J., 1994.** On beyond BACI: sampling designs that might reliably detect environmental disturbances. *Ecological Applications*, 4 (1): 3-15.
- Vallet, C., 1993.** Mécanismes de dépôt-remise en suspension des organismes benthiques: rôle et quantification dans les peuplements de sables fins de la Baie de Seine orientale. Cas d'Abra alba (Wood) (Mollusque bivalve). D.E.A. d'Océanologie Biologique, Université de Paris VI, 43 pp.
- Van Dolah, R.F., Calder, D.R., Knott, D.M., 1984.** Effects of dredging and open-water disposal on benthic Macroinvertebrates in a South Carolina estuary. *Estuaries*, 7: 28–37.
- Van Hoey, G., Borja, A., Birchenough, S., Buhl-Mortensen, L., Degraer, S., Fleischer, D., Kerckhof, F., Magni, P., Muxika, I., Reiss, H., Schröder, A., Zettler, M.L., 2010.** The use of benthic indicators in Europe: from the water framework directive to the marine strategy framework directive. *Marine Pollution Bulletin*, 60: 2187-2196,
- Van Rijn, L.C., 1998.** Principles of coastal morphology. Aqua Publications. Amsterdam.
- Veiga, P., Redondo, W., Sousa-Pinto, I., Rubal, M., 2017.** Relationship between structure of macrobenthic assemblages and environmental variables in shallow sublittoral soft bottoms. *Marine Environmental Research*, 129: 396-407.
- Vernberg, F.J., 1981.** Benthic macrofauna. In: Vernberg, F.J., Vernberg, W.B. (Eds.), *Functional Adaptations of Marine Organisms*. Academic Press, New York: 179–230.
- Villnäs, A., Norkko, J., Hietanen, S., Josefson, A. B., Lukkari, K., Norkko, A., 2013.** The role of recurrent disturbances for ecosystem multifunctionality. *Ecology*, 94(10): 2275-2287.
- Vinebrooke, R.D., Cottingham, K.L., Norberg, J., Scheffer, M., Dodson, S.I., Maberly, S.C., Sommer, U., 2004.** Impacts of multiple stressors on biodiversity and ecosystem functioning: the role of species co-tolerance. *Oikos*, 104: 451-457.
- Vitousek, P.M., 1986.** Biological Invasions and Ecosystem Properties: Can Species Make a Difference? In: Mooney HA, Drake JA (eds) *Ecology of Biological Invasions of North America and Hawaii*. Ecological Studies (Analysis and Synthesis), vol 58. Springer, New York, NY, 163–176.

- Walther, R., Cayrol, C., Hamm, L., 2014.** Evaluation of an offshore disposal site in then Loire estuary through field monitoring and 3D numerical modelling. Proceedings of the 21st Telemac Mascaret User Conference, Grenoble, October 2014.
- Ware, S., Bolam, S.G., Rees, H.L., 2010.** Impact and recovery associated with the deposition of capital dredgings at UK disposal sites: lessons for future licensing and monitoring. *Marine Pollution Bulletin*, 60: 79–90.
- Warwick, R.M., Emblow, C., Féral, J.P., Hummel, H., Avesaath, P.V., Heip, C., 2003.** European marine biodiversity research sites. Netherlands Institute of Ecology – Centre for Estuarine and Marine Ecology, Yerseke, The Netherlands.
- Wentworth, C.K., 1922.** A scale of grade and class terms for clastic sediments. *Journal of Geology*, 30: 377-392.
- Wheatcroft, R.A., 2006.** Time-series measurements of macrobenthos abundance and sediment bioturbation intensity on a flood-dominated shelf. *Progress in Oceanography* 71, 88–122.
- Whitcraft, C.R., Levin, L.A., Talley, D., Crooks, J.A., 2008.** Utilization of invasive tamarisk by salt marsh consumers. *Oecologia*, 158: 259–272.
- Whomersley, P., Huxham, M., Bolam, S., Scratzberger, M., Augley, J., Ridland, D., 2010.** Response of intertidal macrofauna to multiple disturbance types and intensities – An experimental approach. *Marine Environmental Research*: 69, 297–308.
- Wiens, J.J., Graham, C.H., 2005.** Niche Conservatism: Integrating Evolution, Ecology, and Conservation Biology. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, 36: 519–539.
- Wijzman, J.W.M., Herman, P.M.J., Gomoiu, M.T., 1999.** Spatial distribution in sediment characteristics and benthic activity on the northwestern Black Sea shelf. *Marine Ecology Progress Series*, 181: 25-39.
- Wildish, D., Kristmanson, D., 1997.** Benthic suspension feeders and flow. Cambridge University Press, USA.
- WORMS, 2017.** World Register of Marine Species available online at <http://www.marinespecies.org/> (last accessed March 2017).
- Ysebaert, T., Herman, P.M.J., 2002.** Spatial and temporal variation in benthic macrofauna and relationships with environmental variables in an estuarine, intertidal soft sediment environment. *Marine Ecology Progress Series*, 244: 105-124.
- Ysebaert, T., Meire, P., Herman, P.M.J., Verbeek, H., 2002.** Macrobenthic species response surfaces along estuarine gradients: Prediction by logistic regression. *Marine Ecology Progress Series*, 225: 79–95.
- Zabin, C.J., Ashton, G.V., Brown, C.W., Davidson, I.C., Sytsma, M.D., Ruiz G.M., 2014.** Small boats provide connectivity for nonindigenous marine species between a highly invaded international port and nearby coastal harbours. *Management of Biological Invasions*, 5 (2): 97–112.
- Zimmerman, L.E., Jutte, P.C., Van Dolah, R.F., 2003.** An environmental assessment of the Charleston Ocean Dredged Material Disposal Site and surrounding areas after partial completion of the Charleston Harbor Deepening Project. *Marine Pollution Bulletin*, 46: 1408–1419.

ANNEXES

ANNEXE 1 – LISTE D'ESPECES

Table.AI. 1 : Liste des taxons récoltés au cours de l'étude au niveau des stations marines du large de l'Adour (stations A15 à A20), de la Nivelle (stations N8 à N10) et de la Bidassoa (stations B13 à B15). Les noms d'espèces sont ceux acceptés au 07/02/2020 d'après le registre mondial des espèces marines (« World Register of Marine Species » ou « WoRMS »).

ANNELIDA

Clitellata

Naididae Espèce(s) indéterminée(s)

Polychaeta

Ampharetidae	<i>Alkmaria romijni</i> <i>Ampharete finmarchica</i>	Horst, 1919 (M. Sars, 1865)
Arenicolidae	<i>Arenicola spp.</i>	Lamarck, 1801
Capitellidae	<i>Capitella spp.</i> <i>Heteromastus filiformis</i> <i>Mediomastus fragilis</i> <i>Notomastus latericeus</i>	Blainville, 1828 (Claparède, 1864) Rasmussen, 1973 Sars, 1851
Cirratulidae	<i>Aphelochaeta sp. A</i> <i>Caulleriella alata</i> <i>Chaetozone gibber</i> Espèce(s) indéterminée(s)	Blake, 1991 (Southern, 1914) Woodham & Chambers, 19994
Dorvilleidae	<i>Protodorvillea kefersteini</i>	(McIntosh, 1869)
Eulimidae	<i>Aclis sp.</i>	Lovén, 1846
Eunicidae	<i>Leodice torquata</i> <i>Lysidice ninetta</i> <i>Lysidice unicornis</i> <i>Lysidice unicornis</i> <i>Paucibranchia fallax</i>	(Quatrefages, 1866) Audouin & Milne Edwards, 1833 (Grube, 1840) (Grube, 1840) (Marion & Bobretzky, 1875)
Flabelligeridae	<i>Diplocirrus sp.</i>	Haase, 1915
Glyceridae	<i>Glycera alba</i> <i>Glycera capitata</i> <i>Glycera fallax</i> <i>Glycera lapidum</i> <i>Glycera oxycephala</i> <i>Glycera tridactyla</i> <i>Glycera unicornis</i>	(O.F. Müller, 1776) Örsted, 1843 Quatrefages, 1850 Quatrefages, 1866 Ehlers, 1887 Schmarda, 1861 Lamarck, 1818
Goniadidae	<i>Goniada maculata</i>	Örsted, 1843
Hesionidae	<i>Syllidia armata</i>	Quatrefages, 1866
Lumbrineridae	<i>Lumbrineris sp.</i> <i>Scoletoma impatiens</i> Espèce(s) indéterminée(s)	Blainville, 1828 (Claparède, 1868)
Magelonidae	<i>Magelona alleni</i> <i>Magelona filiformis</i> <i>Magelona mirabilis</i>	Wilson, 1958 Wilson, 1959 (Johnston, 1865)
Maldanidae	<i>Petaloproctus sp.</i>	Quatrefages, 1866
Nephtyidae	<i>Aglaophamus agilis</i> <i>Nephtys assimilis</i> <i>Nephtys cirrosa</i> <i>Nephtys hombergii</i>	(Langerhans, 1880) Örsted, 1843 Ehlers, 1868 Savigny in Lamarck, 1818

Oeonidae	<i>Arabella sp.</i> <i>Drilonereis sp.</i>	Grube, 1850 Claparède, 1870
Onuphidae	<i>Aponuphis bilineata</i> <i>Diopatra neapolitana</i> <i>Onuphis eremita</i>	(Baird, 1870) Delle Chiaje, 1841 Audouin & Milne Edwards, 1833
Opheliidae	<i>Ophelia sp.</i>	Savigny, 1822
Orbiniidae	<i>Scoloplos armiger</i> Espèce(s) indéterminée(s)	(Müller, 1776)
Oweniidae	<i>Myriochele danielsseni</i> <i>Owenia fusiformis</i>	Hansen, 1878 Delle Chiaje, 1844
Paraonidae	<i>Paradoneis armata</i> Espèce(s) indéterminée(s)	Glémarec, 1966
Pectinariidae	<i>Lagis koreni</i>	Malmgren, 1866
Pholoidae	<i>Pholoe inornata</i>	Johnston, 1839
Phyllodoceidae	<i>Eteone sp.</i> <i>Eulalia sp.</i> <i>Eumida sanguinea</i> <i>Hesionura elongata</i> <i>Paranaitis kosteriensis</i> <i>Phyllodoce sp.</i> <i>Pseudomystides limbata</i> Espèce(s) indéterminée(s)	Savigny, 1822 Savigny, 1822 (Örsted, 1843) (Southern, 1914) (Malmgren, 1867) Lamarck, 1818 (Saint-Joseph, 1888=
Poecilochaetidae	<i>Poecilochaetus serpens</i>	Allen, 1904
Polygordiidae	<i>Polygordius appendiculatus</i>	Fraipont, 1887
Polynoidae	<i>Harmothoe sp.</i> <i>Malmgrenia arenicolae</i>	Kinberg, 1856 (Saint-Joseph, 1888)
Sabellariidae	<i>Sabellaria spinulosa</i>	(Leuckart, 1849)
Scalibregmatidae	<i>Scalibregma inflatum</i>	Rathke, 1843
Sigalionidae	<i>Pisione remota</i> <i>Sigalion mathildae</i> <i>Sthenelais limicola</i> Espèce(s) indéterminée(s)	(Southern, 1914) Audouin & Milne Edwards in Cuvier, 1830 (Ehlers, 1864)
Spionidae	<i>Aonides paucibranchiata</i> <i>Dipolydora sp.</i> <i>Prionospio spp.</i> <i>Scolecopsis spp.</i> <i>Spio decorata</i> <i>Spio spp.</i> <i>Spio symphyta</i> <i>Spiophanes bombyx</i> <i>Streblospio shrubsolii</i> Espèce(s) indéterminée(s)	Southern, 1914 Verrill, 1881 Malmgren, 1867 Blainville, 1828 Bobretzky, 1870 Fabricius, 1785 Meißner, Bick & Bastrop, 2011 (Claparède, 1870) (Buchanan, 1890)
Syllidae	<i>Eurysyllis tuberculata</i> <i>Streptodonta pterochaeta</i> <i>Syllis armillaris</i> <i>Syllis hyalina</i> Espèce(s) indéterminée(s)	Ehlers, 1864 (Southern, 1914) (O.F. Müller, 1776) Grube, 1863

	Terebellidae	<i>Pista spp.</i> <i>Polycirrus spp.</i>	Malmgren, 1866 Grube, 1850
NEMERTEA			
		Espèce(s) indéterminée(s)	
PLATHYHELMINTHES			
Turbellaria			
		Espèce(s) indéterminée(s)	
ARTHROPODA			
Malacostraca			
	Alpheidae	<i>Alpheus sp.</i> <i>Athanas nitescens</i>	Fabricius, 1798 (Leach, 1813)
	Ampeliscidae	<i>Ampelisca brevicornis</i> <i>Ampelisca gibba</i> <i>Ampelisca spinifer</i> <i>Ampelisca spinimana</i>	(Costa, 1853) Sars, 1883 Reid, 1951 Chevreux, 1900
	Anthuridae	<i>Anthura gracilis</i>	(Montagu, 1808)
	Aoridae	<i>Lembos websteri</i> Espèce(s) indéterminée(s)	Spence Bate, 1857
	Atylidae	<i>Nototropis vedlomensis</i> <i>Nototropis falcatus</i> <i>Nototropis guttatus</i> <i>Nototropis swammerdamei</i>	(Spence Bate & Westwood, 1862) (Metzger, 1871) Costa, 1853 (H. Milne Edwards, 1830)
	Bathyporeiidae	<i>Bathyporeia elegans</i> <i>Bathyporeia guilliamsoniana</i> <i>Bathyporeia tenuipes</i>	Watkin, 1938 (Spence Bate, 1857) Meinert, 1877
	Bodotriidae	<i>Bodotria arenosa</i> <i>Cumopsis fagei</i> <i>Eocuma dollfusi</i> <i>Iphinoe trispinosa</i>	Goodsir, 1843 Băcescu, 1956 Calman, 1907 (Goodsir, 1843)
	Callianassidae	<i>Callianassa sp.</i> <i>Necallianassa truncata</i>	Leach, 1814 (Giard & Bonnier, 1890)
	Caprellidae	<i>Pariambus typicus</i> <i>Phtisica marina</i>	(Krøyer, 1844) Slabber, 1769
	Cirolanidae	<i>Eurydice affinis</i> <i>Eurydice spinigera</i> Espèce(s) indéterminée(s)	Hansen, 1905 Hansen, 1890
	Corystidae	<i>Corystes cassivelaunus</i>	(Pennant, 1777)
	Crangonidae	<i>Crangon crangon</i> <i>Philocheras bispinosus bispinosus</i> <i>Philocheras trispinosus</i>	(Linnaeus, 1758) (Hailstone, 1835) (Hailstone in Hailstone & Westwood, 1835)
	Diastylidae	<i>Diastylis bradyi</i> <i>Diastylis rugosa</i>	Norman, 1879 Sars, 1865
	Diogenidae	<i>Diogenes pugilator</i>	(Roux, 1829)
	Galatheidae	<i>Galathea intermedia</i>	Lilljeborg, 1851
	Gammaridae	<i>Gammarus crinicornis</i>	Stock, 1966

Ischyroceridae	<i>Centraloecetes kroyeranus</i>	(Spence Bate, 1857)
Leucosiidae	<i>Ebalia tuberosa</i>	(Pennant, 1777)
Leucothoidae	<i>Leucothoe incisa</i>	Robertson, 1892
Liljeborgiidae	<i>Liljeborgia pallida</i> <i>Sextonia longirostris</i>	(Spence Bate, 1857) Chevreux, 1920
Megaluropidae	<i>Megaluropus agilis</i>	Hoek, 1889
Melitidae	<i>Abludomelita obtusata</i>	(Montagu, 1813)
Mysidae	<i>Acanthomysis longicornis</i> <i>Gastrosaccus sanctus</i> <i>Gastrosaccus sp.</i> <i>Gastrosaccus spinifer</i> <i>Haplostylus lobatus</i> <i>Haplostylus normani</i> <i>Paramysis (Pseudoparamysis) bacescoi</i> <i>Paramysis arenosa</i> <i>Paramysis (Longidentia) helleri</i> <i>Praunus neglectus</i> <i>Schistomysis kervillei</i> Espèce(s) indéterminée(s)	(Milne Edwards, 1837) (Van Beneden, 1861) Norman, 1868 (Goës, 1864) (Nouvel, 1951) (G.O. Sars, 1877) Labat, 1953 (G.O. Sars, 1877) (G.O. Sars, 1877) (G.O. Sars, 1869) (G.O. Sars, 1885)
Nebaliidae	<i>Nebalia sp.</i>	Leach, 1814
Oedicerotidae	<i>Periocolodes longimanus</i> <i>Pontocrates altamarinus</i> <i>Pontocrates arenarius</i> <i>Synchelidium maculatum</i> Espèce(s) indéterminée(s)	(Spence Bate & Westwood, 1868) (Spence Bate & Westwood, 1862) (Spence Bate, 1858) Stebbing, 1906
Paguridae	<i>Anapagurus hyndmanni</i> <i>Pagurus bernhardus</i> <i>Pagurus prideaux</i> <i>Pagurus pubescens</i> <i>Spiropagurus elegans</i>	(Bell, 1845) (Linnaeus, 1758) Leach, 1815 Krøyer, 1838 Miers, 1881
Pandalidae	<i>Pandalina brevirostris</i>	(Rathke, 1843)
Pilumnidae	<i>Pilumnus hirtellus</i>	(Linnaeus, 1761)
Pinnotheridae	<i>Pinnotheres pisum</i>	(Linnaeus, 1767)
Polybiidae	<i>Liocarcinus holsatus</i> <i>Liocarcinus pusillus</i> <i>Liocarcinus vernalis</i> <i>Polybius henslowii</i>	(Fabricius, 1798) (Leach, 1816) (Risso, 1827 in [Risso, 1826-1827]) Leach, 1820
Porcellanidae	<i>Pisidia longicornis</i>	(Linnaeus, 1767)
Processidae	<i>Processa sp.</i>	Leach, 1815
Thiidae	<i>Thia scutellata</i>	(Fabricius, 1793)
Tryphosidae	<i>Hippomedon denticulatus</i> <i>Orchomene humilis</i> <i>Tryphosa nana</i> <i>Tryphosites longipes</i>	(Spence Bate, 1857) (Costa, 1853) (Krøyer, 1846) (Spence Bate & Westwood, 1861)
Unciolidae	<i>Unciola crenatipalma</i>	(Spence Bate, 1862)

	Upogebiidae	<i>Upogebia deltaura</i>	(Leach, 1816)
	Urothoidea	<i>Urothoe brevicornis</i> <i>Urothoe elegans</i> <i>Urothoe grimaldii</i> <i>Urothoe poseidonis</i> <i>Urothoe pulchella</i>	Spence Bate, 1862 Spence Bate, 1857 Chevreux, 1895 Reibish, 1905 (Costa, 1853)
	Verrucidae	<i>Verruca stroemia</i>	(O.F. Müller, 1776)
CHAETOGNATHA			
Sagittoidea			
	Sagittidae	<i>Sagitta</i> sp.	Quoy & Gaimard, 1827
ECHINODERMATA			
Echinoidea			
	Fibulariidae	<i>Echinocyamus pusillus</i>	(O. F. Müller, 1776)
	Loveniidae	<i>Echinocardium cordatum</i>	(Pennant, 1777)
	Spatangidae	<i>Spatangus purpureus</i>	O.F. Müller, 1776
Holothuroidea			
	Synaptidae	<i>Oestergrenia digitata</i> Espèce(s) indéterminée(s)	Montagu, 1815
Ophiuroidea			
	Amphiuridae	<i>Acrocnida brachiata</i> <i>Amphipholis squamata</i>	Montagu, 1804 Delle Chiaje, 1828
	Ophiactidae	<i>Ophiactis balli</i>	(W. Thompson, 1840)
	Ophiuridae	<i>Ophiura albida</i> <i>Ophiura ophiura</i>	Forbes, 1839 (Linnaeus, 1758)
MOLLUSCA			
Bivalvia			
	Cardiidae	<i>Acanthocardia echinata</i> <i>Acanthocardia tuberculata</i> Espèce(s) indéterminée(s)	(Linnaeus, 1758) (Linnaeus, 1758)
	Donacidae	<i>Donax vittatus</i>	(da Costa, 1778)
	Lasaeidae	<i>Tellimya ferruginosa</i>	(Montagu, 1808)
	Mactridae	<i>Lutraria lutraria</i> <i>Mactra stultorum</i> <i>Spisula</i> sp.	(Linnaeus, 1758) (Linnaeus, 1758) Gray, 1837
	Myidae	<i>Sphenia binghami</i>	W. Turton, 1822
	Noetiidae	<i>Striarca lactea</i>	(Linnaeus, 1758)
	Nuculidae	<i>Nucula nitidosa</i>	Winckworth, 1930
	Pharidae	<i>Pharus legumen</i> <i>Phaxas pellucidus</i>	(Linnaeus, 1758) (Pennant, 1777)
	Semelidae	<i>Abra alba</i> <i>Abra prismatica</i>	(W. Wood, 1802) (Montagu, 1808)

		<i>Scrobicularia plana</i>	(da Costa, 1778)
	Tellinidae	<i>Asbjornsenia pygmaea</i>	(Lovén, 1846)
		<i>Fabulina fabula</i>	(Gmelin, 1791)
		<i>Moerella donacina</i>	(Linnaeus, 1758)
Gastropoda			
	Acteonidae	<i>Acteon tornatilis</i>	(Linnaeus, 1758)
	Ellobiidae	Espèce(s) indéterminée(s)	
	Mangeliidae	<i>Bela nebula</i>	(Montagu, 1803)
		<i>Sorgenfreispira brachystoma</i>	(Philippi, 1844)
	Nassariidae	<i>Tritia varicosa</i>	(W. Turton, 1825)
		<i>Tritia reticulata</i>	(Linnaeus, 1758)
	Naticidae	<i>Euspira nitida</i>	(Donovan, 1804)
	Scaphandridae	<i>Scaphander lignarius</i>	(Linnaeus, 1758)
SIPUNCULA			
Sipunculidea			
	Golfingiidae	<i>Golfingia (Golfingia) vulgaris</i>	(de Blainville, 1827)

Table.AI. 2 : Liste des taxons récoltés au cours de l'étude au niveau des stations côtières du littoral anglois (stations A12 à A14), de la Baie de Saint Jean de Luz (stations N5 à N7) et de la Baie du Figuier (stations B10 à B12). Les noms d'espèces sont ceux acceptés au 07/02/2020 d'après le registre mondial des espèces marines (« World Register of Marine Species » ou « WoRMS »).

ANNELIDA

Clitellata

Naididae Espèce(s) indéterminée(s)

Polychaeta

Ampharetidae	<i>Melinna palmata</i>	Grube, 1870
Arenicolidae	<i>Arenicola spp.</i>	Lamarck, 1801
Capitellidae	<i>Capitella spp.</i> <i>Mediomastus fragilis</i>	Blainville, 1828 Rasmussen, 1973
Cirratulidae	<i>Aphelochaeta sp. A</i> <i>Chaetozone gibber</i>	Blake, 1991 Woodham & Chambers, 19994
Dorvilleidae	<i>Protodorvillea kefersteini</i>	(McIntosh, 1869)
Eulimidae	<i>Aclis sp.</i>	Lovén, 1846
Eunicidae	<i>Paucibranchia bellii</i>	(Audouin & Milne Edwards, 1833)
Flabelligeridae	<i>Diplocirrus sp.</i>	Haase, 1915
Glyceridae	<i>Glycera alba</i> <i>Glycera fallax</i> <i>Glycera tridactyla</i> <i>Glycera unicornis</i>	(O.F. Müller, 1776) Quatrefages, 1850 Schmarda, 1861 Lamarck, 1818
Goniadidae	<i>Goniada maculata</i>	Örsted, 1843
Lumbrineridae	<i>Scoletoma impatiens</i> Espèce(s) indéterminée(s)	(Claparède, 1868) Schmarda, 1861
Magelonidae	<i>Magelona alleni</i> <i>Magelona filiformis</i> <i>Magelona mirabilis</i>	Wilson, 1958 Wilson, 1959 (Johnston, 1865)
Maldanidae	<i>Euclymene oerstedii</i>	(Claparède, 1863)
Nephtyidae	<i>Nephtys assimilis</i> <i>Nephtys cirrosa</i> <i>Nephtys hombergii</i>	Örsted, 1843 Ehlers, 1868 Savigny in Lamarck, 1818
Nereididae	Espèce(s) indéterminée(s)	
Oeonidae	<i>Arabella sp.</i> <i>Diopatra neapolitana</i>	Grube, 1850 Delle Chiaje, 1841
Onuphidae	<i>Onuphis eremita</i> Espèce(s) indéterminée(s)	Audouin & Milne Edwards, 1833
Opheliidae	<i>Armandia cirrhosa</i>	Filippi, 1861
Orbiniidae	<i>Orbinia latreillii</i> <i>Phylo foetida</i> <i>Scoloplos armiger</i>	(Audouin & Milne Edwards, 1833) (Claparède, 1868) (Müller, 1776)
Oweniidae	<i>Myriochele danielsseni</i> <i>Owenia fusiformis</i>	Hansen, 1878 Delle Chiaje, 1844

Paraonidae	<i>Paradoneis armata</i> <i>Paraonis fulgens</i>	Glémarec, 1966 (Levinsen, 1884)
Pectinariidae	<i>Lagis koreni</i>	Malmgren, 1866
Phyllodocidae	<i>Eteone sp.</i> <i>Mysta picta</i> <i>Phyllodoce lineata</i> <i>Phyllodoce sp.</i> Espèce(s) indéterminée(s)	Savigny, 1822 (Quatrefages, 1866) (Claparède, 1870) Lamarck, 1818
Sabellariidae	<i>Sabellaria alveolata</i>	(Linnaeus, 1767)
Seraphsidae	<i>Polycirrus spp.</i> Espèce(s) indéterminée(s)	Grube, 1850
Sigalionidae	<i>Pisione remota</i> <i>Sigalion mathildae</i> <i>Sthenelais limicola</i>	(Southern, 1914) Audouin & Milne Edwards in Cuvier, 1830 (Ehlers, 1864)
Spionidae	<i>Aonides paucibranchiata</i> <i>Prionospio spp.</i> <i>Scolecopsis spp.</i> <i>Spio decorata</i> <i>Spio spp.</i> <i>Spio symphyta</i> <i>Spiophanes bombyx</i> Espèce(s) indéterminée(s)	Southern, 1914 Malmgren, 1867 Blainville, 1828 Bobretzky, 1870 Fabricius, 1785 Meißner, Bick & Bastrop, 2011 (Claparède, 1870)
Syllidae	<i>Streptodonta pterochaeta</i> <i>Syllis garciai</i>	(Southern, 1914) (Campoy, 1982)
NEMERTEA		
		Espèce(s) indéterminée(s)
ARTHROPODA		
Malacostraca		
Ampeliscidae	<i>Ampelisca brevicornis</i> <i>Ampelisca spinimana</i>	(Costa, 1853) Chevreux, 1900
Anthuridae	<i>Cyathura carinata</i>	(Krøyer, 1847)
Aoridae	<i>Grandidierella japonica</i> <i>Lembos websteri</i> Espèce(s) indéterminée(s)	Stephensen, 1938 Spence Bate, 1857
Apseudidae	<i>Apseudopsis latreillii</i>	(Milne Edwards, 1828)
Argissidae	<i>Argissa hamatipes</i>	(Norman, 1869)
Atylidae	<i>Nototropis falcatus</i> <i>Nototropis guttatus</i> <i>Nototropis swammerdamei</i>	(Metzger, 1871) Costa, 1853 (H. Milne Edwards, 1830)
Bathyporeiidae	<i>Bathyporeia elegans</i> <i>Bathyporeia guilliamsoniana</i> <i>Bathyporeia pilosa</i>	Watkin, 1938 (Spence Bate, 1857) Lindström, 1855
Bodotriidae	<i>Bodotria arenosa</i> <i>Cumopsis fagei</i> <i>Eocuma dollfusi</i> <i>Iphinoe serrata</i>	Goodsir, 1843 Băcescu, 1956 Calman, 1907 Norman, 1867

Callianassidae	<i>Callianassa sp.</i>	Leach, 1814
Carcinidae	<i>Portumnus latipes</i>	(Pennant, 1777)
Cirolanidae	<i>Eurydice affinis</i> <i>Eurydice spinigera</i>	Hansen, 1905 Hansen, 1890
Crangonidae	<i>Crangon crangon</i> <i>Philocheras trispinosus</i>	(Linnaeus, 1758) (Hailstone in Hailstone & Westwood, 1835)
Diastylidae	<i>Diastylis bradyi</i>	Norman, 1879
Diogenidae	<i>Diogenes pugilator</i>	(Roux, 1829)
Gammaridae	<i>Gammarus crinicornis</i> Espèce(s) indéterminée(s)	Stock, 1966
Idoteidae	<i>Idotea linearis</i> <i>Idotea pelagica</i>	(Linnaeus, 1766) Leach, 1816
Ischyroceridae	<i>Centraloecetes kroyeranus</i>	(Spence Bate, 1857)
Leucothoidae	<i>Leucothoe incisa</i>	Robertson, 1892
Liljeborgiidae	<i>Sextonia longirostris</i>	Chevreur, 1920
Megaluropidae	<i>Megaluropus agilis</i>	Hoek, 1889
Melitidae	<i>Melita palmata</i>	(Montagu, 1804)
Mysidae	<i>Gastrosaccus sanctus</i> <i>Gastrosaccus spinifer</i> <i>Haplostylus normani</i> <i>Leptomysis gracilis</i> <i>Paramysis (Pseudoparamysis) bacescoi</i> <i>Schistomysis kervillei</i> Espèce(s) indéterminée(s)	(Van Beneden, 1861) (Goës, 1864) (G.O. Sars, 1877) (G.O. Sars, 1864) Labat, 1953 (G.O. Sars, 1885)
Nebaliidae	<i>Nebalia sp.</i>	Leach, 1814
Oedicerotidae	<i>Periocolodes longimanus</i> <i>Pontocrates altamarinus</i> <i>Pontocrates arenarius</i>	(Spence Bate & Westwood, 1868) (Spence Bate & Westwood, 1862) (Spence Bate, 1858)
Paguridae	<i>Anapagurus chiroacanthus</i> Espèce(s) indéterminée(s)	(Lilljeborg, 1856)
Phoxocephalidae	<i>Harpinia pectinata</i>	Sars, 1891
Polybiidae	<i>Liocarcinus pusillus</i> <i>Liocarcinus vernalis</i> <i>Polybius henslowii</i>	(Leach, 1816) (Risso, 1827 in [Risso, 1826-1827]) Leach, 1820
Processidae	<i>Processa sp.</i>	Leach, 1815
Thiidae	<i>Thia scutellata</i>	(Fabricius, 1793)
Tryphosidae	<i>Hippomedon denticulatus</i>	(Spence Bate, 1857)
Urothoidae	<i>Urothoe brevicornis</i> <i>Urothoe grimaldii</i> <i>Urothoe poseidonis</i> <i>Urothoe pulchella</i>	Spence Bate, 1862 Chevreur, 1895 Reibish, 1905 (Costa, 1853)
Pycnogonida		
Ammotheidae	<i>Ammothella longipes</i>	(Hodge, 1864)

ECHINODERMATA**Echinoidea**

Fibulariidae	<i>Echinocyamus pusillus</i>	(O. F. Müller, 1776)
Loveniidae	<i>Echinocardium cordatum</i>	(Pennant, 1777)

Holothuroidea

Synaptidae	<i>Leptosynapta bergensis</i> <i>Leptosynapta minuta</i>	Östergren, 1905 Becher, 1906
------------	---	---------------------------------

Ophiuroidea

Amphiuridae	<i>Acrocnida brachiata</i> <i>Amphipholis squamata</i> <i>Amphiura filiformis</i> Espèce(s) indéterminée(s)	Montagu, 1804 Delle Chiaje, 1828 (O.F. Müller, 1776)
Ophiuridae	<i>Ophiura albida</i> <i>Ophiura ophiura</i>	Forbes, 1839 (Linnaeus, 1758)

Holothuroidea

Holothuriidae	Espèce(s) indéterminée(s)	
Synaptidae	Espèce(s) indéterminée(s)	

MOLLUSCA**Bivalvia**

Astartidae	<i>Digitaria digitaria</i>	(Linnaeus, 1758)
Cardiidae	<i>Acanthocardia echinata</i> <i>Acanthocardia tuberculata</i> <i>Cerastoderma edule</i>	(Linnaeus, 1758) (Linnaeus, 1758) (Linnaeus, 1758)
Corbulidae	<i>Corbula gibba</i>	(Olivi, 1792)
Donacidae	<i>Donax vittatus</i>	(da Costa, 1778)
Lasaeidae	<i>Kurtiella bidentata</i> <i>Tellimya ferruginosa</i>	(Montagu, 1803) (Montagu, 1808)
Lucinidae	<i>Lucinella divaricata</i> <i>Lucinoma borealis</i>	(Linnaeus, 1758) (Linnaeus, 1767)
Mactridae	<i>Lutraria lutraria</i> <i>Mactra stultorum</i> <i>Spisula sp.</i> Espèce(s) indéterminée(s)	(Linnaeus, 1758) (Linnaeus, 1758) Gray, 1837
Mytilidae	<i>Modiolula phaseolina</i>	(Philippi, 1844)
Nuculidae	<i>Nucula nitidosa</i>	Winckworth, 1930
Pharidae	<i>Ensis sp.</i> <i>Pharus legumen</i>	Schumacher, 1817 (Linnaeus, 1758)
Psammobiidae	<i>Gari costulata</i> <i>Gari tellinella</i>	(W. Turton, 1822) (Lamarck, 1818)
Semelidae	<i>Abra alba</i> <i>Scrobicularia plana</i>	(W. Wood, 1802) (da Costa, 1778)
Solenidae	<i>Solen capensis</i>	P. Fischer, 1881
Tellinidae	<i>Asbjornsenia pygmaea</i>	(Lovén, 1846)

	<i>Bosemprella incarnata</i>	(Linnaeus, 1758)
	<i>Fabulina fabula</i>	(Gmelin, 1791)
	<i>Moerella donacina</i>	(Linnaeus, 1758)
Thraciidae	<i>Thracia phaseolina</i>	(Lamarck, 1818)
Veneridae	<i>Chamelea striatula</i>	(da Costa, 1778)
	<i>Dosinia lupinus</i>	(Linnaeus, 1758)
	<i>Timoclea ovata</i>	(Pennant, 1777)
	<i>Venus casina</i>	Linnaeus, 1758
Gastropoda		
Cylichnidae	<i>Cylichna cylindracea</i>	(Pennant, 1777)
Epitoniidae	<i>Epitonium sp.</i>	Röding, 1798
Mangeliidae	<i>Bela nebula</i>	(Montagu, 1803)
Nassariidae	<i>Tritia varicosa</i>	(W. Turton, 1825)
	<i>Tritia reticulata</i>	(Linnaeus, 1758)
Naticidae	<i>Euspira nitida</i>	(Donovan, 1804)
Dentaliidae	<i>Antalis novemcostata</i>	(Lamarck, 1818)
	<i>Antalis vulgaris</i>	(da Costa, 1778)

Table.AI. 3 : Liste des taxons récoltés au cours de l'étude au niveau des stations intra-estuariennes de l'Adour (stations A1 à A10), de la Nivelle (stations N1 à N4) et de la Bidassoa (stations B1 à B9). Les noms d'espèces sont ceux acceptés au 07/02/2020 d'après le registre mondial des espèces marines (« World Register of Marine Species » ou « WoRMS »).

ANNELIDA**Clitellata**

Naididae Espèce(s) indéterminée(s)

Polychaeta

Ampharetidae	<i>Alkmaria romijni</i> <i>Ampharete finmarchica</i> <i>Amphicteis</i> sp. <i>Melinna palmata</i>	Horst, 1919 (M. Sars, 1865) Grube, 1850 Grube, 1870
Arenicolidae	<i>Arenicola</i> spp.	Lamarck, 1801
Capitellidae	<i>Capitella</i> spp. <i>Heteromastus filiformis</i> <i>Mediomastus fragilis</i> Espèce(s) indéterminée(s)	Blainville, 1828 (Claparède, 1864) Rasmussen, 1973
Chaetopteridae	Espèce(s) indéterminée(s)	
Cirratulidae	<i>Chaetozone gibber</i> Espèce(s) indéterminée(s)	Woodham & Chambers, 19994
Cossuridae	<i>Cossura longocirrata</i>	Webster & Benedict, 1887
Dorvilleidae	<i>Protodorvillea kefersteini</i>	(McIntosh, 1869)
Fabriciidae	<i>Fabricia stellaris</i>	(Müller, 1774)
Glyceridae	<i>Glycera alba</i> <i>Glycera fallax</i> <i>Glycera lapidum</i> <i>Glycera tridactyla</i> <i>Glycera unicornis</i>	(O.F. Müller, 1776) Quatrefages, 1850 Quatrefages, 1866 Schmarda, 1861 Lamarck, 1818
Goniadidae	<i>Goniada maculata</i>	Örsted, 1843
Hesionidae	<i>Oxydromus flexuosus</i>	(Delle Chiaje, 1827)
Lumbrineridae	Espèce(s) indéterminée(s)	
Magelonidae	<i>Magelona alleni</i> <i>Magelona filiformis</i> <i>Magelona mirabilis</i>	Wilson, 1958 Wilson, 1959 (Johnston, 1865)
Maldanidae	<i>Euclymene oerstedii</i>	(Claparède, 1863)
Nephtyidae	<i>Nephtys assimilis</i> <i>Nephtys cirrosa</i> <i>Nephtys hombergii</i>	Örsted, 1843 Ehlers, 1868 Savigny in Lamarck, 1818
Nereididae	<i>Hediste diversicolor</i> <i>Platynereis</i> sp.	(O.F. Müller, 1776) Kinberg, 1865
Onuphidae	<i>Diopatra neapolitana</i> <i>Onuphis eremita</i>	Delle Chiaje, 1841 Audouin & Milne Edwards, 1833
Opheliidae	<i>Armandia cirrhosa</i>	Filippi, 1861
Orbiniidae	<i>Phylo foetida</i>	(Claparède, 1868)
Oweniidae	<i>Owenia fusiformis</i>	Delle Chiaje, 1844

Paraonidae	<i>Cirrophorus furcatus</i> <i>Paradoneis armata</i> <i>Paraonis fulgens</i> Espèce(s) indéterminée(s)	(Hartman, 1957) Glémarec, 1966 (Levinsen, 1884)
Pectinariidae	<i>Lagis koreni</i>	Malmgren, 1866
Phyllodocidae	<i>Mysta picta</i> <i>Phyllodoce lineata</i> <i>Phyllodoce</i> sp. Espèce(s) indéterminée(s)	(Quatrefages, 1866) (Claparède, 1870) Lamarck, 1818
Serpulidae	<i>Ficopomatus enigmaticus</i>	(Fauvel, 1923)
Sigalionidae	<i>Pisione remota</i>	(Southern, 1914)
Spionidae	<i>Aonides oxycephala</i> <i>Boccardia semibranchiata</i> <i>Boccardiella</i> sp. <i>Dipolydora</i> sp. <i>Malacoceros fuliginosus</i> <i>Polydora hoplura</i> <i>Polydora</i> spp. <i>Prionospio</i> spp. <i>Pseudopolydora</i> spp. <i>Pygospio elegans</i> <i>Scolecopsis</i> spp. <i>Spio martinensis</i> <i>Spio</i> spp. <i>Spio symphyta</i> <i>Spiophanes bombyx</i> <i>Streblospio shrubsolii</i> Espèce(s) indéterminée(s)	(Sars, 1862) Guérin, 1990 Blake & Kudenov, 1978 Verrill, 1881 (Claparède, 1868) Claparède, 1868 Bosc, 1802 Malmgren, 1867 Czerniavsky, 1881 Claparède, 1863 Blainville, 1828 Mesnil, 1896 Fabricius, 1785 Meißner, Bick & Bastrop, 2011 (Claparède, 1870) (Buchanan, 1890)
Syllidae	<i>Syllis gracilis</i> Espèce(s) indéterminée(s)	Grube, 1840
NEMERTEA		
ARTHROPODA		
Malacostraca		
Alpheidae	<i>Athanas nitescens</i>	(Leach, 1813)
Anthuridae	<i>Cyathura carinata</i>	(Krøyer, 1847)
Aoridae	<i>Aora gracilis</i> <i>Grandidierella japonica</i> Espèce(s) indéterminée(s)	(Spence Bate, 1857) Stephensen, 1938
Apseudidae	<i>Apseudopsis latreillii</i>	(Milne Edwards, 1828)
Atylidae	<i>Nototropis guttatus</i> <i>Nototropis swammerdamei</i>	Costa, 1853 (H. Milne Edwards, 1830)
Austrobalanidae	<i>Austrominius modestus</i>	(Darwin, 1854)
Bathyporeiidae	<i>Bathyporeia elegans</i> <i>Bathyporeia pelagica</i> <i>Bathyporeia pilosa</i>	Watkin, 1938 (Spence Bate, 1857) Lindström, 1855
Bodotriidae	<i>Cumopsis fagei</i> <i>Eocuma dollfusi</i> <i>Iphinoe serrata</i>	Băcescu, 1956 Calman, 1907 Norman, 1867

Callianassidae	<i>Callianassa</i> sp. <i>Necallianassa truncata</i>	Leach, 1814 (Giard & Bonnier, 1890)
Caprellidae	<i>Pariambus typicus</i>	(Krøyer, 1844)
Carcinidae	<i>Carcinus maenas</i> <i>Portumnus latipes</i>	(Linnaeus, 1758) (Pennant, 1777)
Cirolanidae	<i>Eurydice affinis</i> <i>Eurydice pulchra</i> <i>Eurydice spinigera</i>	Hansen, 1905 Leach, 1815 Hansen, 1890
Corophiidae	<i>Corophium multisetosum</i> <i>Leptocheirus pilosus</i> <i>Monocorophium acherusicum</i> <i>Monocorophium insidiosum</i> Espèce(s) indéterminée(s)	Stock, 1952 Zaddach, 1844 (Costa, 1853) (Crawford, 1937)
Crangonidae	<i>Crangon crangon</i> <i>Philocheras trispinosus</i>	(Linnaeus, 1758) (Hailstone in Hailstone & Westwood, 1835)
Diogenidae	<i>Diogenes pugilator</i>	(Roux, 1829)
Galatheidae	<i>Galathea strigosa</i>	(Linnaeus, 1761)
Gammaridae	<i>Gammarus chevreuxi</i> <i>Gammarus crinicornis</i> Espèce(s) indéterminée(s)	Sexton, 1913 Stock, 1966
Gnathiidae	<i>Paragnathia formica</i> Espèce(s) indéterminée(s)	(Hesse, 1864)
Idoteidae	<i>Idotea chelipes</i> <i>Idotea linearis</i> <i>Idotea neglecta</i>	(Pallas, 1766) (Linnaeus, 1766) G. O. Sars, 1897
Leptochellidae	<i>Heterotanaïs oerstedii</i>	(Krøyer, 1842)
Melitidae	<i>Melita hergensis</i> <i>Melita nitida</i> <i>Melita palmata</i> Espèce(s) indéterminée(s)	Reid, 1939 S.I. Smith in Verrill, 1873 (Montagu, 1804)
Microtopodidae	<i>Microtopodus maculatus</i>	Norman, 1867
Mysidae	<i>Gastrosaccus sanctus</i> <i>Gastrosaccus spinifer</i> <i>Neomysis integer</i> <i>Paramysis (Pseudoparamysis) bacescoi</i> <i>Praunus flexuosus</i>	(Van Beneden, 1861) (Goës, 1864) (Leach, 1814) Labat, 1953 (Müller, 1776)
Nebaliidae	<i>Nebalia</i> sp.	Leach, 1814
Nuuanuidae	<i>Gammarella fucicola</i>	(Leach, 1814)
Oedicerotidae	<i>Periculodes longimanus</i> <i>Pontocrates altamarinus</i>	(Spence Bate & Westwood, 1868) (Spence Bate & Westwood, 1862)
Paguridae	<i>Pagurus pubescens</i>	Krøyer, 1838
Palaemonidae	<i>Palaemon macrodactylus</i>	Rathbun, 1902
Panopeidae	<i>Rhithropanopeus harrisi</i>	(Gould, 1841)

	Pilumnidae	<i>Pilumnus hirtellus</i>	(Linnaeus, 1761)
	Polybiidae	<i>Liocarcinus navigator</i> <i>Liocarcinus vernalis</i>	(Herbst, 1794) (Risso, 1827 in [Risso, 1826-1827])
	Pontarachnidae	Espèce(s) indéterminée(s)	
	Porcellanidae	<i>Pisidia longicornis</i>	(Linnaeus, 1767)
	Processidae	<i>Processa sp.</i>	Leach, 1815
	Pseudocumatidae	<i>Pseudocuma (pseudocuma) simile</i>	G.O. Sars, 1900
	Sphaeromatidae	<i>Lekanesphaera monodi</i> <i>Lekanesphaera rugicauda</i> <i>Sphaeroma serratum</i>	(Arcangeli, 1934) (Leach, 1814) (J.C. Fabricius, 1787)
	Tanaididae	<i>Tanais dulongii</i>	(Audouin, 1826)
	Upogebiidae	<i>Upogebia pusilla</i>	(Petagna, 1792)
	Urothoidae	<i>Urothoe brevicornis</i>	Spence Bate, 1862
	Varunidae	<i>Hemigrapsus penicillatus</i> <i>Hemigrapsus takanoi</i>	(De Haan, 1835 [in De Haan, 1833-1850]) Asakura & Watanabe, 2005
Pycnogonida			
	Ammonotheidae	<i>Ammothella longipes</i>	(Hodge, 1864)
CHORDATA			
Leptocardii			
	Branchiostomatidae	<i>Branchiostoma lanceolatum</i>	(Pallas, 1774)
ECHINODERMATA			
Echinoidea			
	Loveniidae	<i>Echinocardium cordatum</i>	(Pennant, 1777)
	Parechinidae	<i>Psammechinus miliaris</i>	(P.L.S. Müller, 1771)
	Strongylocentrotidae	<i>Strongylocentrotus droebachiensis</i>	Müller, 1776
	Synaptidae	<i>Leptosynapta minuta</i>	Becher, 1906
MOLLUSCA			
Bivalvia			
	Cardiidae	<i>Acanthocardia echinata</i> <i>Acanthocardia tuberculata</i> <i>Cerastoderma edule</i>	(Linnaeus, 1758) (Linnaeus, 1758) (Linnaeus, 1758)
	Corbulidae	<i>Corbula gibba</i>	(Olivi, 1792)
	Donacidae	<i>Donax vittatus</i>	(da Costa, 1778)
	Iravadiidae	<i>Hyalia vitrea</i>	(Montagu, 1803)
	Lasaeidae	<i>Tellimya ferruginosa</i>	(Montagu, 1808)
	Lucinidae	<i>Loripes orbiculatus</i> <i>Lucinella divaricata</i> <i>Lucinoma borealis</i>	Poli, 1795 (Linnaeus, 1758) (Linnaeus, 1767)
	Mactridae	<i>Lutraria lutraria</i> <i>Mactra stultorum</i> <i>Spisula sp.</i>	(Linnaeus, 1758) (Linnaeus, 1758) Gray, 1837

Mytilidae	<i>Modiolula phaseolina</i> <i>Modiolus modiolus</i> <i>Mytilus edulis</i> <i>Mytilus galloprovincialis</i> Espèce(s) indéterminée(s)	(Philippi, 1844) (Linnaeus, 1758) Linnaeus, 1758 Lamarck, 1819
Nuculidae	<i>Nucula nitidosa</i>	Winckworth, 1930
Ostreidae	<i>Magallana gigas</i>	(Thunberg, 1793)
Pharidae	<i>Ensis sp.</i>	Schumacher, 1817
Pholadidae	Espèce(s) indéterminée(s)	
Psammobiidae	<i>Gari fervensis</i>	(Gmelin, 1791)
Semelidae	<i>Abra alba</i> <i>Scrobicularia plana</i>	(W. Wood, 1802) (da Costa, 1778)
Solenidae	<i>Solen capensis</i>	P. Fischer, 1881
Tellinidae	<i>Asbjornsenia pygmaea</i> <i>Moerella donacina</i>	(Lovén, 1846) (Linnaeus, 1758)
Thraciidae	<i>Thracia phaseolina</i>	(Lamarck, 1818)
Veneridae	<i>Dosinia lupinus</i> <i>Polititapes rhomboides</i> <i>Ruditapes decussatus</i> <i>Ruditapes philippinarum</i> <i>Venerupis corrugata</i>	(Linnaeus, 1758) (Pennant, 1777) (Linnaeus, 1758) (Adams & Reeve, 1850) (Gmelin, 1791)
Gastropoda		
Hydrobiidae	<i>Peringia ulvae</i>	(Pennant, 1777)
Iravadiidae	<i>Hyalia vitrea</i>	(Montagu, 1803)
Littorinidae	<i>Littorina sp.</i>	Férussac, 1822
Mangeliidae	<i>Bela nebula</i>	(Montagu, 1803)
Nassariidae	<i>Tritia neritea</i> <i>Tritia varicosa</i> <i>Tritia reticulata</i>	(Linnaeus, 1758) (W. Turton, 1825) (Linnaeus, 1758)
Naticidae	<i>Euspira nitida</i>	(Donovan, 1804)
Philinidae	<i>Philine aperta</i>	(Linnaeus, 1767)
Pyramidellidae	<i>Turbonilla sp.</i>	Risso, 1826
Trochidae	<i>Steromphala umbilicalis</i>	(da Costa, 1778)
Polyplacophora		
Lepidochitonidae	<i>Lepidochitona cinerea</i>	(Linnaeus, 1767)
SIPUNCULA		
Phascolosomatidea		
Aspidosiphonidae	<i>Aspidosiphon (Aspidosiphon) muelleri muelleri</i>	Diesing, 1851
Golfingiidea	Espèce(s) indéterminée(s)	

ANNEXE 2 – SIGNALEMENT D’UNE NOUVELLE ESPECE EXOTIQUE, *GRANDIDIERELLA JAPONICA*, LE LONG DE LA COTE BASQUE : PREMIERE EVALUATION DE SON INSTALLATION LOCALE ET ANALYSE DES NICHES ECOLOGIQUES ESTUARIENNES IMPACTEES

Cette annexe traite des conséquences d’activités anthropiques au travers de l’introduction d’espèces allochtones. L’importante base de données biosédimentaires acquises sur le littoral basque a en effet permis de signaler pour la première fois la présence de l’espèce exotique *Grandidierella japonica*, Stephensen 1938. Cette annexe est divisée en deux sous-sections : une première consistant au signalement de cet amphipode et à la proposition de vecteurs potentiels d’introduction ; une seconde, issue d’un travail de stage de master 2 encadré au cours de cette thèse, où une étude préliminaire de l’installation locale de cet Aoridae et des niches écologiques estuariennes potentiellement impactées est proposée.

FIRST RECORD OF THE NON-NATIVE SPECIES *GRANDIDIERELLA JAPONICA* STEPHENSEN, 1938 (CRUSTACEA: AMPHIPODA: AORIDAE) ALONG THE FRENCH BASQUE COAST

Clémence Foulquier¹, Floriane Bogun¹, Benoît Guillieux^{2, 3}, Nicolas Lavesque^{2, 3} and Hugues Blanchet^{2, 3}

¹CASAGEC INGENIERIE, 18 rue Maryse Bastié, 64600 ANGLET, France

²Université de Bordeaux, EPOC, UMR 5805, Station Marine d'Arcachon, 2 rue du Professeur Jolyet, 33120 ARCACHON, France

³CNRS, EPOC, UMR 5805, Station Marine d'Arcachon, 2 rue du Professeur Jolyet, 33120 ARCACHON, France

Article publié en 2018 dans la revue *An Aod - les cahiers naturalistes de l'Observatoire marin*

Abstract

The non-native species *Grandidierella japonica* Stephensen, 1938 is reported for the first time along the French Basque Country. Specimens were collected in 2015, 2016 and 2017 from the Figuiet Bay and the Nivelle and Adour estuaries. This amphipod, native to the Sea of Japan, may have been introduced along the French Basque Country with recreational boats from Hossegor lagoon or Arcachon Bay and/or with international shipping.

Keywords: Adour estuary; amphipod; Aorid; exotic species; Figuiet Bay; French Basque Country; *Grandidierella japonica*; international shipping; Nivelle estuary; recreational boats.

PREMIER SIGNALEMENT DE L'ESPECE INTRODUITE *GRANDIDIERELLA JAPONICA* STEPHENSEN, 1938 (CRUSTACE : AMPHIPODE : AORIDAE) AU PAYS BASQUE DANS SA PARTIE FRANÇAISE

Résumé

L'espèce exotique *Grandidierella japonica* Stephensen, 1938 est signalée pour la première fois au Pays Basque, dans sa partie française. Des individus ont été échantillonnés en 2015, 2016 et 2017 dans la baie du Figuiet et les estuaires de la Nivelle et de l'Adour. Cet amphipode de la famille des Aoridae, natif de la mer du Japon, a pu être introduit au pays basque français par les activités de plaisance depuis Hossegor voire Arcachon mais également via le trafic maritime international.

Mots clés : Estuaire de l'Adour ; amphipode ; Aoridae; espèce exotique ; baie du Figuiet ; Pays basque français ; *Grandidierella japonica* ; trafic maritime international ; activités de plaisance.

1 Introduction

Grandidierella japonica Stephensen, 1938 is an Aorid amphipod species (Crustacea: Amphipoda: Aoridae), native to the Japan Sea (Nagata, 1960; Nagata, 1965). It was first reported outside its natural range in 1966 in San Francisco Bay (Chapman and Dorman, 1975). *Grandidierella japonica* is now distributed in intertidal and subtidal sediments from bays and estuaries of the west coast of the United States (Greenstein and Tiefenthaler, 1997), in Mexico (Okolodkov *et al.*, 2007), Hawaii (Coles *et al.*, 1999) and Australia (Myers, 1981). More recently, the species has appeared in Europe: first in South-east England (Smith *et al.*, 1999; Ashelby, 2006), then on the French Atlantic coast in Marennes-Oléron Bay and in Arcachon Bay (Jourde *et al.*, 2013; Lavesque *et al.*, 2014), in Sweden (Berggren, 2015), in the Mediterranean basin along Italian coasts (Marchini *et al.*, 2016; Munari *et al.*, 2016) and finally in Brittany (Droual *et al.*, 2017). This paper reports the first record of this species in French Basque Country, Bay of Biscay, in the Figuiér Bay and the Nivelle and Adour estuaries.

2 Methods

The French Basque Coast extends from the Adour to the Bidassoa estuaries. Along this coast, the Adour, Bidassoa and Nivelle are the three main rivers flowing to the Atlantic Ocean (Augris *et al.*, 2009) (Figure.All-a. 1).

A total of 45 soft-bottom stations were sampled on these three estuarine systems including their opening, with four seasons per year during two years (from August 2014 to June 2016) for the Nivelle and Bidassoa estuaries and during three years (from August 2014 to June 2017) for the Adour estuary. At each station, three samples were collected. Sediments were collected using a Van Veen grab (0,1m²). Grab contents were sieved through a 1 mm mesh size. Material retained on the sieve was directly fixed in ethanol (99.9%).

Species were examined under a Nikon SMZ 25 stereomicroscope and a Nikon Eclipse E400 microscope and photographed with a Nikon DS-Ri2 camera. Body length (BL) was measured with NIS-Elements Analysis software from anterior margin of head to posterior end of telson.

Specimens of *G. japonica* were collected only during six field campaigns (August 2015, December 2015, March 2016 and 2017, June 2016 and 2017) and on eight stations: four located in the Nivelle estuary (anchorage area and fishing harbour), one in the Figuiér Bay and three in the Adour estuary (international shipping harbour).

3 Results

Identification of the different specimens was relatively complex, in particular due to the lack of a description of this species in the identification keys commonly used for the French Atlantic coast (Chevreux and Fage 1925, Lincoln 1979). In our first analysis, individuals were compared to the genus *Microdeutopus* Costa 1853, but differs by uropod 3 rami: *Microdeutopus* has biramous uropod 3 whereas *Grandidierella* has uniramous uropod 3 (Figure.All-a. 2).

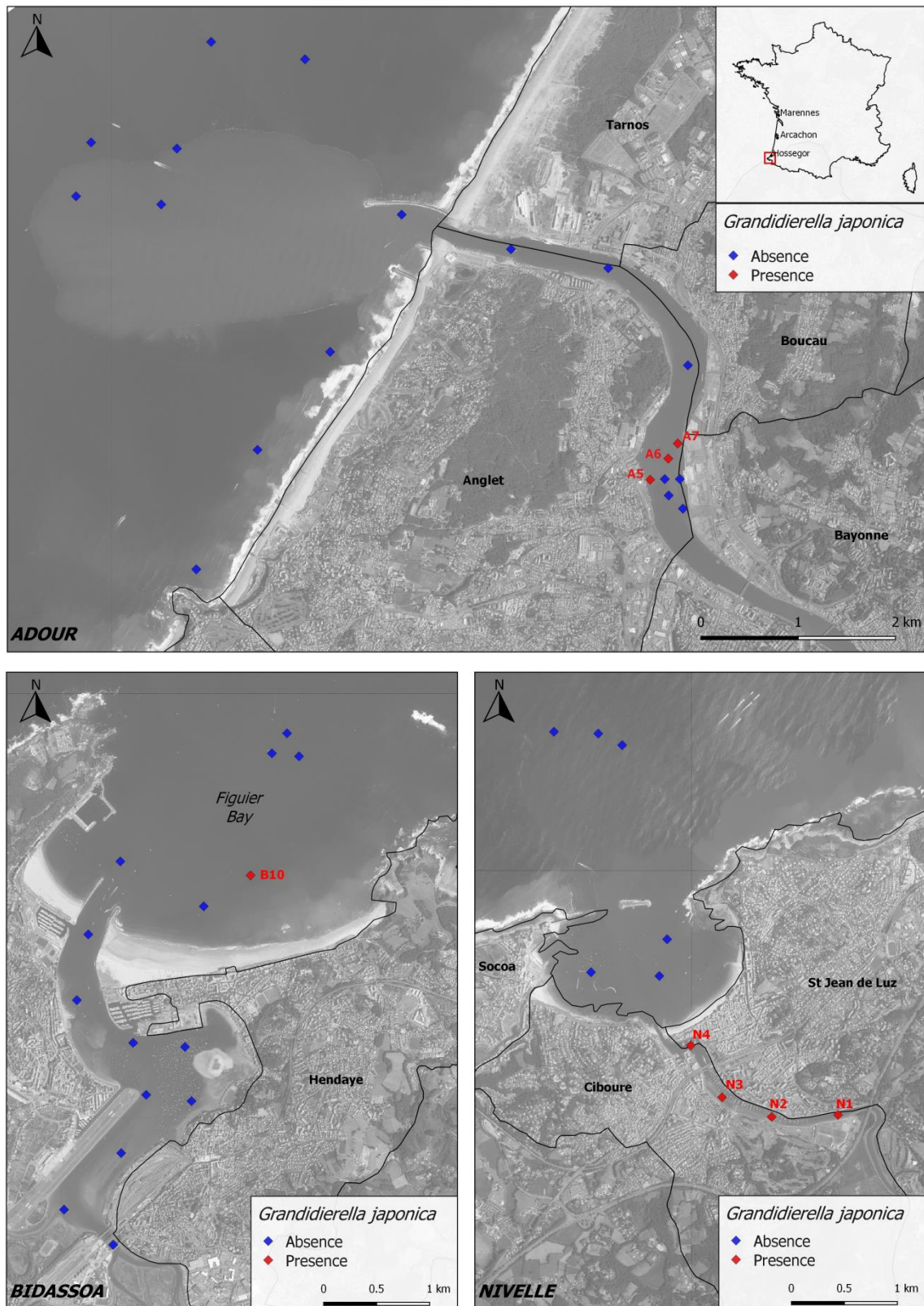


Figure.All-a. 1: Maps of the study areas with location of sampling stations. Blue dots: absence, red dots: presence of *Grandidierella japonica* Stephensen, 1938.



Figure.All-a. 2: *Grandidierella japonica* Stephensen, 1938 from Figuiet Bay. Adult male, BL = 6.21 mm, right uropod 3, dorsal view. Scale bar: 0.1 mm.

A total of 122 specimens of *Grandidierella japonica* were sampled along the French Basque Country. The majority of specimens were collected from various soft substrates, ranging from mud to heterogeneous gravels, in the Nivelle anchorage zone (Nivelle estuary) and at the fishing harbour of Saint Jean de Luz/Ciboure. At the shipping harbour of Bayonne, 33 specimens were collected in 2017 during the 2 last field campaigns. Only one individual was sampled on the fine sands of station B10, located in Figuiet Bay (Figure.All-a. 3).



Figure.All-a. 3: *Grandidierella japonica* Stephensen, 1938 from Figuiet Bay. Adult male, BL = 6.21 mm, lateral view. Scale bar: 1 mm.

Within Aoridae, most genera display a strong sexual dimorphism. The presence of mature males is thus generally required to identify specimens at the species level. Gnathopod 1 of the mature males sampled (Figure.All-a. 4) has stridulating ridges on the anterior margin of the carpus and 3 teeth (1 main and 2 accessories) on the posterior distal angle of the carpus, which are the specific characters of the species *G. japonica*.



Figure.All-a. 4: *Grandidierella japonica* Stephensen, 1938 from Figuiet Bay. Adult male, BL = 6.21 mm. A. Left gnathopod 1, inner view; B. detail of anterior margin of the gnathopod 1 carpus, arrows show the transverse ridges; C. left gnathopod 1, inner view of carpus (in part), propodus and dactylus, arrows show the teeth. Scale bars: A: 0.5 mm; B, C: 0.1 mm.

4 Discussion

4.1 Ecology

In previous studies, *Grandidierella japonica* was described as an eurytopic species (Marchini *et al.*, 2016) able to colonize a multitude of habitats characterized by a large range of substratum and salinity levels: muddy and sandy shores in the Pertuis Charentais (Jourde *et al.*, 2013), seagrass beds (*Zostera (Zosterella) noltei* (Hornemann)) in the Arcachon Bay (Lavesque *et al.*, 2014) and in *Ficopomatus enigmaticus* (Fauvel, 1923) reefs in the marina of Viareggio (Marchini *et al.*, 2016).

In the our study, *G. japonica* specimens (26 ind. 0.3m²) were mostly collected in the subtidal zone of the Nivelle estuary, at the anchorage zone, in August 2015 (Figure.All-a. 1). The substrate consisted in heterogeneous gravels with silt and clay fraction below 10%. This species was also sampled in a polyhaline zone in the subtidal fine sands of Figuiet Bay and the subtidal muddy bottoms of the harbours of Saint Jean de Luz and Bayonne (Table.All-a. 1) (Figure.All-a. 1).

Thus, this new record broadens again the spectrum of the ecological requirements of this species.

4.2 Pathway of introduction

Previous records of *Grandidierella japonica* outside its native range have been commonly explained by shellfish farming industry (Chapman and Dorman, 1975, Okolodkov *et al.*, 2007, Munari *et al.*, 2016). Especially along the French coasts, farming of the Japanese oyster *Magallana gigas* (Thunberg, 1973) is the most likely hypothesis for the introduction of *G. japonica* (Jourde *et al.*, 2013, Lavesque *et al.*, 2014, Droual *et al.*, 2017). Successive epizootics events in the seventies encouraged oyster industry to import massively *M. gigas* from Japan to counter the oyster stocks collapse (Grizel and Héral, 1991). In this way, the first hypothesis to explain presence of *G. japonica* in French Basque Country could be oyster farming and the proximity of the Hossegor lagoon (15 km north). The species was actually identified at 2 intertidal stations in this site, during Water Framework Directive (WFD) monitoring in 2016 (H. Blanchet pers. comm.).

Table.All-a. 1: Specimens of *Grandidierella japonica* Stephensen, 1938 collected in the Figuier Bay, the Nivelle estuary and the Adour estuary.

Site	Stations	Density (ind. 0,3m ²)	Date	Sediments
Figuier Bay	B10	1	August 2015	Fine sands
	N1	3	August 2015	Fine sands
	N2	26		Heterogeneous gravels
	N3	9		Heterogeneous gravels
Nivelle estuary	N4	2		Mud
	N1	1	December 2015	Fine sands
	N2	10		Gravelly mud
	N3	21		Heterogeneous gravels
	N2	1	March 2016	Muddy heterogeneous gravels
	N3	9		Heterogeneous gravels
	N4	1		Gravelly mud
	N2	1	June 2016	Heterogeneous gravels
	N3	1		Heterogeneous gravels
	N4	3		Mud
Adour estuary	A5	3	March 2017	Sandy mud
	A7	2		Sandy mud
	A5	3	June 2017	Muddy sand
	A6	6		Muddy sand
	A7	19		Sandy mud

A second pathway of introduction could be linked to recreational boating between Basque Coast and Hossegor lagoon and/or Arcachon Bay (130 km north). Indeed, recreational boating is considered to be an important way of transfer and of secondary spread of marine non-native species (Davidson *et al.*, 2010; Clarke Murray *et al.*, 2011; Ros *et al.*, 2013; Zabin *et al.*, 2014). Marchini *et al.* (2016) proposed this vector of introduction to explain the presence of *G. japonica* on the northwest coast of Italy, in the marina of Viareggio. Bidassoa, Nivelle and Adour are the 3 estuaries including marinas along the French Basque coast.

According to previous reports (Coles *et al.*, 1999; Smith *et al.*, 1999; Ashelby, 2006; Okolodkov *et al.*, 2007), the occurrence of *G. japonica* could also be related to international shipping (ballast water and fouling). The commercial harbour of Bayonne is the 9th largest harbour in France based on traffic volume.

In order to better understand the invasive dynamics of aquatic non-indigenous species, molecular biology can be considered as a performant tool (Geller *et al.*, 2010). Thus, a study on *G. japonica* populations has been carried on several estuaries on the North American Pacific coast and concludes in the existence of different clades (Pilgrim *et al.*, 2013). Specimens collected during this study are going to be sequenced for COI (Cytochrome C Oxidase subunit I) and compared with sequences issued from European and Japan specimens. These results will give us an image of the colonization dynamic of this species.

Acknowledgments

The authors gratefully thank the Department of Pyrénées-Atlantiques and the Chambre de Commerce et d'Industrie de Bayonne Pays Basque which lend their boats and their sailors to carry the field campaigns.

References

- Ashelby, C., 2006.** Record of the introduced amphipod *Grandidierella japonica* Stephensen 1938 (Crustacea: Amphipoda: Gammaridea: Aoridae) from the Orwell estuary, Suffolk. Transactions of the Suffolk Natural History, 42: 48–54.
- Augris, C., Caill-Milly, N., de Casamajor, M.N., 2009.** Atlas thématique de l'environnement marin du pays basque et du Sud des Landes. Editions Quae, Versailles : 127 pp.
- Berggren, M., 2015.** Nya kräftdjur påträffade i Sverige – *Grandidierella japonica* och *Rhithropanopeus harrisi*. Fauna & Flora, 110 (1): 20–23.
- Chapman, J.W., Dorman, J.A., 1975.** Diagnosis, systematics, and notes on *Grandidierella japonica* (Amphipoda: Gammaridea) and its introduction to the Pacific coast of the United States. Bulletin of the Southern California Academy of Sciences, 74: 104–108.
- Chevreaux, E., Fage, L., 1925.** Amphipodes. (éd. Fédération Française des Sociétés de Sciences Naturelles) Faune de France, 9. Fédération Française des Sociétés de Sciences Naturelles, Paris: 488 pp.
- Clarke Murray, C., Pakhomov, E.A., Therriault, T.W., 2011.** Recreational boating: a large unregulated vector transporting marine invasive species. Diversity and distribution, 17 (6): 1161–1172.
- Coles, S.L., DeFelice, R.C., Eldredge, L.G., Carlton, J.T., 1999.** Historical and recent introductions of non-indigenous marine species into Pearl Harbor, Oahu, Hawaiian Islands. Marine Biology, 135: 147–158.
- Davidson, I.C., Zabin, C.J., Chang, A.L., Brown, C.W., Sytsma, M.D., Ruiz, G.M., 2010.** Recreational boats as potential vectors of marine organisms at an invasion hotspot. Aquatic Biology, 11 (2): 179–191.
- Droual, G., Le Garrec, V., Cabelguen, J., Gélinaud, G., Grall, J., 2017.** The spread goes on: the non-indigenous species *Grandidierella japonica* Stephensen 1938 (Amphipoda: Aoridae) has reached Brittany (Gulf of Morbihan). An aod - les cahiers naturalistes de l'Observatoire marin, V (1): 21-29.
- Geller, J.B., Darling, J.A., Carlton, J.T., 2010.** Genetic perspectives on marine biological invasions. Annual Review of Marine Science, 2 (1): 367–393.

- Greenstein, D.J., Tiefenthaler, L.L., 1997.** Reproduction and population dynamics of a population of *Grandidierella japonica* (Stephensen) (Crustacea: Amphipoda) in upper Newport Bay, California. *Bulletin of the Southern California Academy of Sciences*, 96: 34–42.
- Grizel, H., Héral, M., 1991.** Introduction into France of the Japanese oyster (*Crassostrea gigas*). *Journal du Conseil International pour l'Exploration de la Mer*, 47: 399–403.
- Jourde, J., Sauriau, P.G., Guenneteau, S., Caillot, E., 2013.** First record of *Grandidierella japonica* Stephensen, 1938 (Amphipoda: Aoridae) from mainland Europe. *BioInvasions Records*, 2 (1): 51–55.
- Lavesque, N., Gouillieux, B., de Montaudouin, X., Bachelet, G., Bonifácio, P., Simonet, E., 2014.** Premier signalement de l'espèce introduite *Grandidierella japonica* Stephensen, 1938 (Crustacea: Amphipoda: Aoridae) dans le bassin d'Arcachon. *An aod - les cahiers naturalistes de l'Observatoire marin*, III (1): 11–19.
- Lincoln, R.J., 1979.** *British Marine Amphipoda: Gammaridea*. (Ed. British Museum (Natural History)) British Museum (Natural History), London: 658 pp.
- Marchini, A., Ferrario, J., Nasi, E., 2016.** Arrival of the invasive amphipod *Grandidierella japonica* to the Mediterranean Sea. *Marine Biodiversity Records*, 9 (38): 1-7.
- Munari, C., Bocchi, N., Mistri, M., 2016.** *Grandidierella japonica* (Amphipoda: Aoridae): a non-indigenous species in a Po delta lagoon of the northern Adriatic (Mediterranean Sea). *Marine Biodiversity Records*, 9 (12): 1-8.
- Myers, A.A., 1981.** Taxonomic studies on the genus *Grandidierella* Coutière (Crustacea, Amphipoda). III. Fijian, Australian and Saudi Arabian species. *Bulletin du Muséum National d'Histoire Naturelle*, 4 (3), pp. 213–226.
- Nagata, K., 1960.** Preliminary notes on benthic gammaridean Amphipoda from the *Zostera* region of Mihara Bay, Seto Island Sea, Japan. *Publications of the Seto Marine Biological Laboratory*, 8 (1): 163–182.
- Nagata, K., 1965.** Studies on marine gammaridean amphipoda of the Seto Inland Sea. III. *Publications of the Seto Marine Biological Laboratory*, 13: 291–326.
- Okolodkov, Y.B., Bastida-Zavala, R., Ibáñez, A.L., Chapman, J.W., Suárez-Morales, E., Pedroche, F., Gutiérrez-Mendieta, F. J., 2007.** Especies acuáticas no indígenas en México. *Ciencia y Mar.*, 32: 29–67.
- Pilgrim, E.M., Blum, M.J., Reusser, D.A., Lee II, H., Darling, J.A., 2013.** Geographic range and structure of cryptic genetic diversity among Pacific North American populations of the non-native amphipod *Grandidierella japonica*. *Biological Invasions*, 15 (11): 2415–2428.
- Ros, M., Vázquez-Luis, M., Guerra-García, J.M., 2013.** The role of marinas and recreational boating in the occurrence and distribution of exotic caprellids (Crustacea: Amphipoda) in the Western Mediterranean: Mallorca Island as a case study. *Journal of Sea Research*, 83: 94–103.
- Smith, P., Perrett, J., Garwood, P., Moore, G., 1999.** Two additions to the UK marine fauna: *Desdemona ornata* Banse, 1957 (Polychaeta, Sabellidae) and *Grandidierella japonica* Stephensen, 1938 (Amphipoda, Gammaridea). *Newsletter of the Porcupine Marine Natural History Society*, 2: 8–11.
- Zabin, C.J., Ashton, G.V., Brown, C.W., Davidson, I.C., Sytsma, M.D., Ruiz G.M., 2014.** Small boats provide connectivity for nonindigenous marine species between a highly invaded international port and nearby coastal harbours. *Management of Biological Invasions*, 5 (2): 97–112.

GRANDIDIERELLA JAPONICA ALONG THE BASQUE COAST: PRELIMINARY ASSESSMENT OF ITS LOCAL SETTLEMENT AND ANALYSIS OF IMPACTED ESTUARINE ECOLOGICAL NICHES

Arraud Alison¹, Foulquier Clémence^{1,2} and D'Amico Frank¹

¹ CNRS / UNIV PAU & PAYS ADOUR / E2S UPPA, LABORATOIRE DE MATHÉMATIQUES ET DE LEURS APPLICATIONS DE PAU –UMR 5142, Allée du Parc Montauray, 64600 ANGLET, France

² CASAGEC INGENIERIE, 18 rue Maryse Bastié, Zone de Maignon 64600 ANGLET, France

Article en cours de reprise pour une nouvelle soumission suite à :

- **une demande de re-soumission de la revue *Regional Studies in Marine Science* faite de reviewer lors du premier envoi,**
- **un rejet de *Aquatic Invasions* avec proposition de nouvelle soumission à *BioInvasions Records*.**

Abstract

Grandidierella japonica is an aroid amphipod species native to the Japan Sea. If the invasion success of this non-native amphipod is well documented, factors of its significant range expansion are still poorly known. A total of 30 soft-bottom stations were sampled on the Adour and Nivelle estuarine systems and their opening, in a replicate way, four seasons per year during two years in Nivelle estuary and three years in Adour estuary. This alien species was detected for the first time along the French Basque coast in 2015. Bayesian logistic regression models showed medium grain size and species richness as factors influencing in different way the settlement dynamic of this non-indigenous species. Diversity appeared as a biotic favorable factor in both estuaries. Sediment grain size showed distinct effects along the two rivers. These results are globally opposite to *G. japonica* previous records in European waters. In terms of effective niche, OMI analysis showed that *G. japonica* shared similar ecological requirements with several macrobenthic species from the *Scrobicularia plana* - *Cerastoderma edule* community. Only two suspensivores (*S. plana* and *Melita palmata*) species could be appear as potential candidate for resources competition. This paper highlights the importance of monitoring the distribution patterns of non-indigenous species and their possible interaction with native fauna.

Keywords: Exotic species, Adour, Nivelle, Species distribution, Bayesian logistic regression, OMI.

1 Introduction

Nowadays, nonindigenous species are found in multiple aquatic and terrestrial biomes (Zabin, 2014). Although species dispersion is a natural phenomenon, it has been supported and enhanced by Humans over the past 500 years (Ricciardi, 2007). While the introduction of some species may pose only a limited threat, many invasive species are responsible for the decline of native species and the alteration of ecosystems (Pejchar and Mooney, 2009). The link between exotic species and loss of biodiversity is admitted by the scientific community (Streftaris *et al.*, 2005), in particular when their settlement is associated with other factors that imply alterations (e.g. habitat erosion, rising temperatures, etc.; (Herkül *et al.*, 2009; Roy *et al.*, 2014). The impact of invasive species on native population of marine environments can be considered as a form of biological pollution (Occhipinti-Ambrogi, 2007) which is mostly irreversible contrarily to other types of pollution (Molnar *et al.*, 2008).

Invasive species is an issue of growing concern in coastal environment and particularly in estuarine communities in most parts of the world (Munari *et al.*, 2016; Ruiz *et al.*, 1999). This can be explained by the central position of bays and estuaries for many human activities (Grosholz, 2002). These areas are hotspots of transit with numerous vectors of introduction. Ballast water related to international shipping and the shellfish industry are among the most common pathways (Clarke Murray *et al.* 2011; Okolodkov *et al.*, 2007). More recently, recreational boating is also considered as an important way of local transfer and of secondary spread of marine non-native species (Nall *et al.*, 2015). Algae (Chapman, 1998; Farrell and Fletcher, 2006), many mussel species (Johnson *et al.*, 2001; Power *et al.*, 1996), bryozoans (Floerl *et al.*, 2004) and mobile species of amphipods (Frey *et al.*, 2009) are widely represented among biological components scattered by this way.

The respective roles of the environment and biotic interactions are the two main topics to understand the distribution of these non-native species and assess their potential effects on aquatic ecosystems (Dick *et al.*, 2002; Ros *et al.*, 2015). In ecology, the study of these processes is closely related to the concept of ecological niches (Gaston, 2003). The "fundamental" niche describes a tolerance range of environmental conditions for species evolution. The "realized" niche, which is smaller, includes the effect of local biotic interactions and resource-consumer relationships (Muha *et al.*, 2017; Wiens and Graham, 2005). Some authors argue that species designated as "engineer" or "keystone" in their original tolerance range often finds the same status in the invaded environment (Cuddington *et al.*, 2007; Power *et al.*, 1996). The status prediction in a colonized environment of a species considered as "accessory" in its native range is more arduous (Ehrenfeld, 2010).

Crustaceans significantly contribute to the knowledge improvement in marine and brackish invasions due to their abundant records and the extensive research on this taxonomic phylum (Ruiz *et al.*, 2011). *Grandidierella japonica* Stephensen, 1938 is an Aroid amphipod species (Crustacea: Amphipoda: Aoridae) native to the Japan seas (Nagata, 1960; Nagata, 1965). It is detected outside its area of origin for the first time in 1966 in San Francisco Bay (Chapman and Dorman, 1975) and is now distributed in the intertidal and subtidal sediments from bays and estuaries of the west coast of United States (Greenstein and Tiefenthaler, 1997), in Mexico (Okolodkov *et al.*, 2007), Hawaii (Coles *et al.*, 1999) and Australia (Myers, 1981). The species is reported in Europe for the first time in south-east England (Ashelby, 2006; Smith *et al.*, 1999),

then on the French Atlantic coast in the bays of Marennes-Oléron (Jourde *et al.*, 2013) and Arcachon (Lavesque *et al.*, 2014), along the Italian coastline in the Mediterranean Sea (Marchini *et al.*, 2016; Munari *et al.*, 2016), and more recently in the Gulf of Morbihan in Brittany (Droual *et al.*, 2017) and along the French Basque coast (Foulquier *et al.*, 2018).

The ecology of *G. japonica* is partially known. Described as eurytopic, it lives mainly in muddy to sandy substrates in brackish waters of bays and estuaries (Pilgrim *et al.*, 2013) where it digs U-shaped galleries (Lavesque *et al.*, 2014). This species is also found in oyster reefs (Chapman and Dorman, 1975) and eelgrass beds (Nagata, 1960). Foulquier *et al.* (2018) recently broaden again the spectrum of the ecological requirements of this species to brackish subtidal zone with coarse substrate. This amphipod feeds on detritus, benthic diatoms and suspended particles (Aikins and Kikuchi, 2002; Best *et al.*, 2013; King *et al.*, 2006; Whitcraft *et al.*, 2008). In the same way to other invasive species, *G. japonica* has the potential to affect native species by altering the invaded habitat (Barnard *et al.*, 1991), as well as by competing with native species (Chapman and Underwood, 2009).

Although the invasive success of *G. japonica* along the French Atlantic coast is well documented, factors possibly involved in the settlement are still poorly described. Here, the objective of the present study is to identify the local abiotic and biotic factors prevailing in the *G. japonica* settlement in two French Basque estuaries using statistical modelling and ecological niche analysis. This work follows on from the publication of Foulquier *et al.* (2018) dealing with the first record of the invasive amphipod along the French Basque coast.

2 Materials and methods

2.1 Study area

The French Basque coast extends from the Adour to the Bidassoa estuaries. Along this coast, the Adour and Nivelle are the two main rivers flowing to the Atlantic Ocean (Augris *et al.*, 2009; Figure.AII-b. 1). These estuaries are subjected to an important natural variability of environmental parameters (e.g. tides, floods). They constitute an interface between a largely urbanized and industrialized watersheds and an attractive coastal zone. The downstream parts of these rivers are affected by multiple human activities, ranging from recreational boating to industrial and port activities (e.g. shipping, dredging), leading to consequential anthropogenic pressure on these particular and sensitive estuarine ecosystems (Ruiz *et al.*, 1999).

2.2 Data collection

A total of 30 subtidal soft-bottom stations were sampled on the Adour (20 stations) and Nivelle (10 stations) estuarine systems including their opening (Figure.AII-b. 1), with four seasons per year during two years (from August 2014 to June 2016) for the Nivelle and during three years (from August 2014 to June 2017) for the Adour estuary.

At each station, three bio-sediment samples were collected using a Van Veen grab (0.1 m²). Grab contents were sieved with a 1mm square mesh size. Material retained was directly fixed in ethanol (99.9%) for later identification to the lowest taxonomic level (predominantly species) and enumeration in the laboratory.

For the sediment analysis, a sub-sample of each collected grab was used for the determination of the organic matter proportion and the grain size analyses. Data used for sediment characterization were treated as percentages for each grain size categories determined using a sieve shaker. The following sedimentary fractions were considered based on the classification of Wentworth (1922) modified by Folk (1954), Folk and Ward (1957) and Folk (1966): “GR” gravel and pebble (>2 mm), “VCS” very coarse sand (1-2 mm), “CS” coarse sand (0.5-1 mm), “MS” medium sand (0.25-0.5 mm), “FS” fine sand (0.125-0.25 mm), “VFS” very fine sand (0.063-0.125 mm) and “F” silt & clay (<0.063 mm). The diameter corresponding to the average grain size of sediment particles (D50) was calculated using a MATLAB routine for each station and each field campaign. Organic matter (“OM”) content was estimated by loss of ignition (450°C, 6H) and was also treated as percentage of sediments weight.

2.3 Data analysis

In estuarine systems a substantial heterogeneity between upstream and downstream stations due to the salinity gradient (Bald *et al.*, 2005; De Paz *et al.*, 2008; Rodrigues *et al.*, 2011). Without salinity data and to ensure the spatial coherence of the stations studied, we carried out a Hierarchical Ascending Classification. This method consists in grouping the closest stations in a dendrogram (Glémarec and Grall, 2003) whose length of branches represents the average distance between stations or groups of stations (*i.e.* their percentage of similarity). This similarity has been calculated by the distance of Bray-Curtis and using a group-average linkage (Legendre and Legendre, 1984).

Differences in environmental variables between seasons were tested using the non-parametric two-ways analysis on the ranks (*i.e.* Friedman test), on both estuaries distinctly.

2.3.1 Bayesian logistic regression

The abundance of most macrobenthic species is seasonally sensitive that decreases the homogeneity of the data (Ysebaert *et al.*, 2002). In order to avoid bias due to this seasonal effect, presence/absence and species richness data were preferred over abundance.

In ecology, logistic regression can be used to analyze the relationship between a binary response variable and one or more explanatory variables (Ysebaert *et al.*, 2002; Eq.1 to Eq.3 in supplementary material). In a Bayesian analysis, information available from the data and from the literature can be placed on models (Ellison, 2004). This modelling method is based on determining the degree of belief that particular conditions exist regarding the data that have been collected (McCarthy, 2015) (further method information’s in *Appendix A*).

Logistic regression models were used in the Bayesian framework to explain the occurrence of *G. japonica* (abundance transformed in presence/absence data) regarding abiotic and biotic factors considered here as proxies to understand its settlement. Prior to run the models, a selection of variables was operated removing for variables displaying high level of Spearman correlation coefficient (≥ 0.6). Explanatory variables retained (organic matter content “MO”, fine particles proportion “F”, medium grain size “D50” and species richness “S”) were normalized to have features on the same scale. These analyses were done using RStudio software with the package R2jags (Su and Yajima, 2015).

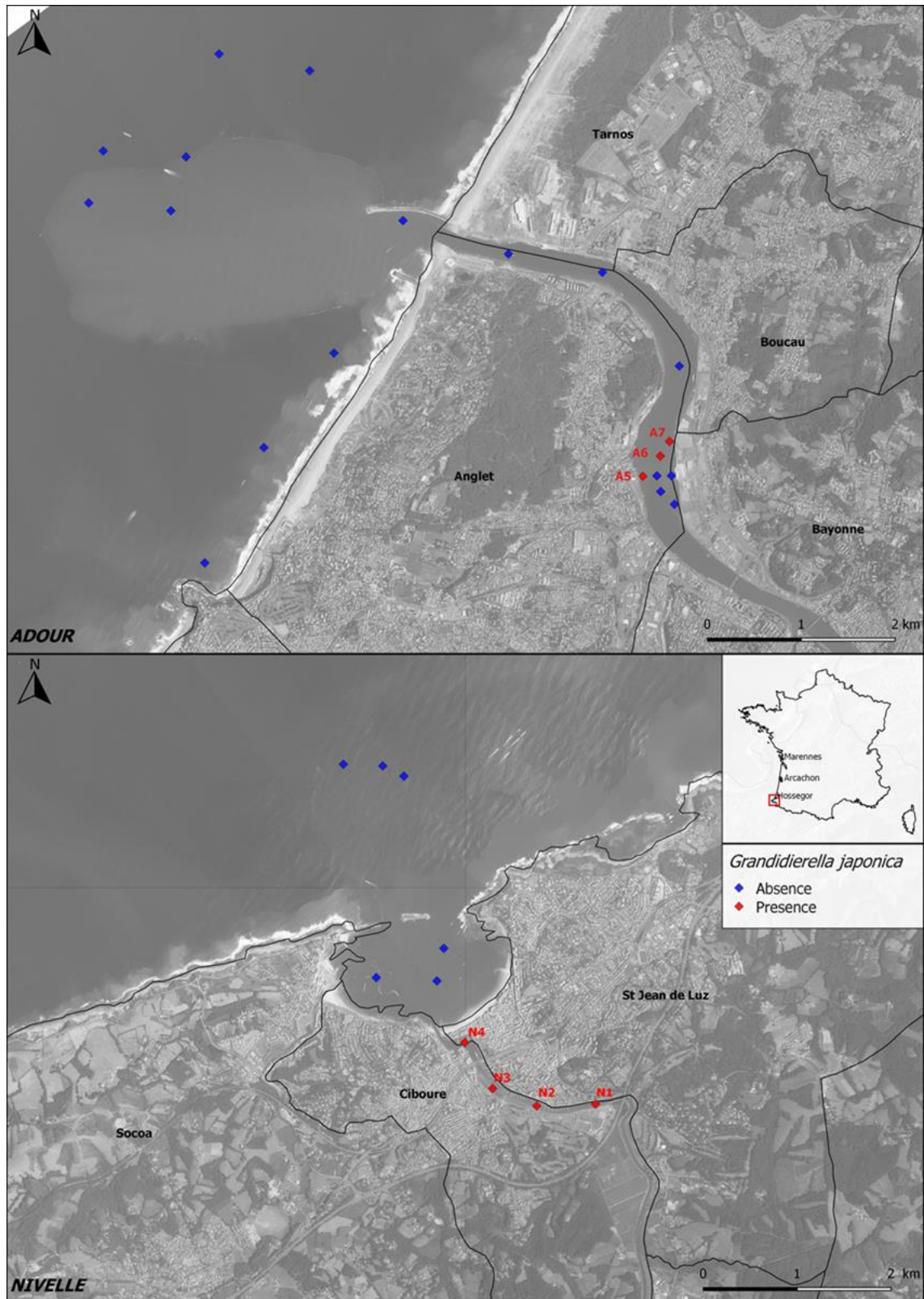


Figure.AII-b. 1: Maps of the study areas with location of sampling stations of the Adour (top) and the Nivelle (down) estuaries. Blue dots: absence / red dots: presence of *Grandidierella japonica* Stephensen, 1938.

2.3.2 Ecological niche analysis

The Outlying Mean Index (OMI) analysis was performed to quantify the specialization level of species living for each estuary. The OMI measures the marginality of species from the average conditions of the sampling area (more details on the statistical approach on Dolédec *et al.*, 2000 and Karasiewicz *et al.*, 2017). The OMI analysis provides three parameters: OMI, Rtol and Tol. The OMI corresponds to the distance between the mean habitat conditions used by the species (realized niche) and the mean habitat conditions over the entire studied area (origin of the niche hyperspace). The higher is the value of the OMI index of a species, the higher is its habitat specialization (Jänes *et al.*, 2017). The Tol parameter measures the species tolerance regarding to the variability of the environment used. A high Tol value is associated to a generalist species (Hernández-Fariñas, 2015). The RTol, Residual Tolerance, illustrates the variance unexplained by the chosen variables.

In this study, OMI was performed to determine the specialization level and the effective niche position of *G. japonica* in the Adour and Nivelle estuarine communities. Prior to run the OMI analysis with the niche function of package *ade4* (Chessel *et al.*, 2009), a PCA was done on the environmental variables. Environmental variables (such as organic matter content and six sediment fractions) and biotic variable (species richness) was included in order to describe the biotic interactions within the benthic community. A permutation test of 1,000 random iterations was used to compare the observed species' marginality (OMI values) and the simulated values, under the null hypothesis that each species is indifferent to its environment (Hernández-Fariñas, 2015).

3 Results

In each estuary the Hierarchical Ascending Classification analysis allowed to distinguish three groups of stations, corresponding to the inner part of the estuary, the littoral and the open water. Thus, we focused our analysis on clusters representing the inner part of these two estuaries where *G. japonica* was detected, four stations on the Nivelle system and five on the Adour one (Figure.AII-b. 1). As reported by Foulquier *et al.* (2018), 122 specimens of the amphipod were recorded within these both estuaries, including mature males and ovigerous females.

Differences in environmental variables between seasons were not attested by the non-parametric two-ways analysis on the ranks (*i.e.* *Friedman test* p -value >0.05).

Convergence of models was checked by visual inspection of trace plots and ensuring the Gelman-Rubin statistic $R_{hat} = 1$ (Gelman and Hill, 2006) and the comparison of posterior to prior distributions suggested that the information contained in the data led to suitable updating of the prior distributions.

3.1 Prevailing factors of *G. japonica* settlement

Within the Adour estuary, neither significant biotic nor environmental effects were observed (Figure.AII-b. 2A). Species richness ($\beta_1=0.32$ [-0.17; 0.8]) seemed to have a marginal positive relationship with the presence of *G. japonica*, as well as the fine particles proportion ($\beta_3=0.09$ [-0.8; 0.95]). In this dataset, the organic matter content ($\beta_2=-0.33$ [-1.22; 0.51]) and the medium

grain size ($\beta_4 = -0.06$ [-0.68; 0.52]) appeared to have a marginal negative effect. Due to their important variance these results suggested that this species is able to settle in a large habitat range.

Nivelle stations showed similar patterns excepted for medium grain size (Figure.AII-b. 2B). Here species richness ($\beta_1 = 1.99$ [0.54; 3.9]) and medium grain size ($\beta_4 = 1.7$ [0.16; 3.57]) significantly influenced the presence of this invasive amphipod. The effect of fine particles content “F” ($\beta_3 = 0.53$ [-0.72; 1.72]) also seemed favorable for the species but not significantly. The organic matter content ($\beta_2 = -0.06$ [-1.2; 1.11]) could represent the only limiting factors in this estuary.

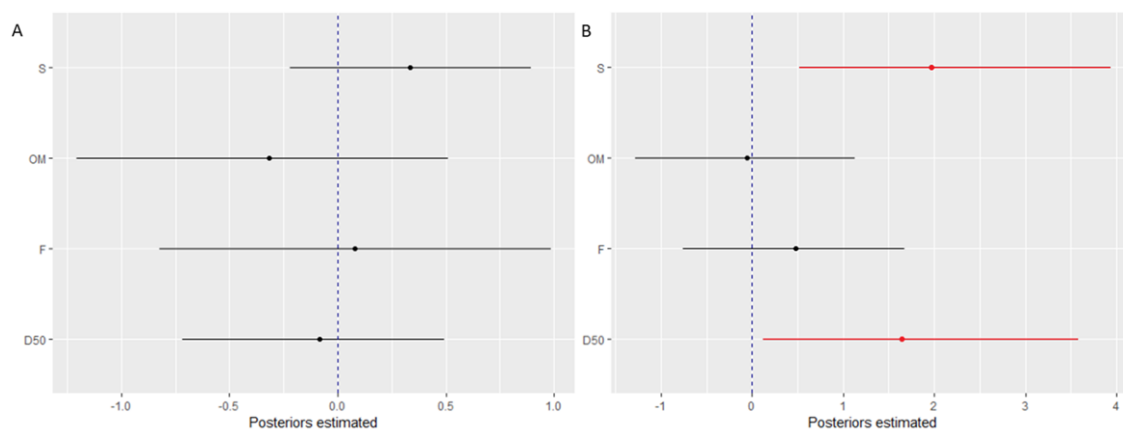


Figure.AII-b. 2: Posterior distributions of the species richness (S), organic matter (OM), fine particles (F) and medium grain size (D50) effects on the presence of *G.japonica* for the Adour stations (A) on the left and for the Nivelle stations (B) on the right. The significance of the result is ensured if the 95% credibility interval (segment) does not overlap the null value (vertical dotted line). The red segments show significant results.

3.2 Realized niches

In each estuary we represented only the realized niches of the species which are correlated to the overall pattern of the community (*permutation test*, p -value < 0.05). They are described on Table.AII-b. 1 for Adour stations and Table.AII-b. 2 for Nivelle ones.

3.2.1 Adour estuary

The first axis (82.42%) captured the distribution pattern of sedimentary fractions along the estuary (Figure.AII-b. 3B). Organic matter content “OM”, medium sand “MS”, very fine sand “VFS”, fine sand “FS”, gravels “GR” and species richness “S” were the most important variables distinguished the effective species’ niches (Figure.AII-b. 3B, C). OMI analyses revealed an environmental niche separation between species according to the environmental factors distribution (Figure.AII-b. 3C). The result illustrates the environmental space occupied by *G. japonica* which includes a broad range of grain sizes extends to the gravel one. Furthermore, its position on the green polygon appears to be linked with the species richness, gravel and fine sand. *G. japonica* seemed to share similar ecological requirements that the bivalve *Scrobicularia plana* (da Costa Mendes, 1778) and the crustaceans *Cyathura carinata* (Krøyer, 1847) and *Hemigrapsus sp.* Dana, 1851 (see codes Table.AII-b. 1). The RTol value (Table.AII-b. 2) indicated that the assessment of the alien species effective niche is not totally explained by the considered variables.

3.2.2 Nivelle estuary

The first axis (59.45%) captured essentially the grain size gradient. The second axis (23.44%) was supported by the species richness “S” and medium grain size “D50” (Figure.AII-b. 4B). Three groups of benthic species differently used the realized environmental space (Figure.AII-b. 4C) in which medium grain size and coarse sediments “CS” seemed to play an important role on this distribution pattern. OMI analyses revealed an environmental niche separation between groups of species which shared different set of environmental factors Figure.AII-b. 4C). The position of *G. japonica* in its effective niche suggested a preference for medium grain size and species diversified. The analysis showed that *G. japonica*, *Cyathura carinata*, *Melita palmata* (Montagu, 1804) and *Hemigrapsus takanoi* Asakura and Watanabe, 2005 shared a similar niche within this environmental space. However, the RTol value was higher than the OMI value assigned to this alien species (Table.AII-b. 2).

4 Discussion

Further to the record of *Grandidierella japonica* along the French Basque coast (Foulquier *et al.*, 2018), this study preliminary assessed the influence of abiotic and biotic factors prevailing in the invasive amphipod settlement in the Adour and the Nivelle estuaries. Statistical modelling and ecological niche analysis were used to improve knowledge on the distribution patterns of this invasive amphipod in estuarine ecosystems.

Modelling results regarding the biotic and the abiotic effects on *G. japonica* presence showed similar patterns on the Nivelle and the Adour stations, excepted for the medium grain size which seemed to have an opposite influence within the both riverine systems. The species richness and the medium grain size indicated significantly positive relationships with the presence of the amphipod in Nivelle estuary. It should be noticed that the medium grain size was higher in this dataset than in the Adour one. The positive effect of medium grain size was not an expected result, given that previous records state that this species usually lives in sandy mud sediments (Jourde *et al.*, 2013; Pilgrim *et al.*, 2013). Thus, in the Nivelle estuary, *G. japonica* appeared to broaden its habitat range for larger sediments in accordance with the Foulquier *et al.* (2018) observations. In the same way, species richness appeared to have a positive effect within the two rivers. This biotic factor can be used to estimate biodiversity and ecosystem functioning (Pinto *et al.*, 2013). Organically enriched areas were indeed characterized by low species richness but a high abundance of pollution-tolerant and opportunistic species (Pearson and Rosenberg, 1978). According to Smith *et al.* (1999), *G. japonica* was generally associated to these disturbed areas. Contrary to previous records, species richness seemed to represent here a favorable biotic factor for this alien species settlement. Furthermore, the organic matter content seemed to have a marginal negative effect on both estuaries while this amphipod normally lives in nutrient rich environments (Smith *et al.*, 1999). On Adour stations, all explanatory variables showed an important variance and none of these factors were significant. There are two not mutually exclusive ways to interpret these results: (i) this illustrated the opportunistic trait of certain alien species facing the invaded environment (Panda *et al.*, 2018; Vitousek, 1986); (ii) the lack of perspective in this invasion emergence. Indeed, this invasive amphipod was detected only during the last two campaigns of the 12 carried out in Adour estuary. In Nivelle estuary, the settlement of *G.japonica* is in a relative more advanced stage (found since the 4th field survey of August 2015).

Table.All-b. 1: Niche parameters calculated with the OMI analysis for *G.japonica* and benthic taxa of Adour estuary. Inertia, species marginality (OMI), species tolerance (Tol) and the residual tolerance (Rtol) were represented and corresponding values in percentage (omi, tol and rtol).

Taxa	Code	Inertia	OMI	Tol	Rtol	omi	tol	rtol
<i>F.Tubificidae</i>	<i>F.tub</i>	15.90	7.5	2.09	6.30	47.2	13.2	39.6
<i>Alkmaria romijni</i>	<i>A.rom</i>	17.95	11.64	1.54	4.78	64.8	8.6	26.6
<i>Glycera tridactyla</i>	<i>Gly.tri</i>	12.75	6.06	0.23	6.45	47.6	1.8	50.6
<i>Hediste diversicolor</i>	<i>H.div</i>	13.83	4.56	3.26	6.02	32.9	23.5	43.5
<i>Streblospio shrubsolii</i>	<i>S.shr</i>	14.07	4.66	2.51	6.90	33.1	17.8	49
<i>Bathyporeia pelagica</i>	<i>Bat.pel</i>	17.33	13.90	0.71	2.72	80.2	4.1	15.7
<i>Bathyporeia pilosa</i>	<i>Bat.pil</i>	16.18	14.71	0.61	0.86	90.9	3.8	5.3
<i>Cyathura carinata</i>	<i>C.car</i>	12.98	4.43	2.71	5.84	34.1	20.9	45
<i>Gastrosaccus spinifer</i>	<i>G.spi</i>	10.13	3.51	1.03	5.60	34.7	10.1	55.2
<i>Grandidierella japonica</i>	<i>G.jap</i>	11.84	3.59	0.44	7.82	30.3	3.7	66
<i>Hemigrapsus sp.</i>	<i>Hem.sp</i>	13.07	2.31	2.96	7.81	17.6	22.6	59.7
<i>Ruditapes decussatus</i>	<i>Rud.dec</i>	15.36	8.13	2.63	4.59	53	17.1	29.9
<i>Ruditapes philippinarum</i>	<i>Rud.phi</i>	20.71	13.38	1.92	5.41	64.6	9.3	26.1
<i>Scrobicularia plana</i>	<i>S.pla</i>	9.63	0.80	1.38	7.46	8.3	14.3	77.4
<i>Nemertea</i>	<i>Nem</i>	12.80	4.26	1.24	7.30	33.3	9.7	57

Table.All-b. 2: Niche parameters calculated with the OMI analysis for *G.japonica* and benthic taxa of Nivelles estuary. Inertia, species marginality (OMI), species tolerance (Tol) and the residual tolerance (Rtol) were represented and corresponding values in percentage (omi, tol and rtol).

Taxa	Code	Inertia	OMI	Tol	Rtol	omi	tol	rtol
<i>Capitella spp.</i>	<i>Cap.sp</i>	9.51	2.24	2.42	4.85	23.6	25.5	51
<i>Dipolydora sp.</i>	<i>Dip.sp</i>	12.92	10.9	0.55	1.48	84.3	4.2	11.4
<i>Nephtys cirrosa</i>	<i>Nep.cir</i>	14.55	8.1	2.71	3.76	55.5	18.7	25.8
<i>Oxydromus flexuosus</i>	<i>O.fle</i>	11.36	8.2	0.46	2.71	72.1	4	23.9
<i>Polydora hoplura</i>	<i>Pol.hop</i>	17.71	16.76	0.36	0.6	94.6	2	3.3
<i>Spio martinensis</i>	<i>Spi.mar</i>	14.61	10.36	0.8	3.46	70.9	5.5	23.7
<i>Cyathura carinata</i>	<i>C.car</i>	7.28	2.23	1.04	4.01	30.6	14.3	55
<i>Grandidierella japonica</i>	<i>G.jap</i>	9.55	3.54	1.98	4.04	37	20.7	42.3
<i>Hemigrapsus takanoi</i>	<i>Hem.tak</i>	14.54	10.55	0.67	3.32	72.6	4.6	22.8
<i>Heterotanais oerstedii</i>	<i>H.oer</i>	20.06	19.46	0	0.6	97	0	3
<i>Leptocheirus pilosus</i>	<i>L.pil</i>	16.27	12.16	1.17	2.93	74.7	7.2	18
<i>Melita nitida</i>	<i>Mel.nit</i>	17.56	14.56	1.03	1.97	82.9	5.9	11.2
<i>Melita palmata</i>	<i>Mel.pal</i>	16.4	7.11	2.76	6.54	43.3	16.8	39.9
<i>Monocorophium insidiosum</i>	<i>M.ins</i>	20.1	19.6	0.01	0.5	97.5	0	2.5
<i>Paramysis bacescoi</i>	<i>P.bac</i>	14.82	9.43	2.54	2.85	63.6	17.1	19.2
<i>Tanais dulongii</i>	<i>T.dul</i>	19.98	19.31	0	0.67	96.6	0	3.4
<i>Magallana gigas</i>	<i>M.gig</i>	16.31	13.73	1.5	1.1	84.2	9.1	6.7
<i>Modiolula phaseolina</i>	<i>M.pha</i>	15.36	11.52	2.9	0.86	75	19.4	5.6
<i>Mytilus galloprovincialis</i>	<i>M.gal</i>	20.06	19.46	0	0.6	97	0	3
<i>Peringia ulvae</i>	<i>P.ulv</i>	16.73	10.34	2.86	3.53	61.8	17.1	21.1
<i>Nemertea</i>	<i>Nem</i>	14.91	6.81	4.17	3.94	45.7	27.9	26.4

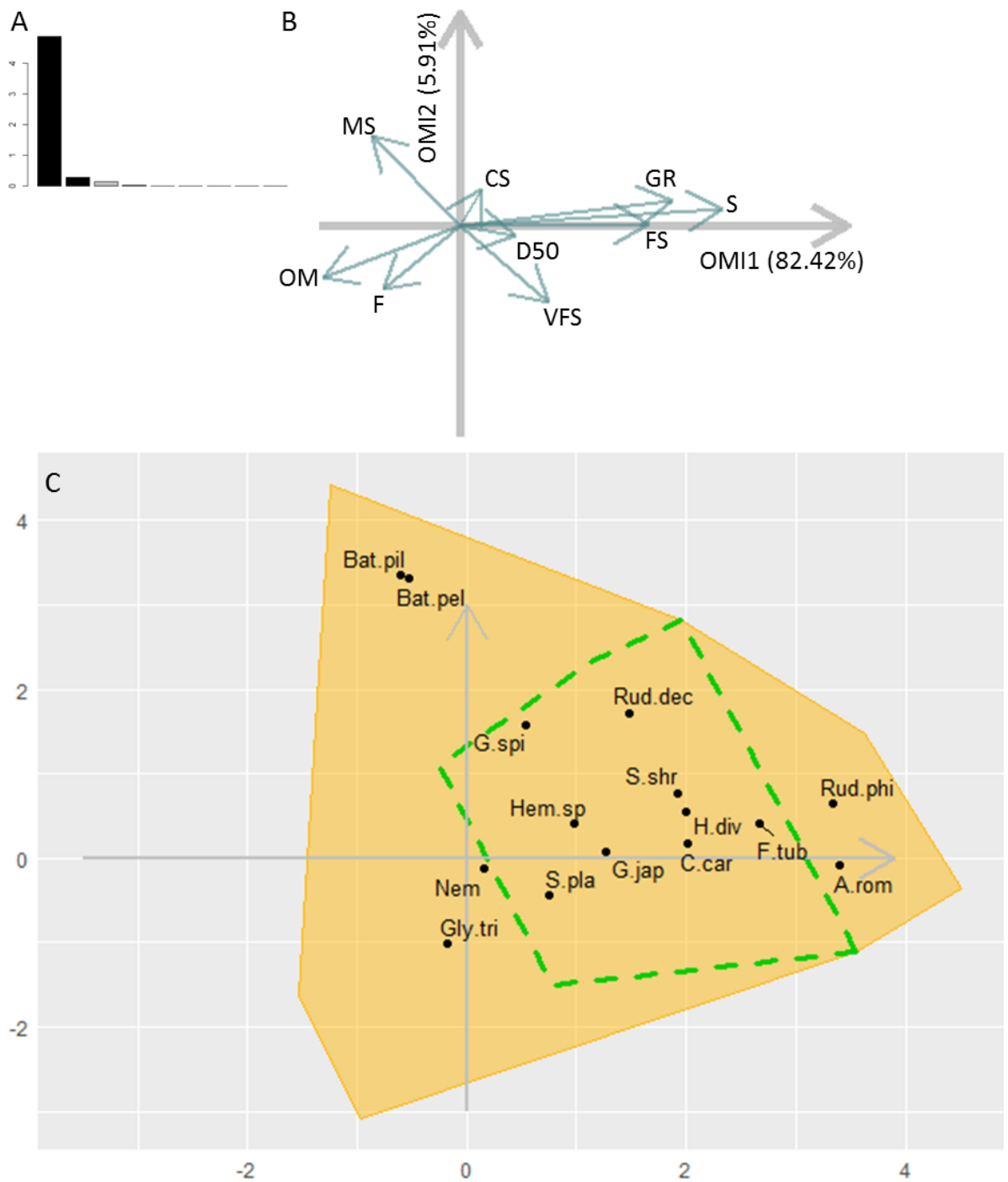


Figure.AII-b. 3: (A) Eigenvalues of OMI axis. (B) Canonical weights of biotic ("S" species richness) and environmental variables ("F" fine particles; "VFS" very fine sand; "FS" fine sand; "MS" medium sand; "CS" coarse sand; "GR" gravel and "D50" medium grain size). (C) OMI analysis of 15 benthic species. The yellow polygon represents the realized environmental space. The species labels correspond to the species' niche positions. The dashed green polygon represents the effective niche of *Grandidierella japonica* (G.jap) in the Adour estuary.

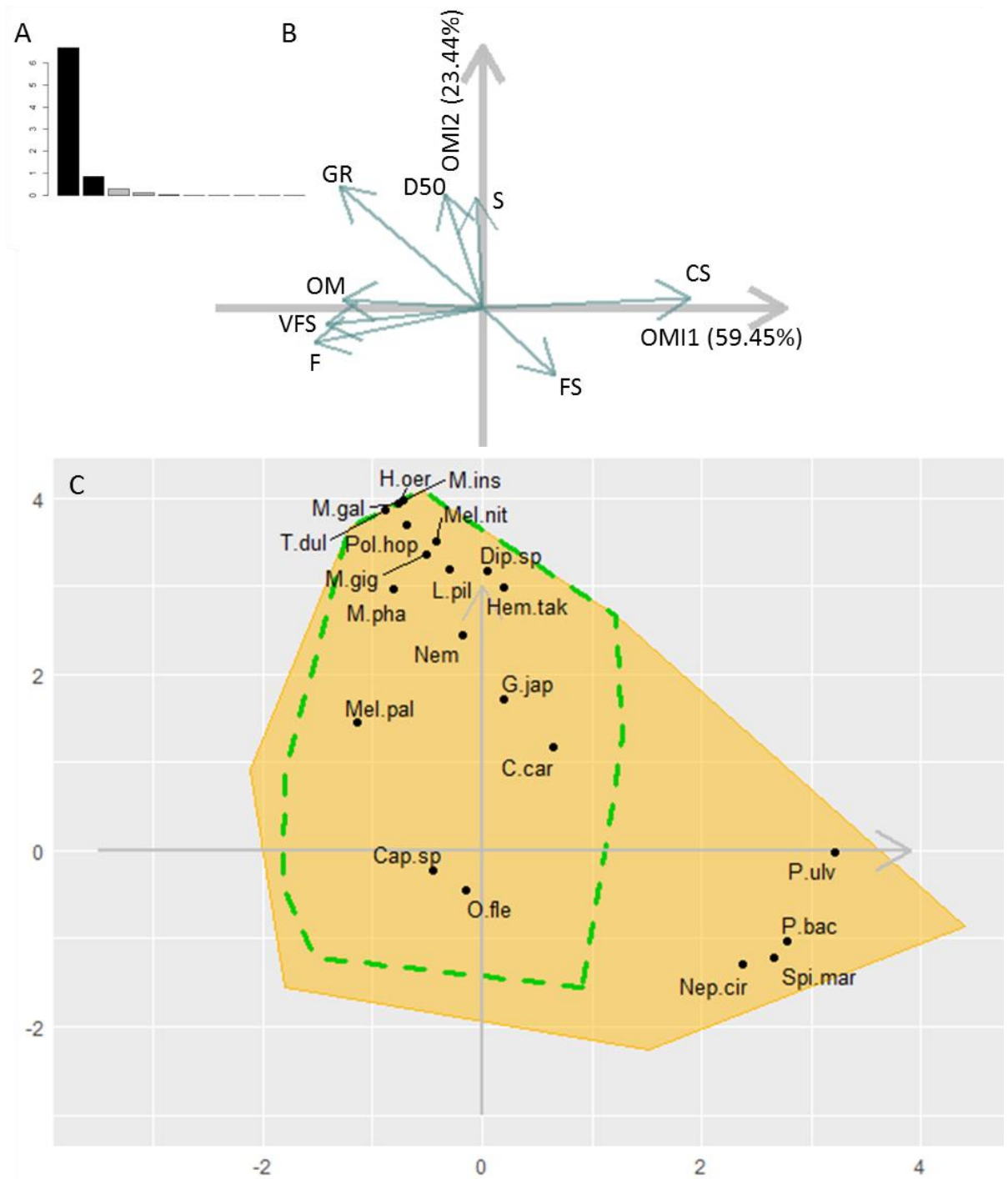


Figure.AII-b. 4: (A) Eigenvalues of OMI axis. (B) Canonical weights of biotic (“S” species richness) and environmental variables (“F” fine particles; “VFS” very fine sand; “FS” fine sand; “CS” coarse sand; “GR” gravel and “D50” medium grain size). (C) OMI analysis of 15 benthic species. The yellow polygon represents the realized environmental space. The species labels correspond to the species’ niche positions. The dashed green polygon represents the effective niche of *Grandidierella japonica* (G.jap) in the Nivelles estuary.

Some species introductions may pose minor disruption issues, whereas others are responsible for native species decline and ecosystem alterations (Molnar *et al.*, 2008; Pejchar and Mooney, 2009). *G. japonica* is reported as a not invasive species in the Global Invasive Species Information Network, however as it was indicated by Munari *et al.* (2016), it may compete with native species for resources. In British and Italian waters (Ashelby 2006; Smith *et al.*, 1999) *G. japonica* often occurred in communities dominated by the polychaete *Streblospio shrubsolii* (Buchanan, 1890), with the presence of the bivalve *Ruditapes philippinarum* (Adams and Reeve, 1850) and the amphipod *Leptocheirus pilosus* Zaddach, 1844. On the basis of our knowledge, we could initially hypothesize a possible competition with the native amphipod *L. pilosus* due to their similar ecological traits. However, they did not appear clearly close within effective niche represented in the OMI results. Here, *G. japonica* occurred in the *Scrobicularia plana* - *Cerastoderma edule* community (Borja *et al.*, 2004) which is typical muddy sand flat bottoms of the inner and middle parts of all Basque estuaries. As described by Petersen (1918) and Thorson (1957), the most important species of this community are euryhaline, such as the polychaetes *Hediste diversicolor* (Müller., 1776), *Streblospio shrubsolii*, *Streblospio benedicti* Webster, 1879, *Heteromastus filiformis* (Claparède, 1864), the prosobranch *Peringia ulvae* (Pennant, 1777) and the group of crustaceans *Cyathura carinata*, *Carcinus maenas* (Linnaeus, 1758) and *Corophium* sp. Latreille, 1806. Within a same river, differences facies of the community can be found including different sand and gravel percentages (Perez *et al.*, 2009) as observed along the Nivelle estuary. Within this community, *G. japonica* seemed to share similar ecological requirements with *S. plana*, *C. carinata* and *Hemigrapsus* sp. along the Adour estuary. In the Nivelle riverine system *C. carinata*, *Melita palmata* and *Hemigrapsus* sp. appeared as the closest species. Among the species occupying the *G. japonica* effective niche, two native taxa with the same trophic diet (suspensivores) were closed to *G. japonica*. *S. plana* particularly representative of muddy facies was present only on Adour stations. *M. palmata* was also close to the alien species in Nivelle stations. The dataset and the time perspective were not yet sufficient here to assess that *G. japonica* could be a potential candidate for resources competition with these macrobenthic species identified in this study (Jänes *et al.*, 2017). Indeed, the invasive amphipod obtained significant OMI values, its RTol index were important, suggesting that more appropriate abiotic conditions (e.g. temperature, flood velocity...) may support *G. japonica* niche breadth (Greenstein and Tiefenthaler, 1997). Finally the last closest species is the taxa *Hemigrapsus* sp. Due to its ecological requirements, it cannot represent a potential competitive candidate species for *G. japonica*. Nevertheless, their proximity can potentially be considered as a favorable biotic factor for the settlement of the invasive amphipod (Parker *et al.*, 1999).

Bayesian approach used here performs to update prior knowledges on *G. japonica* invasion strategies in the light of the new observation on its current presence on Adour and Nivelle estuaries despite the slight hindsight due to its relative recent installation stage. Concerning ecological niches modelling, we are aware that several different methods have been proposed. Procedures and underlying algorithms such as GARP (Holland, 1975) and MaxEnt (Phillips *et al.*, 2006) are for example commonly used. In this large set of available methods, the OMI analysis was developed by Dolédec *et al.* (2000); despite being a robust method (Karasiewicz *et al.*, 2017) it is still overlooked in the current literature. It is puzzling given that recent work (see for example Jänes *et al.*, 2017) emphasizes its efficiency in complement of a GAM model to bring in light the niche differentiation between native and non-native benthic species. One special interest of any

OMI analysis is to reveal what are the environmental variables really used by species, allowing quick and efficient visualization of niche overlap between species. However, this method does not take yet into account that the geographical distribution of a species dependent also on biotic interactions (Gause, 1934). Having that kind of possible shortfall in mind, studies could then be completed by biological trait analysis (BTA) to include the functional aspect involved.

5 Conclusions

The introduction of invasive species remains a global threat to biodiversity and ecosystem services. Understanding the respective roles of environment and interspecific interactions in shaping species distributions at different scales is necessary to determine the extent of establishment success and potential impacts of newcomer species in estuarine macrobenthic communities. This is the first preliminary study focused on the identification of local abiotic and biotic factors prevailing in the *Grandidierella japonica* settlement in two French Basque estuaries using statistical modelling and ecological niche analysis. In these two estuaries, this alien species exhibits a similar general distribution pattern facing the species richness factor. However contrasting results appeared between the two estuaries in terms of medium grain size influence. In the same way, ecological niches occupied by this amphipod were characterized by two distinct facies of the *Scrobicularia plana* - *Cerastoderma edule* community. These results are conforming to the previous records for this species in European waters within the Adour system, but contrast sharply within the Nivelle riverine system. To our knowledge, such kind of contrasted findings, here enabled by the comparative analysis of two distinct ecosystems, have not been revealed by previous studies at European scale; this is probably explained by the fact that other studies were not carried out in a comparative way. These observations seem to be relevant for two mutually exclusive hypotheses: (i) *G. japonica* broadens again its ecological range; or (ii) its different distribution patterns suggested that the Adour and Nivelle estuaries hosted cryptic species. Current molecular biology studies could confirm clades presence along the European coasts and so explain the contrasting invasion dynamics observed in this work.

Acknowledgments

The authors gratefully would like to thank the Department of Pyrenees Atlantiques and the Chambre de Commerce et d'Industrie de Bayonne Pays Basque which lend their boats and their sailors to carry the field campaigns. Thanks are also due to S. Karasiewicz for providing technical support to improve our understanding of the ecological niche modelling tools and to anonymous reviewers for their valuable comments that improved the manuscript.

Funding Declaration

This work was partly funded by the Region of Nouvelle-Aquitaine and the Chambre de Commerce et d'Industrie de Bayonne Pays Basque.

Authors' contribution

AA conducted statistical analysis and wrote the manuscript. CF planned and carried out field activities, counted specimens, performed taxonomic identification and contributed to writing. FDA amended manuscript for some important intellectual contents. All authors read and approved the final manuscript.

Supplementary material

LOGISTIC REGRESSION AND BAYESIAN INFERENCE MODELLING

Logistic regression

Logistic regression is part of the general framework of generalized linear models (GLM) and can be used to analyze the relationship between a binary response variable and one or more explanatory variables (Ellis *et al.*, 2006). This method is used here to model the presence of *G.japonica* conditionally on biotic and abiotic predictors. In the logistic model, the response variable is linked to the explanatory variables by a logistic relation, as in the following function:

$$\text{logit}(p(x)) = \log\left(\frac{p(x)/1}{1-p(x)}\right) = b_0 + b_1 + b_2x^2 \quad \text{Eq.1}$$

Where $p(x)$ is the probability that the presence of the species is conditioned by an environmental variable "x"; b_0 , b_1 et b_2 correspond to the regression coefficients of this function. The estimate of the probability $p(x)$, rates between 0 and 1, for an event realization is given by the following expression:

$$p(x) = \frac{e^{(b_0+b_1+b_2x^2)}}{1 + e^{(b_0+b_1+b_2x^2)}} \quad \text{Eq.2}$$

The ecology of this invasive species being poorly known, the hypothesis that its presence on a station i (marked $Occur_i$) is conditioned by: species richness (S_i), fine particles proportion (F_i), organic matter content (MO_i) and mean grain size ($D50_i$) is formulated, such as:

$$Occur_i = \beta_1 \times S_i + \beta_2 \times MO_i + \beta_3 \times F_i + \beta_4 \times D50_i \quad \text{Eq.3}$$

The regression coefficients (β_1 , β_2 , β_3 and β_4) correspond to the parameters to be estimated from the model (noted θ). They permit to measure the effects of each variable on the presence of *G.japonica*.

Bayesian Inference

To estimate the parameters of interest (such as regression coefficients), we adopted a Bayesian approach using Markov chain Monte Carlo (MCMC) algorithms (Ellison, 2004). The Bayesian framework combines the likelihood (information available in the data) and the prior distributions for parameters of interest (knowledge available on the literature). Bayesian modelling, as used here, formalizes our biological hypotheses and facilitates the integration of multiple sources of information (e.g. data of specific richness, fine particles content, etc.) as well as the exchange of information between similar experiments (*i.e.* between stations here).

The Bayesian inference gives a posterior probability distribution to any unknown parameters " θ " conditionally to the data "Y" noted: $P(\theta|Y)$. Bayes' theorem combines the prior knowledge $P(\theta)$ and the information provided by the data translated by the likelihood $P(Y|\theta)$ (McCarthy, 2007) as in the following equation:

$$P(\theta|Y) \propto \frac{P(Y|\theta) \times P(\theta)}{P(Y)} \quad \text{Eq.4}$$

Each prior is associated with a probability distribution whose parameters can be informative or non-informative. Here, according with the species biology, little informative priors (for β_2 and β_3) and non-informative priors (for β_1 and β_4) were defined, so the inferences are essentially based on the information contained in the data.

The posterior distribution is obtained from the empirical distribution of a sample obtained by MCMC. This procedure eliminates the trivial analytical resolution of multidimensional integrations of each parameter of the model (Gelman *et al.*, 2003). The simulation generates a sample following a random draw in a joint distribution of all the parameters of the model, depending on the previous point (Markovian process). Under some conditions (verified in the case of the Gibbs algorithm) the MCMC simulation ensures the convergence of the simulated chains towards the "target" distribution (*i.e.* the distribution with the highest degree of credibility).

JAGS software under RStudio via the "R2jags" package (Su and Yajima, 2015) permit to implement MCMC sampling. Two parallel MCMC chains were turned and 30,000 iterations retained after an initial burn-in of 10,000 iterations. The convergence of MCMC sampling was assessed by the ratio "Rhat". A ratio of 1 was considered as satisfactory (Brooks and Gelman, 1998). The effects of considered variables were evaluated from the statistics of the marginal distributions of the parameters (regression coefficients).

References

- Aikins, S., Kikuchi, E., 2002.** Grazing pressure by amphipods on microalgae in Gamo Lagoon, Japan. *Marine Ecology Progress*, 245: 171–179.
- Asakura, A., Watanabe, S., 2005.** *Hemigrapsus takanoi*, new species, a sibling species of the common Japanese intertidal Crab *H. penicillatus* (Decapoda: Brachyura: Grapsoidea). *Journal of Crustacean Biology*, 25(2): 279-292.
- Ashelby, C., 2006.** Record of the introduced amphipod *Grandidierella japonica* Stephensen 1938 (Crustacea: Amphipoda: Gammaridea: Aoridae) from the Orwell estuary, Suffolk. *Transactions of the Suffolk Natural History*, 42: 48–54.
- Augris, C., Caill-Milly, N., de Casamajor, M.N., 2009.** Atlas thématique de l'environnement marin du Pays basque et du sud des Landes. Quae Editions, 127 pp.
- 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.
- Barnard, J., Sandved, K., Thomas, J.D., 1991.** Tube-building behavior in *Grandidierella*, and two species of *Cerapus*. *Hydrobiologia*, 223(1): 239–254.
- Best, R.J., Caulk, N.C., Stachowicz, J.J., 2013.** Trait vs. phylogenetic diversity as predictors of competition and community composition in herbivorous marine amphipods. *Ecology Letters*, 16: 72–80.
- Blum, M.J., Jun Bando, K., Katz, M., Strong, D.R., 2007.** Geographic structure, genetic diversity and source tracking of *Spartina alterniflora*. *Journal of Biogeography*, 34: 2055–2069.
- Borja, A., Aguirrezabalaga, F., Martínez, J., Sola, J.C., García-Arberas, L., Gorostiaga, J.M., 2004.** Benthic communities, biogeography and resources management. In: Borja A, Collins M (eds), *Oceanography and Marine Environment of the Basque Country*, pp 455–492.
- Chapman, A.S., 1998.** From introduced species to invader: what determines variation in the success of *Codium fragile* ssp. *tomentosoides* (Chlorophyta) in the North Atlantic Ocean? *Helgoländer Meeresuntersuchungen*, 52: 277-259.
- Chapman, J.W., Dorman, J.A., 1975.** Diagnosis, systematics, and notes on *Grandidierella japonica* (Amphipoda: Gammaridea) and its introduction to the Pacific coast of the United States. *Bulletin of the Southern California Academy of Science*, 74: 104–108.
- Chapman, M.G., Underwood, A.J., 2009.** Evaluating accuracy and precision of species–area relationships for multiple estimators and different marine assemblages. *Ecology*, 90: 754–766.
- Chessel, D., Dufour, A.B., Dray, S., 2009.** Analysis of ecological data: exploratory and euclidean methods in environmental sciences. Version 1.4-14.
- Clarke Murray, C., Pakhomov, E.A., Therriault, T.W., 2011.** Recreational boating: A large unregulated vector transporting marine invasive species. *Diversity and Distributions*, 17: 1161–1172.
- Coles, S.L., DeFelice, R., Eldredge, L., Carlton, J., 1999.** Historical and recent introductions of non-indigenous marine species into Pearl Harbor, Oahu, Hawaiian Islands. *Marine Biology*, 135:147–158.

- Cuddington, K., Byers, J.E., Wilson, W.G., Hastings, A., 2007.** Ecosystem engineers: plants to protists. 432 pp.
- da Costa Mendes, E., 1778.** Historia naturalis testaceorum Britanniae, or, the British conchology; containing the descriptions and other particulars of natural history of the shells of Great Britain and Ireland: illustrated with figures. In English and French. i-xii, 1-254, i-vii, [1], Pl. I-XVII. London. (Millan, White, Emsley & Robson).
- Dana, J.D., 1851.** On the classification of the Crustacea Grapsoidea. The American journal of science and arts, 12(2): 283-290.
- De Paz, L., Patrício, J., Marques, J., Borja, A., Laborda, A., 2008.** Ecological status assessment in the lower Eo estuary (Spain). The challenge of habitat heterogeneity integration: a benthic perspective. Marine Pollution Bulletin, 56: 1275–1283.
- Dick, J.T., Platvoet, D., Kelly, D.W., 2002.** Predatory impact of the freshwater invader *Dikerogammarus villosus* (Crustacea: Amphipoda). Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 59: 1078–1084.
- Dolédec, S., Chessel, D., Gimaret-Carpentier, C., 2000.** Niche separation in community analysis: a new method. Ecology, 81: 2914–2927.
- Droual, G., Le Garrec, V., Cabelguen, J., Gélinaud, G., Grall, J., 2017.** The spread goes on: the non-indigenous species *Grandidierella japonica* Stephensen, 1938 (Amphipoda: Aoridae) has reached Brittany (Gulf of Morbihan). An aod-les cahiers naturalistes de l'Observatoire marin, 1: 21–29.
- Ehrenfeld, J.G., 2010.** Ecosystem Consequences of Biological Invasions. Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics, 41: 59–80.
- Ellison, A.M., 2004.** Bayesian inference in ecology. Ecology Letters, 7: 509–520.
- Farrell, P., Fletcher, R., 2006.** An investigation of dispersal of the introduced brown alga *Undaria pinnatifida* (Harvey) Suringar and its competition with some species on the man-made structures of Torquay Marina (Devon, UK). Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, 334: 236–243.
- Folk, R.L., 1954.** The distinction between grain size and mineral composition in sedimentary-rock nomenclature. Journal of Geology, 62: 344-359.
- Folk, R.L., Ward, W.C., 1957.** Brazos River bar: a study in the signifiacnce of grain size parameters. Journal of Sedimentary Petrology, 27: 3-26.
- Folk, R.L., 1966.** A review of grain-size parameters. Sedimentology, 6: 73-93.
- Foulquier, C., Bogun, F., Gouillieux, B., Lavesque, N., Blanchet, H., 2018.** First record of the non-native species *Grandidierella japonica* Stephensen, 1938 (Crustacea: Amphipoda: Aoridae) along the French Basque coas. An Aod - les cahiers naturalistes de l'Observatoire marin, 6: 17-25.
- Floerl, O., Pool, T.K., Inglis, G.J., 2004.** Positive interactions between nonindigenous species facilitate transport by human vectors. Ecological Applications, 14: 1724–1736.
- Frey, M.A., Gartner, H.N., Murray, C.C., Therriault, T.W., 2009.** First confirmed records of the non-native amphipod *Caprella mutica* (Schurin 1935) along the coast of British Columbia, Canada, and the potential for secondary spread via hull fouling. Aquatic Invasions, 4: 495–499.

- Gaston, K.J., 2003.** The structure and dynamics of geographic ranges. Oxford University Press, 276 pp.
- Gause, G.F., 1934.** Experimental analysis of Vito Volterra's mathematical theory of the struggle for existence. *Science*, 79: 16–17.
- Gelman, A., Hill, J., 2006.** Data analysis using regression and multilevel/hierarchical models. Cambridge university press, 648 pp.
- Glémarec, M., Grall, J., 2003.** Effets biogènes sur la sédimentation en baie de Concarneau. *Les Cahiers Nantais*: 123–130.
- Greenstein, D.J., Tiefenthaler, L.L., 1997.** Reproduction and population dynamics of a population of *Grandidierella japonica* (Stephensen) (Crustacea: Amphipoda) in Upper Newport Bay, California. *Bulletin of the Southern California Academy of Sciences*, 96: 34–42.
- Grosholz, E., 2002.** Ecological and evolutionary consequences of coastal invasions. *Trends in Ecology & Evolution*, 17(1): 22–27.
- Herkül, K., Kotta, J., Püss, T., Kotta, I., 2009.** Crustacean invasions in the Estonian coastal sea. *Estonian Journal of Ecology*, 58: 313–323.
- Hernández-Fariñas, T., 2015.** Analyse et modélisation des évolutions à long terme de la biodiversité phytoplanctonique dans les zones côtières sous l'effet des pressions environnementales et anthropiques. PhD Thesis, Université Nantes, Nantes, France, 352 pp.
- Holland, J.H., 1975.** Adaptation in natural and artificial systems: an introductory analysis with applications to biology, control, and artificial intelligence. University of Michigan Press, 183 pp.
- Jänes, H., Herkül, K., Kotta, J., 2017.** Environmental niche separation between native and non-native benthic invertebrate species: Case study of the northern Baltic Sea. *Marine Environmental Research*, 131: 123–133.
- Johnson, L.E., Ricciardi, A., Carlton, J.T., 2001.** Overland dispersal of aquatic invasive species: A risk assessment of transient recreational boating. *Ecological Applications*, 11: 1789–1799.
- Jourde, J., Sauriau, P., Guenneteau, S., Caillot, E., 2013.** First record of *Grandidierella japonica* Stephensen, 1938 (Amphipoda : Aoridae) from mainland Europe. *BioInvasions Records*, 2: 51–55.
- Karasiewicz, S., Dolédec, S., Lefebvre, S., 2017.** Within outlying mean indexes: refining the OMI analysis for the realized niche decomposition. *PeerJ* 5, e3364.
- King, C.K., Gale, S.A., Hyne, R.V., Stauber, J.L., Simpson, S.L., Hickey, C.W., 2006.** Sensitivities of Australian and New Zealand amphipods to copper and zinc in waters and metal-spiked sediments. *Chemosphere*, 63: 1466–1476.
- Lavesque, N., Gouillieux, B., de Montaudouin, X., Bachelet, G., Bonifácio, P., Simonet, E., 2014.** Premier signalement de l'espèce introduite *Grandidierella japonica* Stephensen, 1938 (Crustacea : Amphipoda : Aoridae) dans le bassin d'Arcachon. *Les cahiers naturalistes de l'Observatoire marin*, 3: 11–19.
- Legendre, L., Legendre, P., 1984.** Écologie numérique, deuxième édition revue et augmentée. Tome 1: Le traitement multiple des données écologiques. Masson, Paris et les Presses de l'Université du Québec. xv + 260 pp.

- Marchini, A., Ferrario, J., Nasi, E., 2016.** Arrival of the invasive amphipod *Grandidierella japonica* to the Mediterranean Sea. *Marine Biodiversity Records*, 9: 1–7.
- McCarthy, A.M., 2015.** Approaches to statistical inference. In *Ecological Statistics: Contemporary Theory and Application*, G.A. Fox, S. Negrete-Yankelevich, and V.J. Sosa (eds), Oxford University Press, UK, 400 pp.
- Molnar, J.L., Gamboa, R.L., Revenga, C., Spalding, M.D., 2008.** Assessing the global threat of invasive species to marine biodiversity. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 6: 485–492.
- Muha, T.P., Teodósio, M.A., Ben-Hamadou, R., 2017.** Impact assessment of non-indigenous jellyfish species on the estuarine community dynamic: A model of medusa phase. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 187: 249–259.
- Munari, C., Bocchi, N., Mistri, M., 2016.** *Grandidierella japonica* (Amphipoda: Aoridae): a non-indigenous species in a Po delta lagoon of the northern Adriatic (Mediterranean Sea). *Marine Biodiversity Records*, 9: 1–8.
- Myers, A.A., 1981.** Taxonomic studies on the genus *Grandidierella* Coutière (Crustacea, Amphipoda) III. Fijian, Australian and Saudi Arabian species. *Bulletin du Museum d'Histoire Naturelle*: 213–226.
- Nagata, K., 1960.** Preliminary notes on benthic gammaridean Amphipoda from the *Zostera* region of Mihara Bay, Seto Island Sea, Japan. *Publications of the Seto Marine Biological Laboratory*, 8 (1):163–182.
- Nagata, K., 1965.** Studies on marine gammaridean amphipoda of the Seto Inland Sea. III. *Publications of the Seto Marine Biological Laboratory*, 13: 291–326.
- Nall, C.R., Guerin, A.J., Elizabeth, J., 2015.** Rapid assessment of marine non-native species in northern Scotland and a synthesis of existing scottish records. *Aquatic Invasions*, 10: 107–121.
- Occhipinti-Ambrogi, A., 2007.** Global change and marine communities: Alien species and climate change. *Marine Pollution Bulletin*, 55: 342–352.
- Okolodkov, Y.B., Bastida-Zavala, R., Ibáñez, A.L., Chapman, J.W., Suárez-Morales, E., Pedroche, F., Gutiérrez-Mendieta, F.J., 2007.** Especies acuáticas no indígenas en México. *Ciencia y Mar*, 11: 29–37.
- Panda, R.M., Behera, M.D., Roy, P.S., 2018.** Assessing distributions of two invasive species of contrasting habits in future climate. *Journal of Environmental Management*, 213: 478–488.
- Parker, I., Simberloff, D., Lonsdale, W., 1999.** Impact: toward a framework for understanding the ecological effects of invaders. *Biological Invasions*, 1:3–19.
- Pearson, T.H., Rosenberg, R., 1978.** Macrobenthic Succession in relation to Organic Enrichment and Pollution of the Marine Environment. *Annual Review of Oceanography and Marine Biology*, 16: 229-311.
- Pejchar, L., Mooney, H.A., 2009.** Invasive species, ecosystem services and human well-being. *Trends in Ecology and Evolution*, 24: 497–504.
- Pérez, L., Borja, Á., Rodríguez, J.G., Muxika, I., 2009.** Long-term environmental, anthropogenic and climatic factors explaining spatial and temporal distribution of soft-bottom benthic communities within the Basque estuaries. *Revista de Investigación Marina*, 14-22.

- Petersen, C.G.J., 1918.** The sea bottom and its production of fish-food: a survey of the work done in connection with valuation of the Danish waters from 1883–1917. Report of the Danish Biological Station to the Board of Agriculture, 25: 1-62.
- Phillips, S.B., Aneja, V.P., Kang, D., Arya, S.P., 2006.** Modelling and analysis of the atmospheric nitrogen deposition in North Carolina. *International Journal of Global Environmental Issues*, 6: 231–252.
- Pilgrim, E.M., Blum, M.J., Reusser, D.A., Lee, H., Darling, J.A., 2013.** Geographic range and structure of cryptic genetic diversity among Pacific North American populations of the non-native amphipod *Grandidierella japonica*. *Biological Invasions*, 15: 2415–2428.
- Pilgrim, E.M., Darling, J.A., 2010.** Genetic diversity in two introduced biofouling amphipods (*Ampithoe valida* & *Jassa marmorata*) along the Pacific North American coast: Investigation into molecular identification and cryptic diversity. *Diversity and Distributions*, 16: 827–839.
- Pinto, R., De Jonge, V.N., Marques, J.C., Chainho, P., Medeiros, J.P., Patricio, J., 2013.** Temporal stability in estuarine systems: Implications for ecosystem services provision. *Ecological Indicators* 24: 246-253.
- Power, M.E., Tilman, D., Estes, J., Menge, B., Bond, W.J., Mills, S., Daily, G., Castilla, J.C., Lubchenco, J., Paine, R.T., Mills, L.S., 1996.** Challenges in the quest for keystone species: Identifying keystone species is difficult-but essential to understanding how loss of species will affect ecosystems. *BioScience*, 46: 609–620
- Ricciardi, A., 2007.** Are modern biological invasions an unprecedented form of global change? *Conservation Biology*, 21: 329–336.
- Ricciardi, A., 2003.** Predicting the impacts of an introduced species from its invasion history: an empirical approach applied to zebra mussel invasions. *Freshwater Biology*, 48: 972–981.
- Rodrigues, A.M., Quintino, V., Sampaio, L., Freitas, R., Neves, R., 2011.** Benthic biodiversity patterns in Ria de Aveiro, Western Portugal: Environmental-biological relationships. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 95: 338–348.
- Roman, J., 2006.** Diluting the founder effect: Cryptic invasions expand a marine invader's range. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 273: 2453–2459.
- Ros, M., Vázquez-Luis, M., Guerra-García, J.M., 2015.** Environmental factors modulating the extent of impact in coastal invasions: The case of a widespread invasive caprellid (Crustacea: Amphipoda) in the Iberian Peninsula. *Marine Pollution Bulletin*, 98: 247–258.
- Roy, H.E., Peyton, J., Aldridge, D.C., Bantock, T., Blackburn, T.M., Britton, R., Clark, P., Cook, E., Dehnen-Schmutz, K., Dines, T., Dobson, M., Edwards, F., Harrower, C., Harvey, M.C., Minchin, D., Noble, D.G., Parrott, D., Pocock, M.J.O., Preston, C.D., Roy, S., Salisbury, A., Schönrogge, K., Sewell, J., Shaw, R.H., Stebbing, P., Stewart, A.J.A., Walker, K.J., 2014.** Horizon scanning for invasive alien species with the potential to threaten biodiversity in Great Britain. *Global Change Biology*, 20: 3859–3871.
- Ruiz, G.M., Fofonoff, P., Steves, B., Dahlstrom, A., 2011.** Marine crustacean invasions in North America: synthesis of historical records and documented impacts. In Galil BS, Clark PF, Carlton JT, editors. *In the Wrong Place - Alien Marine Crustaceans: Distribution, Biology and Impacts*: 215-250.

- Ruiz, G.M., Fofonoff, P., Hines, A.H., Grosholz, E.D., 1999.** Non-indigenous species as stressors in estuarine and marine communities: Assessing invasion impacts and interactions. *Limnology and Oceanography*, 44: 950–972.
- Smith, P., Perrett, J., Garwood, P., Moore, G., 1999.** Two additions to the UK marine fauna: *Desdemona ornata* Banse, 1957 (Polychaeta, Sabellidae) and *Grandidierella japonica* Stephenson, 1938 (Amphipoda, Gammaridae). *Newsletter of the Porcupine Marine Natural History Society*, 2: 8–11.
- Stephensen, K., 1938.** *Grandidierella japonica* n. sp., a new amphipod with stridulating (?) organs from brackish water in Japan. *Annotationes Zoologicae Japonenses*, 17: 179–184.
- Streftaris, N., Zenetos, A., Papathanassiou, E., 2005.** Globalisation in marine ecosystems: the story of non-indigenous marine species across European seas. *Annual review of Oceanography and Marine Biology*, 43: 419–453.
- Su, Y.S., Yajima, M., 2015.** Using R to Run 'JAGS'. R package version: 0.5-7 <https://cran.r-project.org/web/packages/R2jags/index.html>.
- Thorson, G., 1957.** Bottom benthic communities (sublitoral or shallow shelf). In: Hedgpeth JW editor. *Treatise on Marine Ecology and Paleoecology*. *Memoirs of the Geological Society of America*, 67(1): 461-534.
- Vitousek, P.M., 1986.** Biological Invasions and Ecosystem Properties: Can Species Make a Difference? In: Mooney HA, Drake JA (eds) *Ecology of Biological Invasions of North America and Hawaii*. *Ecological Studies (Analysis and Synthesis)*, vol 58. Springer, New York, NY, 163–176.
- Wentworth, C.K., 1922.** A scale of grade and class terms for clastic sediments. *Journal of Geology*, 30: 377-392.
- Whitcraft, C.R., Levin, L.A., Talley, D., Crooks, J.A., 2008.** Utilization of invasive tamarisk by salt marsh consumers. *Oecologia*, 158: 259–272.
- Wiens, J.J., Graham, C.H., 2005.** Niche Conservatism: Integrating Evolution, Ecology, and Conservation Biology. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, 36: 519–539.
- Ysebaert, T., Meire, P., Herman, P.M.J., Verbeek, H., 2002.** Macrobenthic species response surfaces along estuarine gradients: Prediction by logistic regression. *Marine Ecology Progress Series*, 225: 79–95.
- Zabin, C.J., Ashton, G.V., Brown, C.W., Davidson, I.C., Sytsma, M.D., Ruiz, G.M., 2014.** Small boats provide connectivity for nonindigenous marine species between a highly invaded international port and nearby coastal harbours. *Management of Biological Invasions*, 5 (2): 97–112.

ANNEXE 3 – PUBLICATIONS ET COMMUNICATIONS

Communications orales

Foulquier, C., Rihouey, D., Bogun, F., D'Amico, F., De Recy, T., 2016. Impact des activités de dragage et de clapage sur les communautés benthiques de substrat meuble de l'embouchure de l'Adour : Résultats préliminaires. XIV^{èmes} Journées Nationales Génie Côtier - Génie Civil. Toulon, France, 29 juin au 1^{er} juillet 2016.

Foulquier, C., Rihouey, D., D'Amico, F., 2018. Wave conditions effects in coastal areas on benthic community structure, distribution and dynamic along the French Basque Coast. XVIth International Symposium on Oceanography of the Bay of Biscay (ISOBAY 16). Anglet, France, 5 au 7 juin 2018.

Publications

Foulquier, C., Bails, J., Arraud, A., D'Amico, F., Blanchet, H., Rihouey, D., Bru, N., 2020. Hydrodynamic conditions effects on soft-bottom subtidal nearshore benthic community structure and distribution. *Journal of Marine Biology*.

Foulquier, C., Bails, J., Blanchet, H., D'Amico, F., Rihouey, D., 2019. Soft-bottom community responses in a marine area influenced by recurrent dumping activities and freshwater discharges. Manuscript submitted to *Marine Pollution Bulletin* for publication.

Foulquier, C., Bogun, F., Gouillieux, B., Lavesque, N., Blanchet, H., 2018. First record of the non-native species *Grandidierella japonica* Stephensen, 1938 (Crustacea: Amphipoda: Aoridae) along the French Basque coas. *An Aod - les cahiers naturalistes de l'Observatoire marin*, 6: 17-25.

Foulquier, C., Rihouey, D., Bogun, F., D'Amico, F., De Recy, T., 2016. Impact des activités de dragage et de clapage sur les communautés benthiques de substrat meuble de l'embouchure de l'Adour: Résultats préliminaires. XIV^{èmes} Journées Nationales Génie Côtier - Génie Civil. Toulon, 29 juin au 1^{er} juillet 2016. Conference Paper.

RÉSUMÉ

Le littoral du pays basque sur sa partie française n'a fait l'objet que de très peu d'études des communautés benthiques qu'il renferme. A l'exception des suivis mis en œuvre dans le cadre de la surveillance DCE des masses d'eau et de quelques études d'impact ponctuelles, les systèmes benthiques apparaissent peu investigués. Par ailleurs, du fait de sa sédentarité, ce compartiment biologique s'avère être un bon indicateur de suivi environnemental, intégrant les variations de l'environnement. L'étude de la macrofaune benthique permet en effet d'obtenir un signal relativement clair, susceptible de détecter une perturbation du système. Néanmoins, afin d'évaluer l'impact écologique d'une perturbation, il est nécessaire de distinguer la variabilité naturelle (intrinsèque au milieu) de celle liées à la perturbation elle-même (activités anthropiques).

L'objectif majeur de ce travail de thèse a été l'étude de l'influence des conditions hydrodynamiques sur la structure, la répartition et la dynamique des communautés benthiques de substrat meuble du littoral basque français. Derrière cet objectif académique, cette étude, menée en entreprise, supportait également un profond besoin d'opérationnalité en répondant au déficit de connaissances locales.

L'étude s'est appuyée sur un important effort d'échantillonnage. Quatre campagnes de prélèvements (une par saison) ont ainsi été répliquées pendant 2 ans au débouché de 3 estuaires du pays basque français, complétées par une année supplémentaire d'investigations sur l'Adour. Afin d'appréhender l'influence des facteurs abiotiques, les conditions hydrodynamiques ont été simulées à l'aide des modèles opérationnels développés dans le cadre du projet Européen LOREA.

Les résultats indiquent une incidence prédominante des conditions hydrodynamiques (vagues et apports des fleuves), contrôlant la dynamique sédimentaire locale, sur la structure et la répartition des communautés benthiques côtières de substrat meuble. D'un point de vue temporel, une relative stabilité a été observée suggérant ainsi une certaine résilience de ces communautés face à une perturbation naturelle de leur milieu.

L'exploitation des données biosédimentaires acquises au large de l'Adour, mises au regard du régime hydrologique du fleuve, des vagues et des opérations de clapage du port de Bayonne, confirme ces observations. En effet, bien qu'un effet des immersions puisse être observé, dans ce milieu à fort hydrodynamisme, les matériaux sont rapidement dispersés et la macrofaune récupère vite.

Enfin, l'étude a permis de signaler pour la première fois au Sud du Golfe de Gascogne, dans le Pays Basque français, *Grandidierella japonica* (Stephensen, 1938), espèce d'amphipode de la famille des Aoridae native de la mer du Japon. L'étude préliminaire de son installation locale et des niches écologiques estuariennes impactées proposée dans la cadre ce travail nécessite encore d'être approfondie. Des données complémentaires, biologiques et environnementales, sont en effet nécessaires pour affiner et confirmer les résultats obtenus.

Mots clés : Macrofaune subtidale, substrat meuble, variabilité spatio-temporelle, climat de vagues, apports estuariens, espèce exotique, pays Basque français.

ABSTRACT

Along the French Basque coast, soft-bottom communities are poorly described. Indeed, except for the monitoring program of water bodies carried out through the WFD and some isolated impact studies, benthic systems appear weakly investigated. However, macrobenthos are known to be an effective indicator to establish the ecological quality of coastal and estuarine waters. Due to their sedentary nature, benthic macrofauna integrates effects of environmental variations and provides a relatively clear signal, susceptible to detect a disturbance on the ecosystem. Nonetheless, to assess disturbance ecological impact, it is necessary to discriminate natural variability (intrinsic to the environment) from that related to anthropogenic activities.

The main issue of this PhD is to investigate the hydrodynamic conditions effects on the structure, the distribution and the dynamic of the soft-bottom communities of the French Basque coast. Behind this academic objective, this study conducted in a private company also supported a deep operationality need in improving local knowledges.

A substantial sampling effort was carried out during this study. Four biosedimentary field campaigns (one per season) were replicated for two years in the vicinity of the three main French Basque country estuaries, supplemented by another year of investigations at the Adour river mouth. In order to assess the influence of abiotic factors, the hydrodynamic conditions were simulated using the operational models developed in the framework of the European project LOREA.

The results show a predominant influence of hydrodynamic conditions (wave and river inputs) controlling local sediment dynamics and thus the structure and distribution of benthic soft-bottom nearshore communities. In terms of temporal variation, a relative stability has been observed suggesting an ecological resilience from natural disturbances.

The analysis of the biosedimentary data from the area located in the vicinity of the Adour river mouth in relation to river flow, wave climate and dredge spoil disposal activities of the Bayonne harbour corroborate these observations. Indeed, despite the fact that a dumping impact can be noticed within this high naturally exposed environment, dredged materials are rapidly dispersed and the macrofauna recovers quickly.

Finally, through the study of the macrobenthic communities, the non-native amphipod *Grandidierella japonica* Stephensen, 1938 of the family Aoridae has been reported for the first time in the southern part of the Bay of Biscay, along the French Basque Country. The preliminary study of this species local installation and the estuarine impacted ecological niches still requires improvement. Complementary biological and environmental data are needed to improve and confirm the obtained results.

Keywords: Subtidal macrofauna, soft-bottom, spatio-temporal variability, wave climate, estuarine inputs, non-indigenous species, French Basque Country.

CONTACT :
clemence.foulquier@gmail.com

ECOLE DOCTORALE :
École doctorale Sciences Exactes et leurs Applications – ED211 SEA

LABORATOIRE :
Laboratoire de Mathématiques et de leurs Applications de Pau - UMR CNRS 5142