Dynamique d'habitats benthiques sous contraintes anthropiques : le cas du site de dépôt de dragage d'Octeville

Noémie Baux

▶ **To cite this version:**

Noémie Baux. Dynamique d'habitats benthiques sous contraintes anthropiques : le cas du site de dépôt de dragage d'Octeville. Sciences de la Terre. Normandie Université, 2018. Français. ⟨NNT : 2018NORMC243⟩. ⟨tel-02015381⟩

HAL Id: tel-02015381

https://theses.hal.science/tel-02015381v1

Submitted on 12 Feb 2019

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.

HAL Authorization

Normandie Université

THÈSE

Pour obtenir le diplôme de doctorat

Spécialité SCIENCES DE L'UNIVERS

Préparée au sein de l'Université de Caen Normandie

Dynamique d'habitats benthiques sous contraintes anthropiques : Le cas du site de dépôt de dragage d'Octeville

Présentée et soutenue par
Noemie BAUX

Thèse soutenue publiquement le 26/11/2018 devant le jury composé de		
M. LIONEL DENIS	Professeur des universités, UNIVERSITE LILLE 1 SCIENCES ET TECHNOLOG	Rapporteur du jury
M. NICOLAS DESROY	Chargé de recherche HDR, Station IFREMER Dinard	Rapporteur du jury
Mme NADIA AMEZIANE	Professeur des universités, MUSEUM HISTOIRE NATURELLE	Membre du jury
Mme SILVANA BIRCHENOUGH	ECOLOGISTE MARIN, cefas Laboratory	Membre du jury
M. PASCAL CLAQUIN	Professeur des universités, UNIVERSITE CAEN NORMANDIE	Président du jury
M. SANDRIC LESOURD	Maître de conférences, UNIVERSITE CAEN NORMANDIE	Membre du jury
Mme ANNE MURAT	Maître de conférences, CNAM INTEC	Membre du jury
M. JEAN-CLAUDE DAUVIN	Professeur émérite, UNIVERSITE CAEN NORMANDIE	Directeur de thèse

Thèse dirigée par JEAN-CLAUDE DAUVIN, Morphodynamique continentale et côtière

UNIVERSITÉ CAEN NORMANDIE

ED 591 PSIME

M2C

Ce travail a été financé par le Grand Port Maritime du Havre (GPMH) dans le cadre d'une bourse de thèse CIFRE, mis en place par l'Association Nationale Recherche et Technologie (ANRT), en collaboration avec le CNRS et le laboratoire Morphodynamique Continentale et Côtière (M2C) de Caen

Illustrations de premières pages de chapitres

Introduction : « Le Havre - La pêche aux crabes »

Editeur : Lévy Lucien fils

Chapitre I : « Le Havre - Pont Notre Dame et vue sur le Bassin du Roi »

Libre de droits

Chapitre II : « Laboratoire de Chimie de l'Institut National Agronomique (1900) »

Collection particulière

Chapitre III : « William Beebe et Otis Barton (à droite), à côté de leur bathysphère, conçue en 1928 »

© *U.S. Federal Government (National Oceanic and Atmospheric Administration)*

Chapitre IV : « Premier scaphandre à roulement à billes par Chester MacDuffee, conçu en 1914 »

© *BuyenLarge/Getty images*

Conclusion : « Berck Plage - Trains de Plaisir - Un dimanche à la mer »

Editeur : Lévy Lucien fils

Annexes : « Groupe de matelots du navire La Gloire sur le grand quai »

Paul Emile Joseph Wanhout. Archive Le Havre, bibliothèque municipale.

Ce mémoire de thèse est rédigé avec LaTeX.

Remerciements

Ce travail n'aurait pu se faire seul, c'est pourquoi je remercie l'ensemble des personnes qui ont contribué, de près ou de loin, à ces travaux de recherche.

Je remercie le Grand Port Maritime du Havre (GPMH) et l'Agence Nationale Recherche et Technologie (ANRT) pour le financement de cette thèse, sous forme de bourse CIFRE.

Au sein du GPMH, je tiens à remercier particulièrement M. Pascal Galichon, Mme Frédérique Bourdin et M. Hervé Houis pour la supervision du travail mené et l'accompagnement régulier dont j'ai bénéficié. Je les remercie également pour la liberté qu'ils m'ont accordé à l'égard de mes travaux de recherche. De plus, cette thèse n'aurait pu se faire sans l'aide précieuse de M. Sébastien Brasselet, toujours présent pour répondre à mes interrogations, me transmettre les données dont j'avais besoin, gérer l'organisation des opérations de dragages, la disponibilité du bateau « Le Marais » et m'accompagner lors de certains prélèvements en mer. Je remercie également M. Ronan Shubel pour l'extraction de certaines données du GPMH, avec parfois de courts délais. Merci également à Mme Emilie Caloone et Mme Hélène Roger, pour la gestion administrative de mon dossier et des différents ordres de mission. Merci également à tout l'équipage du bateau « Le Marais » et aux deux capitaines, Patrick et Daniel. Enfin, je tiens à dire un grand merci à l'ensemble de l'équipe du service de l'AEM (Accès et Environnement Maritime) pour leur accueil.

Je tiens à remercier sincèrement M. Jean-Claude Dauvin et M. Sandric Lesourd pour l'encadrement de mes travaux de recherche et la confiance qu'ils m'ont accordé. Ils ont prit une part active à l'ensemble des travaux réalisés, depuis les missions en mer jusqu'à la rédaction. M. Dauvin, bien que l'adjectif « bourru » (dans le sens sympathique du terme) soit celui qui vous décrive probablement le mieux, vous êtes aussi à l'écoute, toujours disponible, compétent et vous m'avez transmis beaucoup de vos connaissances, entre-autre, sur la baie de Seine et la détermination de la macrofaune benthique. Au nom de toute l'équipe benthos, je pense pouvoir aussi vous remercier pour vos « Dauvinettes » (devinettes de M. Dauvin). Sandric, merci pour le partage de tes connaissances en sédimentologie (valant leur pesant en bière et Maroilles !). Merci pour ton entrain, ta bonne humeur et ta Chti' attitude, qui m'a permis d'avoir un peu le Nord en Normandie.

M. Lionel Denis et M. Nicolas Desroy, je vous remercie sincèrement pour la relecture approfondie du mémoire. Plus le temps passe et plus je vous donne de pages à corriger

(rien à voir avec le petit rapport de stage de L3 ou M1 !). Merci également aux autres membres du jury, Mme Nadia Améziane, Mme Silvana Birchenough, M. Pascal Claquin et Mme Anne Murat. Nous aurons prochainement l'occasion de discuter du contenu de ce mémoire et je suis certaine que cela permettra de parfaire et d'enrichir ce travail de recherche.

J'ai eu la chance de pouvoir collaborer avec le laboratoire du CNAM-INTECHMER de Cherbourg-en-Cotentin. Je remercie l'ensemble du personnel et les étudiants qui m'ont aidé dans les analyses. Il est vrai que lorsque l'on prélève de grandes quantités, comme je l'ai fait, cela demande une certaine gestion des congélateurs, lyophilisateurs et quelques semaines de sous-échantillonnage ! Encore merci à Anne pour ton aide précieuse et toutes les connaissances que tu m'a transmises et merci également à Yann et Emmanuel.

Je remercie la Cellule du Suivi du Littoral Normand (CSLN) et l'Agence Française pour la Biodiversité (AFB), avec qui j'ai pu collaborer dans le cadre du projet INDICLAP (INDIcateur de CALPage). Merci en particulier à M. Bastien Chouquet et Mme Gwenola De Roton. J'en profite pour remercier également le personnel de la station biologique de Roscoff et de l'Ifremer Dinard, avec qui j'ai fait les échantillonnages, le tri et l'identification des campagnes Pectow2016 et CrueSeine2016. Merci également à l'équipage du navire « NO Côtes de la Manche ».

La thèse est également une expérience riche en rencontres. Je souhaite remercier avec la plus grande sincérité tout le personnel du M2C. Chacun d'entre vous a contribué à ce travail, d'une façon ou d'une autre. Merci à l'équipe benthos, Jean-Philippe Pezy, Alexandrine Baffreau, Aurore Raoux et Maxime Navon, pour votre aide précieuse et pour les folles escapades marines, les longues heures de tri et de détermination. Merci Maxime pour ton aide avec le logiciel R. Merci Aurore pour la réalisation du modèle Ecopath. Merci aux étudiants de passage au laboratoire, forcés de m'accompagner en mer, de trier les petites bébêtes ou de m'aider dans certaines analyses : Salomé Andrès, Marine Martinez, Elise Plantive, Quentin Bachelet, Amélie Louarn, Jean Grassien et Quentin Faivre. Un grand merci à Carole Brunaud, Coralie Thouroude et Magalie Legrain pour les analyses granulométriques. Un merci supplémentaire à Magalie pour ta disponibilité même face aux demandes en dehors de ton champ habituel de travail. De plus, je remercie Franck Lelong, qui répond à toutes mes demandes créatives farfelues. Merci également à tous ceux qui partagent mes repas du midi au R.U.

Évidemment, je remercie mes acolytes de bureau, Alissia, Sahar et Béa, avec qui j'ai partagé les moments de galères, de stress, de rigolade et des kilomètres à Varsovie ! Un vrai bureau de « GirlsPower » ! Un énorme merci aussi à Xavier, Laurent F., Iskander, Loïk, Guiomar, Maëlle, Thomas, Samira et tous les autres doctorants(es), sans qui ces trois années de thèse n'auraient pas eu la même saveur ! Le balai grotesque des voitures coincées dans la « bouillasse » du parking derrière le laboratoire, les avions ratés pour revenir de conférence, la folle expérience de train couchette et toutes les autres aventures, resteront inoubliables. Un grand merci à Charlotte,Valentin, Adélaïde, tous mes nouveaux amis normands et de l'association OPTIC, pour la découverte de la vie caennaise et de ses alentours. Merci à mes amis du Nord et d'ailleurs, pour leur soutien malgré la distance. Un énorme merci à Aloïs ainsi qu'à Feddy et Yoann pour votre aide avec le programme Latex, souvent très (très) capricieux !

J'ai une pensée particulière pour ma merveilleuse famille et belle famille normande. Merci d'être là.

Enfin, Nicolas mérite une dédicace spéciale. Mille mercis pour ta patience, ton accompagnement durant cette thèse et les longs mois de rédaction, ainsi que pour ton aide à la relecture du mémoire.

Table des matières

Introduction générale **1**

Chapitre I : Problématiques et contexte synthétique de l'étude **9**

I.1 Contexte anthropique 11
I.1.1 Le Grand Port Maritime du Havre 11
I.1.1.1 Historique et chiffres 11
I.1.1.2 Caractéristiques hydro-sédimentaires 15
I.1.2 Le site de clapage d'Octeville 19
I.1.2.1 Présentation et historique 19
I.1.2.2 Bathymétrie et caractéristiques sédimentaires 22
I.1.3 Contexte anthropique général 25
I.1.4 Préservation du patrimoine naturel 29
I.2 Caractéristiques océanologiques 31
I.2.1 Caractéristiques sédimentaires 32
I.2.2 Caractéristiques hydrologiques et forçages 35
I.2.2.1 Courants et houles 35
I.2.2.2 Estuaire et apports de particules fines 41
I.2.2.3 Modèle hydro-sédimentaire ARTELIA 43
I.2.3 Compartiments biologiques 48
I.2.3.1 Communautés benthiques 49
a) Communauté à *Ophelia borealis* 52
b) Communauté à *Abra alba* des sables fins envasés . 52
c) Communauté à *Melinna palmata* 52

d) Communauté des vases sableuses estuariennes . . 53
e) Communauté des substrats grossiers et mixtes . . 53
I.2.3.2 Suprabenthos 54
I.2.3.3 Zooplancton 55
I.2.3.4 Phytoplancton 57
I.2.3.5 Ichtyofaune 59
I.3 Rappel de la problématique de l'étude 61

Chapitre II : Caracteristiques et étude de la dynamique sédimentaire entre le Cap de la Hève et le Cap d'Antifer ; utilisation de marqueurs géochimiques 63

II.1 Introduction 65
II.2 Stratégie d'échantillonnage et paramètres environnementaux 67
II.2.1 Zone d'étude entre le cap de la Hève et le cap d'Antifer 68
II.2.2 Zone de sédiment « source » 69
II.2.3 Suivi temporel de la fraction fine sur l'année 2016 70
II.2.4 Conditions d'échantillonnages et contexte de l'année 2016 72
II.2.4.1 Conditions d'échantillonnages 72
II.2.4.2 Contexte hydrologique, météorologique et volumes clapés de l'année 2016 73
II.2.5 Comparaison avec des données antérieures 76
II.3 Caractérisation granulométrique des sédiments 78
II.3.1 Analyses et traitements des prélèvements sédimentaires 78
II.3.1.1 Analyses en laboratoire 78
II.3.1.2 Traitement des données sédimentaires 79
a) Caractérisation sédimentaire à partir des observations 79
b) Analyses des données obtenues par tamisage . . . 80
c) Analyses préliminaires des données obtenues par granulométrie laser 81
d) Analyses multivariées 82

e) Comparaison des données et suivi temporel de la fraction fine 83
II.3.2 Résultats de l'étude sédimentaire 84
II.3.2.1 Les fractions sédimentaires de l'ensemble de la benne . . . 84
II.3.2.2 Prélèvements de surface 87
II.3.2.3 Une classification mieux adaptée 92
II.3.2.4 Analyses multivariées 95
II.3.2.5 Suivi temporel de la fraction fine 98
a) Suivi sur l'année 2016 98
b) Suivi inter-annuel 102
II.3.3 Synthèse de l'étude sédimentaire 104
II.4 Utilisation de marqueurs géochimiques. Etude de la dynamique sédimentaire 108
II.4.1 Analyses et traitements des prélèvements géochimiques 108
II.4.1.1 Analyses en laboratoire 108
a) Carbone organique total 109
b) Géochimie 110
II.4.1.2 Traitements des données géochimiques 113
II.4.1.3 Sélection des éléments discriminants 114
II.4.2 Résultats de l'étude géochimique 117
II.4.2.1 Les sept éléments conservés 118
II.4.2.2 Relations entre les variables et les individus 119
II.4.2.3 Paramètres dynamiques et gradients 123
a) Groupe rouge 125
b) Groupe bleu 126
c) Groupe vert 128
II.4.2.4 Application cartographique 129
II.4.2.5 Dynamique sédimentaire et perturbations 132
II.4.3 Synthèse de l'étude géochimique 135
II.5 Conclusion de l'étude sédimentologique et géochimique : délimitation de l'impact anthropique par l'étude de la dynamique sédimentaire 138

Chapitre III :Résistance et résilience de la macrofaune benthique en lien avec la pression de clapage **141**

III.1 Introduction 143

III.2 Impact du clapage sur les communauté benthiques. Expérimentation avec différentes fréquences de dépôts de dragage. 145

III.2.1 Méthodologie 145

III.2.1.1 Expérimentations 146

III.2.1.2 Stratégie d'échantillonnage 149

III.2.1.3 Traitement des échantillons au laboratoire 150

a) Tamisage et détermination de la macrofaune benthique 150

b) Biomasse 151

c) Granulométrie et matière organique 151

III.2.1.4 Traitement et analyses des données 152

a) Analyses faunistiques descriptives 153

b) Analyses multivariés 155

c) État écologique 156

III.2.1.5 Etude biométrique 159

a) *Owenia fusiformis* 161

b) *Lagis koreni* 162

c) *Abra alba* 163

d) *Phaxas pellucidus* 164

e) *Spisula subtruncata* 165

f) *Acrocnida brachiata* et *Ophiura ophiura* 166

III.2.2 Résultats 167

III.2.2.1 Granulométrie et matière organique 167

III.2.2.2 Composition faunistique et diversité 169

a) Richesses taxonomiques 170

b) Abondances 172

c) Diversité 175

III.2.2.3 Assemblages benthiques 178

III.2.2.4 Corrélations abondances, richesse taxonomique et volumes clapés . . . 185
III.2.2.5 État écologique . . . 187
III.2.2.6 Biométrie . . . 189
a) *Owenia fusiformis* . . . 190
b) *Lagis koreni* . . . 194
c) *Abra alba* . . . 198
d) *Phaxas pellucidus* . . . 202
e) *Spisula subtruncata* . . . 205
f) *Acrocnida brachiata* . . . 209
g) *Ophiura ophiura* . . . 212
h) Lien entre clapage et recrutement . . . 215
III.3 Les assemblages benthiques à l'échelle de la baie de Seine Orientale. Mise en contexte de la zone d'étude . . . 216
III.3.1 Méthodologie . . . 216
III.3.1.1 Prélèvements . . . 216
III.3.1.2 Analyses des données . . . 218
III.3.2 Résultats . . . 219
III.3.2.1 Composition faunistique . . . 219
III.3.2.2 Assemblages benthiques . . . 224
III.4 Variabilité inter-annuelle des communautés . . . 229
III.4.1 Méthodologie . . . 229
III.4.1.1 Prélèvements . . . 229
III.4.1.2 Analyses des données . . . 230
III.4.2 Résultats . . . 232
III.4.2.1 Composition faunistique . . . 232
III.4.2.2 Évolutions temporelles des assemblages faunistiques . . . 241
III.4.2.3 État écologique . . . 244
III.5 Discussion et conclusion . . . 248
III.5.1 La communauté entre le cap de La Hève et le port d'Antifer . . . 248
III.5.1.1 La communauté benthique en 2016-2017 . . . 249
III.5.1.2 Évolution de la communauté au cours du temps . . . 251

III.5.2 Résistance et résilience de la communauté sous la pression induite par le clapage . . . 252
III.5.3 Conclusions . . . 253

Chapitre IV :Outils d'études de l'impact du clapage 257

IV.1 Introduction . . . 259
IV.2 Élaboration d'un indicateur spécifique de la pression de clapage . . . 262
IV.2.1 Méthodologie et sites d'étude . . . 262
IV.2.1.1 Le site du Machu . . . 264
IV.2.1.2 Le site d'Octeville . . . 267
a) Méthodologie sur la période de 2003 à 2017 . . . 267
b) Méthodologie sur la période expérimentale . . . 269
IV.2.1.3 Élaboration de l'indicateur et des différents indices . . . 269
IV.2.2 Détails de calcul de l'indicateur . . . 270
IV.2.2.1 D^2SI-Benthos . . . 271
a) Étape 1 . . . 271
b) Étape 2 . . . 272
c) Étape 3 . . . 272
d) Application sur les sites de clapage . . . 274
IV.2.2.2 D^2SI-Ichtyofaune . . . 277
a) Méthodologie de calcul . . . 277
b) Application sur les sites de clapage . . . 277
IV.2.2.3 D^2SI-Sediment (sédiment) . . . 278
a) Méthodologie de calcul . . . 278
b) Application sur les sites de clapage . . . 279
IV.2.2.4 D^2SI-Thickness (épaisseur) . . . 282
a) Méthodologie de calcul . . . 282
b) Application sur les sites de clapage . . . 284
IV.2.2.5 D^2SI-Resistance to landfill et D^2SI-Drifting . . . 286
a) D^2SI-Resistance to landfill . . . 290

b) Application du D²SI-Resistance to landfill sur les sites de clapage 292
c) D²SI-Drifting 294
d) Application du D²SI-Drifting sur les sites de clapage 294
IV.2.2.6 Indicateur final D²SI : Dredge Disposal Sediment Index . . 296
a) Méthodologie de calcul 296
b) Application sur les sites de clapage 298
IV.2.3 Validation de l'indice et tests 300
IV.2.3.1 D²SI et indices alternatifs 300
IV.2.3.2 Importance des pondérations 302
IV.2.3.3 Importance de chaque indice dans le calcul de l'indicateur 303
IV.2.4 Synthèse du projet INDICLAP 307
IV.3 Modélisation Ecopath : modèle de réseau trophique 309
IV.3.1 Méthodologie 309
IV.3.1.1 Modèle Ecopath with Ecosim (EwE) 310
IV.3.1.2 Indices de l'analyse des réseaux écologiques (ENA) 313
IV.3.1.3 Présentation des différents groupes fonctionnels 314
a) Compartiments ichtyofaune (« poissons ») 314
b) Compartiments invertébrés 315
c) Zooplancton 316
d) Compartiments bactérien, phytoplanctonique et détritique 316
IV.3.1.4 Équilibrage du modèle 317
IV.3.2 Résultats des deux modèles Ecopath Octeville 317
IV.3.2.1 Biomasses et niveaux trophiques 317
IV.3.2.2 Structure et fonctionnement des deux zones 318
IV.3.3 Comparaison des modèles Octeville avec les modèles Machu 319
IV.3.3.1 Présentation des modèles utilisés pour la comparaison . . 320
IV.3.3.2 Comparaison des indices de l'analyse des réseaux trophiques 321
IV.3.4 Synthèse de la modélisation Ecopath 323
IV.4 Conclusion 324

Conclusions générales **327**

Complexité du système étudié 329
Impact présent mais limité 331
Contribution de cette étude pour l'étude de l'impact des clapages 333
Recommandations et perspectives 334

Annexes **339**

Publications 341
Liste d'espèces 342
Stabilité du COT 344

Bibliographie **376**

Glossaire **377**

Liste des abréviations et acronymes **383**

Table des figures

I.1 Cartographie de la zone du GPMH 12
I.2 Volumes clapés par le GPMH pour l'entretien 13
I.3 Volumes clapés par le GPMH pour l'entretien et les travaux neufs 14
I.4 Distribution spatiale du pourcentage de fraction fine dans le Port Ancien 16
I.5 Distribution spatiale du pourcentage de la fraction fine dans Port 2000 . 17
I.6 Distribution spatiale du pourcentage de fraction fine à proximité du pont de Tancarville 18
I.7 Cartographie du site de dépôt d'Octeville 20
I.8 Schéma synthétique des méthodes de clapage 21
I.9 Différentiel bathymétrique entre 2001 et 2016, sur le site de dépôt d'Octeville. Source des données : GPMH. 24
I.10 Cartographie des pressions anthropiques en Manche 27
I.11 Cartographie des sites Natura 2000 30
I.12 Cartographie de la Manche et zoom sur la zone d'étude 32
I.13 Cartographie des faciès sédimentaires de la baie de Seine Orientale . . . 34
I.14 Principaux mouvements sédimentaires en baie de Seine Orientale et au niveau de l'embouche de l'estuaire de la Seine 35
I.15 Principaux courants de marée affectant la partie orientale de la baie de Seine 36
I.16 Synthèse des principaux forçages en baie de Seine Orientale 37
I.17 Mesures de courantologie réalisées sur le fond en vives-eaux par le GPMH 38
I.18 Mesures de courantologie réalisées sur le fond en mortes-eaux par le GPMH 39
I.19 Débits moyens de la Seine mesurés à Poses 42
I.20 Résultats du modèle hydrosédimentaire ARTELIA. Partie 1 45
I.21 Résultats du modèle hydrosédimentaire ARTELIA. Partie2 46
I.22 Résultats du modèle hydrosédimentaire ARTELIA. Partie 3 47

I.23 Schéma synthétique de la colonne d'eau. 48
I.24 Carte des peuplements macrobenthiques de la baie de Seine-Manche Centrale sud 50
I.25 Cartographie mise à jour des communautés macrobenthiques de la partie orientale de la baie de Seine 51
I.26 Typologie multi-saisonnière du zooplancton 56
I.27 Cartographie des communautés d'ichtyofaune en baie de Seine 60

II.1 Plan d'échantillonnage 67
II.2 Schéma synthétique des prélèvements et analyses 69
II.3 Cartographies des deux suivis sédimentaires avant et après clapage . . . 71
II.4 Débit de la Seine en 2016 74
II.5 Volumes clapés en 2016 75
II.6 Vitesse et direction du vent pour les trois périodes de suivis sédimentaires 76
II.7 Plan d'échantillonnage pour les prélèvements sédimentaires réalisés par CSLN (2003 à 2014) et par M. Navon (2015) 78
II.8 Modes granulométriques identifiés entre le cap de La Hève et Antifer. . . 82
II.9 Schéma explicatif du calcul du Cos^2, pour la validité de la représentation de l'ACP. 83
II.10 Exemple de photographies de contenus de benne Shipeck 85
II.11 Cartographie des résultats granulométriques obtenus par tamisage sur les 179 stations échantillonnées en janvier 2016 86
II.12 Diagramme ternaire pour les données obtenues par tamisage 87
II.13 Diagramme ternaire pour les données obtenues par granulométrie laser . 88
II.14 Cartographie de la fraction fine de surface, analysée par granulométrie laser, sur les échantillons de la zone d'étude et les échantillons portuaires et estuariens 90
II.15 Cartographie des différents modes observés 91
II.16 Schéma explicatif du mélange des différents modes sédimentaires, avec l'incorporation progressive de la fraction fine dans les sédiments sableux. 92
II.17 Courbes granulométriques des 163 échantillons analysés au granulomètre laser 94

II.18 Courbes granulométriques des échantillons portuaires et estuariens analysés au granulomètre laser 94
II.19 ACP réalisée sur les échantillons de la zone d'étude et des zones portuaires et estuariennes 95
II.20 Visualisation du cos^2 permettant d'évaluer la qualité de la représentation 96
II.21 Valeurs des corrélations entre les différentes variables avec la significativité associée 97
II.22 Cartographies de la différence de teneur en fraction fine de surface entre janvier et août 2016, ainsi qu'entre août et octobre 2016, pour les 37 stations suivies 98
II.23 Graphique de la différence de teneur en fraction fine de surface entre janvier et août 2016, ainsi qu'entre août et octobre 2016, pour chacune des trois radiales parallèles à la côte 99
II.24 Diagramme ternaire avec projection des échantillons de janvier, août et octobre 2016, pour comparaison avec les données de Navon (2016) et de la CSLN de 2003 à 2015 102
II.25 ACP réalisée sur les données de 2013 et 2014 de la CSLN et les données de janvier 2016 104
II.26 Cartographie synthétique des faciès sédimentaires en superpositions présents entre le cap de la Hève et Antifer. 106
II.27 Schéma récapitulatif de la préparation des échantillons, du dosage de matières organiques et des éléments chimiques. 109
II.28 Tableau périodique des éléments chimiques 113
II.29 ACP réalisées avec les 18 éléments calibrés, le COT et les cinq rapports 116
II.30 ACP réalisées avec les 7 éléments sélectionnés 117
II.31 Valeurs des corrélations entre les sept variables 120
II.32 Interprétation des résultats de l'ACP finale. 122
II.33 A : relation entre Rb et la taille moyenne des particules ; B : relation entre Rb et COT, pour les trois groupes identifiés 124
II.34 Relations entre Rb, Pb et S, pour les six sous-groupes du groupe rouge . 126
II.35 ACP réalisée avec les échantillons du groupe bleu 127

II.36 Interprétation des résultats de l'ACP réalisée avec les échantillons du groupe bleu 128
II.37 Cartographie des résultats de l'étude géochimique 129
II.38 Photographies des bennes de la station 164 prises à bord du bateau, en janvier, août et octobre 2016. 131
II.39 Photographie de la benne de la station 97. 131
II.40 Distribution spatiale du COT (%), interprétation et délimitation de la zone de gradient de COT avec mise en évidence de l'équilibre dynamique. 133
II.41 Relation entre bathymétrie et concentration en COT, pour les échantillons des groupes bleu et vert, présents au niveau dans la zone de gradient 134
II.42 Synthèse de l'étude géochimique. 136

III.1 Plan d'échantillonnage pour l'étude de l'impact du clapage sur les organismes benthiques 146
III.2 Schéma récapitulatif des expérimentations de clapage 148
III.3 Photographies des sept espèces mesurées. 159
III.4 Schéma de lecture d'un graphique 3D réalisé pour la comparaison des taille 160
III.5 Schéma de la vue dorsale du polychète *Owenia fusiformis* avec segment I4 mesuré. 161
III.6 Schéma du polychète *Lagis koreni* avec diamètre céphalique (DC) mesuré. 162
III.7 Schéma du bivalve *Abra alba* avec la longueur totale (Lt) mesurée 163
III.8 Schéma du bivalve *Phaxas pellucidus* avec la longueur totale (Lt) mesurée. 164
III.9 Schéma du bivalve *Spisula subtruncata* avec la longueur totale (Lt) mesurée. 165
III.10 Schéma d'une ophiure et indication du diamètre du disque (DD) mesurée. 166
III.11 Suivi temporel des proportions granulométriques pour chaque station. Partie 1 168
III.12 Suivi temporel des proportions granulométriques pour chaque station. Partie 2 169
III.13 Distribution spatiale des richesses taxonomiques 171

III.14 A : Abondances moyennées sur l'ensemble des dix stations pour chaque campagnes ; B : Abondance moyennées sur l'ensemble des six campagnes pour chaque station 173
III.15 Distribution spatiale des abondances 174
III.16 Valeurs de l'indice de diversité de Shannon-Wiener (H') pour chaque station par campagne et par zone 175
III.17 Indice de diversité de Shannon-Wiener (H') et H'max 176
III.18 CAH réalisée sur les données d'abondances totales par station et campagne 178
III.19 CAH réalisée sur les données d'abondances moyennées par station . . . 179
III.20 nMDS réalisée sur les données d'abondances moyennées par station . . . 180
III.21 Fractions granulométriques moyennes et COT moyen pour chaque groupe identifié avec l'analyse CAH et n-MD 182
III.22 CAH réalisée sur les données d'abondances moyennées par campagne . . 184
III.23 nMDS réalisée sur les données d'abondances moyennées par campagne . 184
III.24 Corrélations entre les volumes clapés et l'abondance totale par stations, la richesse taxonomique totale par stations, l'abondance moyenne par stations toutes campagnes confondues et la richesse taxonomique moyenne toutes campagnes confondues 186
III.25 Valeurs moyennes de l'indice biotique AMBI en fonction des proportions d'espèces de chaque groupe écologique, pour les dix stations suivies . . . 188
III.26 Valeurs moyennes de l'indice biotique modifié M-AMBI 188
III.27 Valeurs moyennes de l'indiceBO2A 189
III.28 Nombre d'individus par classe de taille en fonction des mesures du segment I4 pour la polychète *O. fusiformis* 192
III.29 Proportion de juvéniles et d'adultes pour la polychète *O. fusiformis*. . . 193
III.30 Nombre d'individus par classe de taille en fonction des mesures du diamètre céphalique pour la polychète *L. koreni*. 196
III.31 Proportion de juvéniles et d'adultes pour la polychète *L. koreni*. 197
III.32 Nombre d'individus par classe de taille en fonction des mesures de longueur totale du bivalve *A. alba*. 200
III.33 Proportion de juvéniles et d'adultes pour le bivalve *A. alba*. 201

III.34 Nombre d'individus par classe de taille en fonction des mesures de longueur totale du bivalve *P. pellucidus*. 203
III.35 Proportion de juvéniles et d'adultes pour le bivalve *P. pellucidus*. 204
III.36 Nombre d'individus par classe de taille en fonction des mesures de longueur totale du bivalve *S. subtruncata*. 207
III.37 Proportion de juvéniles et d'adultes pour le bivalve *S. subtruncata*. . . . 208
III.38 Nombre d'individus par classe de taille en fonction des mesures de diamètre du disque de l'ophiure *A. brachiata*. 210
III.39 Proportion de juvéniles et d'adultes pour l'ophiure *A. brachiata*. 211
III.40 Nombre d'individus par classe de taille en fonction des mesures de diamètre du disque de l'ophiure *O. ophiura*. 213
III.41 Proportion de juvéniles et d'adultes pour l'ophiure *O. ophiura*. 214
III.42 Plan d'échantillonnage de la campagne Pectow de février 2016 et des prélèvements réalisés entre le cap de La Hève et Antifer 217
III.43 Distribution spatiale des abondances des sept espèces principales communes aux campagnes Pectow 2016 et Octeville T2. Partie 1 222
III.44 Distribution spatiale des abondances des sept espèces principales communes aux campagnes Pectow 2016 et Octeville T2. Partie 2 223
III.45 CAH réalisée sur les données des campagnes Pectow 2016 et Octeville T2, en présence/absence. 225
III.46 CAH réalisée sur les données d'abondances moyennées, pour les stations localisées au nord du chenal de navigation 226
III.47 n-MDS réalisée sur les données d'abondances moyennées, pour les stations localisées au nord du chenal de navigation 226
III.48 Fractions granulométriques moyennes et COT moyen pour chaque groupe identifié avec l'analyse CAH et n-MDS réalisées sur les données de la campagne Pectow 2016 et Octeville T2 228
III.49 Schéma pour la compréhension du graphique de type boxplot. 231
III.50 Richesse taxonomique totale observée pour les 15 années étudiées. . . . 232
III.51 Abondances moyennes pour les 15 années étudiées 233
III.52 Abondances moyennes pour les 15 années étudiées, pour chacune des trois zones 234

III.53 Courbes de dominances cumulées issues des données d'abondances moyennes, de 2003 à 2017. 235
III.54 Boxplot sur les abondances moyennes. Partie 1 239
III.55 Boxplot sur les abondances moyennes. Partie 2 240
III.56 Proportion de l'indice de diversité de Shannon-Wiener (H'), pour chaque date 241
III.57 CAH réalisée sur les données d'abondances moyennes pour chacune des 15 dates. 242
III.58 n-MDS réalisée sur les données d'abondances moyennes pour chacune des 15 dates. 243
III.59 Résultats des calculs de l'indice écologique AMBI de 2003 à 2017 245
III.60 Résultats des calculs de l'indice écologique M-AMBI de 2003 à 2017 . . 246
III.61 Distribution spatiale des faciès sédimentaires de 2003, 2006, 2009 et 2013 247
III.62 Résultats des calculs du BO2A sur les données de 2003 à 2017 248
III.63 Comparaison des abondances moyennes entre la campagne du 28 juillet 2016 (suivis d'impact crue de la Seine de juin 2016) et celle du 17 août 2016 251

IV.1 Schématisation du calcul du D^2SI, avec pondérations 263
IV.2 Cartographie des trois sites de dépôt de la baie de Seine Orientale et plan d'échantillonnage des stations utilisées dans le cadre du projet INDICLAP 264
IV.3 Scores du D^2SI-Benthos et classification de l'impact, pour les sites du Machu d'Octeville 275
IV.4 Scores du D^2SI-Ichtyofaune et classification de l'impact, pour la radiale MABIO du site du Machu. 278
IV.5 Scores du D^2SI-Sediment et classification de l'impact, pour les sites du Machu et d'Octeville 281
IV.6 Représentation schématique des données bathymétriques utilisées et des calculs du D^2SI-Thickness, a la date n et à n+1. 283
IV.7 Scores du D^2SI-Thickness et classification de l'impact, pour les sites du Machu et d'Octeville 285
IV.8 Scores du D^2SI-Resistance to landfill et classification de l'impact, pour les sites du Machu et d'Octeville 292

IV.9 Scores du D²SI-Drifting et classification de l'impact, pour les sites du Machu et d'Octeville 295
IV.10 Scores du D²SI-Final et classification de l'impact, pour les sites du Machu et d'Octeville 298
IV.11 Scores du D²SI-Final, du D²SI-Final alternatif et du D²SI-Final semi-alternatif 301
IV.12 Comparaison des scores du D²SI final après élimination des indices pondérés un à un 306
IV.13 Schéma synoptique présentant la démarche de prise en compte de l'incertitude dans les paramètres d'entrée du modèle Ecopath pour le calcul des indices ENA 312
IV.14 Plan d'échantillonnage des traits de chaluts et stations benthiques de la zone non impactée et impactée, sur le site d'Octeville 315
IV.15 Flux, biomasses et niveaux trophiques de l'écosystème de la zone non-impactée, à la sortie du modèle Ecopath 320

Liste des tableaux

II.1 Stations, zones échantillonnées et dates de prélèvement 72

II.2 Conditions de mer lors des échantillonnages 73

II.3 Classification granulométrique utilisée pour les analyses par tamisage . . 80

II.4 Comparaison des classifications granulométriques 93

II.5 Concentration moyenne des six éléments dosés au XRF et du COT ainsi que la taille moyenne des particules et le nombre d'échantillons 123

III.1 Récapitulatif des dates, nombre de stations et de réplicats échantillonnés pour chaque campagne 150

III.2 Classification granulométrique 152

III.3 Classification de la pollution à partir de la valeur de H', dans les habitats sableux-vaseux 154

III.4 Groupes écologiques 156

III.5 Valeurs de l'AMBI et équivalences avec les différents états écologiques définis par la DCE 157

III.6 Valeurs du BO2A et équivalences avec les différents états écologiques définis par la DCE 159

III.7 Résultats du test de comparaison multiple réalisé sur les données de richesse taxonomique par zone 170

III.8 Tableau à lecture croisée, des valeurs de la richesse taxonomique (S), de l'abondance (A), de l'indice de diversité de Shannon-Wiener (H') et de l'indice de Piélou (J') 177

III.9 Abondance moyenne et contribution des dix espèces contributrices pour chaque groupe formé avec l'analyse CAH et n-MDS 181

III.10 Abondance moyenne et contribution et des dix espèces principales pour chaque groupe formé avec l'analyse CAH et n-MDS 185

III.11 Résultats des tests de kruskal-Wallis (KW) et des tests de comparaison multiple, réalisés sur les données de proportion de juvéniles par campagne et par zone pour la polychète *Owenia fusiformis* 191

III.12 Résultats des tests de kruskal-Wallis (KW) et des tests de comparaison multiple, réalisés sur les données de proportion de juvéniles par campagne et par zone pour la polychète *Lagis koreni* 195

III.13 Résultats des tests de kruskal-Wallis (KW) et des tests de comparaison multiple, réalisés sur les données de proportion de juvéniles par campagne et par zone pour le bivalve *Abra alba* 199

III.14 Résultats des tests de kruskal-Wallis (KW) et des tests de comparaison multiple, réalisés sur les données de proportion de juvéniles par campagne et par zone pour le bivalve *Phaxas pellucidus* 205

III.15 Résultats des tests de kruskal-Wallis (KW) et des tests de comparaison multiple, réalisés sur les données de proportion de juvéniles par campagne et par zone pour le bivalve *Spisula subtruncata* 206

III.16 Résultats des tests de kruskal-Wallis (KW) et des tests de comparaison multiple, réalisés sur les données de proportion de juvéniles par campagne et par zone pour l'ophiure *Acrocnida brachiata* 209

III.17 Résultats des tests de kruskal-Wallis (KW) et des tests de comparaison multiple, réalisés sur les données de proportion de juvéniles par campagne et par zone pour l'ophiure *Ophiura ophiura* 215

III.18 Résultats des corrélations entre les volumes clapés et le nombre de juvéniles 215

III.19 Abondances moyennes et proportion de représentation des dix espèces principales pour chacune des deux campagnes 220

III.20 Abondance moyenne et contribution des dix espèces contributrices pour chaque groupe formé avec l'analyse CAH et n-MDS réalisées sur les données d'abondances des campagnes Pectow 2016 et Octeville T2 . . . 227

III.21 Dates d'échantillonnage et nombre de stations sélectionnées, pour les 15 campagnes utilisées lors de la comparaison temporelle de 2003 à 2017. . 230

III.22 Liste des espèces dominantes identifiées de 2003 à 2017, avec leurs proportions respectives pour chaque date 236

III.23 Abondance moyenne et contribution des dix espèces contributrices pour chaque groupe formé avec les analyses CAH et n-MDS réalisées sur les données d'abondances moyennées par campagne (2003-2017) 244

IV.1 Récapitulatif des périodes de prélèvements des différentes données associées aux calculs, pour Machu 266

IV.2 Exemple théorique du calcul de la première étape du D²SI-Benthos. . . . 272

IV.3 Attribution de scores en fonction du ratio calculé pour le D²SI-Benthos . 272

IV.4 Score final du D²SI-Benthos et classification de l'impact. 273

IV.5 Corrélations et significativités associées entre les volumes clapés et le D²SI-Benthos 275

IV.6 Score final du D²SI-Sediment et classification de l'impact. 279

IV.7 Corrélations et significativités associées entre les volumes clapés et le D²SI-Sediment 280

IV.8 Exemple de calcul du D²SI-Thickness 283

IV.9 Score final du D²SI-Thickness et classification de l'impact. 284

IV.10 Corrélations et significativités associées entre les volumes clapés et le D²SI-Thickness, pour les sites du Machu et d'Octeville 286

IV.11 Modalités et correspondances pour les deux traits d'histoire de vie sélectionnés dans le calcul du D²SI 288

IV.12 Liste des 52 espèces et modalités associées pour les deux traits d'histoire de vie sélectionnés dans le calcul du D²SI 288

IV.13 Score final du D²SI-Resistance to landfill et classification de l'impact. . . 291

IV.14 Corrélations et significativités associées entre les volumes clapés et le D²SI-Resistance to landfill 293

IV.15 Corrélations et significativités associées entre les volumes clapés et le D²SI-Drifting 295

IV.16 Score final du D²SI-Final et classification de l'impact. 297

IV.17 Corrélations et significativités associées entre les volumes clapés et le D²SI-Final 300

IV.18 Corrélations et significativité associée, pour la comparaison des méthodes de calcul du D²SI 301

IV.19 Comparaison de l'intensité de l'impact issue des calculs des scores du D^2SI, avec et sans pondération des indices, pour le site du Machu 303
IV.20 Corrélations et significativités associées entre le D^2SI et les différents indices 306
IV.21 Biomasses et niveaux trophiques des groupes fonctionnels des deux modèles Ecopath Octeville 319
IV.22 Indices ENA et ratio pour les modèles des deux zones du site d'Octeville 320
IV.23 Comparaison des valeurs des indices ENA du modèle Ecopath réalisé sur le site d'Octeville avec ceux réalisés sur le site du Machu 322

Introduction générale

L'habitat est un concept utilisé dans le domaine de l'écologie, qui se définit comme l'ensemble des conditions environnementales biotiques (interactions du vivant sur le vivant) et abiotiques (paramètres physico-chimiques) qui offrent les ressources suffisantes pour la survie, le maintien et la reproduction des espèces (Tirard *et al.*, 2016). On distingue deux types de facteurs biotiques qui sont déterminés par les relations entre les êtres vivants : les relations intraspécifiques qui correspondent aux relations entre individus d'une même espèce (compétition, coopération, reproduction...) et les relations interspécifiques qui se définissent par les relations entre deux ou plusieurs espèces distinctes (compétition, symbiose, mutualisme, parasitisme, prédation...). De même il existe plusieurs catégories de facteurs abiotiques : les facteurs édaphiques liés à la structure du substrat (granulométrie, teneur en sels minéraux, salinité...), les facteurs climatiques (quantité et qualité de l'eau, température, lumière, force et direction du vent et des courants marins...), les facteurs chimiques (concentration de gaz, tel que l'oxygène, l'azote, le dioxyde de carbone... et concentration en minéraux, tels que le fer, le phosphate, les nitrates...) et enfin, les facteurs topographiques (profondeur, pente, relief...). L'ensemble de ces facteurs écologiques sont susceptibles d'agir directement sur les êtres vivants et permettent de décrire, d'analyser et de modéliser les écosystèmes. Ces facteurs conditionnent notamment la répartition des espèces, la diversité (nombre d'individus ou d'espèces) et la densité des populations (reproduction, durée de vie, mortalité ; Tirard *et al.*, 2016). **L'étude de la dynamique des écosystèmes et leurs fonctionnements est donc complexe, compte tenu du grand nombre de paramètres structurants, mais demeure, en écologie, une question majeure à l'heure actuelle, en lien avec les changements environnementaux globaux et les pressions anthropiques croissantes.**

Les écosystèmes marins doivent faire face à de nombreuses perturbations anthropiques, tels que la sur-exploitation des ressources marines, la contamination des eaux par divers polluants, l'extraction de matières minérales, l'urbanisation côtière, le développement d'infrastructures portuaires, l'introduction de nouvelles espèces allochtones, la dégradation des habitats marins et les changements climatiques (Worm *et al.*, 2006 ; Eastwood *et al.*, 2007). Les zones côtières et estuariennes sont d'autant

plus impactées, car elles sont à l'interface entre les environnements continentaux et marins, où de nombreuses activités humaines se concentrent (activités portuaires, industries, transport de marchandises, tourisme... Dauvin *et al.*, 2006). Dans l'estuaire et l'embouchure de la Seine (localisé dans le bassin oriental de la Manche), deux principaux ports français sont présents, le Grand Port Maritime du Havre (GPMH) à l'embouchure et le Grand Port Maritime de Rouen (GPMR), situé à 120 km en amont. Ces deux ports, avec celui de Paris, sont regroupés sous le sigle HAROPA (http://www.haropaports.com) et concentrent une part importante de l'activité économique de « l'axe Seine » et du Bassin Parisien (40 % de l'activité agricole et industrielle de la France est regroupé dans l'estuaire de la Seine ; Dauvin *et al.*, 2006). **L'activité portuaire a contribué, et participe encore, à des modifications hydro-bio-sédimentaires de l'estuaire de la Seine.** Les aménagements portuaires et le dragage constant des sédiments, afin de maintenir l'accès aux différents bassins portuaires, ont engendré des modifications morphologiques importantes de l'estuaire (diminution de la largeur du chenal), provoquant l'envasement progressif de l'estuaire, la réduction des surfaces intertidales et l'exhaussement local des fonds (Lesourd, 2000 ; Lesourd *et al.*, 2001). L'estuaire est également affecté par l'apport massif d'affluents industriels et de contaminants (Vrel, 2012). L'influence anthropique issue du développement des activités industrielles et portuaires a également eu un effet négatif sur la faune, avec entre autre, la diminution du nombre d'espèces de « poissons » estuariens, l'augmentation de l'intensité et de la fréquence des blooms phytoplanctoniques dans l'embouchure de l'estuaire et la modification locale des communautés suprabenthiques et de la macrofaune benthique (Paulmier et Joly, 1986 ; Videau *et al.*, 1998 ; Dauvin *et al.*, 2006 ; Desroy *et al.*, 2007 ; Vaz *et al.*, 2007 ; Morin *et al.*, 2010 ; Pezy *et al.*, 2017a ; Thorel *et al.*, 2017).

Parmi les activités portuaires, celles pouvant avoir un effet considérable sur l'écosystème local concernent le dragage (extraction des sédiments dans les chenaux et bassins portuaires) **et le clapage** (dépôt des sédiments en mer). Ces opérations sont nécessaires pour maintenir une hauteur d'eau suffisante pour assurer la navigation. Toutefois, celles-ci peuvent avoir des conséquences négatives et immédiates sur

les écosystèmes : augmentation de la turbidité, apports de contaminants, augmentation de la couche sédimentaire et diminution de la bathymétrie et modifications sédimentaires des fonds, principalement par l'apport de particules fines. La modification de ces facteurs physico-chimiques affectent généralement la faune à proximité et notamment la macrofaune benthique, vivant en relation étroite avec le fond (Van Dolah *et al.*, 1984 ; Olenin, 1992 ; Desprez, 2000 ; Bolam *et al.*, 2006a ;b ; Hermand, 2008 ; Vivan *et al.*, 2009 ; Marmin, 2013 ; Marmin *et al.*, 2014 ; Pezy *et al.*, 2018). L'impact des clapages sur la macrofaune benthique dépend de la quantité de sédiments immergés, de la turbidité résultant, de la tailles des particules apportées, de la profondeur du site de dépôt, des courants et de la similitude entre les sédiments clapés et ceux de la zone de dépôt (Essink, 1999 ; Powilleit *et al.*, 2009 ; Marmin *et al.*, 2014). **Toutefois, les effets des dépôts de sédiments différent d'un site à l'autre et l'évaluation doit être réalisée au cas par cas** (Harvey *et al.*, 1998 ; Hermand, 2008 ; Marmin *et al.*, 2014 ; Pezy *et al.*, 2018).

Les invertébrés benthiques sont considérés comme de bons indicateurs de l'état écologique car (1) ils vivent en relation étroite avec le fond, enfouis ou en surface du sédiment, ce qui implique un contact direct avec les contaminants chimiques contenus dans l'eau et les sédiments, (2) ils sont inféodés à un substrat particulier et toutes modifications de ce substrat entraîne une modification des communautés benthiques, (3) ils sont relativement sédentaires, ce qui leur permet d'être le reflet des conditions environnementales proches, (4) ils ont une durée de vie assez longue, qui assure une intégration des conditions environnementales sur plusieurs années, (5) ils constituent, pour un certain nombre, des espèces d'intérêt commercial et sont la proie de nombreuses espèces (dont les poissons démersaux), (6) ils participent aux flux géochimiques à l'interface eau-sédiment *via* leurs activités de bioturbation et de nutrition (Dauvin, 1993 ; Gentil et Cabioch, 1997 ; Thiébaut *et al.*, 1997 ; Navon, 2016 ; Pezy, 2017). **Ainsi de nombreux indicateurs, basés sur les espèces benthiques, ont été développés et sont utilisés comme outils de diagnostic de l'état des milieux marins et estuariens** (BOPA, BO2A, AMBI, BENTIX...). La plupart se concentre sur l'impact généré par l'augmentation de la matière organique ou de polluants, mais de nombreuses études

discutent la fiabilité de ces indicateurs et en proposent de nouveaux, dans le but d'évaluer au mieux les impacts subis par les écosystèmes (Borja *et al.*, 2000 ; Simboura et Zenetos, 2002 ; Borja *et al.*, 2004 ; Dauvin, 2007 ; Bakalem *et al.*, 2009 ; De-la Ossa-Carretero et Dauvin, 2010 ; Dauvin *et al.*, 2012a ; 2016 ; Dauvin, 2018b). **Seul un indicateur spécifique de la pression liée aux dépôts de sédiments en mer est connu à ce jour, celui développé par Roberts *et al.* (1998). Toutefois, cet indicateur est incomplet et ne permet pas d'évaluer précisément l'impact du clapage.**

L'immersion de sédiment en mer est encadrée au niveau international par la convention de Paris, OSPAR 1998 et au niveau national, par la « loi sur l'eau ». Pour surveiller et minimiser l'impact des activités portuaires, l'Union Européenne en collaboration avec l'administration française et l'organisation non-gouvernementale de protection de l'environnement, demandent au GPMH et GPMR d'intégrer leur projet dans une démarche de gestion globale de l'estuaire. **La perturbation engendrée par les dépôts de sédiments en mer est donc suivie minutieusement par le GPMH, qui souhaite en déterminer précisément l'impact sur l'écosystème à proximité de la zone de clapage afin d'améliorer les pratiques de gestions pour minimiser cet impact.**

L'objectif de ce mémoire de thèse est d'évaluer l'impact de l'immersion des sédiments de dragage du GPMH sur l'environnement faunistique et sédimentaire à proximité du site de clapage d'Octeville, en proposant une démarche scientifique originale, qui apporte une vision intégrée de l'objet d'étude par (1) l'utilisation de marqueurs géochimiques, couplée à une étude sédimentaire « classique » pour étudier la dynamique sédimentaire du site de clapage et des sédiments dragués, (2) l'étude de la dynamique spatiale et temporelle de la macrofaune benthique en lien avec une expérimentation *in situ* pour étudier l'impact du clapage selon différentes fréquences et volumes déposés (3) la mise en place d'un nouvel indicateur permettant de fournir un diagnostic d'état de santé des zones impactées par les dépôts de sédiments en mer par rapport à des zones sans clapage, en considérant plusieurs

paramètres hydro-bio-sédimentaires (4) l'étude de l'ensemble du réseau trophique *via* le développement d'un modèle ECOPATH, permettant de prendre en compte l'ensemble des compartiments du système (du compartiment bactérien jusqu'au compartiment de l'ichtyofaune).

Cette démarche se reflète dans la structure du mémoire, où chaque chapitre (hormis le premier) répond à la problématique sous une approche différente, avec différents outils et méthodes.

Le chapitre I présente le contexte général du GPMH en illustrant les problématiques rencontrées par le port et les caractéristiques des bassins portuaires et du site de dépôt (faciès sédimentaires, bathymétrie, méthode de clapage, volumes clapés...). Ce chapitre présente également les caractéristiques hydro-bio-sédimentaires et le contexte anthropique de la Manche, de la baie de Seine et de l'estuaire, ainsi que les principales connaissances acquises sur les différents compartiments faunistiques.

Le chapitre II s'intéresse à la description des faciès sédimentaires de la zone d'étude et présente l'étude géochimique realisée. Le but est d'étudier la dynamique sédimentaire de la zone de dépôt et de mettre en évidence des marqueurs des sédiments portuaires permettant de délimiter spatialement l'impact des sédiments clapés.

Le chapitre III étudie l'impact du dépôt de sédiment en mer sur la résistance et la résilience de la macrofaune benthique, selon différentes fréquences de clapage et volumes déposés, grâce à une expérimentation réalisée *in situ* pendant un peu plus d'un an. Ce chapitre se focalise également sur l'étude de la stabilité de la macrofaune benthique à l'échelle spatiale de la baie de Seine Orientale et temporelle, depuis 2003.

Le chapitre IV illustre, dans le cadre du projet INDICLAP (INDIcateur de CLAPage), le développement d'un nouvel indicateur de la pression de clapage, qui intègre plusieurs paramètres environnementaux (macrofaune benthique, ichtyofaune, nature du sédiment, bathymétrie, épaisseur déposée et traits d'histoire de vie), afin d'estimer au mieux l'impact du clapage. Ce chapitre présente également la modélisation du réseau trophique ECOPATH, réalisée sur la zone impactée par les clapages du GPMH, comparée au modèle effectué sur la zone non-impactée, localisée au nord du site de clapage. Une

comparaison de ces deux modèles avec d'autres modèles de réseaux trophiques réalisés sur un autre site de dépôt en baie de Seine Orientale (site du Machu, GPMR) est présentée.

Enfin, **une conclusion générale** permet de résumer les méthodes, les résultats acquis et de faire le lien entre l'ensemble des chapitres présentés.

Chapitre I

Problématiques et contexte synthétique de l'étude

Le Grand Port Maritime du Havre (GPMH), situé à l'embouchure de la Seine, est localisé dans le contexte plus vaste de la baie de Seine Orientale, zone à fortes pressions anthropiques. Il est proposé, dans ce présent chapitre, d'appliquer une démarche descriptive, tout d'abord locale, puis progressivement élargie au contexte plus vaste de la baie de Seine. **Ce chapitre permet (1) de décrire précisément la zone portuaire, incluant les problèmatiques rencontrées et les méthodolgies adoptées par le port, ainsi que les caractéristiques morphologiques du site de dépôt de clapage, (2) d'élargir le propos en présentant le contexte anthropique général de la baie de Seine et (3) de présenter les connaissances acquises lors de travaux antérieurs ainsi que les caractéristiques hydro-bio-sédimentaires de la baie de Seine, nécessaires à la compréhension des chapitres suivants.**

I.1 Contexte anthropique

I.1.1 Le Grand Port Maritime du Havre

La majorité des données présentées dans cette section sont issues des suivis réalisés par le GPMH. Les périodes présentées correspondent aux données mises à disposition à ce jour. Le temps de traitement des données, la rédaction des rapports et leur validation par l'administration du port, ne permettent pas disposer de l'ensemble des données de 2016, 2017 et 2018.

I.1.1.1 Historique et chiffres

Le port du Havre, créé en 1517, est aujourd'hui un port de commerce, de transport de passagers, de tourisme et de plaisance. Situé dans la partie nord de l'embouchure de la Seine (avec également un terminal pétrolier au niveau du cap d'Antifer, le long des côtes du Pays de Caux ; figure I.1), il s'étend sur environ 77 700 ha (dont 10 623 ha de circonscription terrestre) et dispose de 35 km de quais. Le GPMH (Grand Port Maritime du Havre) est en premier lieu, un port de commerce. En 2017, il a accueilli près de 6 000 navires dont

360 porte-conteneurs géants, soit au total, plus de 2,9 millions EVP [1], correspondant à un trafic de 72,71 M t, en hausse de 13 % par rapport à 2016, en considérant uniquement le trafic de porte-conteneurs. Il est à ce jour, le premier port français à conteneurs pour le commerce extérieur à la France et le deuxième port d'approvisionnement de pétrole brut pour le marché national, après Marseille-Fos. Il se situe à la cinquième place sur le classement des ports nord-européens (http://www.haropaports.com/fr/le-havre).

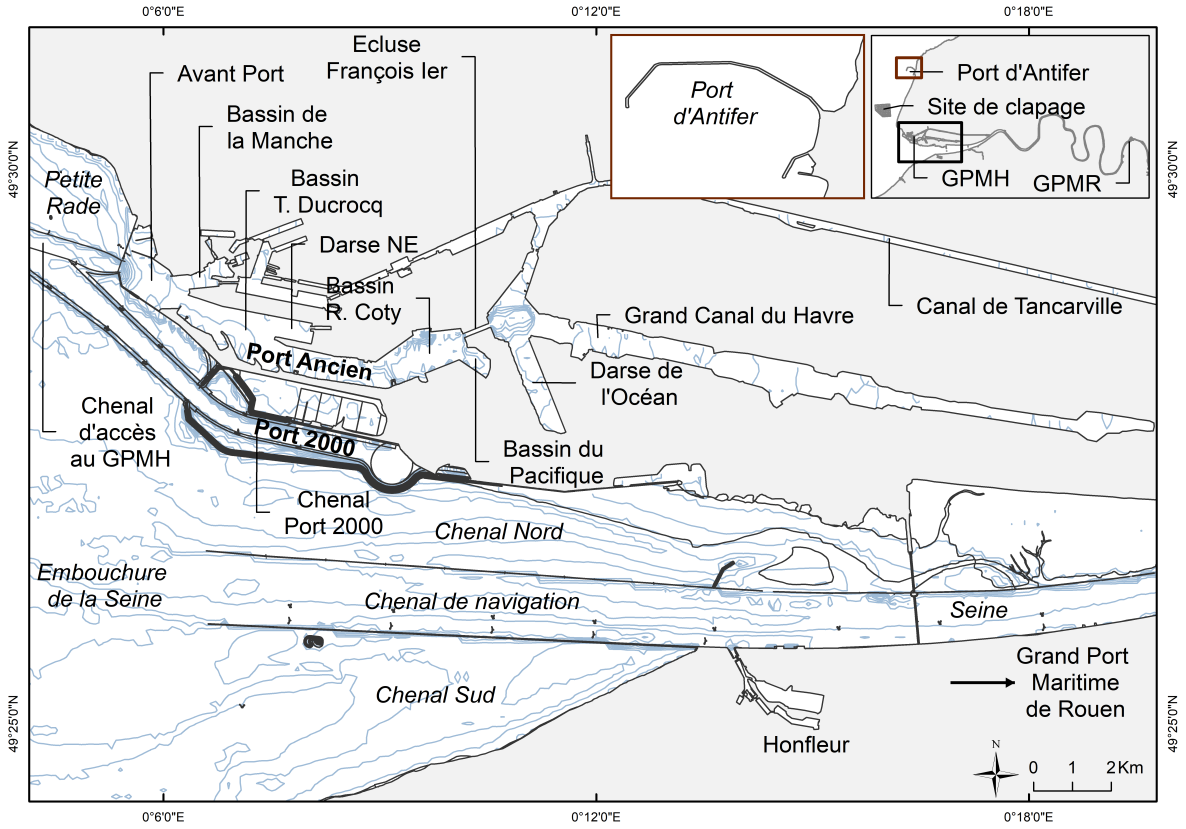


Figure I.1 – Cartographie de la zone portuaire du Grand Port Maritime du Havre (GPMH). Données bathymétrique du GPMH (2014).

Le port du Havre se compose de quatre grands ensembles : (1) le port historique (nommé Port Ancien), découpé en de nombreux bassins (Avant Port, Bassin de la Manche, Bassin Théophile Ducrocq, Darse Nord-Est et Bassin René Coty) ; (2) le Grand Canal, localisé de l'autre côté de l'écluse François I^{er} ; (3) Le canal de Tancarville qui relie le Port Ancien à l'estuaire de la Seine au niveau du pont de Tancarville ; (4) Port 2000, zone du port principalement utilisée aujourd'hui pour le chargement et le déchargement

1. EVP : Equivalent vingt pieds ; unité de mesure de conteneur. 1 EVP correspond à un conteneur de 20 pieds, soit environ 38,5 m^3.

des porte-conteneurs (figure I.1). Ce dernier est une extension du port historique. Une première phase de travaux correspondant à la construction de la majorité des quais, a eu lieu fin 2001 pour se terminer fin 2005 / début 2006, avec sa mise en service officielle en mars 2006. Une seconde phase de travaux a eu lieu en 2009-2010, pour terminer la construction de certaines installations portuaires. Au total, 1 400 m de quais ont été construits (https://www.lehavre.fr).

Pour les opérations concernant les dragages d'entretien des chenaux et des bassins portuaires (hors travaux), le GPMH drague et clape annuellement entre 2 à 2,5 millions de m^3 en moyenne (figure I.2), depuis la mise en service de Port 2000, zone principalement draguée (cette zone représente environ 60 % des volumes dragués totaux). Avant 2006, ces volumes dragués étaient de l'ordre de 1,3 millions de m^3 en moyenne (entre 1998 et 2005). Le volume clapé total concernant les travaux d'agrandissement du port (Port 2000) s'élève à plus de 37 millions de m^3 sur toute la durée des travaux (figure I.3).

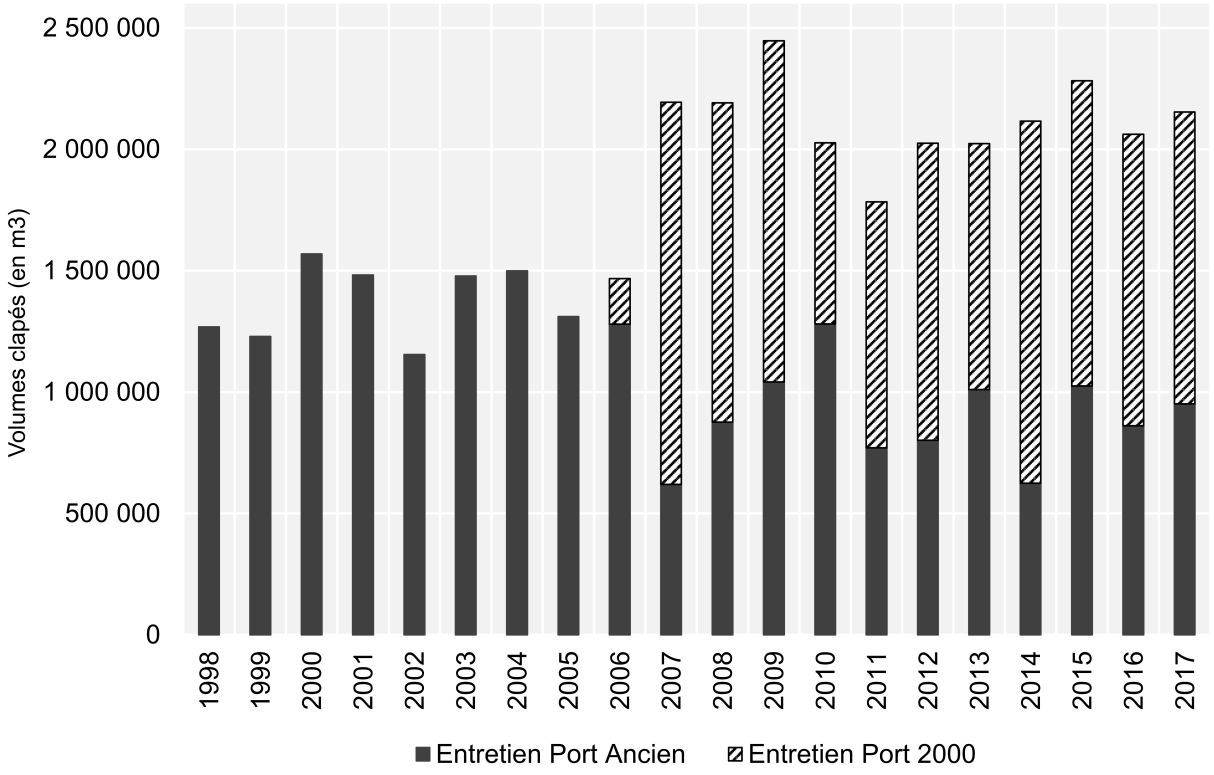


Figure I.2 – Volumes clapés par le GPMH sur le site d'Octeville de 1998 à 2017, concernant les dragages d'entretien de Port Ancien et de Port 2000. Source des données : GPMH.

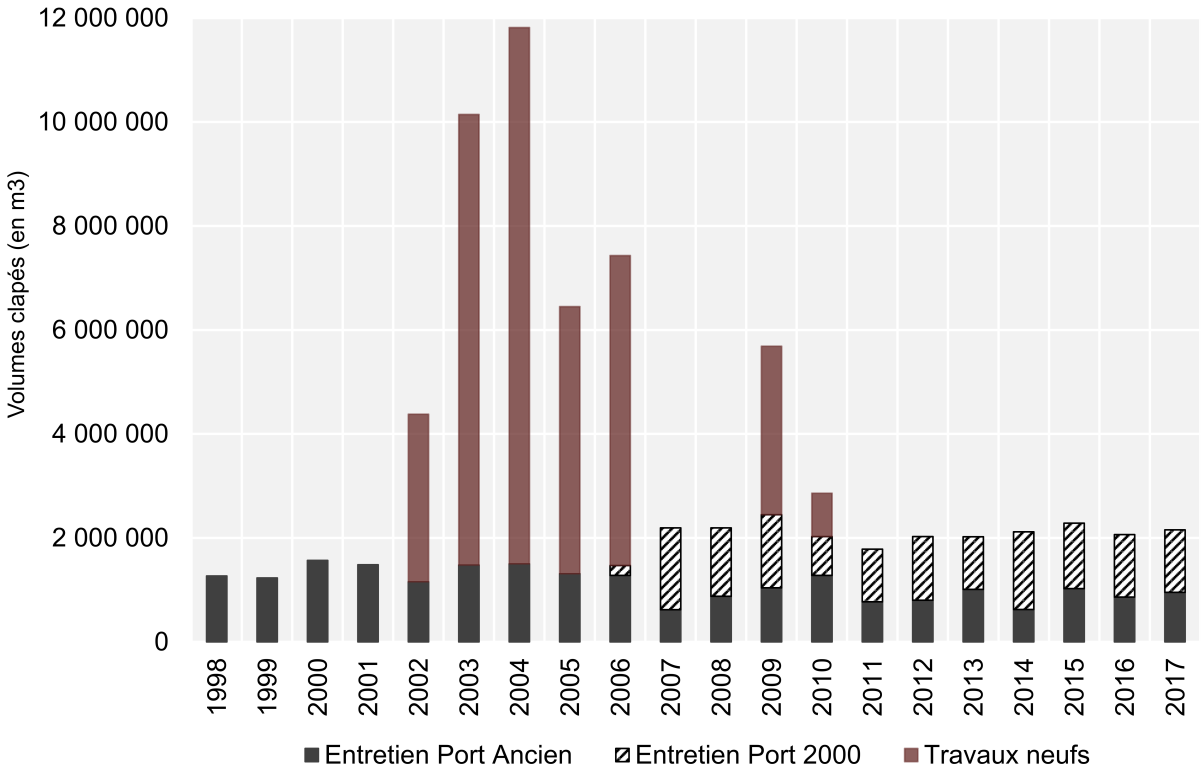


Figure I.3 – Volumes clapés par le GPMH sur le site d'Octeville de 1998 à 2017, concernant les dragages d'entretien de Port Ancien et de Port 2000 et les dragages lors de travaux d'agrandissement du port (Port 2000). Source des données : GPMH.

Les principaux engins de dragage utilisés par le GPMH sont (1) trois dragues aspiratrices en marche, dont la Samuel de Champlain, qui possède une capacité de 8 500 m^3, la Daniel Laval, avec un puits pouvant contenir 5 000 m^3 et la Jean Ango avec une capacité de 1 500 m^3 ; (2) une drague mixte, aspiratrice en marche et à benne, la Gambe d'Amfart, qui dispose d'un puits pouvant contenir 5 000 m^3 ; (3) des engins de draguage à injection d'eau et (4) un engin de nivellement.

Les engins de dragage sont partagés entre plusieurs structures portuaires, dont principalement le port du Havre et le port de Rouen. De manière générale, les ports planifient les opérations de dragages au niveau du port de Rouen (GPMR) lors des périodes de marées hautes, afin de faciliter la navigation des engins dans l'estuaire. Pour le port du Havre, les marées n'ont pas d'influence sur la période de dragage, si ce n'est la disponibilité des navires. Une campagne de dragage massive est menée pendant environ trois semaines (à noter qu'il ne s'agit pas de trois semaines en continu, puisque la drague opère également pour le GPMR), tous les deux à trois mois. Environ dix chargements par jour (sur 24 h)

sont réalisés lors de ces campagnes. Pour les dragages quotidiens, la Gambe d'Amfard est l'engin habituellement utilisé par le GPMH.

I.1.1.2 Caractéristiques hydro-sédimentaires des bassins portuaires

Les sédiments des bassins portuaires sont le résultat d'un mélange des apports fluvatiles (par la Seine), du domaine marin par charriage du matériel sédimentaire sous l'effet des courants de marées et de houles, ainsi que des activités anthropiques (activités portuaires, ruissellements urbains et apports par les rivières). Ces apports sédimentaires et de matières en suspension transitent continuellement dans l'estuaire et, pour une partie, entrent naturellement dans les bassins ouverts du port. Dans les bassins, à l'abri des courants de marées et des houles du large, les particules en suspension décantent et sédimentent, provoquant un envasement (dépôt de particules <63 µm) et un rehaussement continu des fonds portuaires (Brasselet, 2015).

Au niveau des bassins du Port Ancien, les sédiments dragués sont constitués majoritairement de vases (moyenne de 82 % de fraction <63 µm entre 2009 et 2015). Le pourcentage moyen de la fraction argileuse (<2 µm) est d'environ 7 %. Les éléments plus grossiers (>2 mm) sont, quand à eux, peu représentés (3 % en moyenne ; figure I.4). Ces proportions sont similaires d'une année à l'autre (Brasselet, 2015).

L'entrée du port présente une nature de sédiment différente, avec la présence de sables fins à moyens (mode de 269,2 µm) et de faibles teneurs en fines (25 % en 2015), observées chaque année. La présence de fraction plus sableuses dans cette zone est expliquée par les conditions hydrodynamiques relativement fortes à l'entrée du port, ne permettant pas le dépôt de sédiments fins et par l'apport de sédiments issus de l'affaissement du talus nord du chenal au droit de la plage du Havre (voir bathymétrie 3D, figure I.4 ; Brasselet, 2015).

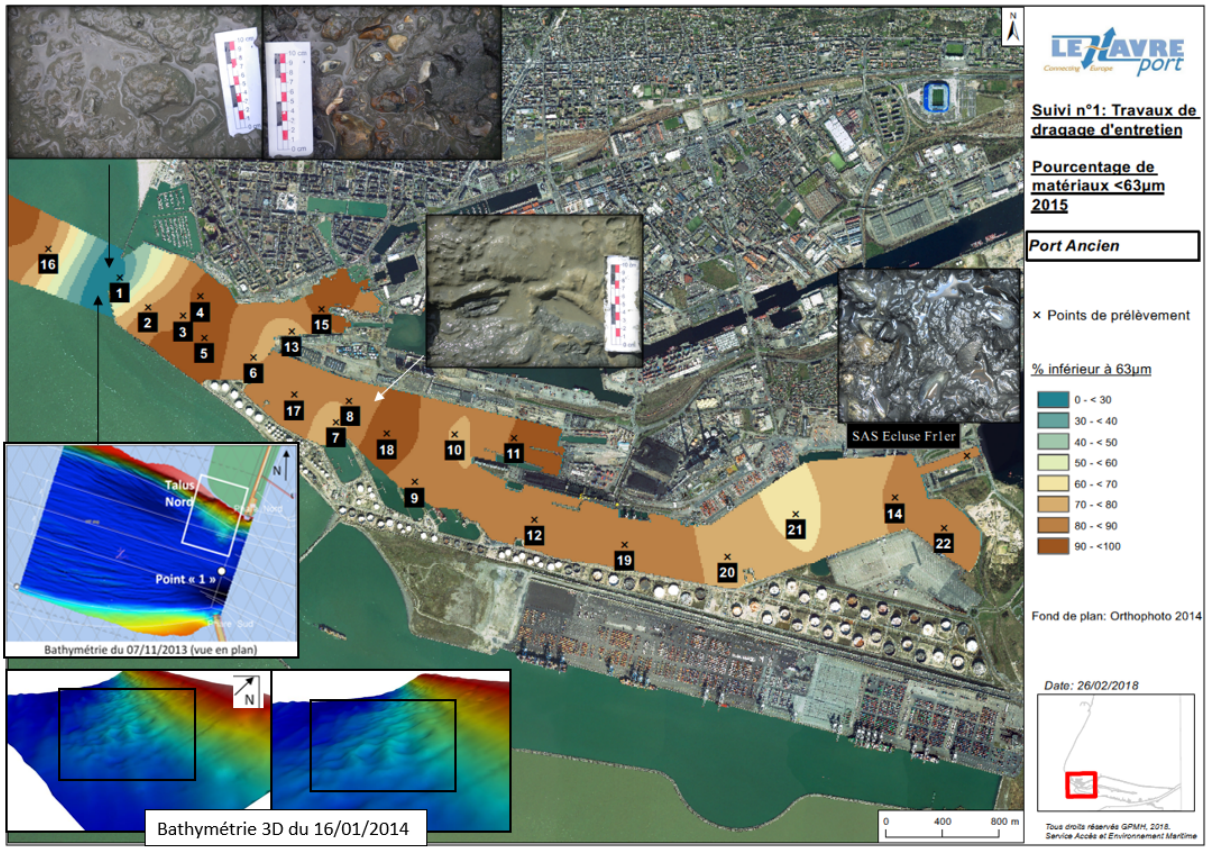


Figure I.4 – Distribution spatiale du pourcentage de la fraction fine (<63 µm) dans les bassins du Port Ancien en 2015 et bathymétrie mesurée à l'entrée du port, par sondeur multi-faisceau. Extrapolations établies à partir des valeurs annuelles mesurées sur chaque station. Source des données : GPMH.

Port 2000, les sédiments dragués sont également constitués en majorité de vases, dans des proportions équivalentes à celles mesurées dans les bassins de Port Ancien (moyenne de 80 % de fraction <63 µm entre 2009 et 2015). Les pourcentages moyens de la fraction argileuse et de la fraction grossière sont également similaires à ceux de Port Ancien (respectivement, 7 % et 5 % en moyenne ; figure I.5). L'ensemble de la zone est donc composée essentiellement de sédiments fins (<63 µm). Il existe toutefois une zone très localisée de sédiments plus grossiers (sur le point P6 et parfois en P1) avec un pourcentage de fraction fine (<63 µm) variable d'une année sur l'autre (en moyenne sur P6, environ 40 % en 2011, 75 % en 2012, 25 % en 2013 et 2014 et 41 % en 2015). Cette station se situe dans le cercle d'évitage du bassin de Port 2000 qui est une zone de manœuvre des navires où l'utilisation des propulseurs d'étrave est courante. Cette action combinée à la présence historique de bancs de galets dans le secteur de Port 2000, peut expliquer les

faibles teneurs en fraction fines (Brasselet, 2015).

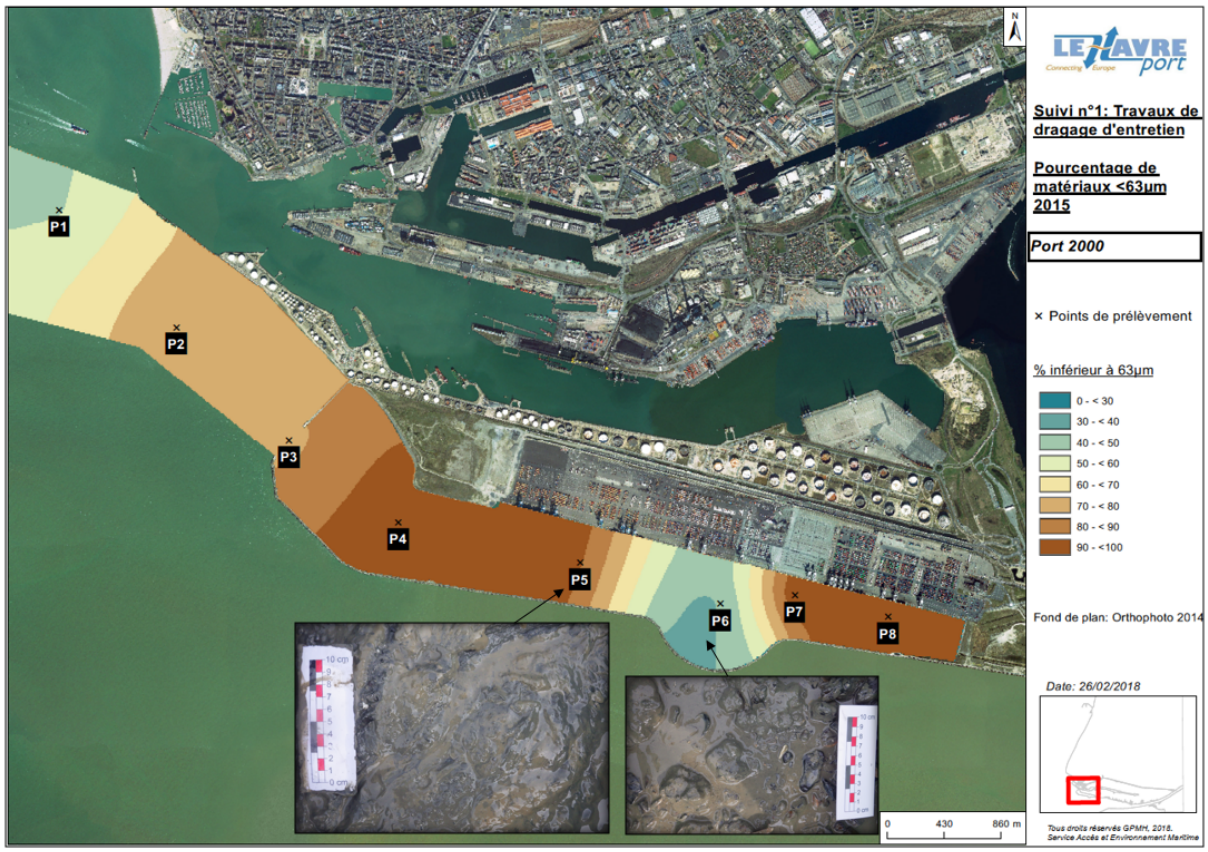


Figure I.5 – Distribution spatiale du pourcentage de fraction fine (<63 µm) dans les bassins de Port 2000 en 2015. Extrapolations établies à partir des valeurs annuelles mesurées sur chaque station. Source des données : GPMH.

A proximité du pont de Tancarville (figure I.6), les sédiments dragués sont constitués d'une fraction importante de vases (moyenne de 83 % de fraction <63 µm entre 2009 et 2015), avec très peu d'éléments grossiers (1 % de fraction >2 mm). Le sédiment à l'aval des écluses de Tancarville (côté port) sont composés d'une couche de vase noire anoxique compacte, recouverte d'une couche de crème de vase. Les sédiments à l'amont des écluses (côté Seine) sont composés d'une importante couche de crème de vase assez fluide en surface. Pour ces zones, les analyses réalisées en 2015 mettent également en évidence la présence d'une fraction de sables fins (environ 30 % ; Brasselet, 2015).

Figure I.6 – Distribution spatiale du pourcentage de la fraction fine (<63 µm) dans les bassins portuaires à proximité du pont de Tancarville en 2015. Extrapolations établies à partir des valeurs annuelles mesurées sur chaque station. Source des données : GPMH.

Au niveau du Grand Canal, le sédiment est légèrement différent des autres zones portuaires, avec une fraction sableuse plus importante et la présence de sables fins envasés et de vases-sableuses (en moyenne de 53 % de fraction <63 µm entre 2008 et 2014). Cette zone située de l'autre côté de l'écluse François I^{er} n'est pas soumise à la marée ni aux apports de la Seine (Brasselet, 2015).

Concernant la qualité géochimique des sédiments portuaires, elle est estimée selon la démarche « score de risque » lié à l'immersion des sédiments de dragage, mis en place par le groupe GEODE et l'IFREMER, afin de discriminer les sédiments dragués selon leur niveau de contamination, leur toxicité potentielle et mesurée (Alzieu *et al.*, 2002). Le GPMH analyse les concentrations en HAP, arsenic, cadmium, cuivre, chrome, mercure, nickel, plomb, zinc, PCB et TBT, ainsi que certains éléments organiques nutritifs, tels que l'azote et le phosphore. Sur l'ensemble de la zone portuaire les sédiments respectent les prescriptions autorisées avec des concentrations en contaminants comprises entre les

niveaux N1 et N2. De même, sur la zone de dépôt de dragage d'Octeville, les concentrations de polluants organiques et inorganiques, ainsi que les mesures bactériologiques, sont systématiquement faibles (inférieures à N1 avec quelques dépassements selon les années), traduisant le fait que le clapage des sédiments n'entraîne pas de contamination du milieu (Brasselet, 2015).

I.1.2 Le site de clapage d'Octeville

I.1.2.1 Présentation du site et historique des méthodes de clapage

Le site de dépôt de dragage du GPMH est situé dans la partie orientale de la baie de Seine, au nord de l'estuaire de la Seine, au nord-ouest du cap de la Hève, face à la ville d'Octeville, à environ 9 km de l'entrée du port du Havre et environ 2 km de la côte (en considérant la mesure de la pointe sud-est du dépôt et de mannière perpendiculaire à la côte ; figure I.1). Il est utilisé pour l'immersion des produits de dragage du GPMH depuis 1947. La superficie du site est d'environ 14 km^2. Le site a été choisi en fonction de sa proximité par rapport aux infrastructures du port, par le fait qu'il soit localisé dans la circonscription du GPMH et en fonction de la direction des courants dans cette zone. LCHF (1973) puis Crevel (1985) expliquent que les particules fines peuvent être remobilisées par les houles de tempête et peuvent être transportées par les courants vers le nord, nord-est, à environ 2 km du site de dépôt.

Les dragages sur le site d'Octeville sont programmés et réalisés en fonction de la bathymétrie mesurée lors des contrôles de l'état des fonds des bassins portuaires, des coefficients de marée et des besoins concernant les tirants d'eau des navires. Le site de dépôt est divisé en casiers de 500 m par 500 m, nommés de A à I d'ouest en est et de J à Q du nord au sud (figure I.7). Ce système de casier permet d'indiquer la zone de dépôt des sédiments portuaires aux différents navires de dragage, selon le schéma préalablement établi avant les opérations de dragage, dans le but de répartir au mieux les matériaux. Les secteurs attribués aux différents engins sur une période donnée, peuvent être modifiés au cours de la période de clapage, afin de limiter l'exhaussement des fonds (figure I.7).

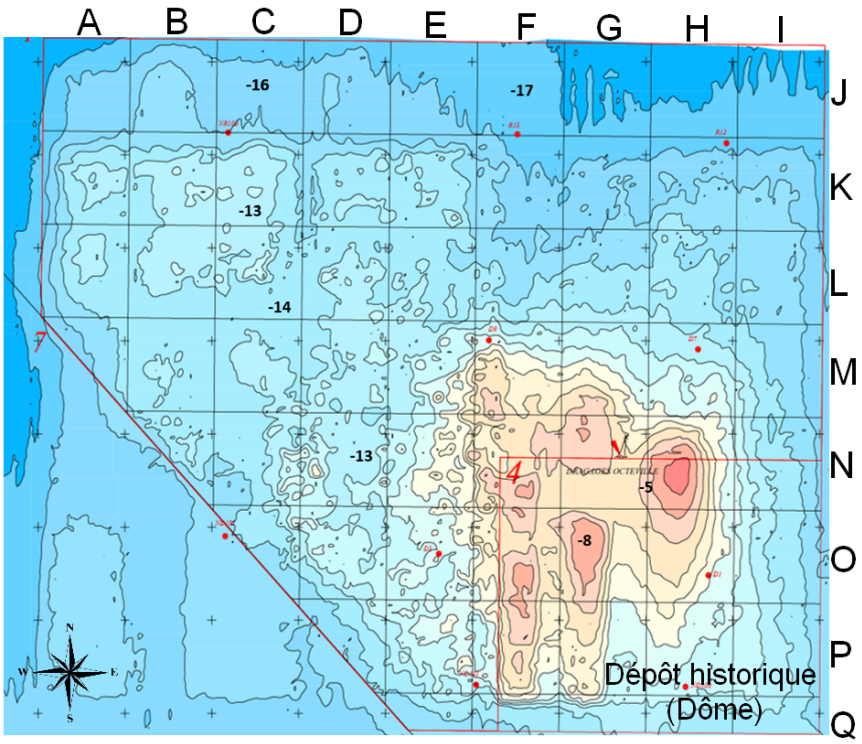


Figure I.7 – Cartographie du site de dépôt actuel et historique et de la subdivision en casiers. Bathymétrie obtenue au radar multi-faisceau en 2013. Source des données : GPMH.

Les méthodes de clapage ont évolué au cours du temps, en fonction des besoins du GPMH (figure I.8). Avant les années 2000, il semble que le système de répartition par casier n'existait pas et que les sédiments étaient déposés au sud-est du dépôt, à proximité de la bouée de signalisation du dépôt (localisée sur le casier GN, figure I.7). D'après les informations mises à disposition, le système par casier a été mis en place à partir des années 2000, probablement lors de la première phase de travaux de Port 2000. Lors de cette période d'agrandissement du port, les zones de clapage des sédiments issus de l'entretien des bassins et chenaux étaient différenciées des de celles des sédiments issus des travaux. Les sédiments issus des travaux étaient déposés sur une zone de forme carrée délimitée par les casiers AK à IK d'ouest en est et de IK à KQ du nord au sud (incluant la partie sud-ouest du dépôt, non tronquée à cette époque). Les casiers étaient subdivisés en casiers plus petits, de 100 m par 100 m (soit 25 sous-casiers par casier), pour les sédiments issus des travaux, afin de permettre des rotations plus fréquentes entre chaque sous-casier, au vue des volumes importants déposés. Pour les sédiments issus de l'entretien, les casiers

utilisés correspondaient et correspondent toujours aux casiers de 500 m par 500 m.

Le clapage sur la partie sud-ouest du dépôt a été rapidement arrêté, car cette zone se situe sur le chenal d'accès au port et nécessite de préserver une hauteur d'eau suffisante pour la navigation. Pour compenser la perte de cette surface triangulaire en zone sud-ouest du dépôt, une nouvelle ligne de casier (AJ à IJ) a été ajoutée au nord du dépôt et utilisée uniquement pour les clapages d'entretien, à partir de 2004.

Lors de la deuxième phase de travaux de Port 2000, de 2009 à 2010, les sédiments issus des travaux ont été déposés à l'ouest du site de dépôt, sur une surface rectangulaire délimitée par les casiers DK à IK d'ouest en est et de IK à IN du nord au sud, comprenant 18 casiers pleins et quatre demi-casiers. Les sédiments issus de l'entretien du port ont été déposés à l'est du dépôt et sur la bande nord, mise en place en 2004. Avant 2011, le volume déposé sur chaque casier était de l'ordre de 300 000 à 400 000 m^3 par an (au maximum). Ce volume a été restreint après 2015, avec environ 120 000 à 140 000 m^3 déposé par casier par an.

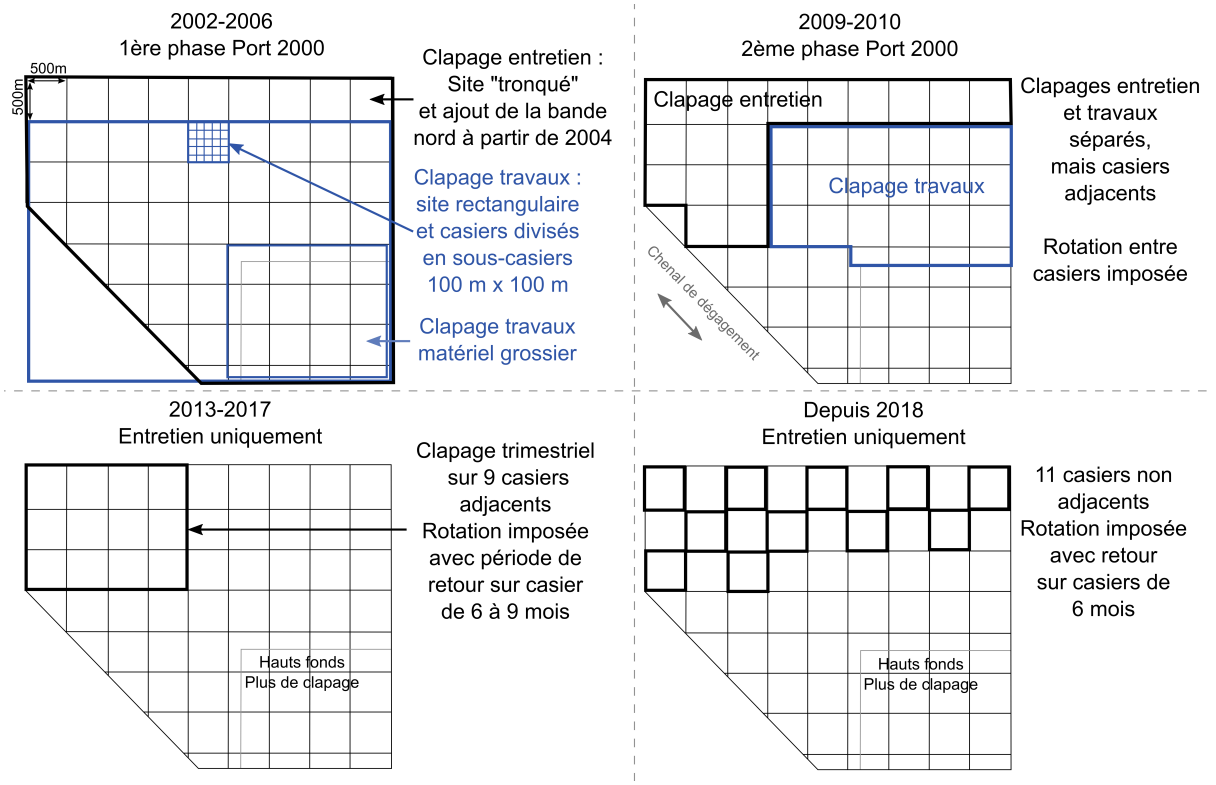


Figure I.8 – Schéma synthétique des méthodes de clapage utilisées par le GPMH depuis 2002, pour l'entretien des bassins et chenaux ainsi que pour les travaux de Port 2000. Source des données : GPMH.

Après 2013, les clapages ne concernent plus que les travaux d'entretien du port. Ceux-ci sont réalisés préférentiellement sur la bande nord et au nord-ouest du dépôt. Jusqu'en 2017, les dépôts sont réalisés sur environ neuf casiers adjacents, avec une rotation imposée correspondant à un maximum de deux clapages par jour (période de 24 h) sur chaque casier. Dans ce dernier cas, une période plus longue sans clapage est réalisée (six à neuf mois sans clapage sur ces casiers), pour laisser au système un temps de récupération.

Actuellement (en 2018), le GPMH a mis en place un système de dépôt en mosaïque, sur onze casiers non adjacents (alternance entre casiers clapés et casiers non-calpés), pour favoriser la récupération du système. Les engins de dragage effectuent des clapages pendant environ trois semaines, à hauteur de dix chargements sur 24 h, en effectuant des rotations entre les différents casiers clapés. Au total, un casier est clapé une seule fois par jour. La période de retour sur le casier est d'environ six mois.

I.1.2.2 Bathymétrie et caractéristiques sédimentaires

Conformément aux prescriptions de l'arrêté officiel portant autorisation jusqu'en janvier 2025, le dépôt de dragage et les zones d'influence (nord et sud) font l'objet de levés bathymétriques au sondeur multi-faisceaux (fréquence 240 KHz). L'incertitude de la mesure est de $\pm$ 10 cm. Grâce aux modifications des techniques de clapage, présentées précédemment, l'exhaussement des fonds est aujourd'hui compris entre 20 à 60 cm au lieu de 1 m en moyenne avant 2013 et pouvant parfois atteindre 2 m localement. Entre 2001 et 2016, les exhaussements des fonds les plus élevés sont observés dans la partie nord-ouest, sud et localement est, zones privilégiées de dépôts de sédiments (figure I.9). En moyenne, sur l'ensemble du site, la bathymétrie mesurée (CMH [2]) était de 15,2 m en 2002, 14,9 m en 2003, environ 14,2 m de 2004 à 2009 et environ 13,9 m de 2010 à 2017 (figure I.9).

Grâce aux relevés bathymétriques, le GPMH peut estimer le pourcentage de matériaux dispersés ou restants sur site, à l'échelle de l'ensemble de la zone de dépôt. De manière générale la plupart des casiers subissent une érosion des dépôts, avec jusqu'à plus de 90 % des sédiments clapés pouvant être dispersés. Les bilans sédimentaires du dépôt d'Octeville

2. CMH : Côte Marine du Havre

par rapport aux années de références, de 2004 pour les dragages d'entretien et de 2001 pour les travaux de Port 2000, ainsi qu'aux années précédentes à chaque levé bathymétrique, ont mis en évidence que le pourcentage de matériaux restants sur le site était plus élevé (60 %) lors des phases de travaux de Port 2000 (première phase) en 2004/2005 que ce qui est observé plus récemment (de l'ordre de 50 % depuis 2008) dans un contexte de dragages d'entretien prédominant. Le GPMH explique ce phénomène par la nature des matériaux clapés, plus grossier, lors de certaines phases de travaux de Port 2000, que ce qui est clapé dans le cas des dragages d'entretien (matériaux fins). La moyenne des pourcentages de matériaux restants sur le site est de 53 % de 2001 à 2015.

Le site de dépôt d'Octeville est caractérisé par un haut-fond dans la partie sud-est, localisé dans la zone de dépôt historique du port, également appelé « dôme historique. La profondeur la plus faible recensée sur cette partie du site est de −5 CMH. Ce dépôt historique a été utilisé après-guerre lors de la démolition et de la reconstruction de la ville du Havre, période pendant laquelle des débris de matériaux de construction ont probablement été déposés. De plus, lors des travaux d'agrandissement du port (Port 2000), deux grands types de matériaux ont été dragués : du matériel fin (essentiellement de la vase) issu du dragage des fonds estuariens, clapés sur la partie est/sud-est du dépôt, ainsi que des matériaux grossiers issus de la construction des digues, déposés au niveau de la zone du dôme historique. De plus, des excédents de matériaux de construction utilisés lors des travaux de Port 2000 ont été stockés sur ce dépôt historique. Cette zone sud-est est donc composée majoritairement de galets (>2 cm), graviers (entre 2 mm et 2 cm) et de sables (entre 2 mm et 50 µm), avec la présence de mégarides autour des hauts-fonds (−10 à −15 CMH).

Le site de dépôt (hors dépôt historique) est composé majoritairement d'un mélange de vases, de vases-sableuses et de sables vaseux, avec la présence ponctuelle de galets et graviers (selon la classification de Lesourd, 2000).

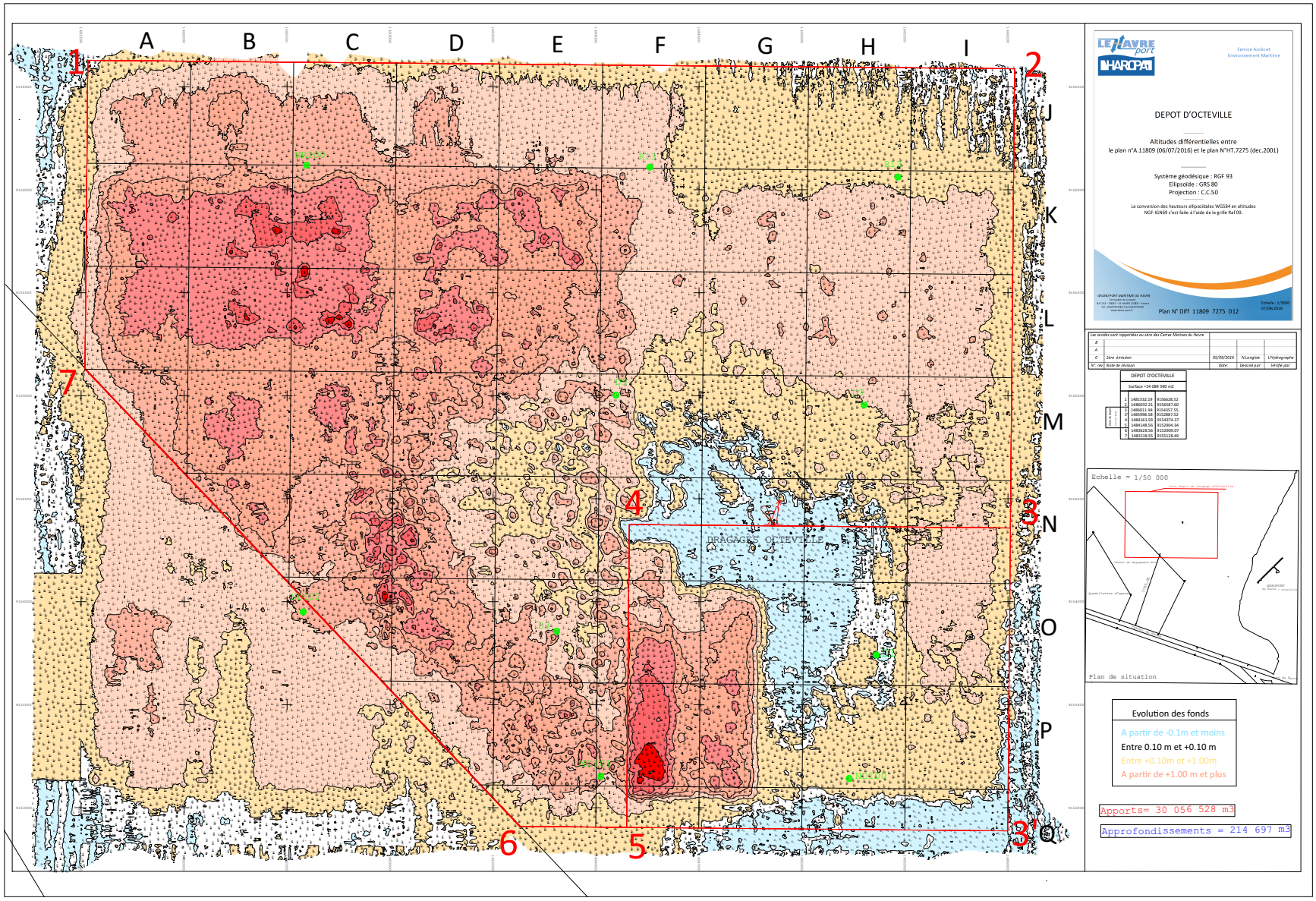


Figure I.9 – Différentiel bathymétrique entre 2001 et 2016, sur le site de dépôt d'Octeville. Source des données : GPMH.

I.1.3 Contexte anthropique général

Le port du Havre, localisé à l'embouchure de la Seine, se situe dans le contexte plus vaste de la baie de Seine et de la Manche. L'influence anthropique dans l'estuaire de la Seine a débuté au milieu du XIX^{éme} siècle. A partir de 1960-1970, la qualité physico-chimique de la Seine s'est dégradée, avec l'apport de contaminations provenant du bassin parisien et des activités anthropiques intra-estuariennes (port du Havre et de Rouen). Les niveaux de contaminations en métaux (HAP, PCB) étaient parmi les plus élevés au monde (Cachot, 2009). Cependant, la réduction récente des rejets, l'amélioration des capacités de traitement des effluents, des pratiques agricoles et industrielles permettent d'améliorer la qualité des eaux de la Seine. La contamination des micropolluants, principalement des métaux, des organochlorés, des PCB et de plusieurs nutriments tels que le phosphore et l'ammoniac, de même que la contamination microbiologique, ont diminué. Aujourd'hui, le danger le plus important provient des sources chimiques et microbiologiques et de la contamination stockée dans les sédiments (Fisson, 2014).

La Seine concentre 40 % de l'activité économique de la France, provenant de l'industrie et de l'agriculture, ainsi que 50 % du trafic fluvial national et 30 % de la population française. Les grands projets (les barrages, la construction de Port 2000 et le dragage des chenaux de navigation) ont considérablement réduit le fonctionnement de la partie aval de l'estuaire. Entre 1850 et aujourd'hui, la perte des zones intertidales dans la partie aval, de plus de 100 km^2, a fragilisé les écosystèmes (Dauvin, 2006). L'extension de Port 2000 (2001-2006) a eu des répercutions sur l'évolution morphologique et sédimentaire et a également engendré des changements dans les habitats et les communautés benthiques estuariennes (Avoine *et al.*, 1981 ; Lesourd *et al.*, 2001 ; Desroy *et al.*, 2007 ; Dauvin, 2015 ; Baffreau *et al.*, 2017). Le dragage des sédiments estuariens reste l'une des préoccupations majeures pour l'avenir de l'estuaire en raison de l'évolution géomorphologique de la partie aval de l'estuaire, avec notamment l'envasement de la Seine (Lesourd *et al.*, 2016). A l'échelle de la Manche, d'autres infrastructures existent et se développent, engendrant divers impacts sur le système hydro-bio-sédimentaire (construction d'une digue de 1,8 km dans la rade de Cherbourg-en-Cotentin, Baux *et al.*, 2017b ; restauration des conditions

marines de la baie du Mont-Saint-Michel avec la construction d'un réservoir de 900 000 m^3, http://www.projetmontsaintmichel.fr/index.asp/ ; Dauvin, 2018a).

La Manche regroupe de nombreuses activités anthropiques (figure I.10). On y distingue des activités liées à la pêche commerciale et de loisir, le transport maritime de marchandises, le transport de passagers, l'implantation de centrales thermonucléaires, les projets de construction de parcs éoliens en mer et d'hydroliennes, les extractions de granulats marins et les activités portuaires (Dauvin, 2018a).

En terme de navigation, le trafic maritime de la Manche correspond à 15,4 % du trafic mondial (1,4 milliards de tonnes de fret enregistré en 2015), avec 300 navires entrants et sortants du couloir de la Manche chaque jour, soit trois navires toutes les dix minutes qui empruntent ce couloir. Six ports totalisent 61 % du trafic de marchandises en Manche, dont quatre ports Français (Dunkerque, Calais, Le Havre et Rouen) et deux ports anglais (Douvres et Southampton ; https://atlas-transmanche.certic.unicaen.fr). En terme de pêcherie, celle-ci représente 4228 navires pour une économie de 522 millions d'euros (en 2011). L'impact de la pêche par les engins de pêche trainants, dragues et chaluts benthiques ont un effet important sur l'évolution des communautés et habitats benthiques selon leurs conditions d'utilisation et de la nature des fonds. Ces activités de pêche dégradent la nature physique des fonds marins et provoquent la remise en suspension des particules organiques ou inorganiques (dont des polluants) dans la colonne d'eau. Les engins de pêche tractés sur le fond provoquent une mortalité d'espèces benthiques au niveau de l'endofaune, l'épifaune et la ressource halieutique, avec une diminution, et parfois une disparition, des espèces les plus sensibles (Hamon *et al.*, 1997 ; Jennings et Kaiser, 1998 ; Jennings *et al.*, 2001a ; Jennings *et al.*, 2001b).

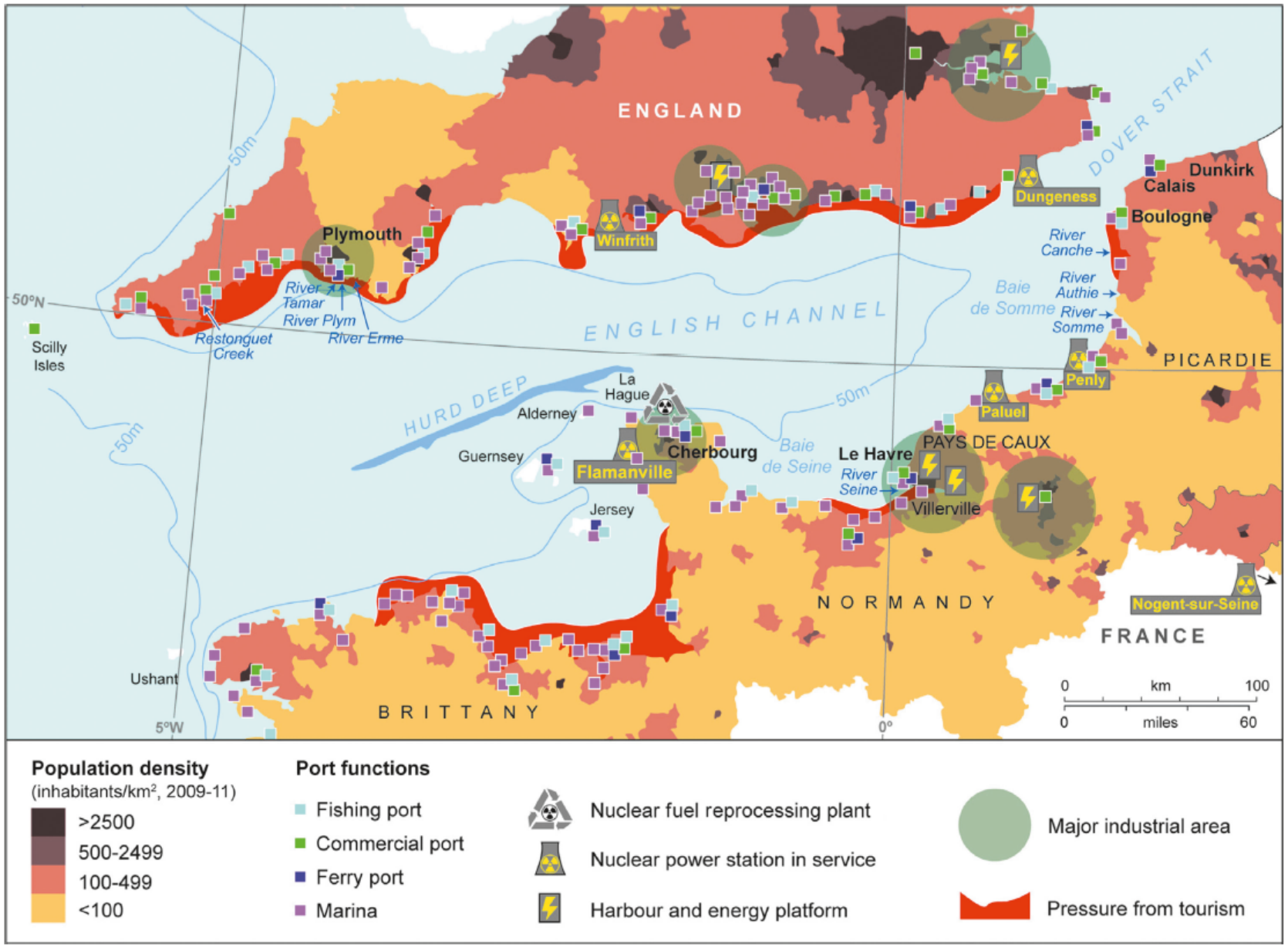


Figure I.10 – Cartographie des pressions anthropiques en Manche. Issue de Dauvin (2018a).

La pollution engendrée par ce trafic dense peut avoir des conséquences importantes sur l'écosystème de la Manche (Dauvin, 2018a). En effet, les hydrocarbures représentent environ 75 % des marchandises dangereuses transportées dans la Manche et plusieurs accidents ont déjà été recensés [Torrey Canyon Brittany (1967), Bohlen (1976), Olympic Bravery (1976), Amoco Cadiz (1978), Gino (1978), Tanio (1980) et Erika (1999)]. Les effets de la pollution par les hydrocarbures sur la faune marine sont bien étudiés dans les cas du Torrey Canyon (Smith, 1968) et de l'Amoco Cadiz (Dauvin, 1998). Ils ont eu un impact sur une grande diversité de faune marine, y compris les oiseaux, les invertébrés tels que les crustacés, les oursins, les bivalves, ainsi que sur les mammifères. La période de rétablissement de la population et des communautés touchées par la pollution a duré une décennie (Dauvin, 1982 ; Dauvin, 1998). Il existe aussi des accidents liés à des pollutions chimiques [Levoli Sun (2000), Ece (2006), MSC Napoli (2007)].

De plus, de nombreuses activités liées à l'émergence de nouvelles énergies, se développent en Manche. Le gouvernement français envisage la construction de quatre parcs éoliens offshore du côté français de la Manche, dont trois dans la partie orientale de la Manche (Courseulles-sur Mer, 75 éoliennes ; Fécamp, 83 éoliennes et Le Tréport, 62 éoliennes), qui ont déjà fait l'objet d'études préliminaires (Pezy, 2017 ; Raoux, 2017 ; Raoux *et al.*, 2017 ; 2018). La construction de ces structures peut avoir un impact négatif sur la faune et le relief sous-marin (destructions d'habitats, émissions sonores, perturbation de l'avifaune, champs électro-magnétiques, modification locale de la température et pollution chimique ; Raoux, 2017). Toutefois, certains auteurs soulignent également la possibilité d'un « effet récif » positif, permettant la création d'habitats (Wilhelmsson et Malm, 2008).

D'autres activités ayant un impact sur l'ensemble du système de la Manche sont également à considérer, tels que les extractions de granulats marins, la présence de centrales radio-nucléaires, les activités liées au tourisme ou encore le transport de passagers entre les côtes françaises et les côtes anglaises, de même que les impacts liés aux changements climatiques et à l'introduction de nouvelles espèces (figure I.10 ; Dauvin, 2018a).

I.1.4 Préservation du patrimoine naturel

En parallèle de cette accumulation de pressions anthropiques, des projets européens de protection des espaces maritimes se développent avec notamment la création de parcs naturels marins pour la faune. Il en existe un en Manche Orientale, celui des Estuaires Picards et de la Mer d'Opale. En baie de Seine, au vue du développement important des activités industrielles et portuaires, il apparait nécessaire de concilier ces activités tout en considérant la préservation du patrimoine naturel (Dauvin, 2006). L'intérêt écologique de l'estuaire de la Seine a été officiellement reconnu en décembre 1997, avec la création de la Réserve Naturelle de l'Estuaire de la Seine, sur une surface de 3 678 ha. Celle-ci a ensuite été étendue à 8 528 ha en 2004 (https://maisondelestuaire.org). L'estuaire de la Seine et la baie de Seine sont également intégrés au réseau NATURA 2000. En effet, dans le cadre de la Directive Cadre Stratégie pour le Milieu Marin (DCSMM) dont le but est d'atteindre un bon état écologique du milieu marin dans l'Union Européenne d'ici 2020, le réseau NATURA 2000 pour le milieu marin a été créé en 2008. Il est destiné à maintenir ou favoriser le bon état de conservation des habitats et espèces désignés.

Sur l'estuaire de la Seine et en baie de Seine Orientale, quatre zones NATURA 2000 ont été délimitées (figure I.11) : (1) « Estuaire de Seine » (FR2300121) ; (2) « Estuaire des marais de la Basse Seine » (FR2310044) ; (3) « Baie de Seine Orientale » (FR2502021) ; (4) « Littoral Augeron » (FR2512001).

Sur l'estuaire de la Seine, deux sites se superposent, le Site d'Intérêt Communautaire (SIC) « Estuaire de Seine » et la Zone de Protection Spéciale (ZPS) « Estuaire et marais de la Basse Seine », soulignant le caractère écologique remarquable de l'estuaire. Le site « Estuaire de Seine » s'étend sur 10 931 ha et dont 70 % de la surface totale appartient au domaine maritime. Ce site abrite une zone humide de plus de 10 000 ha d'importance internationale présentant une mosaïque d'habitats naturels remarquables, composée de milieux estuariens, de roselières, de prairies humides et de milieux aquatiques. La partie estuarienne accueille des nourriceries de poissons fondamentales pour l'ensemble des peuplements ichtyologiques (ou « poissons ») de la baie de Seine et permet l'accueil de dizaines de milliers d'oiseaux (Maison de l'Estuaire, 2006 ; https://inpn.mnhn.fr/site/

natura2000). La ZPS [3] « Estuaire et Marais de la basse Seine » s'étend sur 18 587 ha et intègre l'ensemble des zones humides de la vallée de Seine en aval de Rouen et jusqu'à l'estuaire. Ce site répertorié inclut également la basse vallée de la Risle et la partie marine jusqu'au cap de La Hève. Ce site est d'un intérêt exceptionnel pour les oiseaux (DIREN, 2003).

Le site SIC [4] « Baie de Seine Orientale » présente une superficie de 44 456 ha et englobe le territoire se situant à proximité de l'embouchure de la Seine et le long des côtes du Calvados. Ce site, exclusivement marin, se caractérise par un ensemble de fonds sableux et vaseux, sous-influence directe des apports fluviaux de la Seine, de l'Orne, de la Dives et de la Touques. Ce site abrite une variété d'habitats en fonction de la nature du substrat, de sa granulométrie, de la proportion de vase et des communautés animales et végétales qui s'y trouvent (DREAL, 2009).

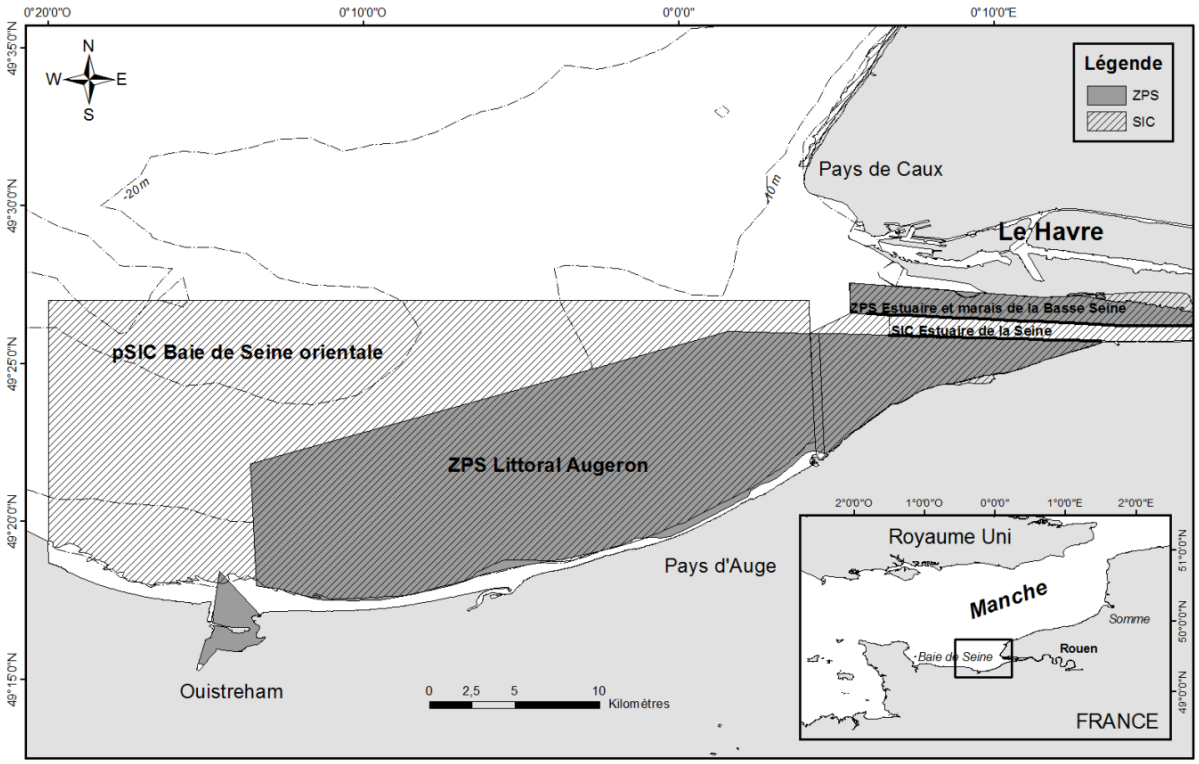


Figure I.11 – Cartographie des sites Natura 2000 (Marmin, 2013).

3. ZPS : Zone de Protection Spéciale.
4. SIC : Site d'Intérêt Communautaire.

La ZPS « Littoral Augeron » est essentiellement constitué de zones marines. Cette section du littoral de la Manche constitue un site d'importance internationale pour l'hivernage et la migration des oiseaux. Désigné pour l'intérêt patrimonial de ces habitats, il est caractérisé par le peuplement des sables fins plus ou moins envasés à *Abra alba-Lagis koreni*, remarquable en termes de richesse spécifique et d'abondance. Ce site assure également un rôle très important de nourriceries pour les poissons.

I.2 Caractéristiques océanologiques de la baie de Seine Orientale et de l'embouchure de la Seine

Le Grand Port Maritime du Havre (GPMH) est situé dans la partie orientale de la baie de Seine. A plus large échelle spatiale, la baie de Seine, dont la surface approximative est de 5 000 km^2 avec une profondeur maximale de 40 m, s'intègre dans le contexte plus étendu de la Manche Orientale et plus précisément de la Manche Centrale (figure I.12). Cette mer épicontinentale peu profonde a été décrite à travers de nombreux travaux (Larsonneur, 1971 ; Dauvin et Lozachmeur, 2006 ; Dauvin, 2015 ; 2018a), c'est pourquoi une description succincte des caractéristiques générales hydro-bio-sédimentaires de la baie de Seine est proposée dans cette section, ainsi que la présentation de quelques études récentes menées par le Grand Port Maritime du Havre (GPMH), pouvant contribuer à la compréhension de l'étude présentée dans ce mémoire.

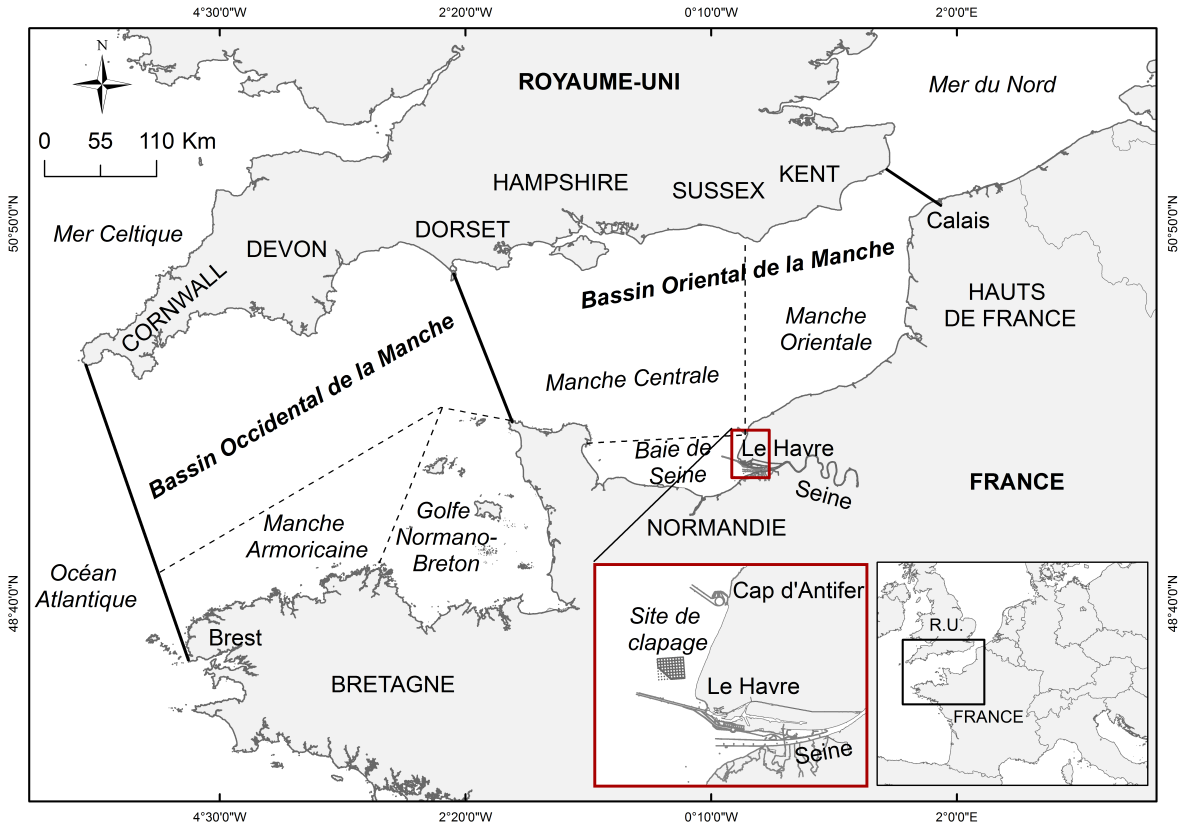


Figure I.12 – Cartographie de la Manche et zoom sur la zone d'étude. Modifiée d'après Cabioch (1968) et Dauvin (2012).

I.2.1 Caractéristiques sédimentaires

Les sédiments superficiels du bassin oriental de la Manche s'affinent du large vers la côte en lien avec l'amortissement progressif des vitesses de courants de marée (Avoine *et al.*, 1981 ; Larsonneur et Walker, 1982). En baie de Seine, le sédiment se compose principalement d'un mélange de sable fin et de vase (Crevel, 1985 ; Lesourd *et al.*, 2001). La cartographie proposée par Lesourd *et al.* (2001) met en évidence la stabilité des faciès grossiers et sableux (figure I.13), au regard de la cartographie élaborée par Avoine *et al.* (1981). Le faciès grossier, composé de cailloutis et de galets fossiles, est situé à l'ouest du Havre et le long du littoral du Pays de Caux. Des galets de vase mous y sont ponctuellement déposés. Le faciès de sables fins et moyens est observé à faible profondeur dans les fonds subtidaux du littoral du Calvados, à l'ouest du méridien de Greenwich et dans l'embouchure, sous forme de bancs. Le faciès vaseux (teneur en particules fines

inférieure à 25 %, selon la classification de Larsonneur, 1971) a au contraire montré une évolution entre les deux études (Avoine *et al.*, 1981 ; Lesourd *et al.*, 2001), avec une augmentation de la surface occupée par ce faciès, dans les années récentes (Lesourd *et al.*, 2016). Plusieurs zones de sédimentation permanentes sont présentes, localisées au niveau du Chenal nord, du Chenal sud et dans la partie nord du Chenal de navigation, avec des teneurs en vase souvent supérieures à 75 %. Un faciès composé d'un mélange sablo-vaseux s'étend de l'embouche jusqu'au port d'Antifer (figure I.13 ; Lesourd, 2000 ; Lesourd *et al.*, 2001 ; 2016). Toutefois, l'étendue du domaine vaseux varie de façon saisonnière en lien avec les conditions hydrologiques et météorologiques, ainsi qu'en fonction des apports de la Seine. L'envasement de la baie de Seine sud-orientale est en effet conditionnée par la durée et l'intensité de la crue hivernale et par la quantité de matériel fin disponible (Lesourd *et al.*, 2003). De plus, il existe une hétérogénéité sédimentaire verticale traduisant une dynamique de transport sédimentaire complexe (Alizier, 2011).

Les mouvements sédimentaires en baie de Seine sont relativement bien connus (figure I.14). Le déplacement des sables se fait par charriage vers l'estuaire, sous l'action des courants de flot et participe au comblement de l'estuaire (Avoine, 1986). Les houles et les courants sont à l'origine du transport sédimentaire de l'embouchure vers l'amont. La prédominance du flot sur le jusant engendre le déplacement des sables parallèlement à la côte, vers l'est. La quantification de ces transits sédimentaires a mis en évidence de faibles quantités charriées (Avoine, 1986).

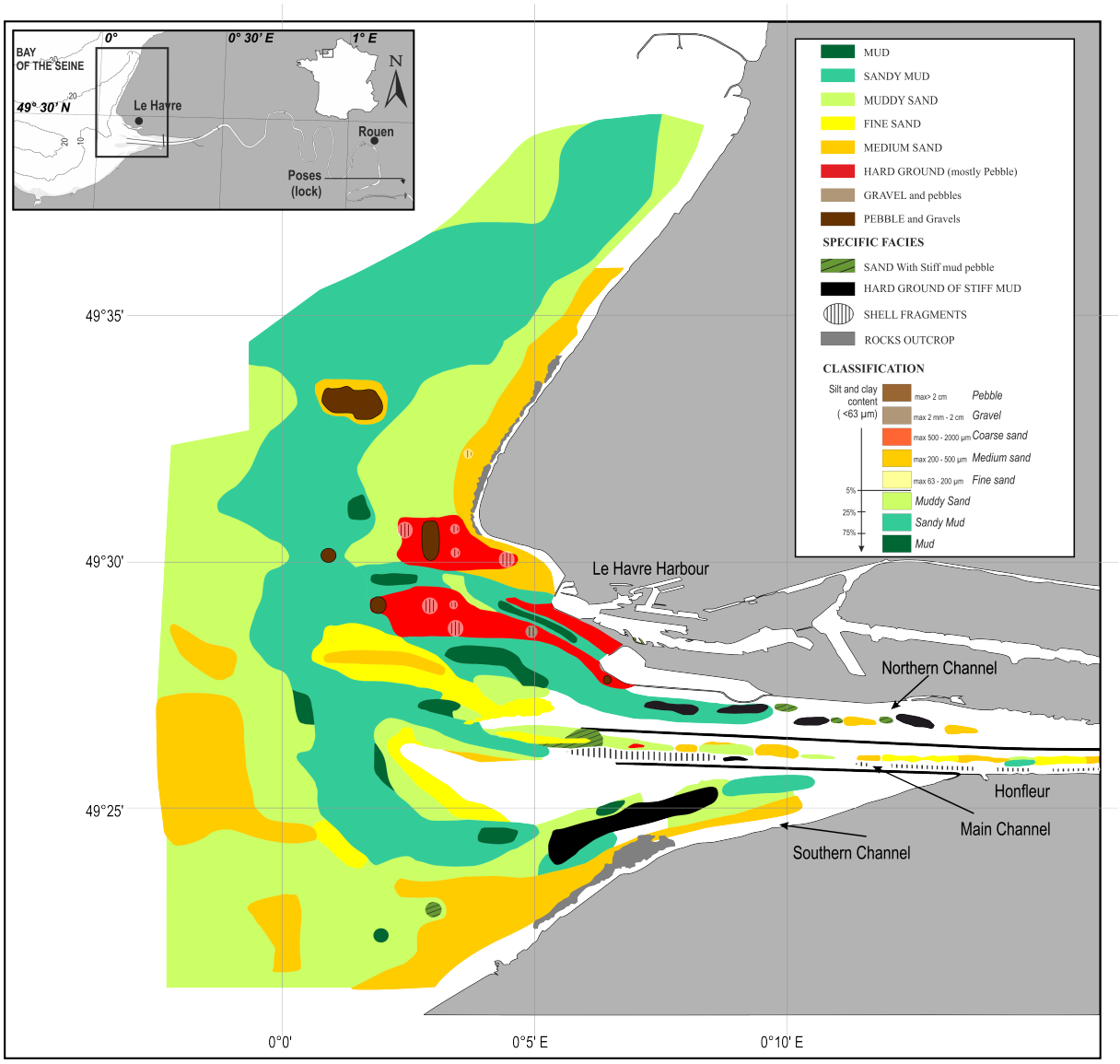


Figure I.13 – Cartographie des faciès sédimentaires de la baie de Seine Orientale. D'après Lesourd *et al.* (2001) et Lesourd *et al.* (2016).

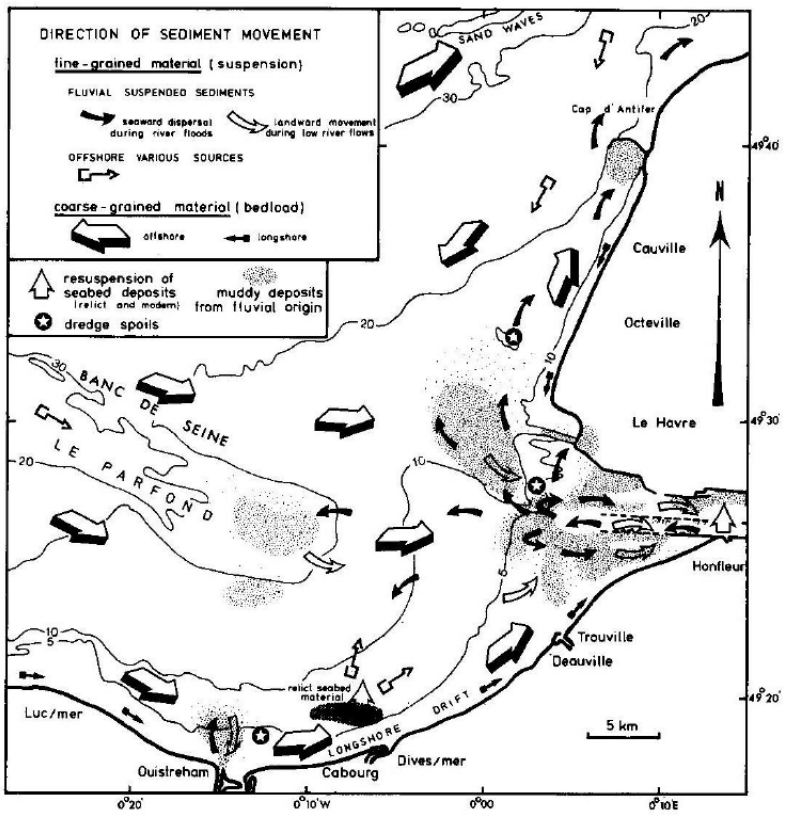


Figure I.14 – Principaux mouvements sédimentaires en baie de Seine Orientale et au niveau de l'embouche de la Seine. D'après Avoine (1986).

I.2.2 Caractéristiques hydrologiques et forçages

I.2.2.1 Courants et houles

La baie de Seine, tout comme la Manche, est caractérisée par un régime macrotidal, avec un marnage pouvant atteindre 7,5 m lors des marées printanières. Les courants de marrées s'orientent majoritairement vers le nord-est, en période de flot et vers le sud-ouest, en période de jusant (figure I.15). Lors du début de la marée montante (figure I.15 A), la frange côtière du Pays de Caux est à l'abri du reflux général provenant de la Manche Orientale. Les courants, dans cette zone, sont orientés parallèlement à la côte du cap d'Antifer en direction de l'estuaire. Dans la zone de rencontre avec les eaux estuariennes, lors de la marée descendante (figure I.15 C), les courants sont déviés vers le large (Méar *et al.*, 2006). Les vitesses des courants de marée sont de l'ordre de 1,53 $\mathrm{m\,s^{-1}}$ en surface, lors des vives eaux moyennes, au nord du Pays de Caux. Dans la partie méridionale, ces

vitesses sont comprises entre $0{,}51\,\mathrm{m\,s^{-1}}$ et $1{,}02\,\mathrm{m\,s^{-1}}$ (Salomon et Breton, 1991). Le Hir *et al.* (1986) expliquent que la circulation résiduelle, en baie de Seine, est le résultat d'une stratification liée à l'eau douce fournie par la Seine, combinée à la circulation induite par le vent (figure I.16), soulignant ainsi la complexité hydrodynamique de la partie orientale de la baie de Seine. Ces mêmes auteurs ont montré : (1) un écoulement différentiel entre la surface et le fond, (2) le rôle majeur de la force et de la direction du vent et (3) l'existence d'un tourbillon anticyclonique devant le Pays de Caux (Méar *et al.*, 2006).

Courants de marée dans la partie orientale
de la baie de Seine (d'après Larsonneur, 1971)

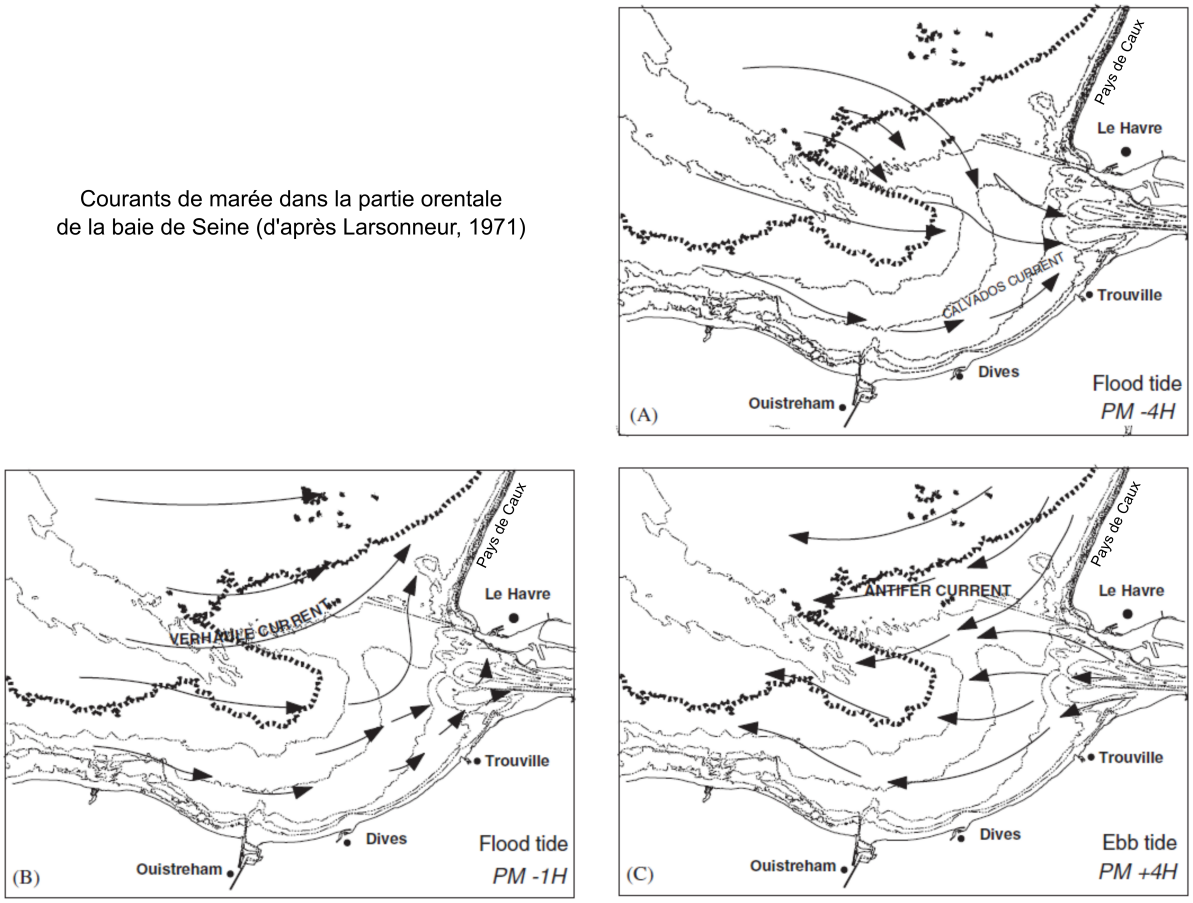


Figure I.15 – Principaux courants de marée (courant du Calvados, courant de Verhaule et courant d'Antifer) affectant la partie orientale de la baie de Seine. A : marée montante cinq heures avant la marée haute ; B : marée montante une heure avant la marée haute ; C : marée descendante quatre heures après la marée haute. Cartographies modifiées d'après Larsonneur (1971) et Méar *et al.* (2006).

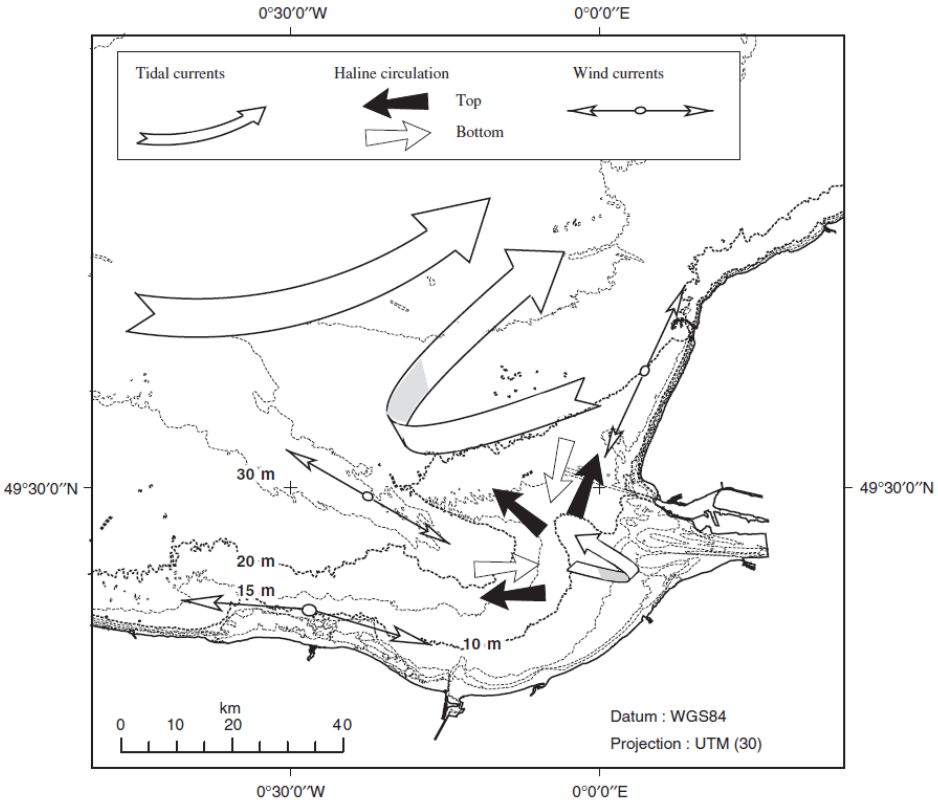


Figure I.16 – Synthèse des principaux forçages ; courants de marée (Tidal current), circulation haline (Haline circulation) et direction des vents (Wind currents), en baie de Seine Orientale. La taille des flèches n'est pas proportionnelle aux vitesses. Cartographie issue de Méar *et al.* (2006), réalisée d'après Le Hir *et al.* (1986).

A l'échelle locale, entre le cap de la Hève et le cap d'Antifer, le GPMH a réalisé des mesures de courantologie en 2012, afin d'appréhender la nature des courants sur toute la colonne d'eau sur la zone autour du dépôt de dragage d'Octeville (Brasselet, 2014). Les mesures ont été faites à l'aide d'un ADCP (Profileur de courant à effet Doppler 600 kHz), placé en point fixe, de juin à novembre 2012. La durée d'acquisition est fixée à un cycle de marée (12 h, soit 12 mesures) et deux mesures par station sont effectuées, en vives-eaux et en mortes-eaux. Les mesures sont réalisées sur trois hauteurs d'eau différentes : surface (h −2,5 m), milieu de la colonne d'eau et fond (2,5 m au dessus du fond). Seules les mesures sur le fond sont présentées (figures I.17, vives-eaux et figure I.18, mortes-eaux), car elles sont en lien avec les études sédimentaires, géochimiques et benthiques, réalisées dans les chapitres II, III et IV.

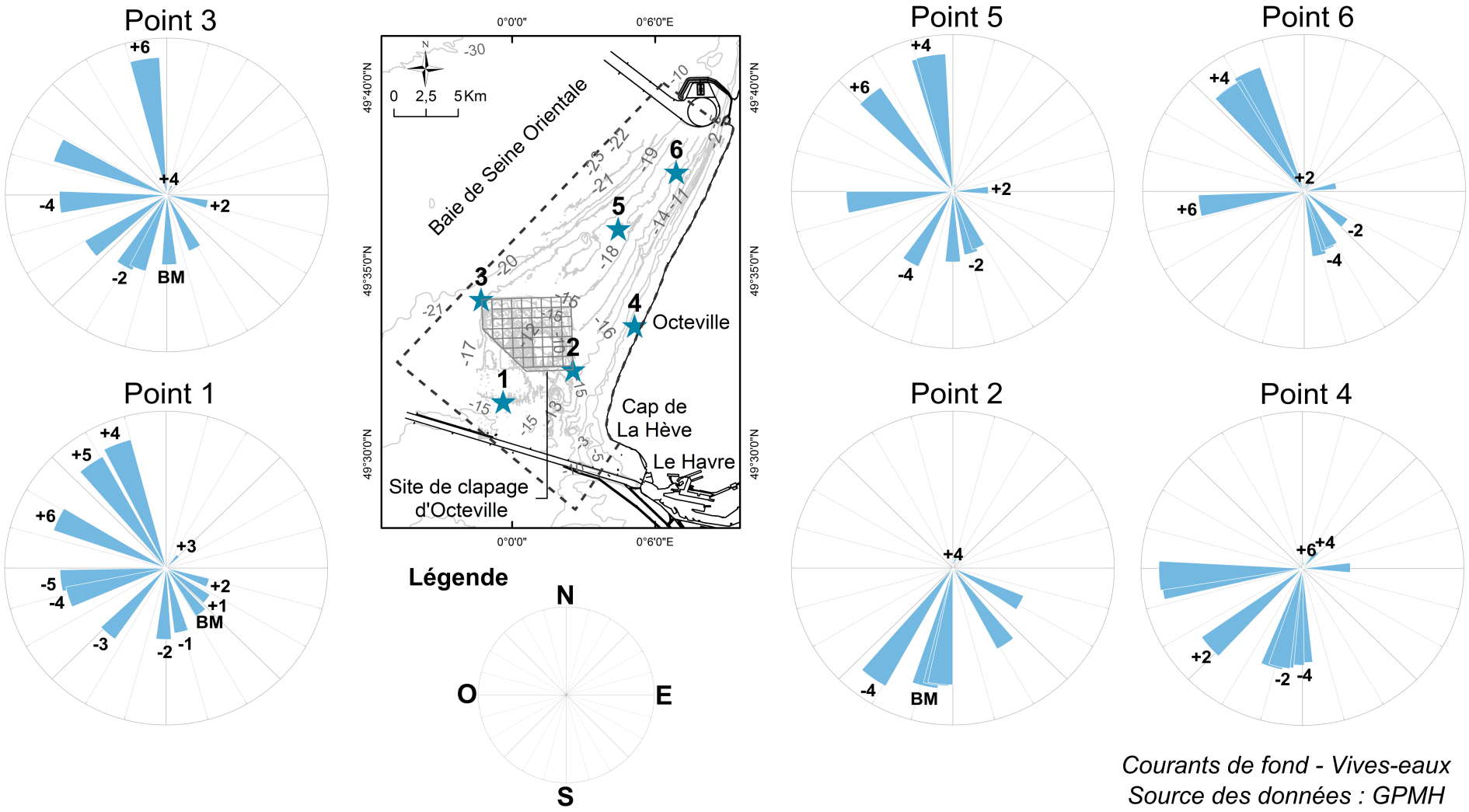


Figure I.17 – Mesures de courantologie réalisées sur le fond, en période de vives-eaux en 2012. Mesures à l'étale de basse mer (BM), puis toutes les heures pendant le flot (de +1 à +6) et toutes les heures pendant le jusant (-5 à -1). Données issues du GPMH (Brasselet, 2014).

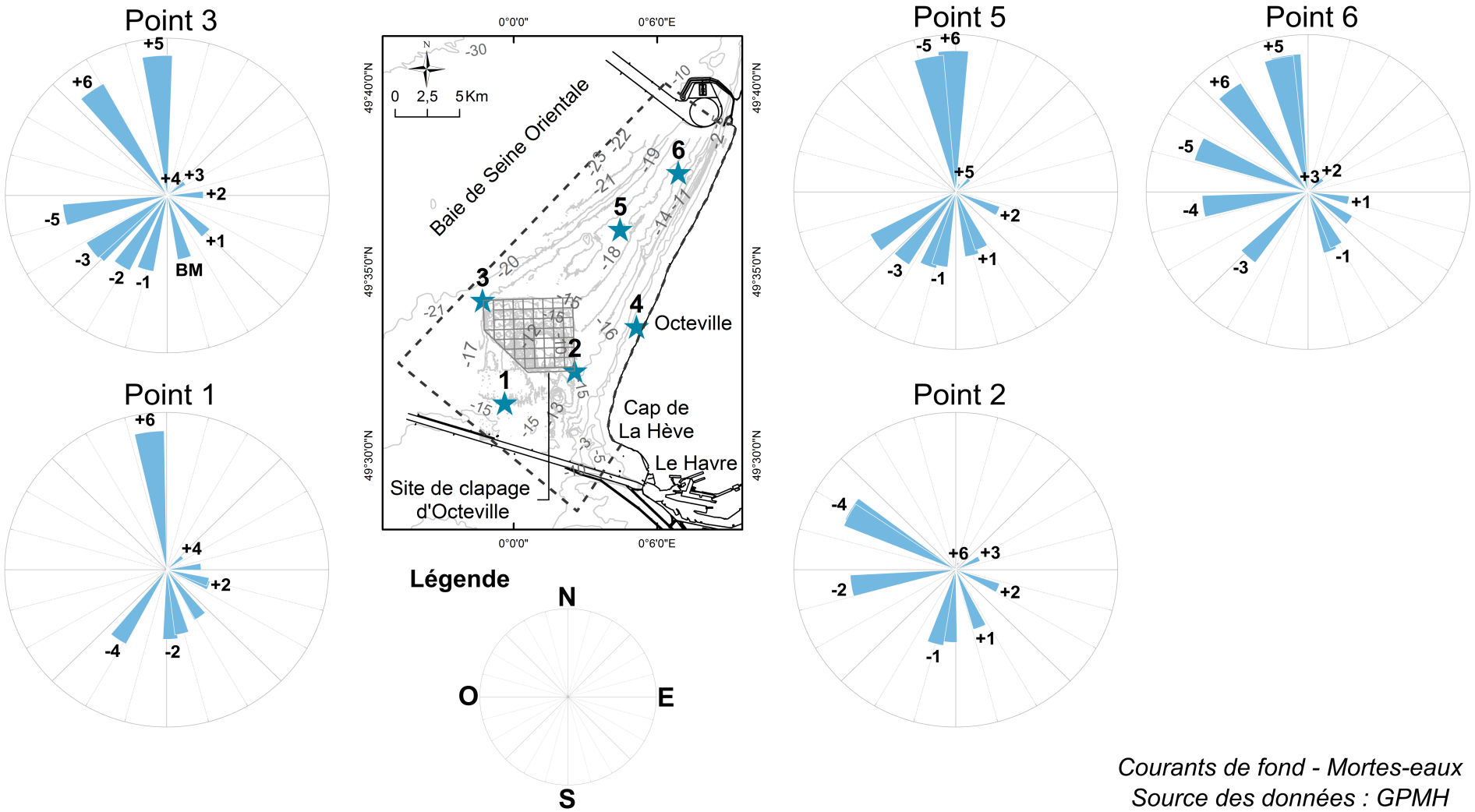


Figure I.18 – Mesures de courantologie réalisées sur le fond, en période de mortes-eaux en 2012. Il n'y a pas de données sur la bande côtière à cette période. Mesures à l'étale de basse mer (BM), puis toutes les heures pendant le flot (de +1 à +6) et toutes les heures pendant le jusant (-5 à -1). Données issues du GPMH (Brasselet, 2014).

Lors des périodes de vives-eaux, la zone entre le cap de la Hève et le port d'Antifer est caractérisée par des courants moyens (moyennes des 12 mesures faites lors du jusant et du flot) : de surface compris entre 0,28 et 0,53 $m\,s^{-1}$; de mi-profondeur compris entre 0,31 et 0,55 $m\,s^{-1}$ et de fond compris entre 0,25 et 0,40 $m\,s^{-1}$. Les valeurs minimales mesurées sont égales à 0,1 $m\,s^{-1}$ sur les trois hauteurs de la colonne d'eau et sont observées lors du jusant. Les valeurs maximales sont décroissantes de la surface vers le fond : 1,17 $m\,s^{-1}$ en surface, 0,93 $m\,s^{-1}$ à mi-profondeur et 0,66 $m\,s^{-1}$ au fond et sont mesurées lors du flot. La direction des courants est en accord avec les observations énoncées précédemment (figure I.15 ; Larsonneur, 1971 ; Le Hir *et al.*, 1986), avec des courants orientés principalement vers le nord lors du flot et vers le sud-est/sud-ouest lors du flot.

En période de mortes-eaux, les valeurs mesurées sont beaucoup plus faibles avec des écarts moins marqués entre les différents points de prélèvements : en moyenne (moyennes des 12 mesures faites lors du jusant et du flot) courant de surface compris entre 0,21 et 0,29 $m\,s^{-1}$, de mi-profondeur compris 0,14 et 0,27 $m\,s^{-1}$ et de fonds compris entre 0,15 et 0,22 $m\,s^{-1}$. Les valeurs les plus faibles sont également observées lors du jusant et les valeurs fortes, lors du flot.

Spatialement, l'influence des installations portuaires d'Antifer sur la zone nord/nord-est est observée, avec des vitesses de courants, en moyenne, plus faibles (comprises entre 0,27 et 0,41 $m\,s^{-1}$ en vives-eaux et entre 0,15 et 0,29 $m\,s^{-1}$ en mortes-eaux). A l'inverse, des vitesses moyennes de courant plus élevées sont identifiées à l'ouest du dépôt en mortes-eaux et en vives-eaux (point de mesure numéro 3, valeurs comprises entre 0,40 et 0,51 $m\,s^{-1}$ en vives-eaux et entre 0,22 et 0,27 $m\,s^{-1}$ en mortes-eaux). On note également la présence d'un courant fort à l'est du dépôt (point de mesure 2), zone de chenalisation des courants créée par la présence du dôme sur le site de dépôt et la proximité de la côte (vitesses comprises entre 0,37 et 0,55 $m\,s^{-1}$ en vives-eaux et entre 0,15 et 0,29 $m\,s^{-1}$ en mortes-eaux).

De plus, en se basant sur la bibliographie, les houles résiduelles les plus fréquentes proviennent du nord-ouest et du nord-est avec des amplitudes d'environ 1,5 m et des périodes de 4 à 5 s. Les houles de tempêtes vont de l'ouest au sud-ouest, avec une hauteur

de houle maximale annuelle (Hmax) d'environ 5 m (Lesourd, 2000). Les ondes les plus importantes pour la redistribution des matières en suspension proviennent du nord-ouest (Larsonneur et Hommeril, 1967). L'effet des tempêtes sur la turbidité de la baie de Seine peut être plus important que les effets de l'approvisionnement par la Seine (Avoine, 1986 ; Le Hir *et al.*, 2001).

I.2.2.2 Estuaire et apports de particules fines

L'estuaire de la Seine est en effet une source majeure d'apports fluviaux en baie de Seine et en Manche. Cet estuaire draine un bassin versant d'environ 78 650 km^2 et possède une longueur de 776 km. Il s'ouvre sur le baie de Seine en présentant une forme typique d'entonnoir, peu profond (profondeur maximale 30 m). Toutefois, la morphologie de l'estuaire résulte essentiellement de l'adaptation aux modifications artificielles. Sa largeur et sa section transversale diminuent exponentiellement en amont de l'embouchure avec une largeur maximale de 9 km. Cette forme en entonnoir s'étend vers l'est sur une distance de 30 km. La Seine a été canalisée et draguée à 120 km en amont de l'embouchure pour permettre le passage des navires commerciaux jusqu'au Grand Port Maritime de Rouen (GPMR). À l'embouchure, un dragage intensif est nécessaire pour maintenir la profondeur de l'eau à 5 ou 6 m en dessous du niveau marin (Lesourd *et al.*, 2001).

L'hydrologie du bassin versant de la Seine est de type pluvial océanique. Son débit annuel moyen est de 446 $m^3 s^{-1}$ (de 2003 à 2017), avec un maximum de 2 010 $m^3 s^{-1}$ mesuré en juin 2016 et un minimum de 60 $m^3 s^{-1}$ en octobre 2003 (figure I.19 ; données issues du Gip Seine-Aval). De 2000 à 2003, période d'agrandissement du GPMH (construction de Port 2000, de 2001 à 2003), l'hydrologie de la Seine a connu une situation particulière avec des débits mensuels moyens importants (entre 625 $m^3 s^{-1}$ et 948 $m^3 s^{-1}$).

Une crue importante s'est produite en juin 2016. Le bassin versant de la Seine a connu de fortes précipitations à la fin du mois de mai 2016, intervenant sur un sol déjà saturé par un mois d'avril excédentaire en précipitations. Celles-ci ont provoqué des crues importantes sur les affluents de la Seine et de la Marne qui se sont répercutées sur la Seine et son estuaire. Les débits ont été supérieurs à 1 000 $m^3 s^{-1}$ pendant 25 jours (du 31

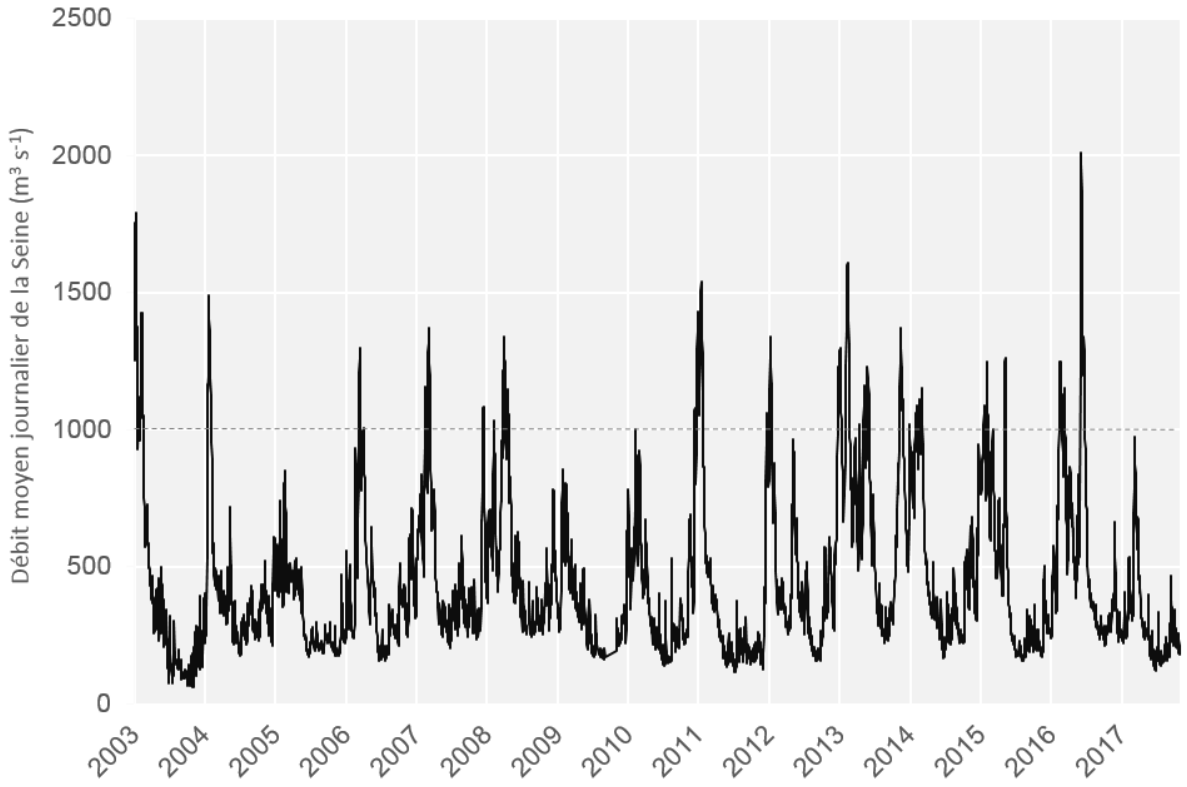


Figure I.19 – Débits moyens de la Seine mesurés à Poses (source : GIP Seine-Aval). En pointillé, limite de débit minimal définissant une crue.

mai au 24 juin) et en moyenne de $1\,270\,m^3\,s^{-1}$ en juin 2016 (contre une débit moyen de $276\,m^3\,s^{-1}$ pour le mois de juin entre 1941 et 2015). L'événement n'a rien d'exceptionnel pour l'estuaire mais la période était inhabituelle. L'impact de cette crue est toutefois resté très local, avec peu d'augmentation de la turbidité, un bouchon vaseux expulsé sur une distance similaire à celle observée lors des périodes de vives-eaux et un envasement localisé à l'embouchure de la Seine et légèrement le long du Pays de Caux (Fisson, 2017).

Concernant le débit solide (évalué à partir des relations entre le débit liquide et la concentration de matière en suspension), les apports journaliers sont compris entre quelques centaines de tonnes en étiage et 20 000 à 30 000 t en période de crue (Avoine, 1994). La quantité de matériel en suspension (silt et argile) transporté par le Seine est estimée à environ $6,4.10^5\ t\,an^{-1}$ (Lesourd *et al.*, 2016).

La sédimentation fine actuelle dans l'estuaire est le résultat d'une mélange entre trois sources principales (1) la pénétration des particules fines d'origine marine dans l'estuaire de la Seine et des cours d'eau côtiers adjacents à la baie de Seine, (2) la dilution du matériel

fin de la Seine fluviale enrichie des apports intra-estuariens (bassins versants et apports anthropiques) en baie de Seine et (3) de l'apport ponctuel et local du matériel fossile érodé en fonction des conditions hydrodynamiques et météorologiques (Dubrulle-Brunaud, 2007) L'estuaire est composé en majorité de smectites (50 %) et en proportion plus faible, de kaolinites (20 à 30 %) et d'illites (15 à 20 %). L'estuaire apporte ce pool sédimentaire dans la baie de Seine. Les particules fines de la baie de Seine orientale sont donc le résultat du mélange de plusieurs sources : la Manche centrale, l'estuaire de la Seine et localement, l'érosion côtière (Dubrulle *et al.*, 2007).

I.2.2.3 Modèle hydro-sédimentaire et dynamique des Matières En Suspension (MES)

Un modèle hydrosédimentaire a été réalisé par ARTELIA, à la demande du GPMH (Artelia, 2013). Ce modèle a été développé dans le but d'étudier la dynamique générale des matières en suspensions (MES) et l'influence des clapages, principalement sur la zone côtière. Il prend en compte le niveau d'eau, la vitesse des courants marins, les matières en suspension, la vitesse de chute des particules, la salinité, le sédiment, le déferlement des vagues et le courant littoral. Cependant, pour faciliter la réalisation du modèle, plusieurs paramètres ont été simplifiés : le bruit de fond des MES n'est pas considéré car le modèle est issu d'un premier modèle réalisé dans l'estuaire de la Seine (bruit de fond négligeable par rapport au bouchon vaseux). L'impact du site d'Octeville est donc légèrement surestimé (dépôt de vase sur le site d'Octeville issu à la fois des clapages et des apports de la Seine). De plus, la vitesse de chute des particules utilisées est égale à $1\,\mathrm{mm\,s^{-1}}$, comme celle du modèle estuarien, bien que celle rencontrée sur la zone d'étude soit plutôt de l'ordre de $0{,}1\,\mathrm{mm\,s^{-1}}$. Cette valeur à été conservée pour le modèle côtier du fait de l'importance des processus estuariens dans la dynamique sédimentaire. Enfin, le modèle surestime le taux de remises en suspension des vases d'environ 30 %, car il ne prend pas en compte les effets de consolidation du mélange sable-vase, observé *in situ*.

Le modèle est développé pour trois périodes situées autour d'un pic de MES (automne, hiver et été) et aux forçages différents :

- Du 15 octobre au 14 novembre 2010. Trois tempêtes avec des hauteurs significatives de 2 m sont observées. 190 000 t de vase sont déposées en 15 j, par le GPMH. Le modèle indique que 66 000 t restent sur la zone de dépôt, soit un taux de stabilité de la vase de 35 %. Le débit de la Seine est compris entre 300 et 600 $m^3 s^{-1}$ (débit faible).
- Du 15 février au 14 mars 2011. Cette période se compose de marées d'équinoxe avec agitation moyenne. 272 000 t de vase sont clapés en 12 j, dont 135 000 t restent sur la zone de dépôt, soit un taux de stabilité de 50 %. Le débit de la Seine est compris entre 300 et 450 $m^3 s^{-1}$.
- Du 9 au 18 juin 2011, période de vives-eaux moyennes et tempêtes modérées, avec pic important de MES. 128 000 t de vase sont déposées en 10 j, dont 47 000 t soit 37 % de taux de stabilité de vase, selon les calculs du modèle.

D'après les conclusions du rapport ARTELIA (Artelia, 2013), le modèle met en évidence l'influence majeure de la Seine concernant l'apport en particules fines le long de la côte lorsque les maxima de MES dépassent 20 à 30 $mg l^{-1}$ (remontée de sédiments provenant du panache turbide de l'estuaire par le courant de Verhaule ; figures I.20, I.21 et I.22). Le clapage n'aurait d'influence que lors des pics de concentration plus faibles des MES à la côte (5 à 20 $mg l^{-1}$). De plus, pour qu'il y ait des remontées vers le nord provenant de l'estuaire, il faudrait une combinaison de plusieurs facteurs : forte houle (2 m), courants de marées forts (vive-eau) et un stock de vase déposée temporairement sur les fonds estuariens (donc un fort débit de la Seine). Cependant, le débit de la Seine ne semble pas être le seul impliqué dans les remontées de sédiments le long de la bande côtière. Ce serait les courants littoraux qui permettraient l'augmentation des MES dans la zone côtière et l'érosion en zone nord.

Le clapage sur le site d'Octeville semble peu impacter le littoral de manière directe. Des dépôts temporaires sont observés via le modèle, sur les faibles profondeurs (−10 à 0 CMH, en situation calme, si faible agitation en situation de morte-eau). Le modèle met en évidence la complexité pour évaluer l'impact réel du clapage, car les MES issues du dépôt sont remis en suspension et s'intègrent dans le pool estuarien (Artelia, 2013).

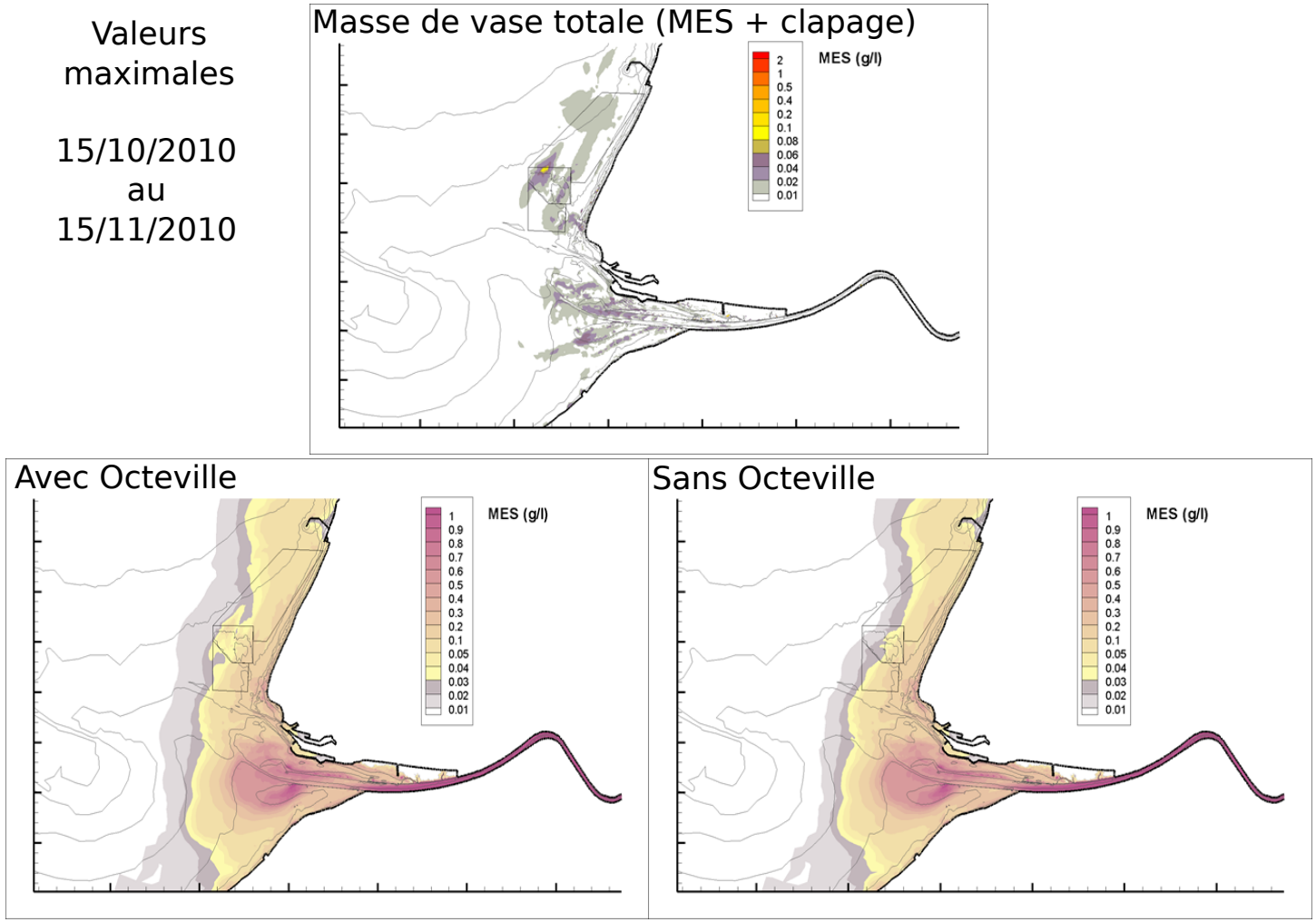


Figure I.20 – Résultats du modèle hydrosédimentaire ARTELIA. Représentation du taux de MES (Matière En Suspension) maximal obtenu en chaque point du modèle au cours du temps, du 15/10/2010 au 11/11/2010. Le calcul sans Octeville prend en compte l'apport amont de la Seine, le bouchon vaseux et les clapages sur le site de dépôt du Kannik (utilisé par le GPMR). Le calcul avec Octeville ajoute les volumes clapés par le GPMH.

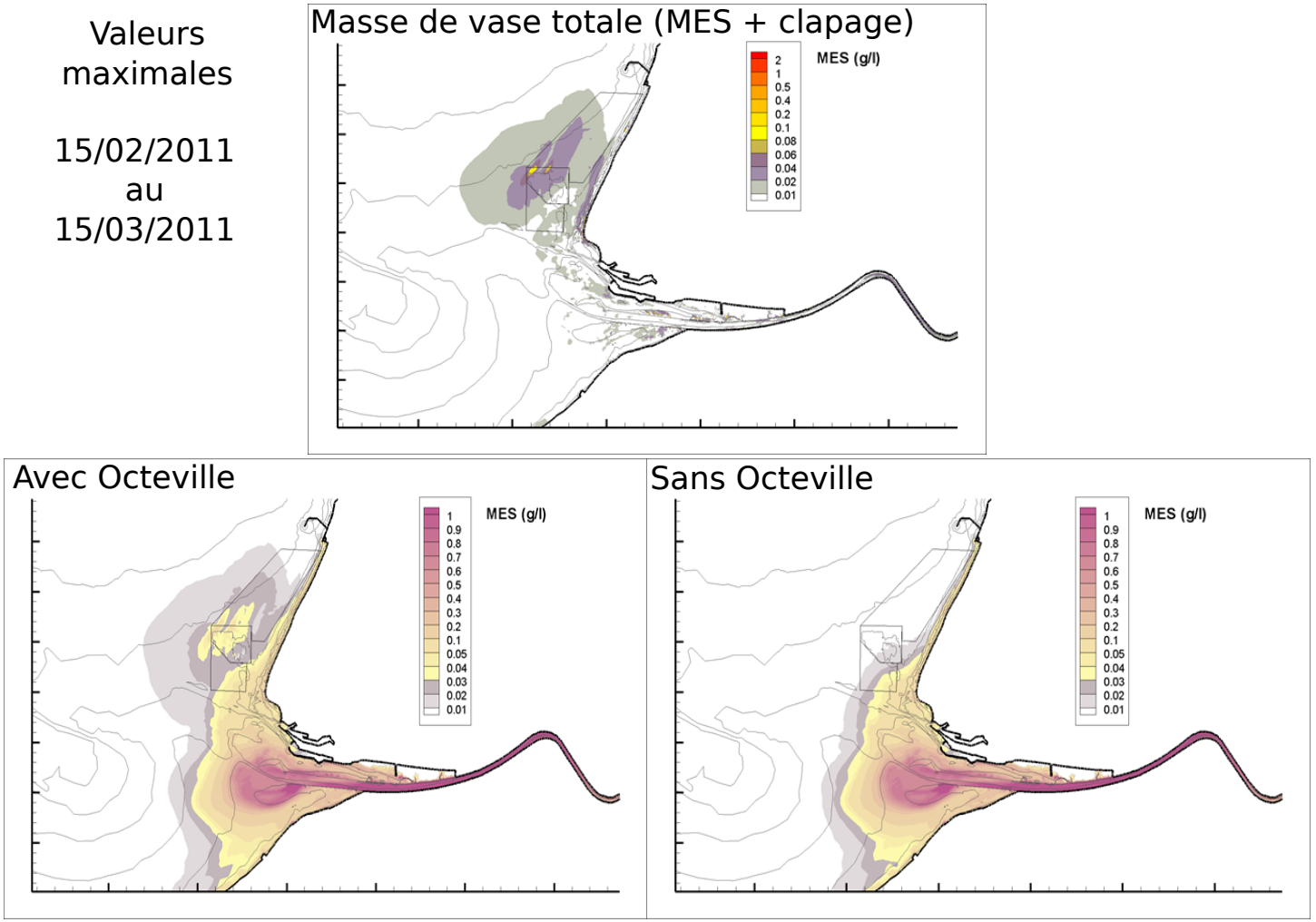


Figure I.21 – Résultats du modèle hydrosédimentaire ARTELIA. Représentation du taux de MES (Matière En Suspension) maximal obtenu en chaque point du modèle au cours du temps, du 15/02/2011 au 15/03/2011. Le calcul sans Octeville prend en compte l'apport amont de la Seine, le bouchon vaseux et les clapages sur le site de dépôt du Kannik (utilisé par le GPMR). Le calcul avec Octeville ajoute les volumes clapés par le GPMH.

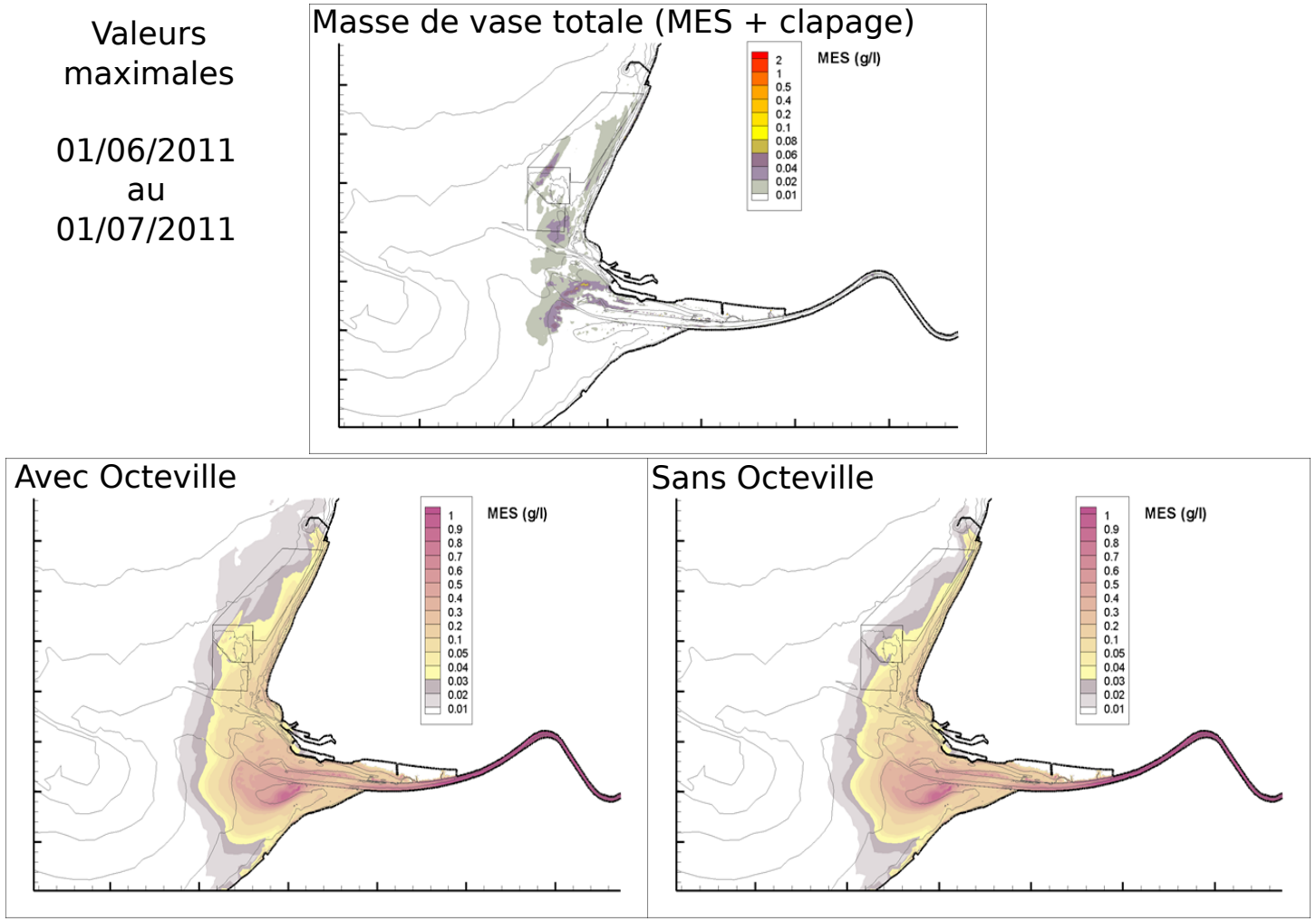


Figure I.22 – Résultats du modèle hydrosédimentaire ARTELIA. Représentation du taux de MES (Matière En Suspension) maximal obtenu en chaque point du modèle au cours du temps, du 1/06/2011 au 1/07/2011. Le calcul sans Octeville prend en compte l'apport amont de la Seine, le bouchon vaseux et les clapages sur le site de dépôt du Kannik (utilisé par le GPMR). Le calcul avec Octeville ajoute les volumes clapés par le GPMH.

I.2.3 Compartiments biologiques

La colonne d'eau se divise en deux grands compartiments : le pélagos et le benthos (figure I.23).

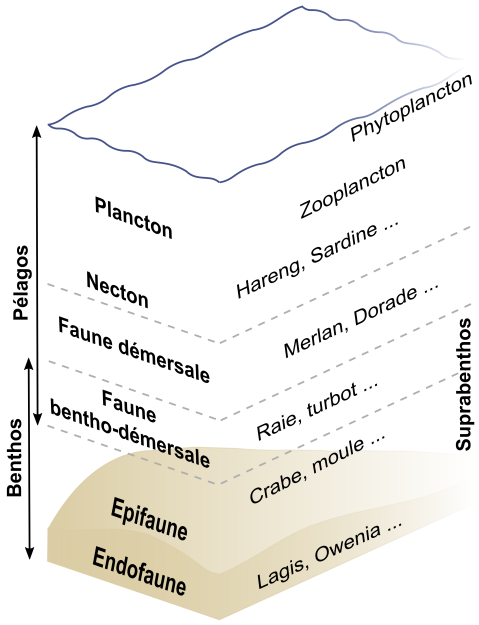


Figure I.23 – Schéma synthétique de la colonne d'eau.

Le benthos représente l'ensemble des organismes vivant en relation étroite avec le fond des mers, des océans, des lacs et des cours d'eau. Ce compartiment comprend **l'épifaune** (vivant à la surface du sédiment), dont l'épifaune sessile (fixée sur un substrat) et l'épifaune vagile (individus mobiles, vivant à la surface du sédiment), **l'endofaune** (individus vivant enfouis dans le sédiment) et **le suprabenthos** (individus disposant de capacités natatoires suffisantes pour se déplacer dans la couche d'eau proche du fond). De plus, en fonction de la taille des organismes benthiques, on parle de **macrobenthos** (taille >1 mm), **meiobenthos** (taille comprise entre 1 mm et 63 µm) et **microbenthos** (<63 µm). Dans ce mémoire, seule la macrofaune benthique, comprenant l'épifaune vagile et l'endofaune, est prise en considération (figure I.23).

Le pelagos est par définition l'inverse du benthos, c'est à dire l'ensemble des individus aquatiques vivants dans la colonne d'eau (figure I.23). On y distingue **le plancton** [ensemble des organismes pélagiques flottants plus ou moins passivement dans les eaux douces ou marines, comprenant **le phytoplancton** (les algues microscopiques et les

cyanobactéries) et **le zooplancton** (les animaux)] et **le necton** (ensemble des organismes pouvant se déplacer librement dans la colonne d'eau). Ce dernier, inclut l'ichtyopfaune, communément nommé « Poisson », certains crustacés, céphalopodes et les mammifères marins.

L'étude de ces compartiments est essentielle pour la compréhension de l'intégralité du système et de son fonctionnement (Raoux, 2017).

I.2.3.1 Communautés benthiques

Une classification des habitats benthiques à l'échelle des mers européennes, EUNIS (European Nature Information System), a été créée par l'EEA (European Environment Agency) en 2011, afin de recenser l'ensemble des habitats benthiques présents dans les mers européennes (http://eunis.eea.europa.eu). Cette classification est initialement basée sur les habitats marins de Grande-Bretagne et d'Irlande et inclut aujourd'hui les typologies relatives aux habitats (groupement d'organismes vivants, liés par des relations d'interdépendance dans un biotope dont les caractéristiques dominantes sont relativement homogènes) de la Manche/Mer-du-Nord/Atlantique ainsi que celles de la Méditerranéenne (Baffreau *et al.*, 2017).

En Manche, cinq communautés benthiques principales ont été décrites et sont à ce jour bien connues (Dauvin, 2015). La distribution de ces communautés benthiques est directement liée aux habitats sédimentaires, eux-même liés aux conditions environnementales, tel que l'hydrodynamisme (Gentil et Cabioch, 1997). Il existe également un gradient climatique longitudinal qui conditionne la répartition des espèces (Gaudin, 2017).

La partie orientale de la baie de Seine a fait l'objet de nombreuses études (Gentil, 1976 ; Cabioch et Gentil, 1977 ; Elkaim et Irlinger, 1987 ; Gentil et Cabioch, 1997 ; Thiébaut *et al.*, 1997 ; Barnay, 2003 ; Alizier, 2011). Deux grands ensembles bio-sédimentaires ont été définis (figure I.24) : (1) « les fonds grossiers à cailloutis plus ou moins graveleux et graviers plus ou moins ensablés » ; (2) « les fonds sableux à sables fins à moyens dunaires, sables fins plus ou moins envasés, sédiments hétérogènes (mixtes) envasés et vases

estuariennes » (Dauvin, 2018a). Parmi ces deux grands ensembles, cinq communautés benthiques principales ont été décrites en baie de Seine (figure I.24).

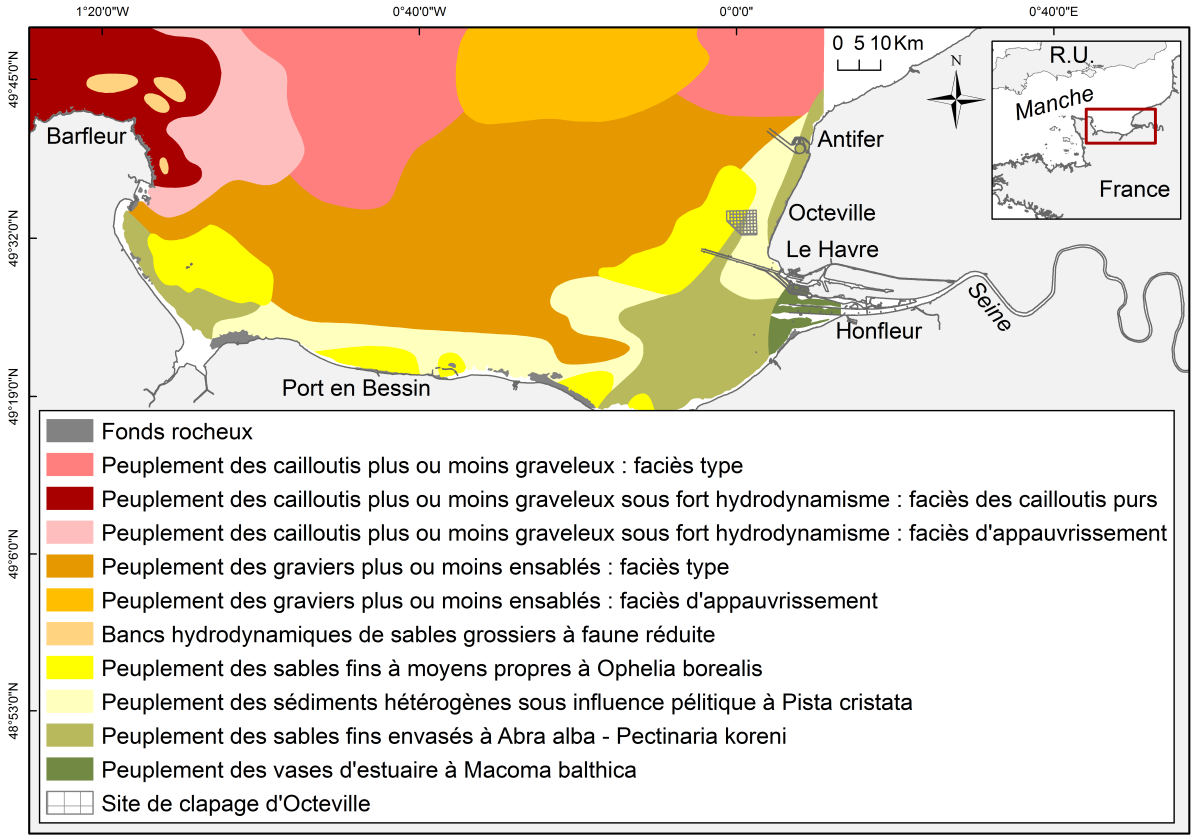


Figure I.24 – Carte des peuplements macrobenthiques de la baie de Seine - Manche Centrale sud, réalisée d'après la carte au 1/117000 de Gentil et Cabioch (1997). Source des données : https://sextant.ifremer.fr, mises à jour en 2007.

Une étude récente a permis de mettre à jour la description de ces communautés et la cartographie associée (Baffreau *et al.*, 2017 ; figure I.25) : (a) la communauté des sables fins à moyens propres dunaires à *Ophelia borealis* et *Nephtys cirrosa* (« A5.251 : *Echinocyamus pusillus*, *Ophelia borealis* and *Abra prismatica* in circalittoral fine sand », selon la classification EUNIS) ; (b) la communauté des sables fins à très fins envasés à *Abra alba* (« A5.244 : *Spisula subtruncata* and *Nephtys hombergii* in shallow muddy sand », selon la classification EUNIS), qui inclut également un faciès à *Lagis (Pectinaria) koreni* ; (c) la communautés des sédiments hétérogènes plus ou moins envasés à *Melinna palmata* (« A5.334 : *Melinna palmata*, *Magelona* spp. and *Thyasira* spp. in infralittoral sandy mud ») ; (d) la communauté des vases estuariennes à *Limecola (Macoma) balthica* (« A5.222 : *Nephtys cirrosa* and *Macoma balthica* in shallow subtidal mobile sand under

variable salinity conditions »), localisée dans les chenaux nord et sud de l'embouchure de la Seine ; (e) la communauté des substrats grossiers et mixtes (« A5.142 : *Mediomastus fragilis*, *Lunbrineris* spp. and venerid bivalves in circalittoral coarse sand or gravel » ; Gentil, 1976 ; Cabioch et Gentil, 1977 ; Gentil et Cabioch, 1997 ; Thiébaut *et al.*, 1997 ; Baffreau *et al.*, 2017).

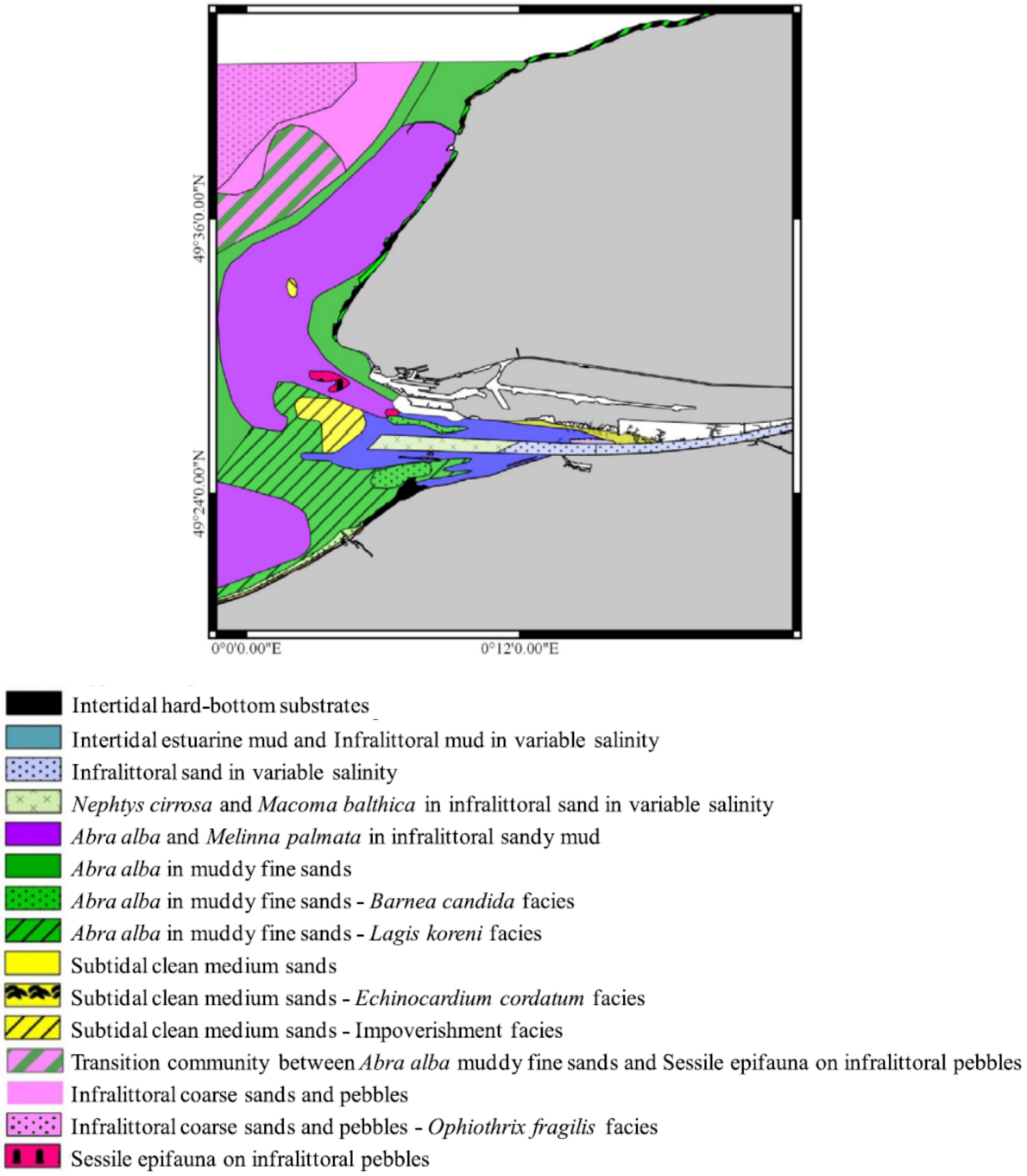


Figure I.25 – Cartographie mise à jour des communautés macrobenthiques de la partie orientale de la baie de Seine (Baffreau *et al.*, 2017).

a) Communauté à *Ophelia borealis*

L'habitat (A5.251) est établi sur les sables subtidaux fins et moyens de la partie ouest de la baie de Seine, dominés par les polychètes *Nephtys cirrosa* et *Spiophanes bombyx* et par l'oursin *Echinocyamus pusillus*. Dans la baie de Seine, cette communauté d'*Ophelia borealis* - *Nephtys cirrosa* est également présente plus au large. Dans la partie orientale de la baie, le faciès représenté par l'oursin *Echinocardium cordatum* se caractérise par une plus grande abondance que dans la communauté type (Marmin, 2013). Au niveau de l'embouchure de l'estuaire de la Seine, dans les zones de sables propres (A5.23), la richesse et la densité des espèces est faible, de même que sur les sites de dépôt de dragage (Marmin *et al.*, 2014 ; 2016).

b) Communauté à *Abra alba* des sables fins envasés

Situé dans la zone subtidale occidentale et orientale de la baie, face à l'embouchure de la Seine, cet habitat (A5.244) se caractérise par des sédiments fins et un pourcentage variable de vase (particules <63 µm). Il est dominée par les bivalves *Abra alba*, *Fabulina (Tellina) fabula* et *Kurtiella bidentata*, les polychètes *Lanice conchilega*, *Lagis koreni*, *Nephtys hombergii*, *Owenia fusiformis* et *Phyllodoce mucosa* et l'ophiuride *Ophiura ophiura*. Un faciès de *Lanice conchilega* (polychète) est observé lorsque le pourcentage de particules fines (<63 µm) est faible (<5 %), alors qu'un faciès de *Lagis koreni* et *Owenia fusiformis* (polychètes) est présent lorsque la fraction de fines est supérieure à 5 %. Un faciès particulier de *Barnea candida* (bivalve) est établi sur des zones de vases indurées dans les chenaux N et S de l'estuaire de la Seine.

c) Communauté à *Melinna palmata*

Cette communauté subtidale (A5.334), établie dans la partie orientale de la baie de Seine de part et d'autre de l'embouchure de la Seine, est définie comme un faciès très envasé (fines >25 %) de la communauté à *Abra alba* décrite précédemment. Elle s'étend vers le nord jusqu'au port d'Antifer et vers l'est jusqu'à Ouistreham. Ce faciès est dominé par le polychète *Melinna palmata*, présent dans la baie de Seine depuis 2002 (Dauvin *et al.*, 2007), en association avec les polychètes *Magelona* spp., *Euclymene oerstedii* et

Nephtys hombergii.

d) Communauté des vases sableuses estuariennes

À l'extrémité aval de l'embouchure de la Seine, la communauté établie dans les vases sableuses littorales et dans des conditions de salinité variable, comprend les polychètes *Nephtys hombergii* et *Streblospio shrubsolii* et le bivalve *Limecola (Macoma) balthica* (A2.311). Dans la partie aval du chenal (zone de dragage), une communauté typique est établie, dominée par le polychètes *Nephtys cirrosa* et le bivalve *Limecola (Macoma) balthica* (A5.222). Ces sables sont également caractérisés par les amphipodes *Parahaustorius holmesi (Haustorius arenarius)* et *Bathyporeia* spp.

e) Communauté des substrats grossiers et mixtes

Cet habitat (A5.142), localisé dans la partie centrale de la baie de Seine, est caractérisé par des sédiments sablo-graveleux dans une zone à fort hydrodynamisme. Les espèces caractéristiques de cette communauté sont l'oursin *Psammechinus miliaris*, les mollusques *Polititapes rhomboides*, *Timoclea ovata* et *Buccinum undatum* ainsi que le crabe *Pisidia longicornis*. De plus, cette communauté comprend également la présence de l'ophiure *Ophiothrix fragilis*, qui lorsqu'elles sont très abondantes, forment des bancs et créent alors un habitat spécifique (« A5.445 : *Ophiothrix fragilis* and/or *Ophiocomina nigra* brittlestar beds on sublittoral mixed sediment ») en tant qu'espèce ingénieur, en piégeant les particules fines et en créant un envasement localisé (Murat *et al.*, 2016). Cette communauté est très importante en termes de surface, de richesse spécifique, d'abondance et de fonctionnalité.

En fonction des variations saisonnières d'apports sédimentaires et de salinité, induites par les apports de l'estuaire, il existe des modifications temporelles de cette communauté. Entre janvier et mai, période de débit élevé, un dépôt massif de vase a lieu, alors que lors des périodes de débits faibles (juin à décembre), les dépôts sableux prédominent. Desroy *et al.* (2007) ont montré que ces modifications du substrat superficiel influencent la présence de certaines espèces inféodées à l'un ou l'autre type sédimentaire. Ainsi, en été et en automne, la communauté est enrichie par des espèces ayant une affinité pour les

sables fins, tel que le bivalvle *Donax vittatus* ou les polychètes *Nephtys cirrosa* et *Spio decorata (decoratus)* (Desroy *et al.*, 2007).

I.2.3.2 Suprabenthos

Le suprabenthos fait partie de la faune benthique de petite taille, surtout des crustacés péracarides, qui tout en étant liés au fond, possèdent de bonnes capacités natatoires, leur permettant de se déplacer dans la couche d'eau située au dessus du fond. Le suprabenthos est donc à l'interface entre le compartiment benthique (le fond) et le compartiment pélagique (la colonne d'eau). De nombreuses espèces suprabenthiques sont capables d'effectuer des migrations nychtémérales (migrations verticales vers la surface). Ce compartiment constitue une source de nourriture importante pour les poissons démersaux (Pezy, 2017).

En Manche, les communautés suprabenthiques ont été étudiés dans les environnements côtiers et du large (Dauvin *et al.*, 1994 ; 1996 ; Vallet, 1997 ; Zouhiri, 1999 ; Pezy, 2017), ainsi que dans les écosystèmes estuariens (Wang et Dauvin, 1994 ; Dauvin et Zouhiri, 1996 ; Mouny et Dauvin, 2002 ; Dauvin *et al.*, 2008 ; 2013 ; Pezy *et al.*, 2017a). Les études de ce compartiment sont toutefois relativement rares, car l'échantillonnage du suprabenthos est difficile (utilisation d'un traîneau suprabenthique ; Brunel *et al.*, 1978). Cependant, la comparaison de l'ensemble de ces études met en évidence des abondances plus fortes du suprabenthos en Manche Orientale en hiver, par rapport à la Manche Occidentale (en moyenne 749 ind m^{-3} en Manche Occidentale, 2 251 ind m^{-3} en baie de Seine et 20 108 ind m^{-3} en Manche Orientale). C'est l'inverse en été, avec des abondances recensées supérieures en Manche Occidentale par rapport à la Manche Orientale (1 490 ind m^{-3} en Manche Occidentale, 21 258 ind m^{-3} en baie de Seine et 1 072 ind m^{-3} en Manche Orientale ; Pezy, 2017). Ces études soulignent la forte saisonnalité des communautés suprabenthiques associée à d'importantes variations spatiales.

En baie de Seine, la première étude sur le compartiment suprabenthique est celle de Wang et Dauvin (1994), localisée au centre de la zone occupée par la communauté benthique à *Abra alba* - *Lagis koreni*, face à l'estuaire de la Seine. Cette étude a mis en

évidence la présence de 41 espèces marines et euryhalines, dont 12 espèces majoritaires : *Schistomysis kervillei*, *Mesopodopsis slabberi*, *Gastrosaccus spinifer*, *Schistomysis spiritus*, *Diastylis bradyi*, *Pseudocuma longicornis*, *Bodotria scorpioides*, *Diastylis laevis*, *Crangon crangon*, *Liocarcinus pusillus*, *Megaluropus agilis* et *Atylus falcatus*. D'après cette étude, la faune suprabenthique située à l'embouchure de la Seine se compose en majorité de cumacés (63 %) et de mysidacés (28 %), avec une abondance journalière moyenne (de l'ensemble des espèces) de 223 ind m^{-3}. Les résultats de Wang et Dauvin (1994) ont également mis en évidence des changements quantitatifs de la faune suprabenthique en fonction du cycle de marée et de la salinité associée (apports d'eau moins salée par l'estuaire).

D'autres études ont ensuite été menées en baie de Seine et dans l'estuaire (Dauvin et Zouhiri, 1996 ; Mouny et Dauvin, 2002 ; Dauvin *et al.*, 2006 ; 2010 ; 2013 ; Pezy *et al.*, 2017a). Ces études ont mis en évidence des changements au sein de la communauté suprabenthique, avec des diminutions importantes d'abondance et de biomasse des espèces dominantes, après les années 2000. Ces changements sont en lien avec la diminution du débit de la Seine après 2003 et la construction des nouvelles infrastructures portuaires (construction de Port 2000 et intensification des dragages par le GPMH et le GPMR). Celles-ci ont contribué à la modification de la hauteur d'eau, des courants et du transport sédimentaire (Pezy *et al.*, 2017a).

I.2.3.3 Zooplancton

En Manche, le zooplancton est principalement dominé par les copépodes, dont les espèces principales sont *Calanus helgolandicus*, *Temora stylifera*, *Temora longicornis*, *Pseudocalanus* spp., *Centropages hamatus*, *Centropages typicus*, *Oithona* spp. et *Acartia* spp. (Dauvin, 1997). Le méroplancton (espèces dont une partie seulement du cycle de vie est planctonique) est principalement composé de bivalves, de polychètes, de crustacés et de larves de cnidaires. Deux communautés principales de mésozooplancton (plancton dont la tailles est comprise entre 500 µm et 5 mm) sont présentes en Manche : (1) une communauté côtière peu profonde dominée par les copépodes *C. hamatus* et *A. clausi* ; (2) des communautés au large composées de nombreuses espèces. Il existe également des

gradients côtiers et hauturiers dans le bassin oriental de la Manche en raison du couplage bentho-pélagique plus fort dans la zone côtière (Kopp *et al.*, 2015). Delavenne *et al.* (2013) ont proposé une classification saisonnière de la colonne d'eau en Manche et ont distingué 13 masses d'eau distinctes (figure I.26). Certaines semblent très stables au cours de l'année, en raison de l'influence de paramètres physiques structurants, comme celles présentes au large du Cotentin, qui montrent de faibles variations saisonnières. A l'inverse, les masses d'eau côtières sont plus variables.

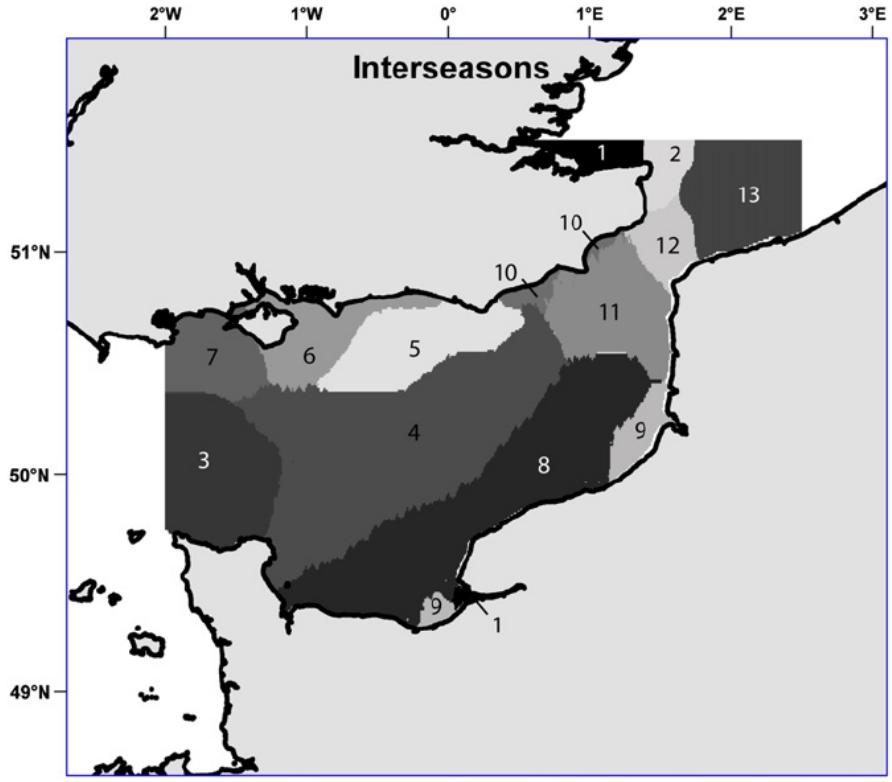


Figure I.26 – Typologie multi-saisonnière des 13 masses d'eau (Delavenne *et al.*, 2013).

En baie de Seine, au niveau de l'embouchure de la Seine, le macro- et le mésozooplancton sont distribués selon le gradient de salinité (Mouny et Dauvin, 2002). La zone polyhaline (salinité élevée) est dominée par les copépodes *Temora longicornis*, *Acartia* spp. et *Centropages* spp., ainsi que la cladocère *Evadne nordmanni* (Dauvin *et al.*, 1998 ; Mouny et Dauvin, 2002), tandis que la partie intra-estuaire se compose d'espèces différentes, oligohalines (dans les zones de faible salinité comprise entre 0 et 0,5 ‰), telles que le copépode *Eurytemora affinis*, très abondant dans cette zone ($>200\,000\,\mathrm{ind\,m^{-3}}$), ainsi que les cladocères d'eau douce *Bosmina* spp. et *Daphnia* spp. La zone de transition

des eaux est caractérisée par la présence des copépodes néritiques (localisés dans la zone côtière jusqu'à l'isobathe des 200 m) *Acartia* spp. et *E. affinis* (Wang *et al.*, 1994 ; Dauvin *et al.*, 1998 ; Mouny et Dauvin, 2002). Les espèces marines présentent une abondance maximale à la fin du printemps en juin, tandis que les espèces estuariennes dominantes (*E. affinis*) présentent des abondances maximales à la fin de l'hiver et au printemps, qui diminuent au début de l'été. Le mésozooplancton constitue la proie principale des espèces planctonivores, y compris les espèces vivant dans la zone en amont de l'estuaire (Mouny et Dauvin, 2002 ; Dauvin et Desroy, 2005).

I.2.3.4 Phytoplancton

La Manche et la Mer du Nord sont connues pour leurs phénomènes de bloom (efflorescence qui correspond à l'augmentation rapide de la concentration) phytoplanctoniques et notamment ceux de l'espèce *Phaeocystis pouchetii*, directement liés à l'eutrophisation côtière par des apports de nutriments fluviaux (principalement azote et phosphore), variant dans le temps selon les conditions météorologiques et hydrologiques (crues ou sécheresses). Ces blooms de colonies de *Phaeocystis pouchetii* contribuent à atténuer la pénétration de la lumière. Dans le contexte mégatidal de la Manche, riche en nutriments et où l'homogénéisation de la colonne d'eau est importante, la totalité de la colonne d'eau est affectée par les perturbations provoquées par ces blooms, impactant l'ensemble du réseau trophique. Toutefois, cette prolifération a un impact limité sur les communautés benthiques subtidales, à l'exception de l'augmentation de la matière organique dans les sédiments de surface, résultant probablement du dépôt de *Phaeocystis pouchetii* et d'une augmentation de la demande en oxygène des sédiments et de la libération d'ammonium (Denis et Desroy, 2008 ; Dauvin *et al.*, 2008). En Manche, le taux de productivité phytoplanctonique en début d'été est estimé à $10\,\mathrm{mg\,C\,mg\,Chl}a^{-1}\,\mathrm{h}^{-1}$ (Napoléon, 2012).

En baie de Seine dans l'estuaire, la distribution du phytoplancton est marquée par la dominance persistante des diatomées du début du printemps au début de l'été (*Phaeocystis pouchetii* et *Rhizosolenia delicatula* au printemps, ainsi que *Chaetoceros* spp.

et *Mesodinium rubrum* en été ; Paulmier et Joly, 1986 ; Videau *et al.*, 1998). Le bloom débute au printemps au centre de la baie de Seine, dans la partie marine et progresse vers la côte où il se développe en juin, dans les eaux moins salées. Les concentrations minimales sont observées en hiver (Videau *et al.*, 1998 ; Cugier *et al.*, 2005). Dans les eaux marines, les diatomées de grandes tailles dominent (*Rhizosolenia stolterdothii* et *Rhizosolenia styliformis*), à l'inverse des eaux à plus faible salinité de l'embouchure de l'estuaire, où ce sont les diatomées de petites tailles qui sont majoritaires (*Skeletonema costatum* et *Asterionella glacialis* ; Maggi *et al.*, 1992 ; Videau *et al.*, 1998). La productivité de masses d'eau P/B (carbone produit par unité de Chl*a*) a été estimée à $40\,\mathrm{mg\,mg^{-1}\,J^{-1}}$ à l'entrée de l'estuaire et comprise entre $22\,\mathrm{mg\,mg^{-1}\,J^{-1}}$ et $43\,\mathrm{mg\,mg^{-1}\,J^{-1}}$ dans les eaux marines de la baie de Seine (Videau *et al.*, 1998).

De plus, les facteurs physiques, chimiques et biologiques de la baie de Seine couplés aux apports de la Seine, influent le développement parfois massif de certaines communautés phytoplanctoniques toxiques, entraînant un impact qui se répercute sur l'ensemble du réseau trophique. Trois groupes d'espèces phytoplanctoniques produisent des toxines dangereuses en baie de Seine : *Dinophysis* (toxine diarrhéique), *Alexandrium* (toxine paralysante) et *Pseudo-nitzschia* (toxine amnésiante). Le genre *Dinophysis* est retrouvé tous les ans au large d'Antifer depuis au moins 1987 et son abondance varie peu (entre quatre et cinq millions de cellules par litre en 2006). *Alexandrium* est observé ponctuellement avec des abondances moindres par rapport aux deux autres espèces (1 à 3 millions de cellules par litre, en 2006). *Pseudo-nitzschia* est détectée fréquemment, avec des abondances en légère augmentation depuis 1997 (entre deux et trois millions de cellules par litre en 1989 et entre cinq à six millions de cellules par litre en 2006 ; GIP Seine-Aval, 2008). Ces espèces peuvent être la cause de contaminations sévères des tissus de certains mollusques bivalves, pouvant induire la fermeture des pêches (Thorel *et al.*, 2017).

I.2.3.5 Ichtyofaune

Les communautés de « poissons » de la baie de Seine et de la Manche Orientale ont été décrites par Vaz *et al.* (2007). Ces auteurs ont mis en évidence le rôle des conditions hydrologiques et du faciès sédimentaire dans la distribution des communautés d'ichtyofaune en baie de Seine. Quatre principales communautés d'ichtyofaune ont été identifiées (figure I.27) : (1) la communauté du large représentée principalement par des espèces benthopélagiques (vivants ponctuellement près du fond) et notamment des poissons cartilagineux (comme par exemple, la petite roussette *Scyliorhinus canicula*) et une espèce de poisson osseux en particulier, le tacaud *Trisopterus luscus* ; (2) la communauté intermédiaire entre la côte et le large représentée par des espèces pélagiques, telles que la sardine *Sardina pilchardus* et le maquereaux *Scomber scombrus*, ainsi que par des espèces démersales (vivants dans la zone intermédiaire entre la zone benthique et la zone pélagique), tels que le callionyme *Callionymus* sp. ou le grondin *Chelidonichthys lucerna* ; (3) la communauté côtière homogène représentée par des céphalopodes (calamars et seiches, telle que *Sepia officinalis* et des espèces pélagiques, telles que les sardines *Sardina pilchardus*, les maquereaux *Scomber scombrus* et les anchois *Engraulis encrasicolus*, ainsi que par des espèces démersales (les lançons *Ammodytes* spp.) et (4) la communauté côtière hétérogène représentée par des poissons benthiques plats, tels que la sole *Solea solea* (Mahé *et al.*, 2007 ; Vaz *et al.*, 2007 ; Carpentier *et al.*, 2009).

Au niveau de l'amont de l'estuaire de la Seine, 56 espèces sont présentes, dont 5 espèces principales : les brèmes, *Abramis brama* et *Blicca bjoerkna*, le sandre *Stizostedion lucioperca*, la perche commune *Perca fluviatilis* et le gardon *Rutilus rutilus*. L'ensemble des espèces représente 80 % des espèces de poissons dulcicoles des eaux continentales de l'ensemble du bassin de la Seine (Morin *et al.*, 2010).

La zone estuarienne est un lieu de migration pour plusieurs espèces d'ichtyofaune, qui vivent alternativement dans le milieu marin et en eau douce (espèces amphihalines). Le déclin d'un grand nombre de ces espèces a été mis en évidence depuis 2002. Aujourd'hui sept espèces font l'oeuvre de plan de gestion pour les poissons migrateurs : anguille (et civelle), saumon atlantique, truite de mer, lamproie marine, lamproie fluviatile, grande

alose et alose feinte. Les causes de ce déclin sont multiples, mais concerne en partie l'entrave à la circulation, la pollution des habitats aquatiques par des contaminants organiques (PCB), la disparition de certains habitats (zones humides) et l'augmentation des pressions de pêches sur certaines espèces (Morin *et al.*, 2010).

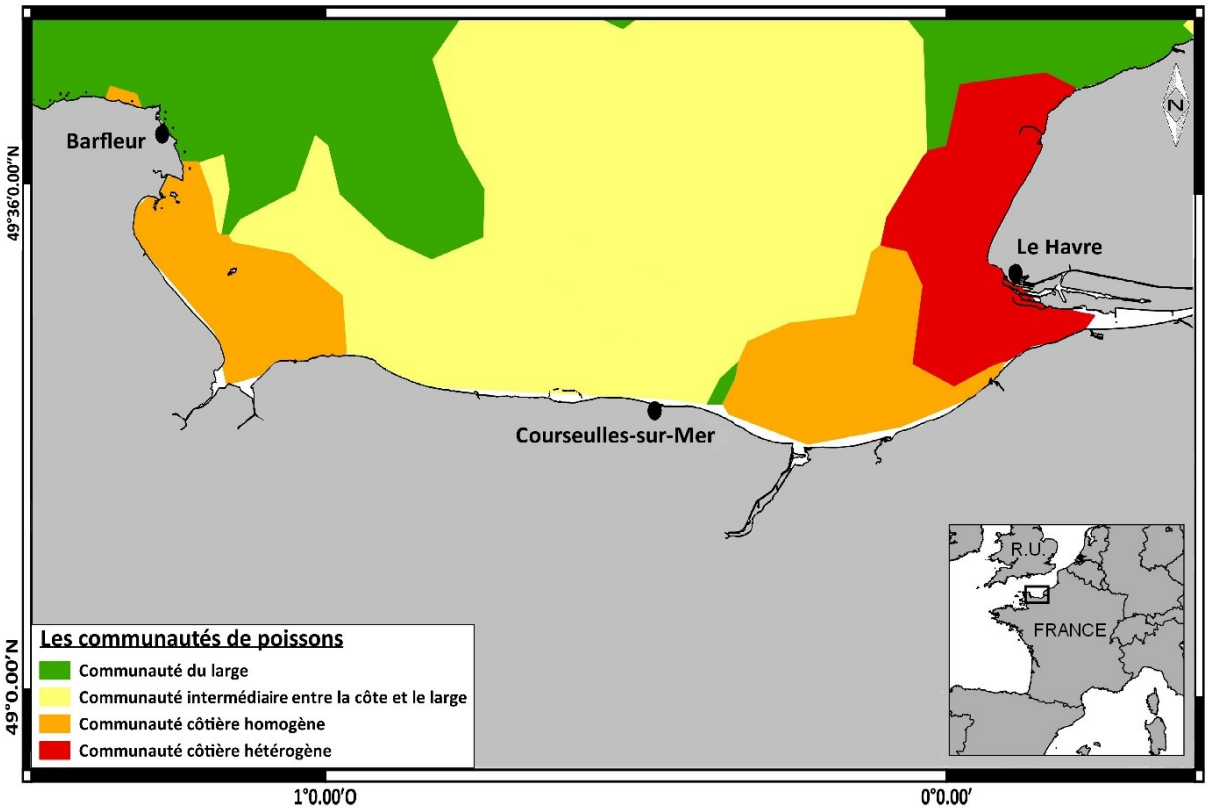


Figure I.27 – Cartographie des communautés d'ichtyofaune en baie de Seine. Issue de (Raoux, 2017), modifiée de (Vaz *et al.*, 2007).

Dans la partie aval, à l'intérieur de l'estuaire, 32 espèces ont été recensées en 2006, contre 41 espèces à l'embouchure de la Seine et 39 dans la zone du large. Des variations saisonnières importantes sont observées au sein des peuplements, en lien avec leur cycle de vie. Parmi ces espèces, on retrouve, entre autre, le bar (*Dricentrarchus labrax*), la plie (*Pleuronectes platessa*), la sole (*Solea solea*) et la limande (*Limanda limanda* ; Morin *et al.*, 2010). De plus, la CSLN (Cellule du Suivi du Littoral Normand) réalise des suivis ichtyofaune à la demande du GPMH, entre le cap de la Hève et le port d'Antifer, pour les suivis d'impact du dépôt de clapage. En 2017, sur l'année (prélèvements en automne, été, hiver et printemps), les principales espèces recensées, en moyenne CPUE [5] par heure, sont

5. CPUE : Capture Par Unité d'Effort.

(pers. comm.) : le tacaud commun *Trisopterus luscus* (468), la plie *Pleuronectes platesa* (365), la petite sole *Buglossidium luteum* (231), le callionyme *Callionymus lyra* (195) et la limande *Limanda limanda* (103).

I.3 Rappel de la problématique de l'étude

L'ensemble des éléments décrits dans ce chapitre ont pour objectif d'améliorer la compréhension des chapitres suivants. Le système Manche et plus précisément, celui de la baie de Seine, est complexe, de part son histoire et le développement de multiples sources anthropiques.

L'objectif de ce mémoire est d'évaluer l'impact des dépôts de dragage du Grand Port Maritime du Havre (GPMH), d'une part, sur le compartiment sédimentaire et d'autre part, sur le compartiment faunistique. La démarche utilisée consiste au développement de nouvelles approches méthodologiques, (1) par l'utilisation de marqueurs géochimiques (couplés à une étude sédimentaire « classique ») pour étudier la dynamique sédimentaire du site de clapage et des sédiments dragués, ainsi que pour délimiter la zone impactée par l'apport de sédiments portuaires (chapitre II) ; (2) par la mise en place d'un nouvel indicateur (chapitre IV) permettant de fournir un diagnostic d'état de santé des zones impactées par les dépôts de sédiments en mer par rapport à des zones sans clapage. Celui-ci est basé à la fois sur le compartiment benthique, l'ichtyofaune et plusieurs paramètres hydro-sédimentaires, nécessitant au préalable de bonnes connaissances sur la dynamique spatiale et temporelle de la macrofaune benthique sur la zone étudiée (chapitre III) ; (3) par l'étude de l'ensemble du réseau trophique *via* le développement d'un modèle ECOPATH, permettant de prendre en compte l'ensemble des compartiments du système (à partir du compartiment bactérien jusqu'au compartiment de l'ichtyofaune ; chapitre IV).

Chapitre II

Caracteristiques et étude de la dynamique sédimentaire entre le Cap de la Hève et le Cap d'Antifer ; utilisation de marqueurs géochimiques

II.1 Introduction

Le concept d'équilibre dynamique a été introduit pour la première fois par (Gilbert, 1877), à travers une étude géologique menée aux Etats-Unis (Henry Mountains) et fait référence à tout changement dans un système qui s'ajuste avec le temps afin de minimiser l'effet des changements (Bracken et Wainwright, 2006). L'équilibre dynamique est également défini, dans les études sédimentaires côtières, comme un équilibre entre le transport des particules, l'érosion et le dépôt, en fonction des paramètres physico-chimiques et hydrodynamiques associés (Perillo, 1995). Le dépôt et le transport des particules fines sont contrôlés par les paramètres de forçage marin : marée et houle (Larsonneur, 1971). Dans le cas du régime macrotidal, il se crée une zone où les particules marines et fluviales sont fortement mélangées sous l'effet de forts courants et de fortes houles. En baie de Seine et dans l'estuaire, les processus de dépôt et d'érosion des particules fines sont principalement étudiés sur la base d'études sédimentologiques, de calculs de sédimentation, de modélisation ou de leur association avec la macrofaune benthique (Lesourd, 2000 ; Garnaud, 2003 ; Lesourd *et al.*, 2003 ; Deloffre, 2005 ; Waeles, 2005 ; Méar *et al.*, 2006 ; Chauchat, 2007 ; Lesourd *et al.*, 2016 ; Murat *et al.*, 2016).

L'étude des sources de matériaux sédimentaires, quant à elle, constitue également un défi si l'on souhaite travailler sur l'origine et le déplacement (dépôt et suspension) des particules fines. Pour ce faire, il est possible d'utiliser différents types de marqueurs. Certaines études n'utilisent que des minéraux argileux pour mettre en évidence la dynamique sédimentaire dans une zone côtière (Oliveira *et al.*, 2002), mais d'autres travaux utilisent également des marqueurs géochimiques comme marqueurs de matériaux sédimentaires, principalement pour mettre en évidence une contamination (Goldberg *et al.*, 1979 ; Lee et Cundy, 2001 ; Santschi *et al.*, 2001). Dans la baie de Seine et l'estuaire de la Seine, peu d'études ont utilisé des marqueurs géochimiques ou des biomarqueurs pour comprendre l'origine des matériaux fins (Dupont *et al.*, 1994 ; Dubrulle-Brunaud, 2007 ; Dubrulle *et al.*, 2007 ; Vrel, 2012). Les études récentes, menées dans l'estuaire de la Seine, soulignent l'existence d'un mélange de particules provenant de quatre sources

(marine, fluviale, fossile et estuarienne) et la difficulté de différencier ces sources à l'aide marqueurs géochimiques (Lesourd, 2000 ; Dubrulle-Brunaud, 2007).

L'étude présentée dans mon mémoire porte sur la partie orientale de la baie de Seine, entre le cap de La Hève et le cap d'Antifer, incluant le site de dépôt du Grand Port Maritime du Havre (GPMH). Dans ce travail, la zone d'étude inclut une cinquième source potentielle qui correspond aux particules fines issus des bassins portuaires. Les sédiments dragués et déposés en mer peuvent avoir des caractéristiques physico-chimiques différentes des sédiments de la zone de dépôt, générant de multiples effets sur l'environnement physique : apport de particules fines, modification des fonds sédimentaires et diminution de la bathymétrie (Chauvin *et al.*, 1986 ; Boutin, 2000 ; Smith et Rule, 2001 ; Marmin *et al.*, 2016). Cette cinquième source potentielle peut complexifier l'étude géochimique, mais peut également permettre la mise en évidence de marqueurs et faire la différence avec les études antérieures menées en baie de Seine, qui n'ont pas pu déterminer distinctement des marqueurs de sources.

Les objectifs de ce chapitre sont d'une part, de décrire à échelle fine les faciès sédimentaires et d'appréhender la dynamique naturelle sur la zone d'étude, et d'autre part, de déterminer et de délimiter l'impact du clapage, ainsi que d'étudier les conséquences des apports de sédiments portuaires dans cette zone côtière. Pour cela, il est nécessaire de chercher et de mettre en évidence des marqueurs spécifiques des sédiments portuaires, permettant leur traçabilité.

Ce chapitre se divise en deux parties principales. La première partie constitue une étude descriptive et analytique des faciès sédimentaires en superposition (substrat sous-jacent et sédiment de surface) et des variations temporelles de la couche fine superficielle. La seconde partie correspond à l'étude géochimique, permettant la caractérisation de la dynamique sédimentaire et de l'impact généré par le dépôt de sédiment en mer, par la sélection de marqueurs adaptés.

II.2 Stratégie d'échantillonnage et paramètres environnementaux, pour l'étude sédimentaire et géochimique

Dans le cadre de l'étude sédimentaire et géochimique, des échantillonnages sédimentaires ont été réalisés entre le cap de la Hève et le cap d'Antifer, zone soumise aux apports fréquents de sédiments fins lors des opérations de clapage. Pour compléter, des prélèvements ont été réalisés dans les bassins portuaires et dans la Seine (en eau douce et en eau saumâtre) pour connaître les caractéristiques des sédiments apportés par ces deux sources (figure II.1).

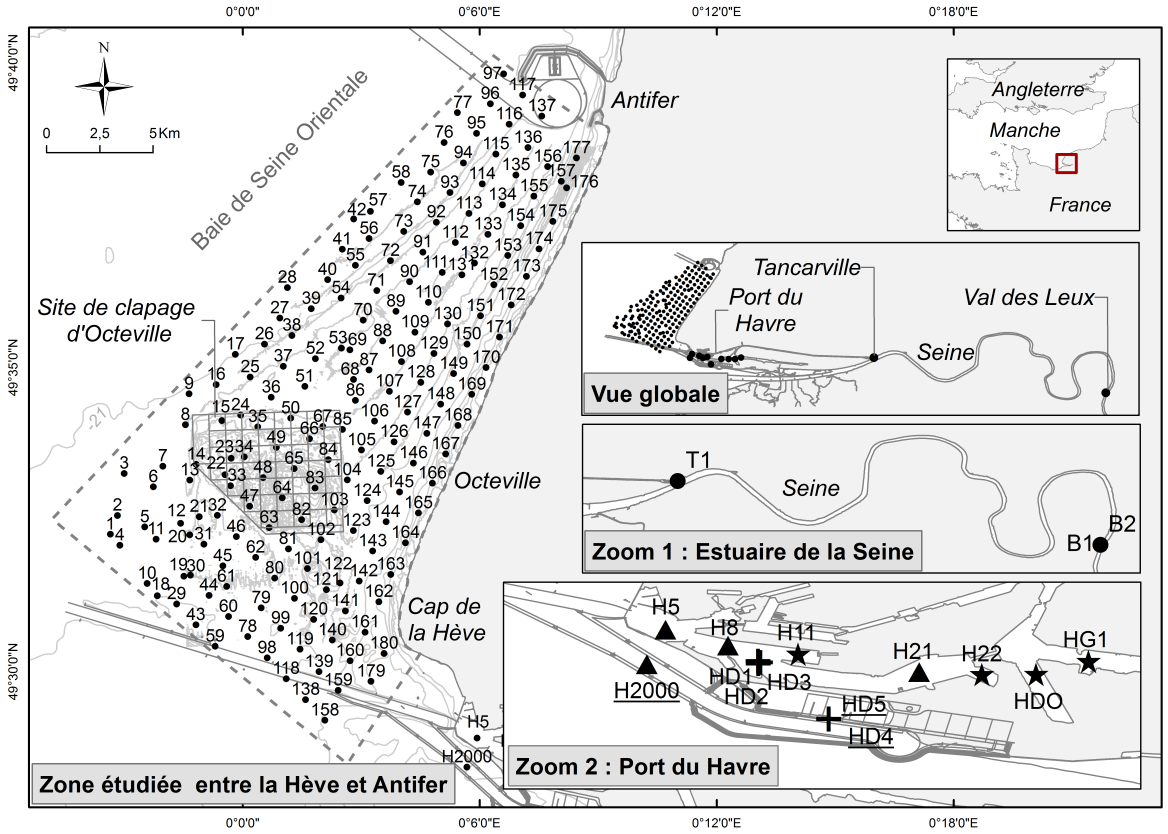


Figure II.1 – Stations de prélèvements sur la zone d'étude entre le cap de La Hève et Antifer, en estuaire et dans les bassins portuaires. Zoom 1 : échantillonnages en eau douce et eau saumâtre de la Seine ; Zoom 2 : échantillonnages dans les bassins portuaires. **En triangle**, les stations dans les bassins fortement dragués, **en étoile**, les stations dans les bassins faiblement dragués, **en croix**, les échantillons prélevés à bord de la drague et **en surligné**, les prélèvements réalisés dans les bassins de Port 2000.

II.2.1 Zone d'étude entre le cap de la Hève et le cap d'Antifer

Entre le cap de la Hève et le cap d'Antifer, 179 stations ont été échantillonnées (figure II.1) selon un plan composé de radiales parallèles proches, suivant les recommandations de Méar *et al.* (2018). Les stations sont espacées les unes des autres de 500 m et sont disposées parallèlement à la côte. Les prélèvements ont été réalisés à bord du bateau « Le Marais » (bateau du GPMH), à l'aide d'une benne Shipeck de 0,04 m^2, le 19, 20 et 21 janvier 2016 et terminés le 13 février 2016 à bord du navire « Le Côte de la Manche » (interruption de la campagne due à des problèmes techniques et météorologiques).

Pour chaque benne, une photo est réalisée, suivi par deux prélèvements de surface ; l'un pour les analyses géochimiques et le dosage de la matière organique (échantillons analysés au CNAM-INTECHMER de Cherbourg-en-Cotentin) et l'autre pour les analyses de taille des particules $<2\,000$ µm au granulomètre laser (analysés au laboratoire M2C de Caen). Afin de palier au problème de représentativité des particules grossières, un prélèvement de la globalité de la benne est ensuite réalisé, et analysé par tamisage (analyses réalisées au laboratoire M2C de Caen). Parallèlement, une description précise du contenu de chaque benne est prise en note (figure II.2).

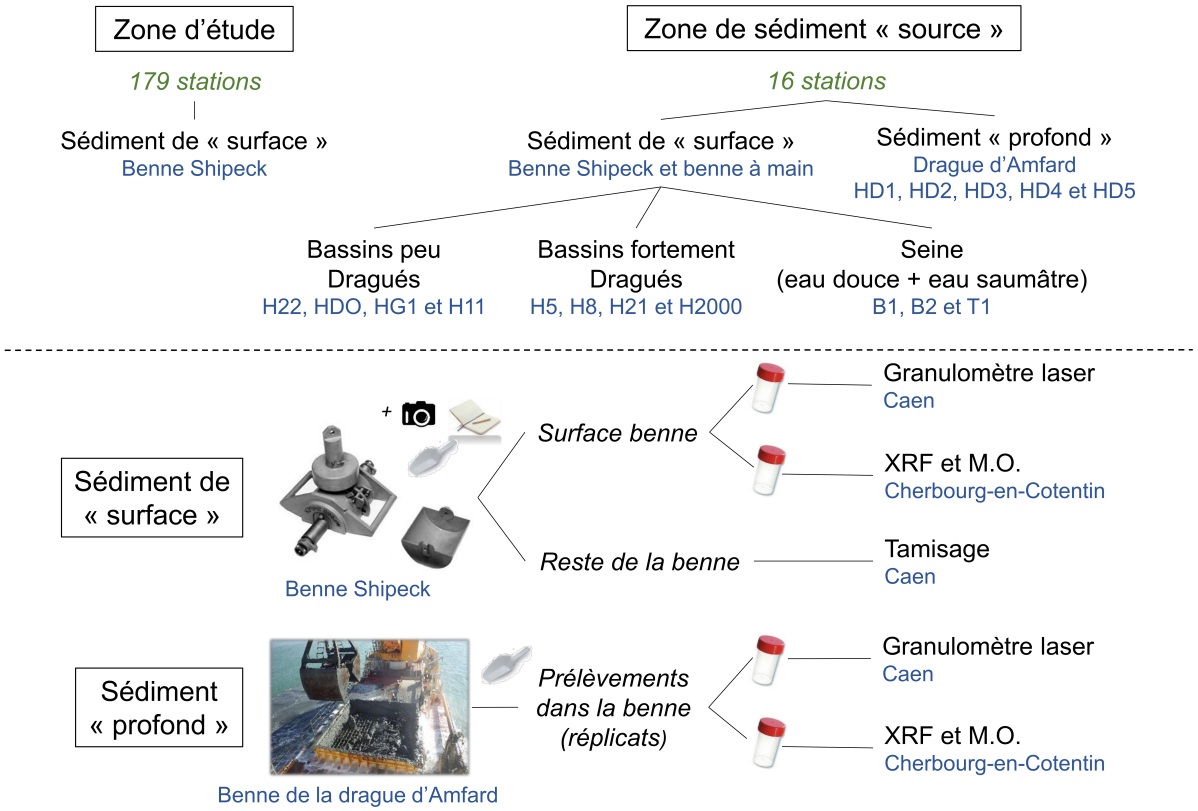


Figure II.2 – Schéma synthétique des prélèvements et analyses pour les échantillons sédimentaires et géochimiques.

II.2.2 Zone de sédiment « source »

Afin d'étudier et de comparer les sédiments déposés lors des opérations de clapage avec les sédiments de la zone d'étude, des prélèvements sont réalisés dans les bassins portuaires (figure II.1). Les zones échantillonnées sont choisies en fonction de la fréquence des dragages subis. Le but est d'avoir à la fois des échantillons de sédiments issus de zones peu draguées et fortement draguées. Les prélèvements de sédiment fréquemment dragués sont donc réalisés dans les bassins de Port 2000, partie du port majoritairement utilisée depuis 2006 et quotidiennement draguée (environ 2 millions de m^3 par an) et dans les bassins encore utilisés de Port Ancien (environ 500 000 m^3 par an). A l'inverse, les échantillons de sédiments peu dragués sont prélevés dans les bassins peu utilisés de Port Ancien et le Grand Canal (15 000 m^3 tout les 2 à 3 ans). La méthode d'échantillonnage utilisée est la même que celle décrite précédemment (figure II.2).

Pour caractériser également les sédiments situés plus profond, extraits par la drague

et non accessibles avec la benne Shipeck, des prélèvements sont également réalisés directement à bord du bateau de dragage, à l'aide d'une pelle propre (figure II.1). Ces prélèvements sont réalisés à bord de la Drague d'Amfard, drague à benne, dont la capacité du puits de déblais est de 750 m^3, avec une benne pouvant contenir 10 tonnes de sédiments. Des réplicats sont réalisés afin de prélever un échantillon représentatif de chaque benne mais sont considérés comme des échantillons distincts (HD1, HD2, HD3, HD4 et HD5) au vue de la taille de la benne du bateau de dragage. Ces prélèvements de sédiments sont nommés « sédiments profonds », afin de les distinguer des sédiments de « surface », échantillonnés à la benne Shipeck. Ils sont réalisés lors des travaux de dragage quotidien dans les bassins du Port Ancien et de Port 2000 (tableau II.1).

Enfin, pour caractériser les sédiments issus de la Seine, source importante de particules fines, un prélèvement est réalisé en eau saumâtre, au niveau du pont de Tancarville, et deux prélèvements sont réalisés en eau douce, sur deux substrats différents (grossier et vaseux) au niveau de Val des Leux, à l'aide d'une benne à main (figure II.1, II.2 et tableau II.1).

En résumé, quatre stations ont été échantillonnées dans les bassins régulièrement dragués du Port Ancien et de Port 2000 (H5, H8, H21 et H2000), le 24 mars 2016 ; quatre stations dans les bassins très peu dragués du Port Ancien et du Grand Canal (H22, H11, HG1 et HDO), le 10 mai 2017 ; un échantillon avec trois réplicats dans la benne du bateau de dragage au niveau de Port Ancien (HD1, HD2 et HD3), le 6 octobre 2017 et un échantillon avec deux réplicats dans la benne du bateau de dragage au niveau de Port 2000 (HD4 et HD5), le 26 octobre 2017 ; enfin, 3 stations dans la Seine (T1 à Tancarville, B1 et B2 à Val des Leux), le 6 et le 26 mars 2017. Un total de 16 stations est comptabilisé pour l'étude des sédiments « source » (figure II.1 et tableau II.1).

II.2.3 Suivi temporel de la fraction fine sur l'année 2016

Dans le but d'avoir une information sur la stabilité temporelle de la fraction fine de surface présente entre le cap de La Hève et le cap d'Antifer, deux échantillonnages de suivi ont été réalisés, sur 37 des 179 stations de la zone d'étude (figure II.3), le 1er août et le 10

octobre 2016, à bord du bateau « Le Marais » (GPMH), avant et après une importante campagne de dragage. Celle-ci a été réalisée par la drague « Samuel de Champlain », qui a déposé 418 856 m^3 de sédiments portuaires entre le 18 août et le 10 octobre 2016. Aucune opération de clapage n'a été menée au mois de juillet (mis à part une infime quantité de 5 882 m^3 déposée au sud de la zone de clapage), afin de n'avoir aucun dépôt frais de sédiments portuaires lors de l'échantillonnage du mois d'août. Les 37 stations communes avec l'échantillonnage de janvier 2016 ont été choisies de manière à avoir des radiales parallèles et perpendiculaires à la côte, en passant à travers le site de dépôt, tout en minimisant l'effort d'échantillonnage par rapport aux 179 stations échantillonnées en janvier 2016. Les prélèvements ont été réalisés par la même méthode que celle décrite précédemment (benne Shipeck, photographies, descriptions, prélèvements de la surface de la benne et de la benne totale ; figure II.2).

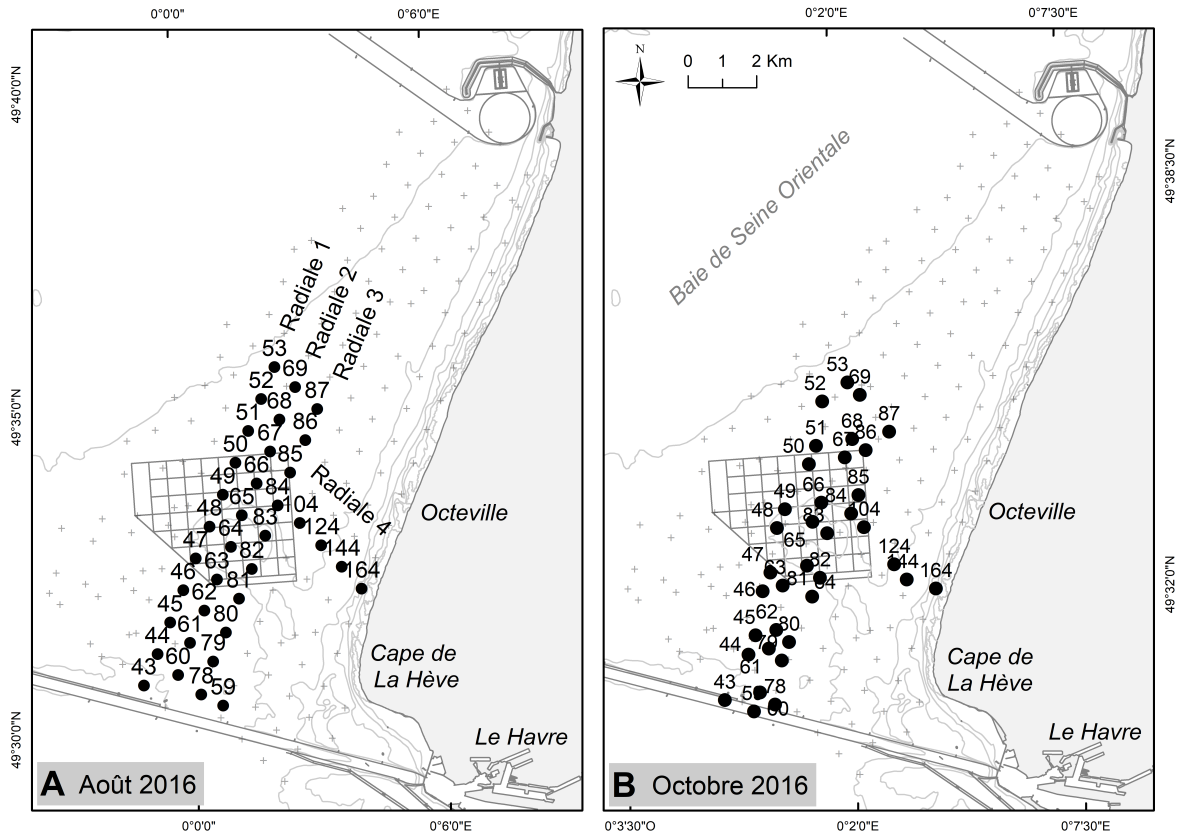


Figure II.3 – Cartographies des deux suivis sédimentaires avant clapage (A : août 2016) et après clapage (B : octobre 2016). Coordonnées réelles

II.2.4 Conditions d'échantillonnages et contexte de l'année 2016

Les figures présentées dans cette partie sont données à titre indicatif et décrivent les conditions d'échantillonnages, le contexte hydrologique et météorologique général de l'année 2016. Ces figures serviront de support pour l'ensemble des interprétations de ce chapitre.

Tableau II.1 – Récapitulatif des stations et des zones échantillonnées ainsi que les dates de prélèvements, le coefficient et le marnage maximal (m) à chaque date, enregistrés au Havre (marée.info).

Stations	Zone de prélèvement	Date de prélèvement	Coeff. max	Marnage max
1 à 179	Entre le cap de la Hève et le cap d'Antifer	19/01/2016	56	4,51
		20/01/2016	62	4,80
		21/01/2016	72	5,36
		13/02/2016	99	6,76
H5, H8, H21 et H2000	Bassins portuaires régulièrement dragués	24/03/2016	89	6,47
T1	Seine, eau saumâtre (Tancarville)	24/03/2016	89	6,47
37 stations	Zone d'étude. suivi temporel de l'envasement	01/08/2016	82	5,79
		10/10/2016	32	2,87
B1 et B2	Seine, eau douce (Val des Leux)	06/03/2017	57	4,23
H22, H11, HG1 et HDO	Bassins portuaires très peu dragués	10/05/2017	82	5,92
HD1, HD2, HD3, HD4 et HD5	Drague d'Amfard ("sédiment profond")	06/10/2017	99	6,87
		26/19/2017	49	4,13

II.2.4.1 Conditions d'échantillonnages

Le tableau II.1 récapitule l'ensemble des stations échantillonnées et les zones associées, pour chaque date, avec les valeurs de coefficient de marée et de marnage maximales (les deux marées journalières confondues). Le tableau II.2 présente les conditions de mer pour chaque date d'échantillonnage. Globalement, les prélèvements ont été réalisés dans des conditions de mer plutôt favorables. Les conditions les plus défavorables concernent

des prélèvements non-échantillonnés en pleine mer (le 6 mars 2017, échantillonnage dans l'estuaire de la Seine en eau douce).

Tableau II.2 – Conditions de mer lors des échantillonnages sédimentaires (données issues de Windguru.fr). Coloration en fonction de la valeur : blanc pour les valeurs faibles vers le rouge pour les valeurs fortes.

	Vitesse du vent (noeuds)				Direction du vent				Vagues (m)				Direction des vagues				Période des vagues (s)			
	02h	08h	14h	20h	02h	08h	14h	20h	02h	08h	14h	20h	02h	08h	14h	20h	02h	08h	14h	20h
19.01.2016	10	7	6	9	↖	←	←	←	0.7	0.5	0.5	0.5	↑	→	→	→	5	10	10	11
20.01.2016	8	9	9	10	↖	↖	↖	↖	0.5	0.4	0.4	0.5	→	→	→	→	12	12	11	6
21.01.2016	10	13	15	17	↖	↖	↑	↖	0.6	0.7	1	1.1	↗	↗	↑	↑	4	5	4	5
13.02.2016	9	13	15	14	↖	↑	↗	↘	0.8	1	1.3	1.3	→	↑	↑	↘	7	5	5	6
24.03.2016	7	10	10	8	→	↗	→	↗	0.4	0.5	0.8	1.2	→	→	→	→	15	14	7	5
01.08.2016	10	10	7	2	→	→	→	↙	0.8	0.7	0.5	0.5	→	→	→	→	4	4	5	5
10.10.2016	8	2	7	9	←	↖	↓	↓	0.5	0.5	0.5	0.5	↘	↓	↓	↓	4	5	4	4
06.03.2017	23	13	19	17	→	↗	↘	↘	3.6	2	1.3	1.5	→	→	→	→	9	8	8	6
10.05.2017	15	12	10	9	↙	←	←	←	0.9	0.8	0.7	0.8	↙	↙	↙	↙	4	4	4	4
06.10.2017	15	15	13	7	↘	↘	↘	↘	1.3	1.3	0.9	0.6	↘	↘	↘	↘	5	5	5	5
26.10.2017	5	5	4	2	↑	↖	→	↓	0.7	0.5	0.4	0.4	→	→	→	→	11	11	11	11

II.2.4.2 Contexte hydrologique, météorologique et volumes clapés de l'année 2016

La figure II.4 présente le débit de la Seine mesuré dans l'estuaire (Poses) pour l'année 2016 (du 01/12/2015 au 31/12/2016). Les périodes qui concernent les prélèvements en mer sont indiquées par les flèches. La Seine est une des sources de particules fines dans la partie orientale de la baie de Seine et constitue la principale source de dépôt dans les bassins portuaires du Havre. Son débit mensuel moyen mesuré est de $445\,m^3\,s^{-1}$ entre 2003 et 2017 et de $540\,m^3\,s^{-1}$ pour l'année 2016 (données issues du GIP Seine-Aval). Les flux moyens de particules en suspensions apportées par la Seine ont été estimées à $6 \cdot 10^5\,t\,an^{-1}$ (données issues du GIP Seine-Aval) avec des variations de ces apports entre $1{,}3 \cdot 10^5\,t\,an^{-1}$ et $1{,}7 \cdot 10^6\,t\,an^{-1}$ (entre 1960-1993) par Avoine (1994).

Pendant l'année 2016, une crue importante s'est produite, avec un débit maximal mesuré de $2\,010\,m^3\,s^{-1}$, le 5 juin 2016, battant le record établi le 7 janvier 2003 ($1\,789\,m^3\,s^{-1}$). Une étude approfondie de l'impact de cette crue est développée dans le

chapitre III et à également été présentée dans le rapport du GIP Seine-Aval paru en juillet 2017 (Fisson, 2017).

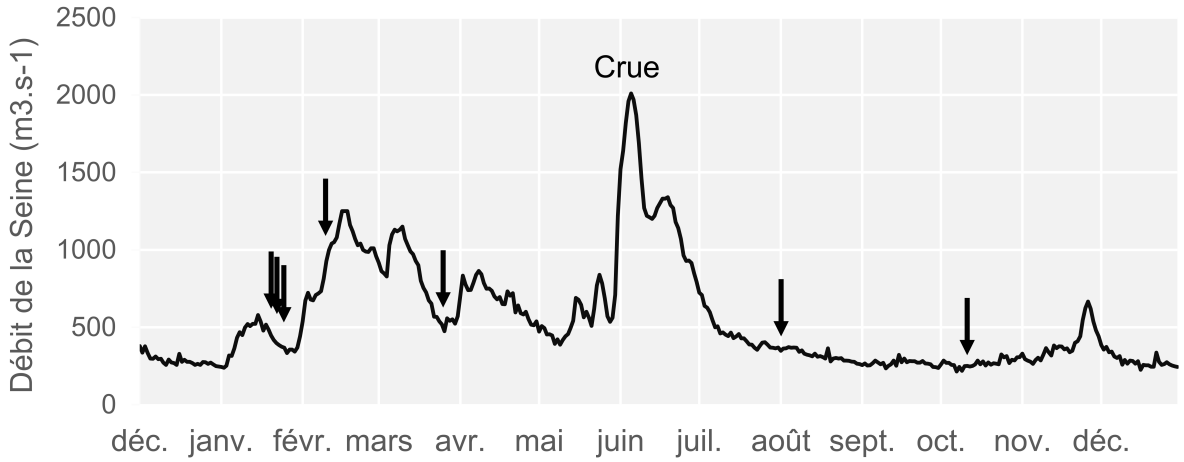


Figure II.4 – Débit de la Seine ($m^3\,s^{-1}$) de décembre 2015 à décembre 2016, mesuré à Poses (données issues du GIP Seine-Aval). **Les flèches** représentent les périodes d'échantillonnage dans la zone d'étude (hors bassins portuaires et estuaire en eau douce).

L'échantillonnage principal en janvier et février 2016 (179 stations échantillonnées entre le cap de La Hève et Antifer) a commencé en période de faibles débits (entre $418\,m^3\,s^{-1}$ et $484\,m^3\,s^{-1}$ du 19 au 21 janvier 2016) et s'est terminé en période de plus forts débits ($1\,050\,m^3\,s^{-1}$ le 13 février 2016). Les deux échantillonnages de suivis sédimentaires ont été réalisés en période de très faibles débits ($348\,m^3\,s^{-1}$ le 1er août 2018 et $249\,m^3\,s^{-1}$ le 10 octobre 2016).

Les volumes clapés du 1er décembre 2015 au 30 décembre 2016 sont estimés à $2\,358\,233\,m^3$ (figure II.5). Les périodes de clapage les plus importantes sont notées en décembre 2015, février, juin et septembre 2016. Lors de la principale campagne d'échantillonnage sédimentaire, en janvier et février, $480\,135\,m^3$ ont été déposés entre le 6 janvier et le 29 février 2016 (soit $23\,246\,m^3$ avant le début de la campagne, du 6 au 18 janvier 2016 ; $26\,087\,m^3$ entre le 22 janvier et le 12 février 2016, entre le début et la fin de la principale campagne). Ces volumes sont faibles en comparaison des volumes globaux clapés sur l'année. Les sédiments ont été répartis sur la bande centrale et à l'ouest du dépôt. De plus, entre les différentes campagnes de suivis sédimentaire dans la zone d'étude, $1\,122\,878\,m^3$ ont été déposés entre le 14 février et le mois de juillet et $432\,162\,m^3$ entre le 2 août et le 9 octobre 2016. En juillet, aucun dépôt n'est réalisé, hormis un volume

négligeable de 5882 m^3 entre le 1er et le 4 juillet (afin d'effectuer le prélèvement suite à une période sans clapape ; figure II.5).

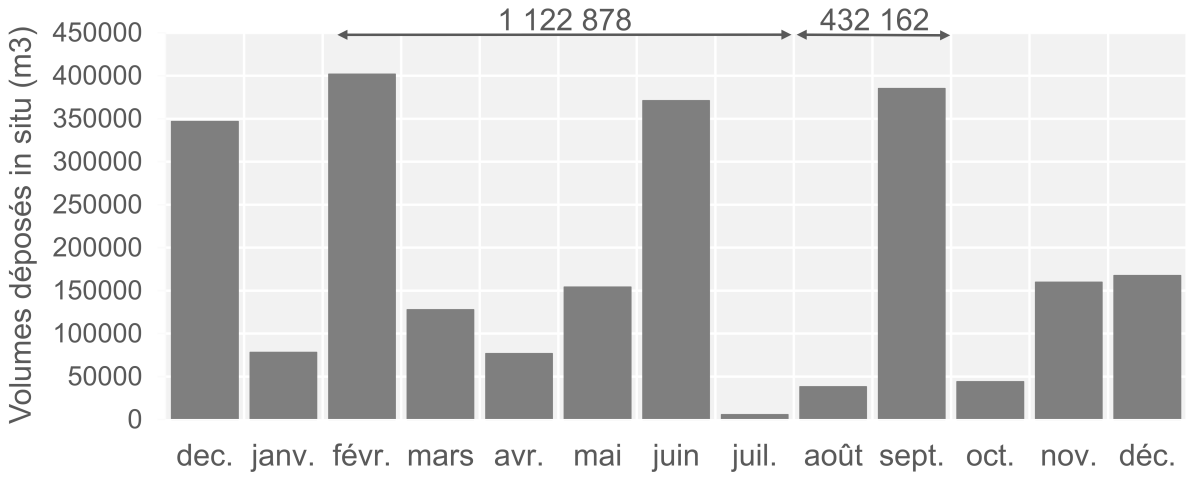


Figure II.5 – Volumes clapés in situ (m^3) entre décembre 2015 et décembre 2016 (données issues du GPMH). **Les volumes indiqués** correspondent aux volumes clapés entre les périodes de suivis sédimentaires (du 14 février au 31 juillet et du 2 août au 9 octobre 2016).

La vitesse et la direction du vent influencent les courants marins de surface et dans le cas de fortes tempêtes, peuvent remobiliser les particules fines déposées sur le fond, dans les zones de faibles profondeurs. Sur l'échelle de Beaufort, une tempête est définie lorsque les vents atteignent 24 à 28 $m\,s^{-1}$ (soit 89 à 102 $km\,h^{-1}$) et sont alors capables de déraciner des arbres. Les vents sur l'année 2016 ont été en moyenne de 7 $m\,s^{-1}$ (soit 25 $km\,h^{-1}$), avec un maximum de 22,5 $m\,s^{-1}$ (soit 81 $km\,h^{-1}$) le 20 novembre 2016 (figure II.6).

Avant la principale campagne de prélèvements, du 1er janvier au 18 janvier, la vitesse moyenne du vent est estimée à 39 $km\,h^{-1}$, correspondant à une bonne brise engendrant des vagues en surface. Une petite tempête s'est déclarée entre les deux échantillonnages de janvier et février, avec des rafales de vents atteignant 68 $km\,h^{-1}$ le 8 février. Ce sont la météorologie défavorable et l'indisponibilité du bateau de prélèvement, qui ont entrainés cet écart de date pour l'échantillonnage principal (179 stations). De manière générale, les vents étaient orientés sud-ouest, en janvier et février.

Entre les deux suivis sédimentaires de janvier/février et août 2016, les vents ont été encore important en mars et avril, puis se sont stabilisés avec des rafales de vents

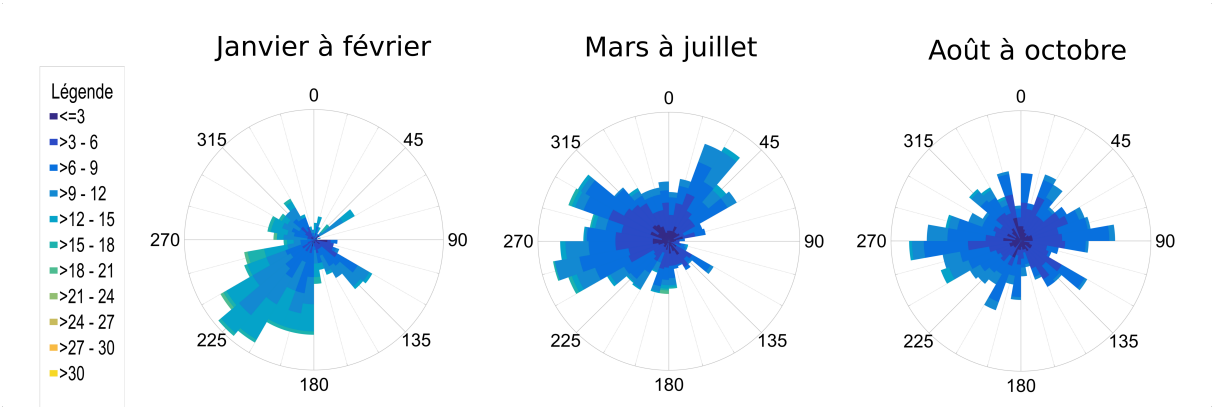


Figure II.6 – Vitesse ($m\,s^{-1}$) et direction du vent pour les trois périodes de suivis sédimentaires (2016) entre la cap de La Hève et le cap d'Antifer. Données issues du modèle AROME, laboratoire LETG-Caen Géophen.

maximales de $50\,km\,h^{-1}$. Les vents étaient cette fois-ci plutôt orientés ouest, nord-ouest, nord et nord-est. En juillet, le mois précédent la seconde campagne de prélèvement sédimentaire (réalisée le 1^{er} août), la météo était très favorable, avec une moyenne de $18\,km\,h^{-1}$ de vent. Entre le 2 août et 9 octobre, la vitesse moyenne des vents était de $21\,km\,h^{-1}$.

II.2.5 Comparaison avec des données antérieures

Pour étudier la stabilité de la fraction fine de surface à plus long terme, les données acquises sur la zone d'étude (entre le cap de la Hève et le cap d'Antifer) ont été comparées aux données issues des suivis réalisés par le GPMH ainsi qu'a celles issues de la thèse de Maxime Navon (2016).

Les campagnes de suivi de la zone d'Octeville ont été réalisées à la demande du GPMH, par le bureau d'étude La Cellule du Suivi du Littoral Normand (CSLN) de 2003 à 2014. Lors de ces campagnes, des prélèvements de macrofaune benthique et de sédiments (3 réplicats pour la faune benthique et 1 réplicat pour le sédiment) sont réalisés à l'aide d'une benne Smith McIntyre ($1/10^{ème}$ de m^2). Une partie des ces prélèvements ont déjà été utilisés dans le cadre du projet Seine-Aval COLMATAGE (Dauvin *et al.*, 2012b), dans lequel il a été montré une cohérence des données sédimentaires entre les échantillons acquis avec une benne Shipeck et une benne Smith MacIntyre, justifiant la possibilité d'établir

une comparaison des données, malgré des engins de prélèvements différents. Un total de 32 stations reparties au nord-ouest, au sud-est et sur la zone de dépôt sont échantillonnées une fois par an, entre octobre et décembre (avec une exception en 2012 où la campagne a été réalisée début janvier ; figure II.3). Pour les prélèvements sédimentaires, un replicat est réalisé à chaque station et analysé au laboratoire Morphodynamique Continentale et Côtière (M2C) de Caen, par granulométrie laser, permettant une comparaison des données. Les campagnes des années suivantes ont été réalisées par un autre bureau d'étude (IDRA), qui a privilégié des analyses par tamisage. Les données à partir de 2015 ne seront donc pas utilisées.

Dans sa thèse, Navon (2016) a étudié les relations entre macrofaune benthique et sédiments hétérométriques. Plusieurs méthodes d'échantillonnage ont été utilisées au cours de son travail, mais seuls les prélèvements réalisés à l'aide de la benne Shipeck et analysés par granulométrie laser, sont utilisés dans ce chapitre, pour permettre la comparaison des données. Les données utilisées concernent 87 stations échantillonnées à proximité du cap de la Hève, le long de la bande côtière, au sud est et à l'est de la zone de dépôt (figure II.7). Les stations sont espacées de 250 m à 390 m. La campagne de prélèvement a eu lieu du 17 au 20 mars 2015 et a permis la confirmation des observations sédimentaires faites en 2009 par Lesourd *et al.* (2016). Le maillage serré, utilisé par Navon (2016), sera utile pour compléter les données acquises en janvier, août et octobre 2016. La comparaison des données de 2015 et de 2016 permettra d'étudier la stabilité et le dépôts des sédiments fins de surface dans cette zone.

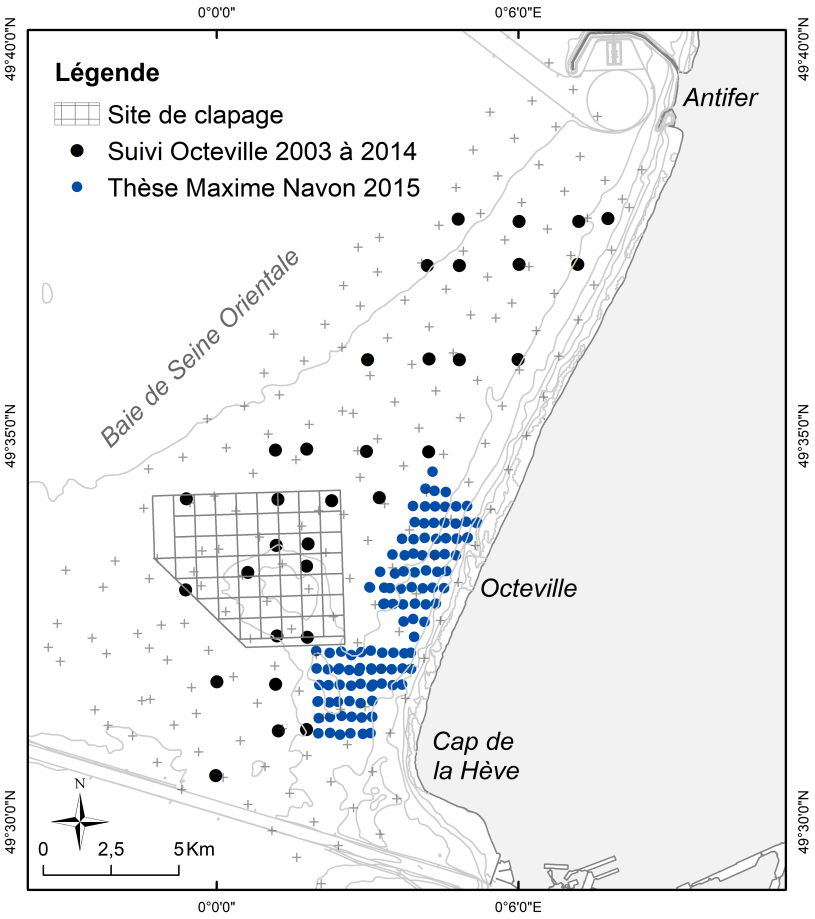


Figure II.7 – Plan d'échantillonnage pour les prélèvements sédimentaires réalisés par la Cellule du Suivi du Littoral Normand (CSLN) pour le Grand Port Maritime du Havre (GPMH) de 2003 à 2014 et par M. Navon dans le cadre de sa thèse (soutenue en 2016 et les prélèvements réalisés en 2015) associée au projet Seine-Aval H2O.

II.3 Caractérisation granulométrique des sédiments

Cette partie ne concerne que les analyses granulométriques. Les analyses de matière organique et de composition chimiques des sédiments (XRF), en lien avec l'étude géochimique sont décrites dans la section suivante II.4.

II.3.1 Analyses et traitements des prélèvements sédimentaires

II.3.1.1 Analyses en laboratoire

Les échantillons sédimentaires sont analysés au laboratoire M2C de Caen, d'une part au granulomètre laser, pour les sédiments prélevés à la surface de la benne Shipeck, et

d'autre part, par tamisage pour l'ensemble de la benne Shipeck. Les tamis sont utilisés pour caractériser les faciès (nature et taille) et déterminer leurs proportions dans chaque échantillon.

Les échantillons (prélevés dans la zone d'étude entre le cap de la Hève et le cap d'Antifer, en zone portuaire et dans l'estuaire de la Seine, ainsi que ceux issus des données de la CSLN et de la thèse de M. Navon) sont analysés au granulomètre laser Beckman Coulter LS.13.320. La part réelle du modèle optique est définie à 1,54 et la part imaginaire à 0,1. Le temps d'analyse est de 90 secondes par échantillon. L'intervalle mesuré est compris entre 0,04 µm et 2 mm. L'échantillon est homogénéisé par mélange manuel puis une petite quantité est prélevée et déposée dans la cuve du granulomètre laser jusqu'a obscuration du capteur entre 8 % et 12 % et le PIDS (Polarization Intensity Differential Scattering) entre 45 % et 60 %. Pour chaque échantillon, les paramètres granulométriques classiques sont mesurés (la moyenne, la médiane, le pourcentage de particules dans chaque classe et les pourcentages cumulés inférieurs et supérieurs).

Pour les analyses par tamisage, seuls les échantillons prélevés dans la zone d'étude, entre le cap de la Hève et le cap d'Antifer, sont analysés (soit 179 échantillons). Les échantillons portuaires et estuariens (en eau saumâtre et en eau douce) étant essentiellement composés de vase. La fraction fine est récupérée par tamisage humide à l'eau douce, à l'aide d'un tamis de maille carrée de 63 µm, puis séchée à l'étuve (60 °C) et pesée avec une précision de 0,01 g. Le reste du sédiment, une fois séché, est tamisé sur une colonne de sept tamis de maille carrée : <63 ,]63–125],]125–250],]250–500],]500–1 000],]1 000–2 000] et $>2\,000$ µm. Chaque refus de tamis est pesé avec précision de 0,01 g.

II.3.1.2 Traitement des données sédimentaires

a) Caractérisation sédimentaire à partir des observations

Un premier travail est mené avec les photographies et les descriptions de bennes. Celles-ci sont prises une à une à chaque station, mises en parallèle, décrites et comparées, afin d'obtenir une première catégorisation de chaque benne. Cette première approche descriptive, sera affinée et complétée à l'aide des résultats granulométriques, afin d'obtenir

une cartographie finale, reflétant au mieux la couverture sédimentaire.

b) Analyses des données obtenues par tamisage

Une cartographie est réalisée à l'aide du logiciel ArcGis 10.2.2. afin de présenter la distribution spatiale des classes granulométriques. Pour les échantillons analysés par tamisage (179 stations), les résultats sont exprimés en pourcentage du poids total de l'échantillon et sont regroupés en sept classes : graviers et galets, sables très grossiers, sables grossiers, sables moyens, sables fins, sables très fins et silts-argiles, selon la classification de Wentworth (1922), modifiée par Folk (1954), Folk et Ward (1957) et Folk (1966). Afin de représenter ces résultats par cartographie, les classes sont regroupées en trois : graviers, sables et silts-argiles (tableau II.3).

Les échantillons sont également projetés sur un diagramme ternaire, réalisé à l'aide du logiciel R 3.4.1 (package « ggtern » et « plyr ») selon : les vases (<63 µm), les sables fins (63–500 µm) et les sables grossiers (500–2 000 µm). Ce diagramme ternaire permet une bonne représentation des sédiments vaseux et sableux, sans donner un poids trop important aux fractions grossières (graviers et galets), peu représentées dans les échantillons, comme le ferait un diagramme classique de Folk, par exemple (Farrell *et al.*, 2012 ; Navon, 2016).

Tableau II.3 – Classification granulométrique (en µm) utilisée pour les analyses par tamisage. Classification de Wentworth (1922), modifiée par Folk (1954), Folk et Ward (1957) et Folk (1966).

Coupures granulométriques	**Classes granulométriques**	**Regroupement des classes**
> 2000	Graviers et galets	Graviers
1000 – 2000	Sables très grossiers	Sables
500 – 1000	Sables grossiers	
250 – 500	Sables moyens	
125 – 250	Sables fins	
63 – 125	Sables très fins	
< 63	Silts et argiles	Silts

c) Analyses préliminaires des données obtenues par granulométrie laser

Les échantillons analysés au granulomètre laser sont utilisés pour étudier la fraction fine. La distribution spatiale du pourcentage de sédiments fins (<63 µm) est représenté sur une cartographie en utilisant la classification de Larsonneur et Walker (1982) : <5 , 5–25, 25–75, >75 %.

De plus, les échantillons sont projetés sur un diagramme ternaire de Shepard (Shepard, 1954). Ce diagramme est plus adapté aux échantillons de sédiments fins et offre une bonne résolution au niveau des argiles et des silts.

D'autre part, une analyse des modes granulométriques est réalisée. Les courbes des modes obtenu à chaque station, suite aux analyses par le granulomètre laser, sont classées. Lors de ce classement, trois modes dominants ont pu être identifiés à 10, 40 et 200 µm : (1) échantillon présentant un mode unimodal à 200 µm ; (2) échantillon bimodal, avec deux populations de taille distinctes, dont la fraction à 200 µm dominante (parfois légèrement inférieure jusqu'à 150 µm ou supérieure jusqu'a 400 µm), avec la présence systématique d'un mode en moindre proportion à 10 µm ; (3) échantillon plurimodal avec trois modes en quantité variable : un mode ≤10 µm, souvent égal à 10 µm ; un mode entre 20–60 µm, souvent égal à 40 µm et un mode ≥200 µm, souvent égal à 200 µm ; (4) échantillon plurimodal en mélange avec dominance de la fraction égale à 40 µm, qui s'accompagne des fractions à 10 µm et 200 µm ; (5) échantillon unimodal à 10 µm ; (6) échantillon plurimodal qui présente un mélange de deux population de taille, avec dominance de la fraction égale à 10 µm qui s'accompagne des fractions entre 20–40 µm et ≥200 µm (figure II.8). De plus, un mode supplémentaire unimodal à 100–150 µm est identifié, mais ne concerne que cinq échantillons (sédiments portuaires profonds). Ces modes seront reportés spatialement sur une cartographie.

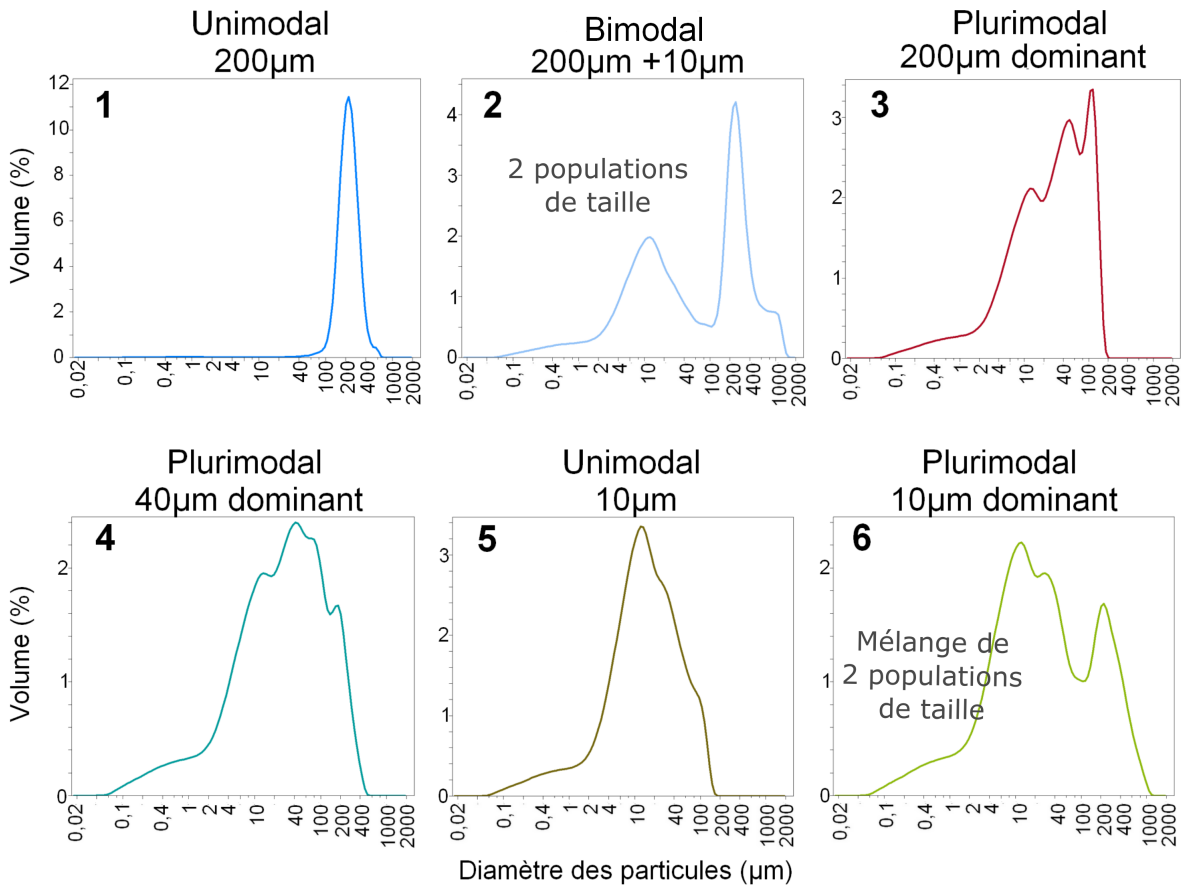


Figure II.8 – Modes granulométriques identifiés entre le cap de La Hève et Antifer.

d) Analyses multivariées

A partir de la classification proposée, une ACP (Analyse en Composante Principale) a été réalisée à l'aide du logiciel R 3.4.1 (packages « FactoMiner » et « Performance Analytics »). L'ACP est une des méthodes d'ordination les plus fréquemment utilisées, dont le but est d'établir des corrélations entre des variables et des individus, pour permettre de résumer l'information contenue dans une matrice multidimensionnelle et la visualisation des liens potentiels entre les individus (Pearson, 1901 ; Hotelling, 1933 ; Syms, 2008 ; Lewis et Menzies, 2015). Pour chaque analyse ACP, deux graphiques sont obtenus ; l'un pour la représentation spatiale des variables et l'autre pour celle des individus. Ces deux graphiques peuvent être superposés, pour en faciliter la lecture. De plus, les corrélations entre les variables seront étudiées à l'aide d'un tableau, regroupant à la fois la distribution de chaque variable, les corrélations entre les variables et la significativité associée, ainsi que la représentation graphique d'une variable en fonction de l'autre.

De plus, pour évaluer la qualité de la représentation, le « $\cos^2$ » est calculé pour chaque individu en fonction de chaque axe. En effet, la qualité de la représentation est définie par le carré du cosinus de l'angle entre l'axe de projection et le vecteur de l'individu e_i (équation II.1 ; figure II.9). Plus la valeur est proche de 1, meilleure est la qualité de la représentation (David, 2017).

$$\cos^2 \Theta = \cos^2 \Theta_1 + \cos^2 \Theta_2 \tag{II.1}$$

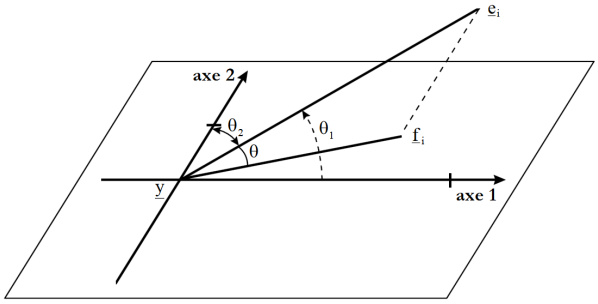


Figure II.9 – Schéma explicatif du calcul du Cos^2, pour la validité de la représentation de l'ACP.

e) Comparaison des données et suivi temporel de la fraction fine

Afin d'étudier la stabilité, l'augmentation ou la diminution de la proportion de la fraction fine superficielle, une comparaison est menée entre janvier et août 2016, deux périodes très différentes (hiver et été) durant lesquelles plusieurs opérations de clapage ont été menées (figure II.5). De même, une comparaison des campagnes d'août et d'octobre 2016 sera menée, pour étudier le comportement de la fraction fine de surface sur cette courte période et suite à un clapage massif et récent (figure II.5). Deux cartographies représentant le pourcentage de perte et de gain de sédiments fins (<63 µm) de chacune des 37 stations utilisées pour le suivi temporel, sont réalisées.

D'autre part, un diagramme ternaire de Shepard (1954) est réalisé, avec les données de 2003 à 2014 de la CSLN, les données issues de la thèse de Navon (2016) et les données issues de ce travail, concernant les stations échantillonnées entre le cap de la Hève et le cap d'Antifer et les deux campagnes de suivi d'août et d'octobre 2016.

Enfin, une ACP (Analyse en Composante Principale) est construite par la même méthode que celle décrite précédemment, avec les données les plus récentes de la CSLN (2013 et 2014) et les données de janvier 2016. Dans les rapports transmis au GPMH, la CSLN a réalisé des comparaisons année par année de 2003 à 2014. Ces analyses sont réutilisées et complétées avec les données de 2016, afin d'étudier le positionnement spatial des pools d'échantillons selon trois axes (argiles, silts et sables) en fonction du temps.

II.3.2 Résultats de l'étude sédimentaire

II.3.2.1 Les fractions sédimentaires de l'ensemble de la benne

Les observations initiales des photographies et des notes prises à bord du bateau, permettent de mettre en évidence différents faciès présents dans la zone d'étude entre le cap de la Hève et le cap d'Antifer (figure II.10). Pour les 179 stations, six faciès distincts sont identifiés : (1) benne de substrat dur avec mélange de galets, graviers et débris coquilliers (parfois avec uniquement des galets et graviers) ; (2) benne de sable « propre », sans particules fines apparentes (eau surnageante claire) ; (3) benne composée d'un dépôt massif de vase compacte ancienne (vase noire) ; (4) benne composée en totalité de vase plus ou moins sableuse sans dépôt superficiel ; (5) benne présentant un dépôt superficiel de galets (ou grumeaux) vaseux mous, pouvant être déposés sur du sable ou de la vase ; (6) benne avec dépôt de vase mobile plus ou moins fluide en surface (figure II.10). L'analyse initiale de ces photos et observations permet de mettre en évidence la présence d'un substrat sous-jacent composé d'un mélange de vases-sableuses et/ou de sables-vaseux, pour la majorité des stations, sur lequel est ponctuellement déposé des galets (ou grumeaux) mous et de la vase plus ou moins compacte. La bande côtière se démarque par la présence de sables fins propres, de sables verts (glauconieux), de galets et de débris coquilliers. De même, les stations les plus au large, présentent des faciès propre sableux. Les stations portuaires ont toutes le même aspect, avec des faciès francs de vase noire recouvert parfois de vase plus oxydée.

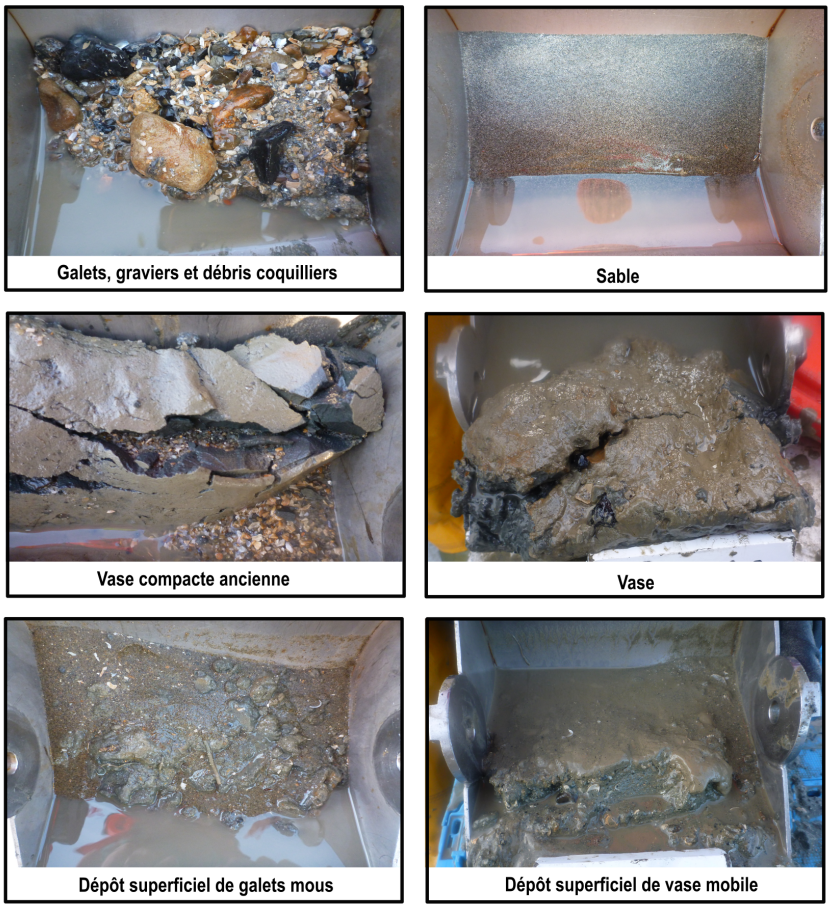


Figure II.10 – Exemple de photographies de contenus de benne Shipeck, réalisées entre le cap de La Hève et le cap d'Antifer.

Pour compléter ces observations, des analyses par tamisage ont été effectuées sur les 179 stations. Pour rappel, les analyses sont réalisées sur les contenus de l'ensemble de la benne. Les analyses confirment les premières observations et mettent en évidence une zone côtière composée presque exclusivement de fonds durs et de sables, une zone du large composée de sables et de débris plus grossiers (essentiellement des débris coquilliés) et une zone centrale composée d'un mélange variable de sable et de vase (figure II.11). De plus, le dépôt historique (dôme) est mis en évidence par la présence d'un fond dur, érodé en permanence du fait de sa faible profondeur (jusqu'a -5 CMH). Plusieurs zones composées essentiellement de vase sont mises en évidence sur la zone de dépôt actuelle et au sud, vers le chenal de navigation.

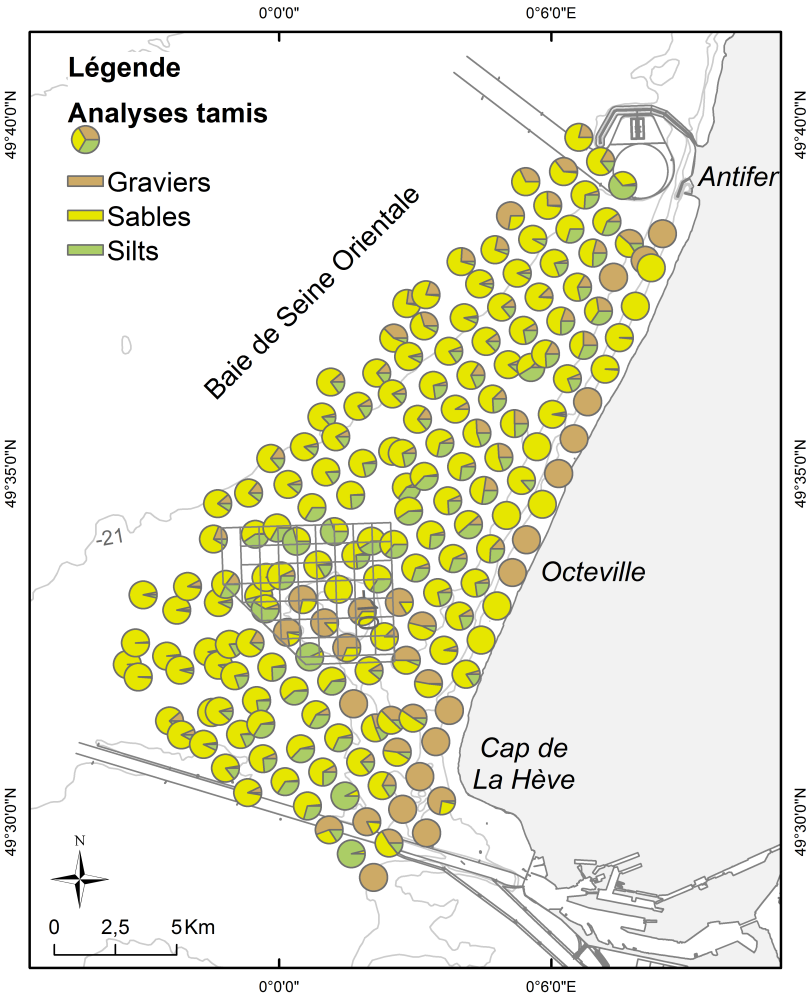


Figure II.11 – Cartographie des résultats granulométriques obtenus par tamisage sur les 179 stations échantillonnées en janvier 2016. Gravier : >2 000 µm ; Sables : 2 000–125 µm ; Silts : <63 µm.

Le diagramme ternaire (figure II.12) confirme le mélange granulométrique observé, avec une majorité de points disposés dans le pôle sables fins, avec une limite à 40 % de sables fins (63–500µm) et 60 % de vases (<63 µm), quelques points composés de sables grossiers (500–2 000 µm) et quelques points, avec un pourcentage élevé de vase (>60 et >80 %).

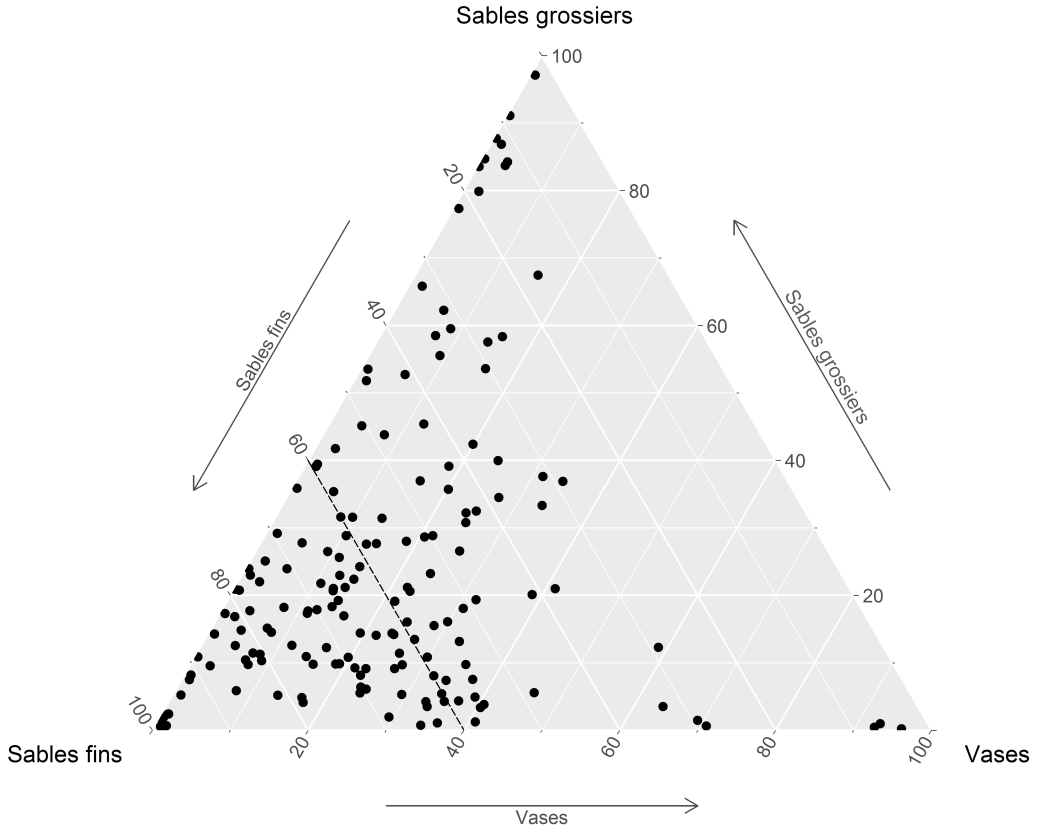


Figure II.12 – Diagramme ternaire représentant la distribution granulométrique selon la proportion en vase (<63 µm), en sable fin (63–200µm) et en sable grossier (200–2 000µm), pour les données obtenues par tamisage, sur les 179 stations échantillonnées en janvier 2016.

II.3.2.2 Prélèvements de surface

Un total de 163 stations (sur 179, zone entre le cap de La Hève et celui d'Antifer) ont pu être analysées par granulométrie laser. Les 16 stations restantes étant composées de sédiments trop grossiers pour permettre une analyse par cette méthode. De plus, les trois échantillons estuariens et les treize échantillons portuaires ont pu être également analysés par granulométrie laser.

Le diagramme ternaire de Shepard (1954) montre une répartition granulométrique des points le long de l'axe sable-silt (figure II.13), mettant en évidence le mélange de la fraction fine et des sables dans la zone d'étude entre le cap de la Hève et le cap d'Antifer. Il y a une relation entre les silts et les argiles, qui sont en proportions égales. Les sédiments

de surface se composent d'un mélange de silts argileux, de silts sableux, de sables silteux et de sables. Un seul point sort du lot en présentant un faciès enrichi en argiles silteuses. Il s'agit d'un point présent à proximité de la côte, le point 171, présentant visuellement un faciès de vase compacte ancienne (figure II.10).

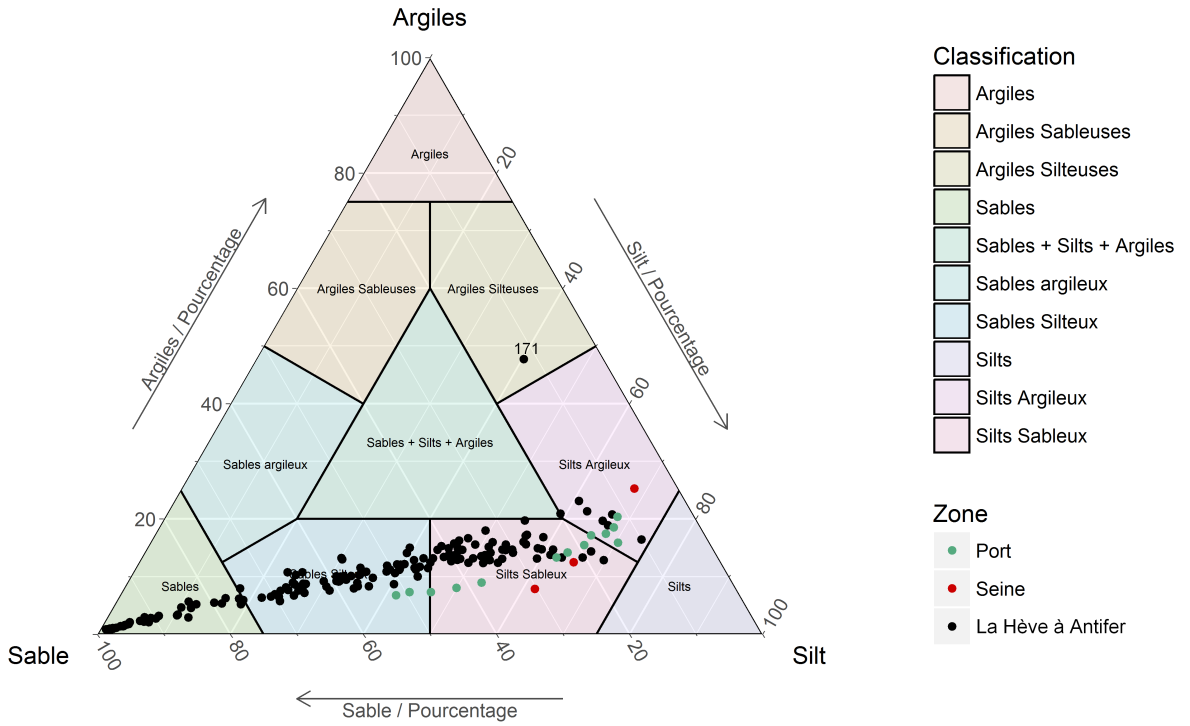


Figure II.13 – Diagramme ternaire de Shepard (1954), avec projection des stations échantillonnées entre le cap de la Hève et le cap d'Antifer, ainsi que les stations portuaires et estuariennes. Données issues des analyses par granulométrie laser. Argiles : $<4\,\mu m$, Silts :]4-63] µm et Sables :]63-2000[µm.

En comparaison, les sédiments portuaires sont également répartis le long de l'axe sable-silt, mais sont plus enrichis en silts et ne présentent plus de fraction sableuse stricte (uniquement sables silteux, silts sableux et silts argileux). Les échantillons issus de la Seine présentent un mélange de silts sableux et de silts argileux.

Les proportions de fines concernant les sédiments de surface de chaque station sont représentées spatialement sur la figure II.14. Il est ainsi possible de compléter les observations faites précédemment. La majorité des stations de la zone d'étude présentent une quantité de sédiments fins supérieure à 25 %, traduisant la présence d'un faciès qualifié de vase sableuse, selon la classification de Larsonneur et Walker (1982), prédominant sur

la zone d'étude et en accord avec les observations de Lesourd *et al.* (2016). Les stations les plus au large sont pauvres en fraction fines (<5 %), traduisant l'absence d'un dépôt de fraction fine en surface du faciès de sable propre décrit sur la figure II.11. Il est également possible d'identifier quinze stations de vase franche au sud de la zone de dépôt, à proximité du chenal de navigation et au nord-est de la zone de dépôt, avec deux points situés à la côte (164 et 171). Ces stations présentent un pourcentage de fraction fine supérieure à 75 %, avec des teneurs pouvant atteindre 80 à 90 %, principalement en zone sud. Pour certaines de ces stations, un faciès de vase franche (benne uniquement composée de vase), avait déjà été mis en évidence via les analyses par tamisage, principalement en zone sud. Ce n'est pas le cas des stations côtières et en zone nord, qui présentent un faciès composé majoritairement de sable (figure II.11). Ainsi, il est possible de mettre en évidence un dépôt parfois massif de particules plus fines en surface par rapport au substrat sous-jacent échantillonné. Ces analyses confirment les observations visuelles et les photographies où l'on peut identifier différentes couches de dépôts, dont la couche superficielle. D'autre part, les échantillons portuaires et estuariens sont également composés, pour la plupart, de sédiments fins (>75 %). Le point B1 en eau douce est échantillonné sur un substrat plus grossiers que le point B2 et présente donc une teneur en fraction fine plus faible (70 % pour B1 et 93 % pour B2). Il n'y a pas de grande différence de teneur en fraction fine entre les bassins peu et fortement dragués, mais elle existe entre les sédiments de surface (prélevés à la benne Shipeck) et les sédiments plus profonds (prélevés directement à bord de la drague), où la teneur en fine est <75 %.

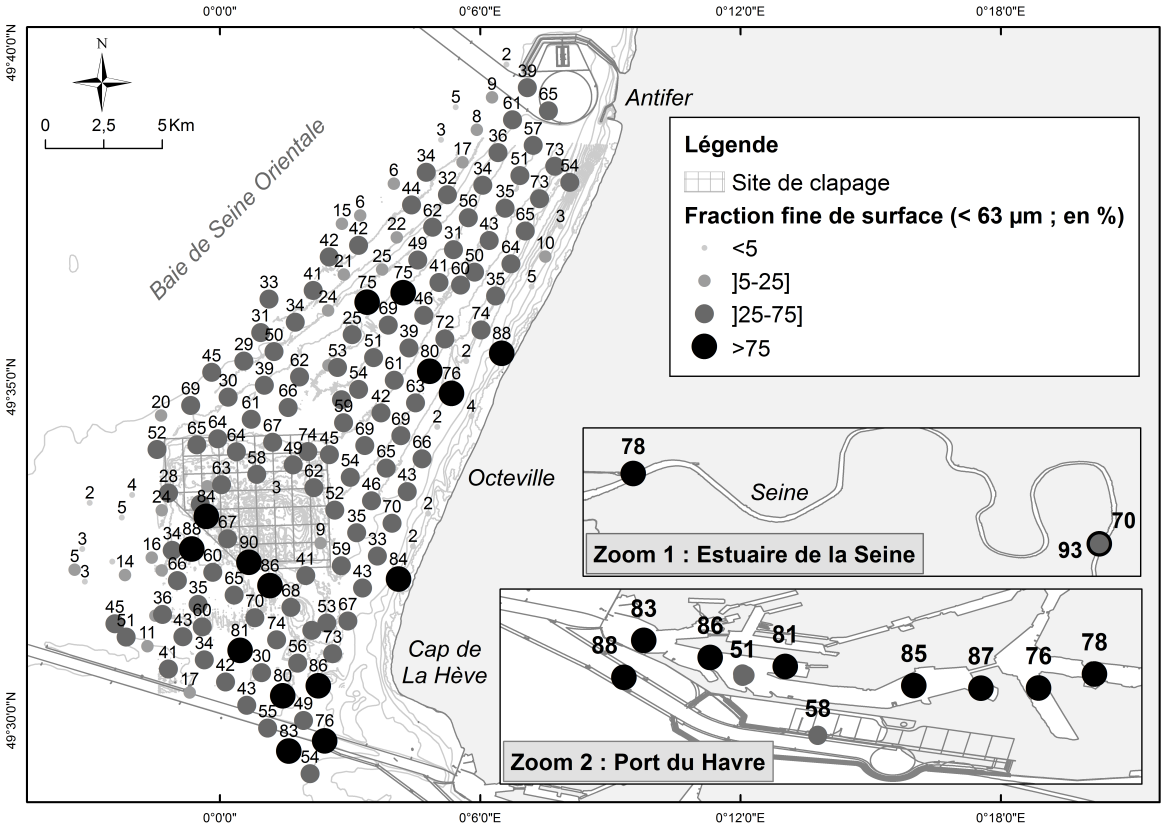


Figure II.14 – Cartographie de la fraction fine de surface (<63 µm), analysée par granulométrie laser, sur les échantillons de la zone d'étude et les échantillons portuaires et estuariens. Les nombres correspondent aux pourcentages de fraction fine (<63 µm), selon la classification de Larsonneur et Walker (1982), obtenu à chaque station.

Le classement des stations selon leurs modes sédimentaires, révèle une organisation de cette fraction fine de surface (figure II.15). Il est possible de mettre en évidence, sur la zone d'étude, un bande centrale parallèle à la côte, composée de sédiments plurimodaux (200, 40 et 10 µm) entourée, de part et d'autre, de sédiments mieux classés, bimodaux et unimodaux (à la côte et au large). Les sédiments portuaires sont plurimodaux avec un mode à 10 µm dominant pour les sédiments de surface et un mode à 100–150 µm dominant pour les sédiments plus profonds (issus de la drague). Il n'y a pas de distinction entre les sédiments fortement et faiblement dragués. Les sédiments estuariens présentent également un mélange de plusieurs modes, mais cette fois avec un mode à 40 µm dominant. Il est difficile de distinguer les deux sources car les bassins portuaires sont soumis aux apports estuariens. Il en résulte un pool de sédiments fins en mélange (Lesourd, 2000), qui sont déposés sur la zone d'étude, via les apports naturels et anthropiques (Seine et

clapages) et qui se dispersent en fonction de leur nature. Les sédiments les plus grossiers restent sur place, tandis que les sédiments les plus fins sont dispersés (Lesourd *et al.*, 2003). Au fur et à mesure de la dispersion de cette fraction fine (40 et 10 µm), celle-ci est incorporée à la matrice sédimentaire, dans les sédiments les plus au large (sédiment unimodal à 200 µm). Cette incorporation progressive est visible par la présence d'un mode intermédiaire, présentant deux populations de taille non mélangées (figure II.16). Vers la côte, les particules fines sont également dispersées, mais il est difficile d'estimer si ces particules s'intègrent à la matrice ou sont simplement déposées, formant alors un gradient de dispersion.

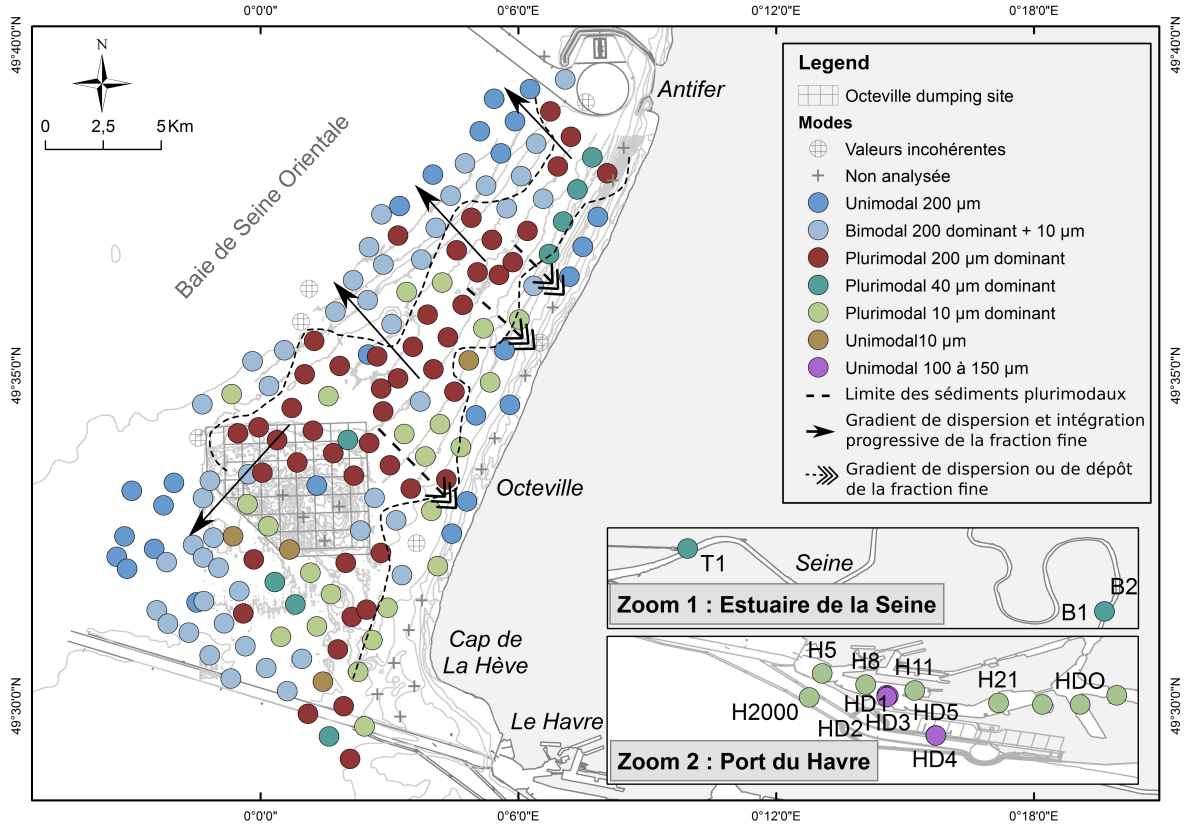


Figure II.15 – Cartographie des différents modes observés dans la zone d'étude et dans les échantillons portuaires et estuariens, avec interprétations.

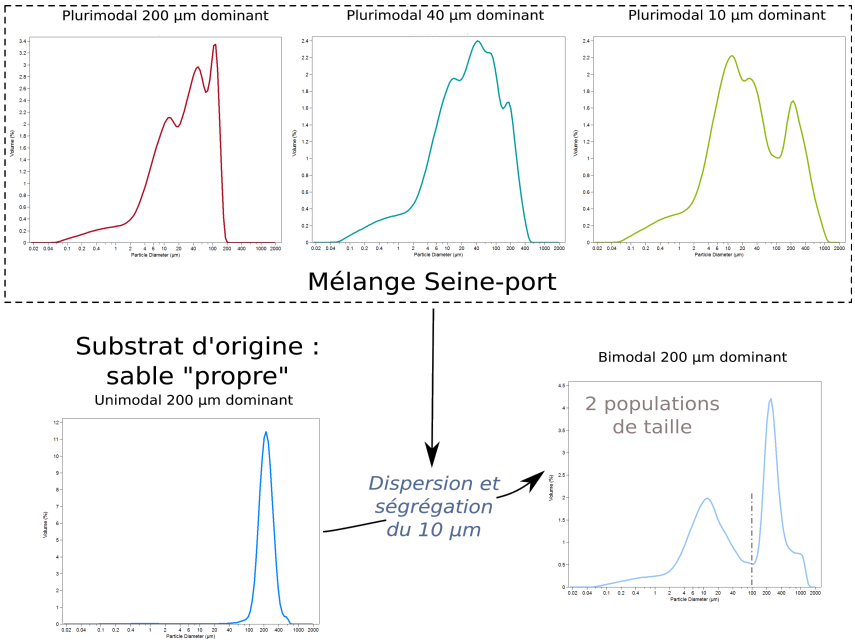


Figure II.16 – Schéma explicatif du mélange des différents modes sédimentaires, avec l'incorporation progressive de la fraction fine dans les sédiments sableux.

II.3.2.3 Une classification mieux adaptée

Les données granulométriques, obtenues par granulomètrie laser, ont été classées selon la classification de Wentworth (1922) (tableau II.4). Cependant, comme l'ont montré les résultats précédents, les stations sont composées d'une part importante de fraction fine. Cette classification n'est donc pas adéquate dans la zone d'étude, du fait de la présence de sédiments fins avec plusieurs populations de tailles inférieures à 63 µm. De plus, la coupure à 200 µm traverse un mode, qui se retrouve coupé en deux, donc mal représenté par cette classification (figure II.17). Dans ses travaux de thèse, Navon (2016) a proposé une adaptation de la classification de Wentworth (1922) permettant d'affiner le classement de la fraction fine. Celle-ci augmente le nombre de classes dans les fines, en découpant la classe des vases de Wentworth (1922) en trois. A l'inverse, les classes caractérisant les sédiments grossiers, sont amoindries (tableau II.4). Or, la zone d'échantillonnage définie dans mon étude est plus étendue que celle réalisée par Navon (2016). La fraction grossière est plus abondante et mal représentée par cette dernière classification (figure II.17). Ainsi, pour permettre de décrire au mieux l'ensemble des échantillons, une nouvelle classification basée sur celle de Wentworth (1922) modifiée par Navon (2016), est proposée pour cette

partie de la baie de Seine Orientale (tableau II.4 et figure II.17). Celle-ci conserve les quatre premières classes proposées et découpe les classes 5 et 6 en trois (sable fin, sable moyen et sable grossier) afin de mieux représenter les fractions sableuses, présentes essentiellement dans les stations les plus au large et la bande côtière. Le mélange sédimentaire apparaît clairement, avec des fractions de sables très fins à moyens, en mélange avec les fractions argileuses et silteuses (figure II.17).

Tableau II.4 – Classification granulométrique (en µm) de Wentworth (1922) et de Navon (2016). Comparaison avec la nouvelle classification proposée.

<table>
<tr><th>Classes granulométriques</th><th>Wentworth</th><th>Navon</th><th>Classification proposée</th></tr>
<tr><td>0,04 – 1,5</td><td rowspan="3">Vase</td><td>Classe 1</td><td>Argiles</td></tr>
<tr><td>1,5 – 18</td><td>Classe 2</td><td>Argiles silteuses</td></tr>
<tr><td>18 – 63</td><td>Classe 3</td><td>Silts</td></tr>
<tr><td>63 – 125</td><td>Sable très fin</td><td rowspan="2">Classe 4</td><td rowspan="2">Sable très fin</td></tr>
<tr><td>125 – 150</td><td rowspan="2">Sable fin</td></tr>
<tr><td>150 – 250</td><td rowspan="3">Classe 5</td><td>Sable fin</td></tr>
<tr><td>250 – 315</td><td rowspan="3">Sable moyen</td><td rowspan="2">Sable moyen</td></tr>
<tr><td>315 – 450</td></tr>
<tr><td>450 – 500</td><td rowspan="3">Classe 6</td><td rowspan="3">Sable grossier</td></tr>
<tr><td>500 – 1000</td><td>Sable grossier</td></tr>
<tr><td>1000 – 2000</td><td>Sable très grossier</td></tr>
</table>

La distribution granulométrique des sédiments portuaires et estuariens est représentée sur la figure II.18 et permet vérifier et de compléter les observations précédentes. Les sédiments profonds, prélevés à bord de la drague, sont plus grossiers que les échantillons de surface, avec des faciès de sables très fin unimodaux à 100–150 µm. Les sédiments de surface sont composés d'argiles silteuses en mélange avec des silts et des sédiments très fins. Il y a peu de différences selon la fréquence des dragages, bien que les sédiments peu dragués semblent contenir une part moins importante d'argiles silteuses et plus importante de sédiments sableux. Le prélèvement en eau saumâtre (Tancarvile, T1) se confond avec les sédiments portuaires de surface, avec cependant la fraction silteuse mieux représentée. Enfin, les deux échantillons en eau douce sont très différents, avec B1 composé d'un mélange de particules de taille comprise entre 10–20 µm et B2, unimodal strict à 40 µm.

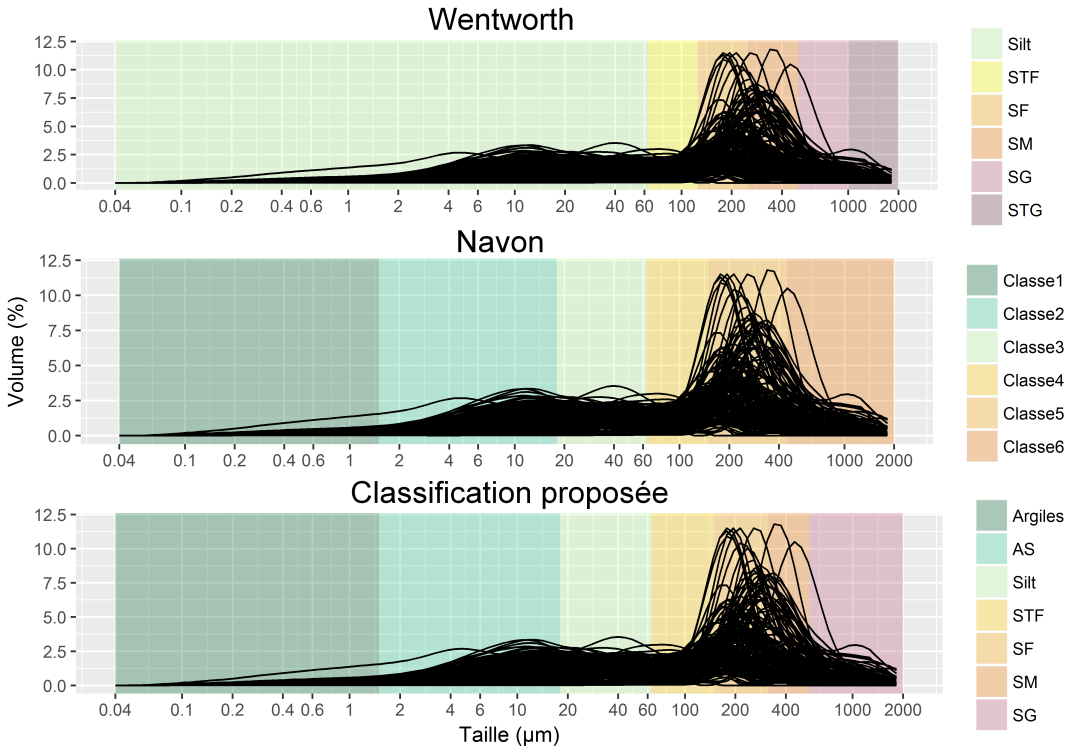


Figure II.17 – Courbes granulométriques des 163 échantillons analysés au granulomètre laser, en fonction de la classification de Wentworth (1922), celle modifiée par Navon (2016) et la classification proposée. AS : argile ; STF : sable très fin ; SF : sable fin ; SM : sable moyen ; SG : sable grossier ; STG : sable très grossier.

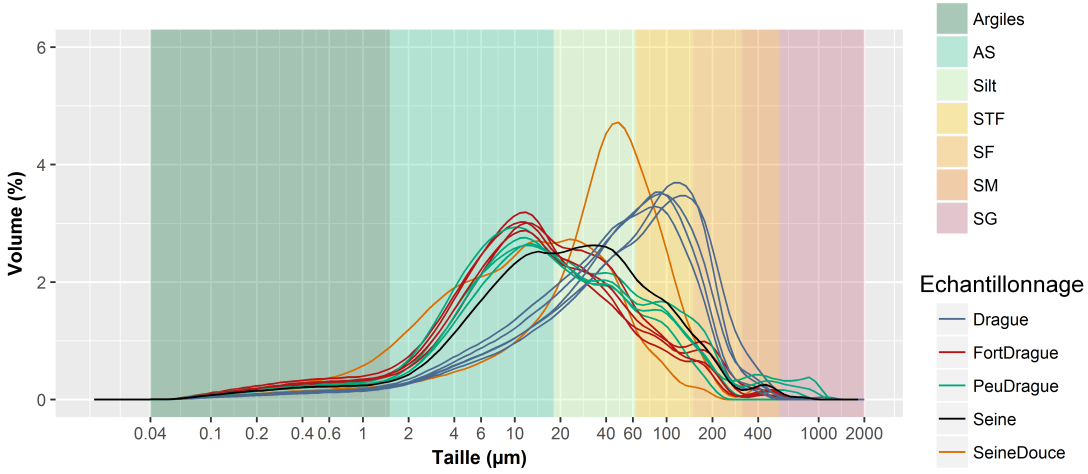


Figure II.18 – Courbes granulométriques des échantillons portuaires et estuariens analysés au granulomètre laser, en fonction de la classification proposée (modifiée de Wentworth (1922) et Navon (2016)). AS : argile ; STF : sable très fin ; SF : sable fin ; SM : sable moyen ; SG : sable grossier.

II.3.2.4 Analyses multivariées

A partir de cette classification proposée, une ACP est réalisée sur l'ensemble des échantillons analysés au granulomètre laser, en prenant comme variables les sept faciès sédimentaires (figure II.19). Pour faciliter l'interprétation, la zone d'étude est divisée en quatre, avec (1) la bande côtière composée des échantillons les plus proches de la côte (échantillons 162 à 176) ; (2) la zone de dépôt excluant la partie historique ; (3) la zone de dépôt historique dont très peu d'échantillons ont pu être analysés par granulomètre laser à cause de la composition en galets et gaviers ; (4) le reste de la zone étudiée entre la cap de La Hève et Antifer. Enfin l'ensemble des échantillons portuaires et estuariens sont regroupés.

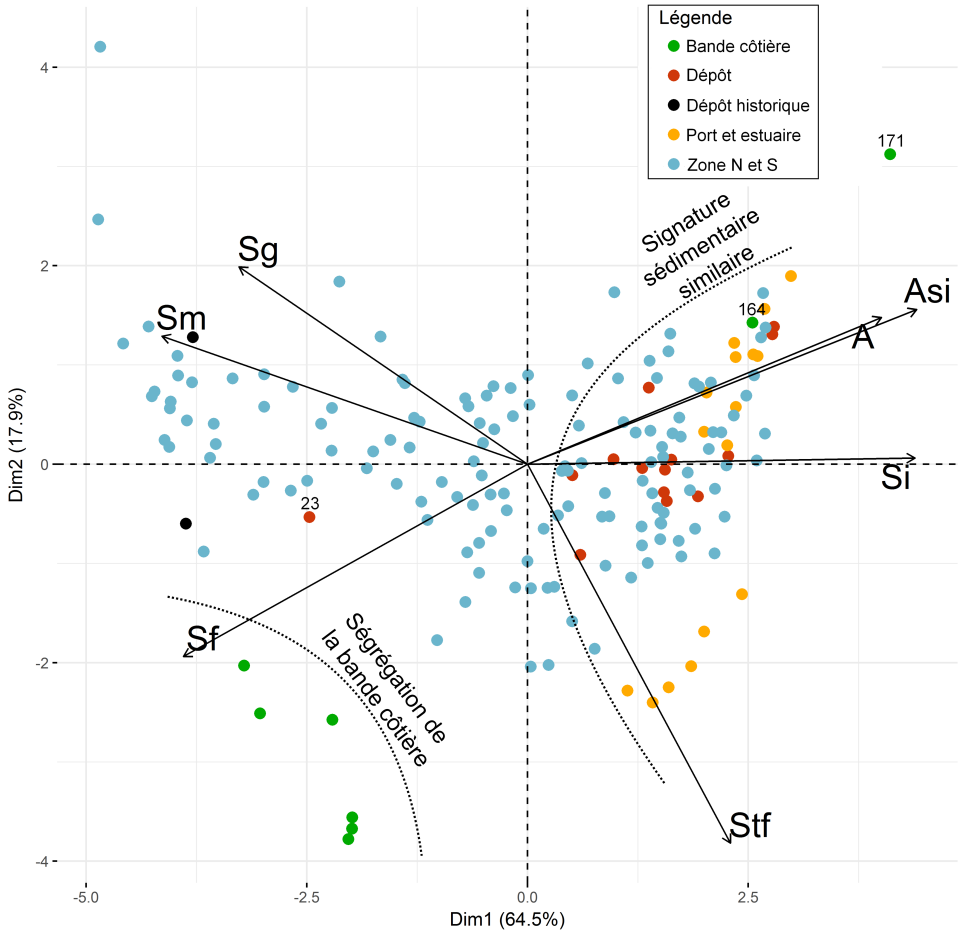


Figure II.19 – Analyse en composante principale (ACP) réalisée sur les échantillons de la zone d'étude (subdivisée en 4), en zone portuaire et estuarienne, selon la classification proposée. Superposition des graphiques de représentations spatiales des variables et des individus.

Le plan 1 et 2 expliquent 82,4 % de la variabilité totale, c'est à dire que ces deux axes contiennent la majorité de l'information (figure II.19). Le cos^2 est élevé pour l'ensemble des variables et certifie la bonne représentation spatiale de celles-ci, notamment sur le plan 1, qui contient l'essentiel de la variabilité. Les variables les mieux représentées sur ce plan sont les argiles silteuses et les silts, suivi par le sables moyens et les argiles. Sur le plan 2, seul les sables très fins sont bien représentés (figure II.20).

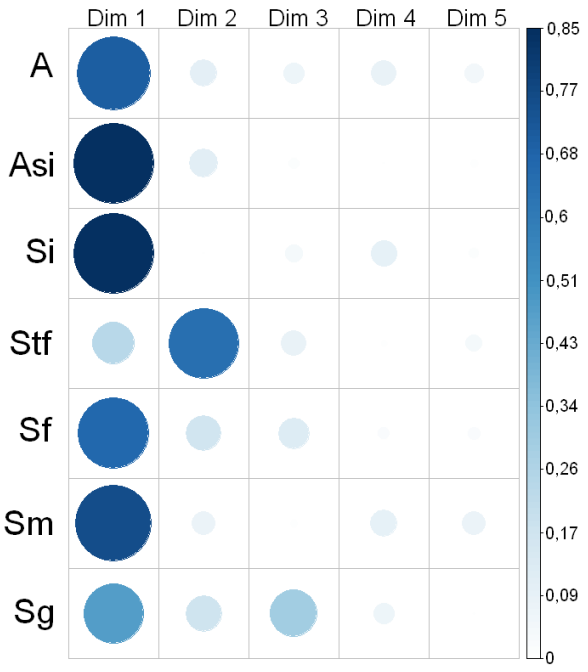


Figure II.20 – Visualisation du cos^2 permettant d'évaluer la qualité de la représentation. Plus la valeur est proche de 1, meilleure est la qualité de la représentation. Dim : dimensions ; A : argiles, Asi : argiles silteuses, Si : silts, Stf : sables très fins, Sf : sables fins, Sm : sables moyens et Sg : sables grossiers.

Le nuage de points est de forme ovoïde avec un étirement du nuage selon le plan 1, reflétant l'hétérogénéité des sédiments (figure II.19). Les argiles et les argiles silteuses présentent une forte corrélation (r=0,88), de même que les argiles silteuses et les silts (r=0,81). Ces trois faciès sont anti-corrélés avec les faciès de sables fins, sables moyens et sables grossiers. Les histogrammes de distribution indiquent que les argiles silteuses, silts et sables très fins sont les plus répandus, à l'inverse des sables fins, moyens et grossiers (figure II.21).

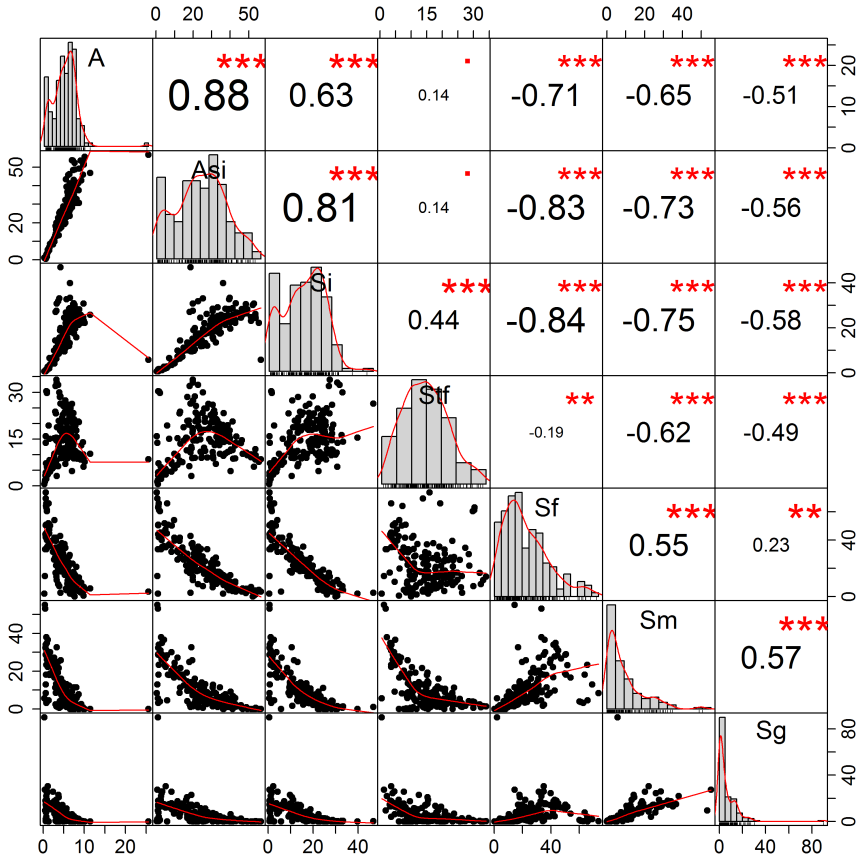


Figure II.21 – Valeurs des corrélations entre les différentes variables avec la significativité associée (p-value 0 : *** ; 0,001 : ** ; 0,05 : * ; 0,1 : ·), histogrammes de distribution de chaque variable et diagrammes de dispersions bivariés avec la moyenne mobile (en trait rouge).

L'ensemble des échantillons portuaires et estuariens sont enrichis en argiles, argiles silteuses, silts et une partie en sables très fins (essentiellement les échantillons profonds). **Il est important de noter ici, que les échantillons de la zone de dépôt sont regroupés avec les sédiments "source" (port et estuaire), ce qui implique une même signature sédimentaire.** La bande côtière est composée de sédiments plus grossiers, enrichis en sables fins. **Il y a une nette ségrégation des échantillons de la bande côtière avec le reste des échantillons, impliquant que celle-ci n'est pas impactée par les dépôts de sédiments fins.** Seuls deux échantillons côtiers présentent un enrichissement marqué en argiles et argiles silteuses (164 et 171). Il s'agit des échantillons de vase noire indurée situés ponctuellement à la côte (déjà identifiés sur la figure II.14). Le reste des échantillons de part et d'autre du dépôt, présentent un

enrichissement en sédiments fins ou en sédiments grossiers, caractéristique du sédiment hétérométrique décrit par Lesourd (2000).

II.3.2.5 Suivi temporel de la fraction fine

a) Suivi sur l'année 2016

Les différences de teneurs en fraction fine de surface (<63 µm) entre janvier et août 2016 et entre août et octobre 2016 sont présentées spatialement figure II.22 et graphiquement figure II.23 (un graphique pour chaque radiale parallèle à la côte). Le différentiel de fraction fine est obtenu par la soustraction des teneurs en fraction fine du mois d'août moins celles du mois de janvier et du mois d'octobre moins celles du mois d'août, pour chaque station.

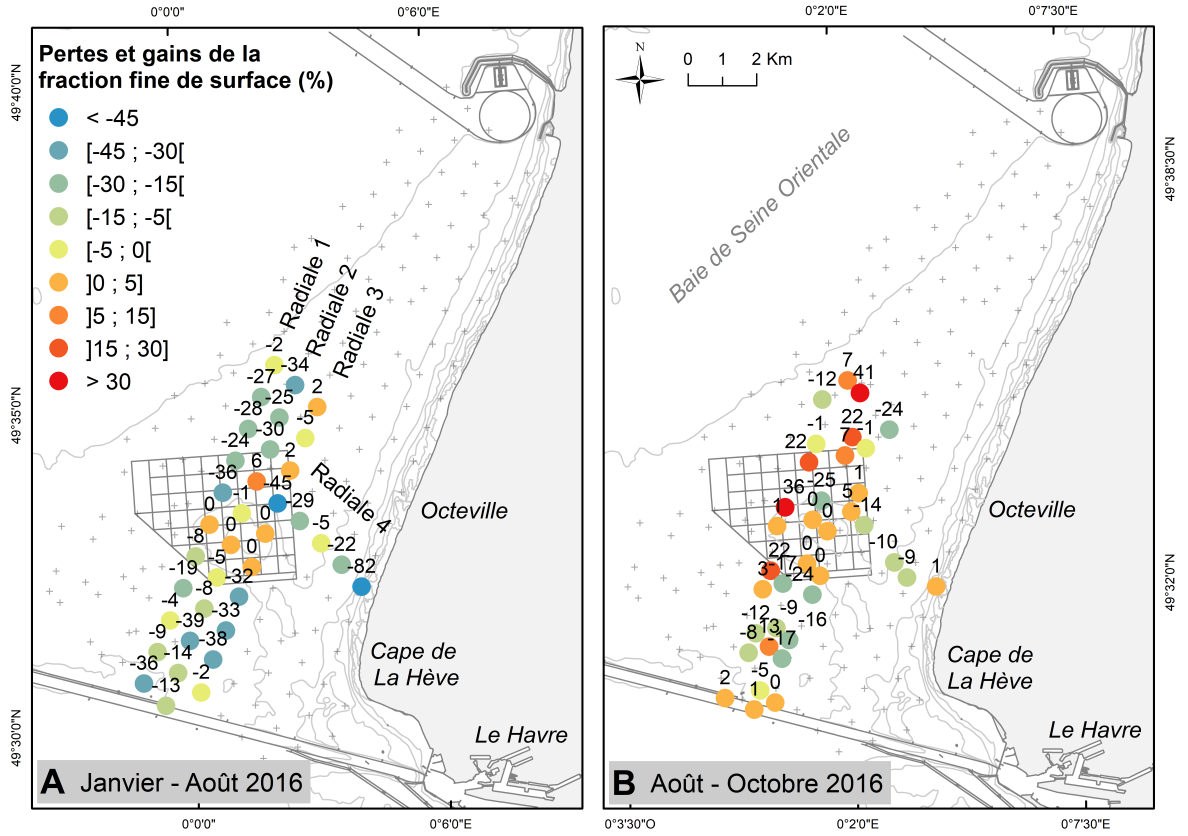


Figure II.22 – Cartographies de la différence de teneur (%) en fraction fine de surface (<63 µm) entre janvier et août 2016 (en A), ainsi qu'entre août et octobre 2016 (en B), pour les 37 stations suivies.

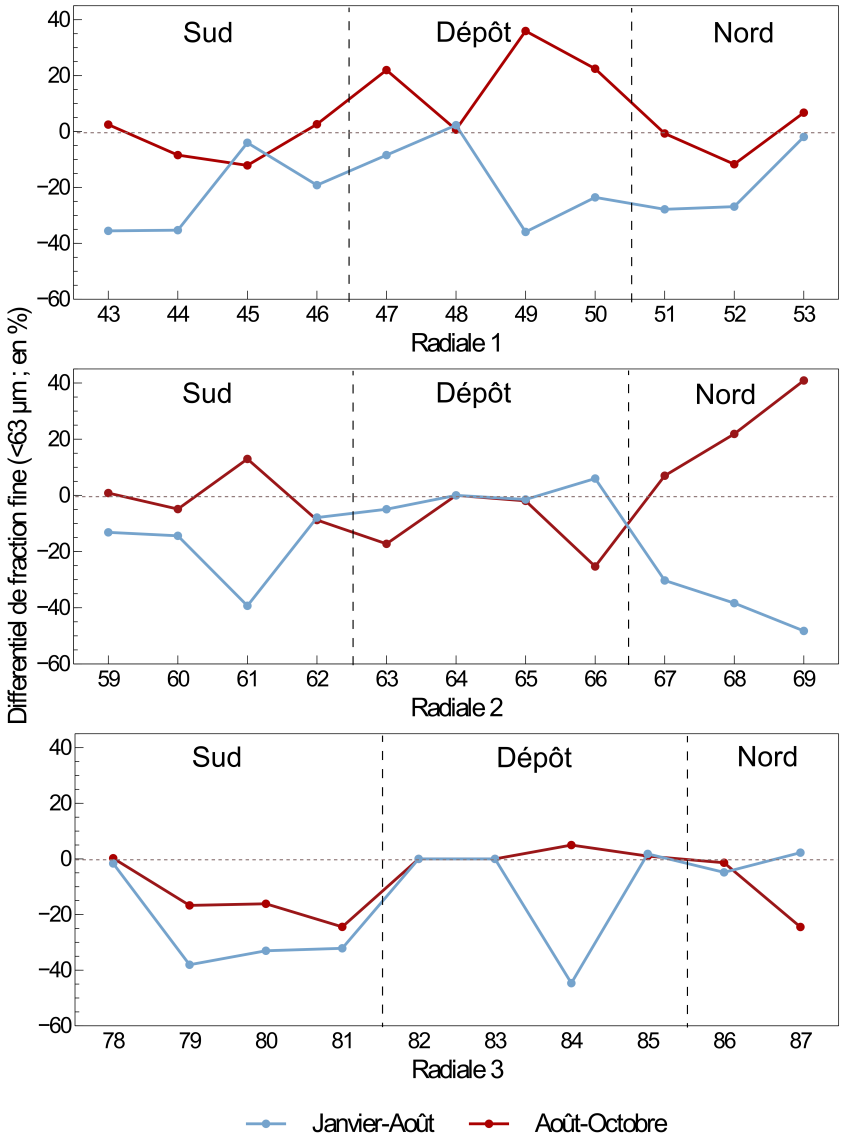


Figure II.23 – Différence de teneur (%) en fraction fine de surface (<63 µm) entre janvier et août 2016 et entre août et octobre 2016 pour chacune des trois radiales parallèles à la côte.

Entre les mois de janvier et août, plusieurs séries de clapages ont eu lieu (figure II.5), mais aucun clapage n'a eu lieu en juillet (un mois avant les prélèvements). Il n'y a donc pas de dépôt récent de particules fines causé par le GPMH, lors du prélèvement du mois d'août. A l'inverse, au mois de septembre, une opération de clapage a été menée et $\simeq$420 000 m^3 ont été déposés au nord-est de la zone de dépôt (figure II.5), avant les prélèvements du mois d'octobre. L'étude du différentiel de teneur en fraction fine permet de comparer les pertes et gains sur ces deux périodes.

Entre le mois de janvier et août 2016, la tendance générale montre une diminution.

Seules trois stations présentent des valeurs de teneur en fraction fine positives, en août, mais celles-ci restent faibles et ne dépassent pas 6 %. La quasi-totalité des stations laisse apparaître une baisse importante de particules fines en surface, avec jusqu'à 82 % de fraction fine en moins en août pour la station la plus côtière (station 164). Cette station présente un faciès de vase franche endurée en janvier, avec une teneur en fraction fine de 84 % (figure II.14). Celle-ci n'est plus que de 2,6 % en août et 3,0 % en octobre. Cette station est donc très particulière, avec probablement des périodes d'érosion du substrat ou d'apports ponctuels de vase, avec de fortes variations saisonnières.

Entre août et octobre 2016 (en B), on observe ponctuellement, à la fois d'assez fortes augmentations (jusqu'à 41 %) et des diminutions (jusqu'à −24 %) de la teneur en fraction fine. Ces augmentations sont observées principalement sur les stations situées au centre, au sud et au nord dans la zone de dépôt, avec deux points en dehors, au nord-est.

La comparaison des deux périodes indique que les teneurs en fraction fine sont, dans la plupart des cas, supérieures après la période de clapage (la courbe bleue, correspondante au différentiel de fraction fine entre janvier et août est souvent sous la courbe rouge, correspondante au différentiel de fraction fine entre août et octobre, c'est à dire, après un clapage important en septembre). Graphiquement et spatialement, on observe une différence de comportement de la fraction fine en fonction des zones (extérieur du dépôt nord et sud et au niveau du dépôt) et des trois radiales, disposées parallèlement à la côte. En zone nord, il y a une augmentation de la teneur en fraction fine marquée au niveau de la radiale 2, après la période de clapage, qui n'est pas ou très peu observée sur les autres radiales. C'est l'inverse sur la radiale 3 (la plus proche de la côte), avec une perte de la fraction fine visible après clapage, très faiblement sur la station 86 et plus fortement sur la station 87. Au sud du dépôt, il y a une perte générale de la fraction fine, toujours moins importante après les clapages par rapport à la période sans clapages depuis un mois, hormis sur la radiale 2, pour la station 61, qui présente un gain de fraction fine. Sur la zone de dépôt, certaines stations à proximité du dôme (composées de galets et débris coquilliers) n'ont pas pu être échantillonnées et présentent donc des valeurs nulles. On note un enrichissement marqué sur la radiale 1 (la plus au large), après les dépôts,

très contrasté avec la période sans clapage, alors que la radiale 2, présente une perte de fraction fine suite aux des dépôts.

Les conditions météorologiques et de mer étaient sensiblement les mêmes lors des mois précédents les échantillonnages. En juillet, ont été observés, de faibles rafales de vents majoritairement orientés est/nord-est (force des vents du 1er au 31 juillet 2016, en moyenne : 5,15 m s^{-1} ; max : 11,12 m s^{-1} et min 0,42 m s^{-1}) et de bonnes conditions de mer (hauteur des vagues, max : 2,9 m et min : 0,4 m). En septembre, les conditions météorologiques étaient similaires à celles du mois de juillet, avec peu de vents forts (force des vents du 1er septembre au 9 octobre 2016, en moyenne : 5,71 m s^{-1} ; max : 14,09 m s^{-1} et min 0,17 m s^{-1}) et de bonnes conditions de mer. Le débit de la Seine était relativement faible avec en moyenne 460 m^3 s^{-1} du 1er au 31 juillet 2016 et de 264 m^3 s^{-1} du 1er septembre au 9 octobre 2016 (figure II.4). Une crue importante a eu lieu en juin 2016, avec un débit maximal relevé le 6 juin, de 2 010 m^3 s^{-1} (figure II.4), ayant pour conséquence un envasement notable, mais très localisé, dans l'embouchure de la Seine et en moindre mesure, entre le cap de La Hève et Antifer.

Ainsi, l'augmentation de la fraction fine notée en octobre pourrait être liée à un dépôt important de matériel fin dans l'estuaire et dans les bassins portuaires suite à la crue du moins de juin, impliquant le clapage d'une quantité importante de particules fines sur le site de dépôt au mois de septembre (environ 400 000 m^3 de sédiments clapés ; figure II.5), visible dans les prélèvements du mois d'octobre. Cependant, il est difficile de déterminer avec certitude la cause réelle de ces fluctuations de sédiments fins en surface,avec ces seules données, qui pourrait être dues, aussi bien, (1) par les clapages récents, (2) les apports de la Seine, (3) les apports du large ou encore (4) par des remises en suspension, via les courants. Il semble que chaque zone, nord, sud et sur la zone de dépôt, se comporte différemment. Les mécanismes hydrosédimentaires régissant l'ensemble de la zone (sur le dépôt et à proximité) sont complexes et le transport de la fraction fine dépend à la fois de la quantité déposée et du moment auquel a lieu le clapage, en fonction de l'orientation des courants de marée (flot, jusant).

b) Suivi inter-annuel

Les données ont été comparées avec celles de la CSLN échantillonnées de 2003 à 2014 et celles de Navon (2016) prélevées en 2015, analysées avec les mêmes méthodologies. L'ensemble des données a été représenté sur un diagramme de (Shepard, 1954 ; figure II.24).

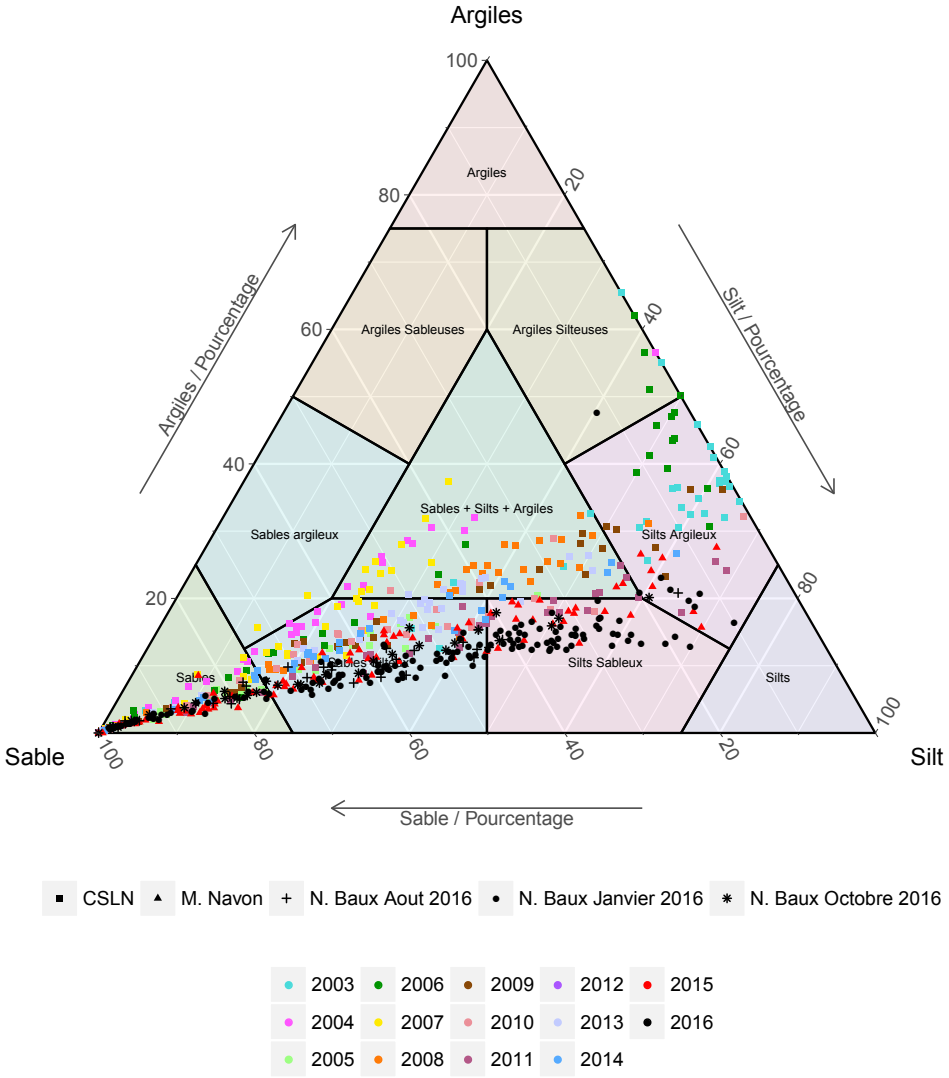


Figure II.24 – Diagramme ternaire de Shepard (1954), avec projection des échantillons de janvier, août et octobre 2016, pour comparaison avec les données de Navon (2016) et de la CSLN de 2003 à 2015. Agiles : <4 µm, Silt :]4-63] µm, Sable :]63-2000[µm.

Les échantillons prélevés en août et octobre 2016 (symbole en croix et étoile noire) présentent la même signature sédimentaire que ceux de janvier 2016, avec à la fois des sables, des sables silteux, des silts sableux et des silts argileux. Les échantillonnages de Navon (2016) (symbole en triangle rouge) ont également cette même signature

sédimentaire. A l'inverse, les échantillons de la CSLN présentent des pourcentages d'argiles (<4 µm) plus élevés, notamment dans les années les plus anciennes. L'année 2003 (carré bleu turquoise) est essentiellement constituée de silts argileux et d'argiles silteuses, de même que l'année 2006 (carré vert foncé). En 2004 et 2007 (carré rose fushia et jaune), les sédiments sont composés d'un mélange sablo-argileux contenant moins de silts. Les autres années (2008, 2009, 2010, 2011, 2012, 2013 et 2014) se rapprochent de la composition sédimentaire trouvée en 2015 et 2016 avec toutefois, des sédiments plus argileux.

Globalement sur l'ensemble des suivis de 2003 à 2014, les fonds entre le cap de la Hève et Antifer sont composés de sables vaseux (1/3) et de vases sableuses (2/3), mais deux envasements massifs sont observables en 2003 et 2006 où au moins 50 % des prélèvements sont composés de vase (>75 % de particules <63 µm). Des fonds de vases sableuses pérennes apparaissent à partir de 2007, au nord (à proximité du dépôt) et au sud de la zone de dépôt et présentent un plus fort envasement en 2009, lors de la seconde phase de construction de Port 2000. En 2014, une augmentation des silts et argiles est observée (Dancie, 2015).

Une Analyse en Composante Principale (ACP) est réalisée sur les données de 2013, 2014 (CSLN) et de 2016 (figure II.25). L'axe 1 porte l'essentiel de la variabilité (92,9 %) et le $\cos^2$ (non présenté ici) présente des valeurs élevées, proche de 1 pour les trois variables, sur l'axe 1. Cette analyse met en évidence la particularité hétérométrique du sédiment, entre le cap de la Hève et Antifer et l'affinement des faciès vers les argiles, observé entre 2013 et 2014 par la CSLN (Dancie, 2015). En 2016, le nuage de points est plus large et étendu vers les silts. Les sédiments sableux sont également mieux représentés, probablement du fait d'un plus grand nombre d'échantillons prélevés à la côte et vers le large, où les sédiments sont composés de sables fins souvent propres.

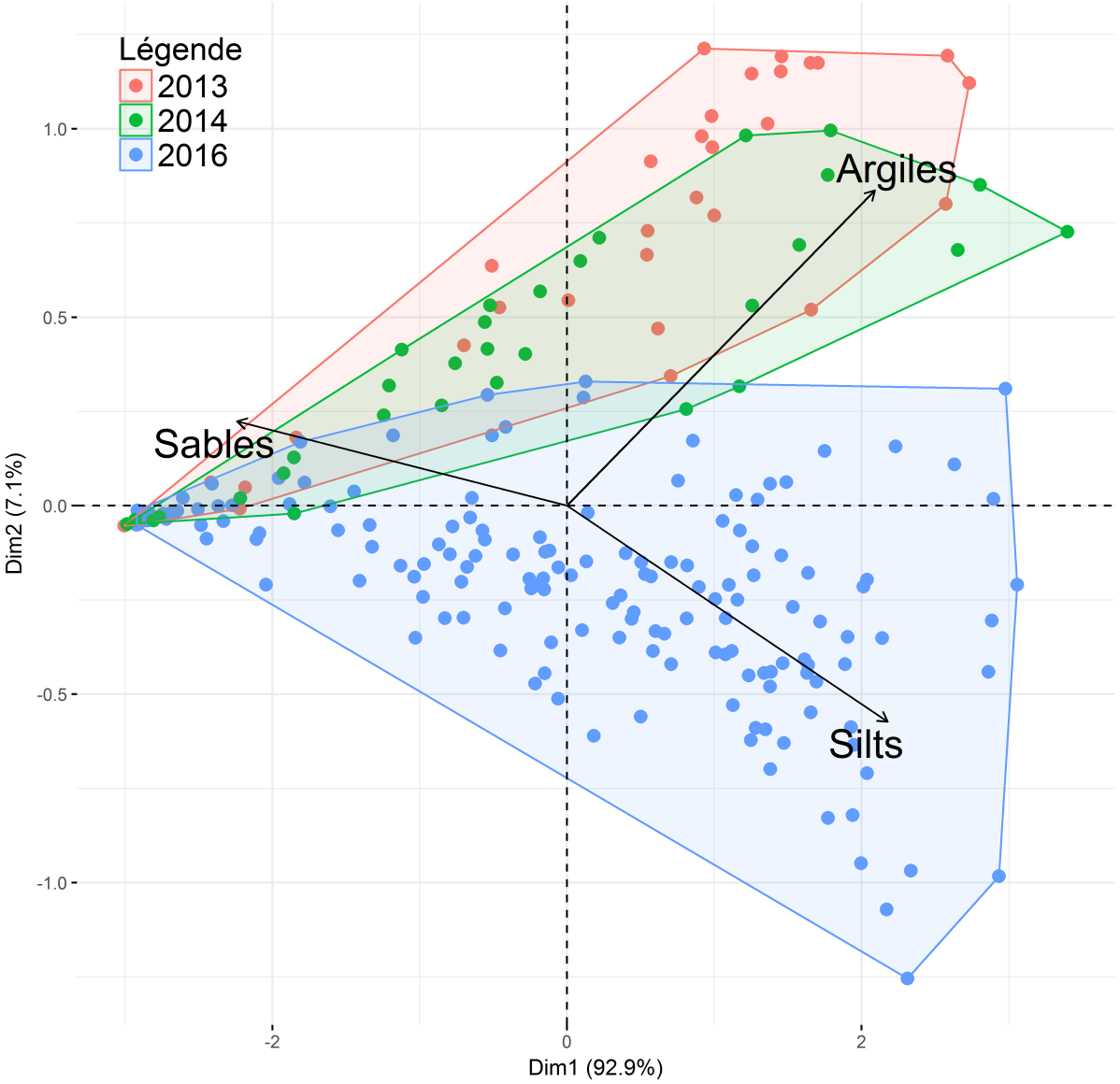


Figure II.25 – Analyse en Composante Principale (ACP) réalisée sur les données de 2013 et 2014 de la CSLN et les données de janvier 2016. Données issues des analyses par granulomètre laser (réalisées dans les mêmes conditions analytiques). Argiles : [0-4] µm ; Silts :]4-63] µm, Sables :]63-2000[µm, Dim : dimension.

II.3.3 Synthèse de l'étude sédimentaire

L'ensemble des résultats sont récapitulés sous forme d'une cartographie de synthèse (figure II.26). Les analyses réalisées permettent de confirmer la présence d'un sédiment hétérométrique très étendu, à dominance vases-sableuses, entre le cap de La Hève et Antifer, en accord avec les travaux antérieurs (Larsonneur, 1971 ; Lesourd, 2000 ; Lesourd *et al.*, 2016). Cependant, le maillage fin utilisé et les analyses réalisées dans cette étude,

sont plus précis et permettent de délimiter plusieurs zones distinctes : (1) une bande côtière avec un substrat composé de galets, graviers et débris coquilliers en alternance avec du sable fin propre, parfois à mégarides et du sable glauconieux (sable vert), avec deux zones bien délimitées de vase compacte ancienne, qui résultent probablement de l'érosion par intermittence, du substrat. (2) Deux zones au large, au sud-ouest et nord-ouest, composées de sable fins avec, au sud-ouest des sédiments bien classés (unimodal 200 µm) et au nord-ouest, un mélange de sables propres plus ou moins fins et de débris coquilliers. (3) Une zone centrale composée d'un mélange d'argiles, de silts et de sable fins, qui s'étend vers le nord-est jusqu'à la zone portuaire d'Antifer et vers le sud-est jusqu'au chenal de navigation du port du Havre, incluant la zone de dépôt actuelle, avec parfois des faciès de vases franches pérennes (figures II.10, II.11, II.12, II.14, II.15).

D'autre part, les sédiments échantillonnés dans la Seine et les bassins portuaires sont composés majoritairement de sédiments fins en mélange, avec une dominance de silts et d'argiles (figure II.14, II.13). Cependant, la nature des sédiments estuariens d'eau douce de nos échantillons, est sensiblement différente des sédiments portuaires, plus fins (40 µm contre 10 µm dominant). Une légère différence est également identifiée entre les sédiments de surface et les sédiments profonds (10 µm contre 100 µm dominant), probablement expliquée par un héritage sédimentaire plus grossier qui tapisse le fond des bassins portuaires. Des sédiments sableux ont pu être amenés par la Seine, avant la construction des digues, qui ont été progressivement recouverts par des particules plus fines, dont l'installation est facilitée par l'environnement protégé des bassins portuaires. Les différences sédimentaires au sein du port sont toutefois peu marquées, en raison de l'influence constante des apports de la Seine. Ainsi un sédiment en mélange est apporté sur la zone d'étude, naturellement par la Seine et artificiellement par les activités de clapage. L'hydrodynamisme présent permet la dispersion des fractions les plus fines et l'incorporation progressive de celle-ci dans les fractions plus grossières (Lesourd, 2000).

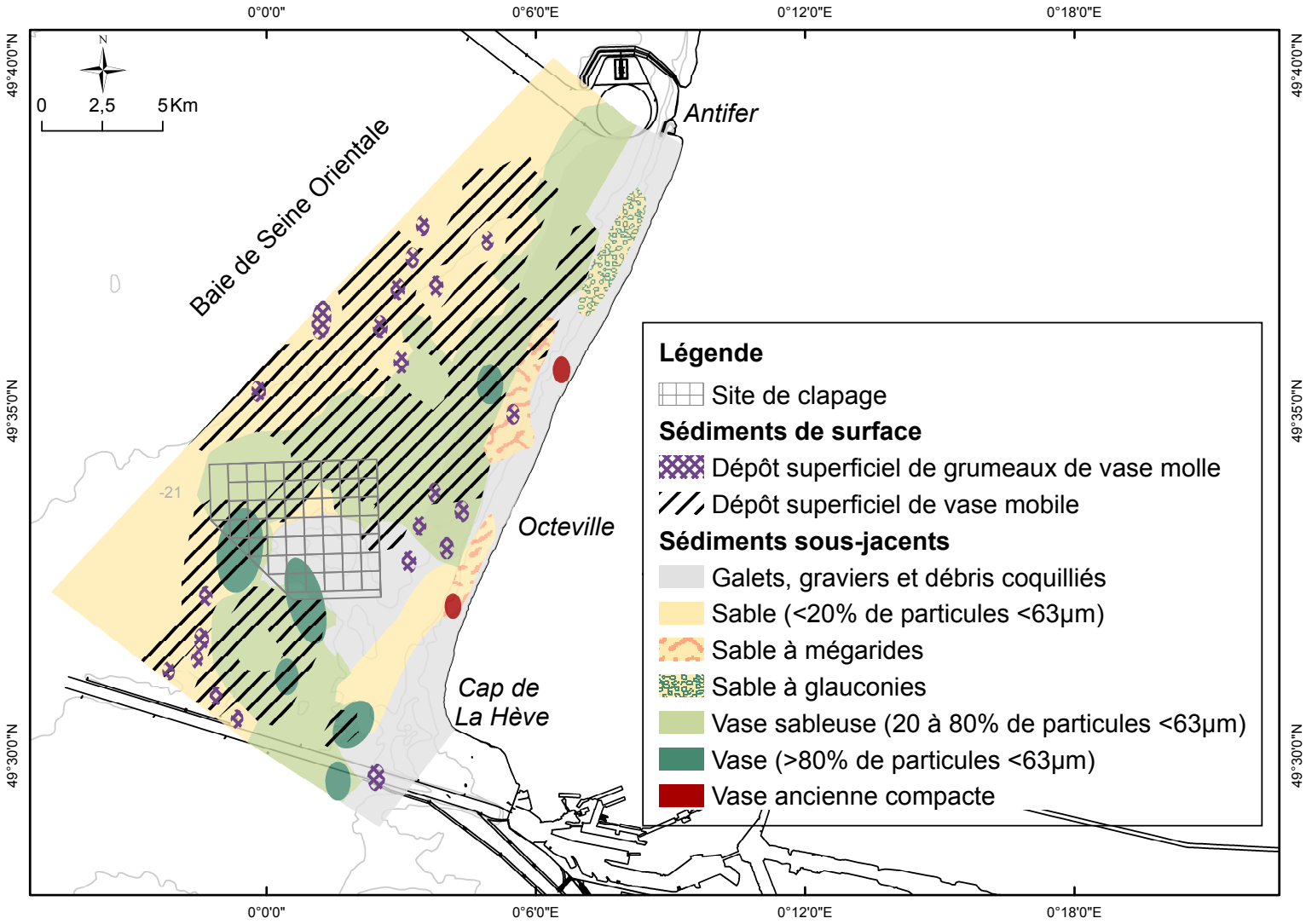


Figure II.26 – Cartographie synthétique des faciès sédimentaires en superpositions présents entre le cap de la Hève et Antifer.

Des dépôts de vase mobile et de grumeaux (ou galets) de vase molle sont observables en surface, par dessus les couches sédimentaires décrites précédemment. Les grumeaux (ou galets) de vase molle sont non cohésifs et issus probablement de la décantation des matières en suspension ou de la « crème de vase » apportée par l'estuaire Ces grumeaux avaient déjà été décrits par S. Lesourd, dans le projet COLMATAGE (Dauvin *et al.*, 2012b). L'ensemble de ces dépôts mobiles sont présents sur l'ensemble de la zone d'étude, mais dépendent à la fois des apports, de la dispersion et de leur incorporation dans les sédiments sous-jacents. Il y a donc une variabilité spatiale et temporelle de la distribution de ces sédiments mobiles.

En treize ans, de 2003 à 2016, des variations spatiales de la distribution des particules fines ont été observées. Plusieurs périodes d'envasement ont eu lieu, pouvant être reliées aux apports de la Seine et à l'intensification des clapages. Avant 2004, le contexte hydrologique de la Seine présentait de plus forts débits (débits annuels moyens compris entre 625 et 948 $m^3 s^{-1}$ entre 2000 et 2003), susceptibles d'apporter une grande quantité de sédiments fins dans les basins portuaires et sur la zone d'étude. Ces débits se sont ensuite restreints (moyenne de 2004 à 2016 : 450 $m^3 s^{-1}$), avec quelques périodes de crues (entre 1 000 et 1 560 $m^3 s^{-1}$), dont une plus importante en 2016 (2 010 $m^3 s^{-1}$). De plus, lors des phases de construction de Port 2000, les volumes clapés sur le site d'Octeville ont nettement augmenté, avec plus de 6 millions de m^3 déposés en 2004, 2005 et 2006 et légèrement moins en 2009. Ainsi une forte variabilité temporelle et spatiale existe, due aux multiples facteurs présents dans la zone et au couplage de l'action de la Seine, des activités anthropiques et de l'hydrodynamisme, concernant l'apport et la remise en suspension de particules fines. Cependant, certaines zones de vases sableuses et vases franches pérennes se sont installées à proximité du dépôt, au sud et au nord, depuis 2007.

※※※

II.4 Utilisation de marqueurs géochimiques. Etude de la dynamique sédimentaire

L'étude sédimentaire précédente a permis de décrire à l'échelle fine, les faciès rencontrés entre le cap de La Hève et le cap d'Antifer et de mettre en évidence la présence de plusieurs zones distinctes. Cependant, il s'agit d'une étude descriptive qui ne permet pas d'étudier les mécanismes sédimentaires de manière dynamique et d'identifier l'impact réel des apports de sédiments fins. L'étude géochimique a donc pour but d'étudier la ou les dynamiques sédimentaires qui régissent la zone, de déterminer l'impact des apports de sédiments fins sur cette dynamique et de mettre en évidence des marqueurs discriminants pour les sédiments portuaires, pour permettre leur traçabilité, une fois clapés en mer.

Cette partie à fait l'objet d'une publication préparée et actuellement soumise dans la revue Continental Shelf Research en 2018.

II.4.1 Analyses et traitements des prélèvements géochimiques

II.4.1.1 Analyses en laboratoire

Les analyses géochimiques et de teneur en carbone organique total, ont été réalisées sur 163 échantillons présents entre le cap de La Hève et le cap d'Antifer (les 16 échantillons restants étant trop grossiers pour les analyses, 179 stations au total) et sur les 16 stations portuaires et estuariennes (13 stations portuaires et 3 estuariennes ; voir II.2 Stratégie d'échantillonnage). Ces analyses ont été menées au CNAM-Intechmer de Cherbourg-en-Cotentin (50100).

Tous les échantillons ont été congelés suite aux prélèvements, puis lyophilisés (lyophilisateur CHRIST Beta 1-8 LC) pour un séchage et une conservation optimale. Les échantillons sont ensuite tamisés sur 2 mm pour éliminer la fraction grossière, puis sous-échantillonnés manuellement par la méthode du "quartage". Il s'agit d'une séparation

aléatoire de l'échantillon en le passant dans un entonnoir, qui permet la formation d'un monticule avec répartition aléatoire du sédiment, qui est ensuite divisé en deux, puis l'une des deux moitiés est divisée en deux... jusqu'à obtenir 10 g de matériel, utilisés lors des analyses XRF (X-Ray Fluorescence) et de dosage de carbone organique (figure II.27).

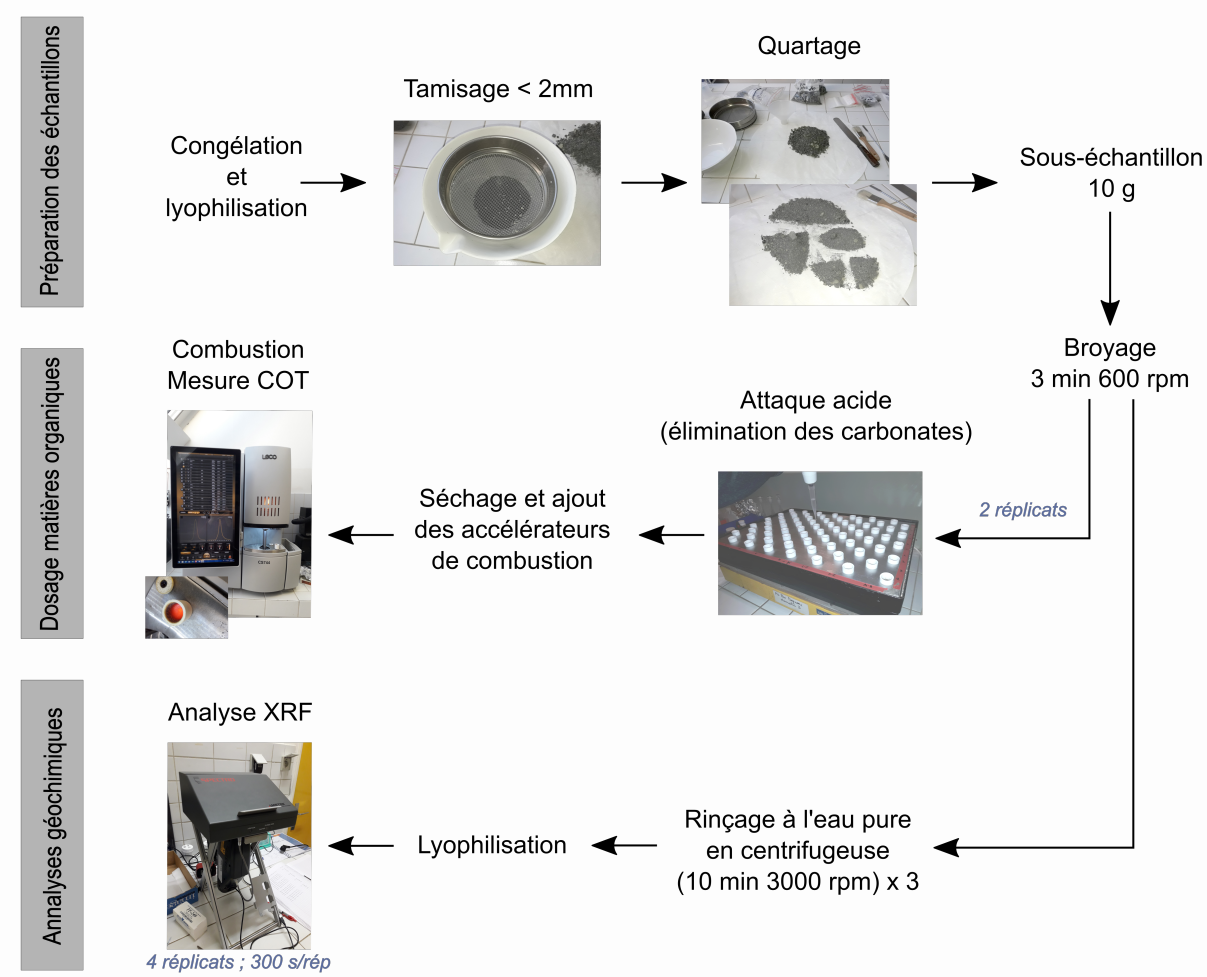


Figure II.27 – Schéma récapitulatif de la préparation des échantillons, du dosage de matières organiques et des éléments chimiques.

a) Carbone organique total

Dans le sédiment, le carbone peut avoir deux origines : le carbone minéral, composant le squelette biogénique (provenant des carbonates) et le carbone organique, élément essentiel de la matière organique. Le principe de l'analyse est de porter l'échantillon à haute température sous flux d'oxygène, afin de libérer et fixer le carbone sous forme de CO_2 (il est nécessaire d'éliminer les carbonates au préalable). Grâce à l'absorption du spectre

infrarouge émis par l'appareil, par le dioxyde de carbone, il est possible d'en déterminer la quantité. Sur le même principe, il est possible de mesurer la composition en soufre sous forme de dioxyde de soufre (SO_2).

Les analyses de teneur en carbone organique total (COT) sont réalisées à l'analyseur carbone-soufre LECO CS 744. Les échantillons sont broyés à l'aide d'un broyeur automatique, puis 50 mg ($\pm$ 10 mg) sont pesés avec précision et déposés dans des creusets préalablement calcinés à 500 °C afin d'éliminer toutes traces de matière organique (MO). Les échantillons sont ensuite placés à 40 °C et soumis à plusieurs attaques à l'acide orthophosphorique (H_3PO_4) afin d'en éliminer les carbonates. Les attaques sont réalisées jusqu'à ce qu'il n'y ait plus de réaction visible (une attaque supplémentaire est réalisée lorsqu'il n'y a plus de réactions, pour vérifier la non-réaction de l'échantillon). Les échantillons sont séchés entre chaque attaque. Pour permettre la combustion, deux accélérateurs sont ajoutés au creuset (tungstène et fer). La calibration est vérifiée toutes les six analyses (icart $<$0,05 %). Deux à trois réplicats sont réalisés en fonction de la répétabilité des deux premiers. La moyenne des deux réplicats donne le résultat final, pour chaque échantillon. Les résultats sont exprimés en pourcentage.

b) Géochimie

Pour les analyses géochimiques, les échantillons doivent être préalablement broyés et rincés. Des tests préliminaires sont réalisés afin de déterminer le protocole adéquat pour minimiser le temps d'analyse, en conservant la qualité analytique. Ces tests sont réalisés sur quatre échantillons de même nature sédimentaire (vase sableuse), très représentée sur la zone d'étude. La vitesse de rotation de la centrifugeuse et du broyeur, le temps de centrifugation et de broyage ainsi que l'ordre des opérations (broyage puis rinçage ou rinçage puis broyage) sont testés. La variation de la concentration en chaque élément est analysée pour chaque test :

- Rinçage puis broyage.
- Broyage puis rinçage.
- Broyage sans rinçage.

  ↪ Vitesse de rotation lors du broyage : 400, 600 ou 650 rpm (rotation par minute).

  ↪ Durée du broyage : 1, 2 ou 3 min.

  ↪ Nombre de rinçage : 2 ou 3.

  ↪ Vitesse de rotation lors du rinçage : 1500 ou 3 000 rpm.

La méthode retenue consiste à broyer l'échantillon 3 min à 600 rpm au broyeur automatique, avec billes en oxyde de zirconium, puis de rincer l'échantillon à l'eau ultra pure, dans une centrifugeuse, à 3 000 rpm pendant 10 min, à trois reprises. Les tests ont montré que cette méthode permet d'éliminer le sel résiduel issu de l'évaporation de l'eau interstitielle marine pour obtenir les sulfures sans les sulfates et le brome lié à la matière organique sans le brome inorganique, contenu dans l'eau de mer. De plus, des études antérieures ont montré que le rinçage à l'eau pure n'élimine le brome que lorsqu'il provient des eaux interstitielles sèches et que seule une partie négligeable du brome organique est éliminée (Mayer *et al.*, 1981 ; 2007). Les échantillons sont ensuite congelés et lyophilisés une nouvelle fois.

Les échantillons sont ensuite analysés par fluorescence à rayons X (XRF), grâce à l'appareil xSORT (Spectro Ametek). Cette analyse est basée sur la réponse des éléments chimiques quand ils sont soumis à des rayons X. Ces rayons sont des ondes électromagnétiques composés de photons, qui libèrent une énergie permettant l'excitation et l'éjection des électrons des couches atomiques inférieures et ainsi créer un vide sur celles-ci (Jenkins et Vries, 1969). Ce vide est comblé par les électrons des couches supérieures qui libèrent un surplus d'énergie caractéristique de chaque élément chimique, permettant de le quantifier. Plus le numéro atomique de l'élément est élevé, plus le nombre de proton est grand et meilleure sera la fluorescence par rayon X. Avec le xSort , il est difficile de quantifier un élément dont le numéro atomique est inférieur à 14 (silicium). L'émission de rayon X des éléments, se fait à travers des raies d'émission ayant une

énergie spécifique en fonction des éléments. La mesure de l'intensité de chaque raie d'émission permet de doser l'élément chimique qu'elle caractérise (Rothwell, 2006 ; Weltje et Tjallingii, 2008).

Les échantillons sont broyés une nouvelle fois, mais manuellement afin d'homogénéiser le sédiment, avant passage au XRF. Le sédiment est ensuite placé dans un creuset formé par un cylindre en plastique de 15 mm de diamètre, fermé d'une fine feuille de polypropylène de 4 µm d'épaisseur. Le sédiment est compacté manuellement à l'intérieur du cylindre, par l'autre extrémité. Les analyses non-destructives sont effectuées avec le programme Environ-H du fabricant. Quatre réplicats sont réalisés sur un même cylindre avec une durée d'analyse de 300 secondes par réplicat (permettant d'obtenir la limite de détection la plus basse). Lorsque la différence entre les réplicats est supérieure à 5 %, le réplicat défectueux est éliminé et un réplicat supplémentaire est analysé. Les moyennes sont ensuite calibrées en utilisant 25 échantillons marins analysés par l'ICP-AES (service d'analyse des roches et minéraux, SARM-Nancy, France) comme étalons. Pour l'étalonnage du brome, qui ne peut pas être analysé par l'ICP-AES, des étalons basés sur un sédiment marin rincé ont été créés par la méthode des ajouts dosés.

Le XSort est capable de doser 43 éléments mais seuls 18 de l'ensemble des éléments mesurés sont correctement calibrés : Si, S, K, Ca, Ti, V, Mn, Fe, Ni, Ga, As, Br organique (noté BrOrg), Rb, Sr, Y, Pb, Th et U (figure II.28). Les résultats sont exprimés en ppm (partie par million) et en pourcentage pour faciliter la lecture des résultats de certains éléments très concentrés (notamment Si).

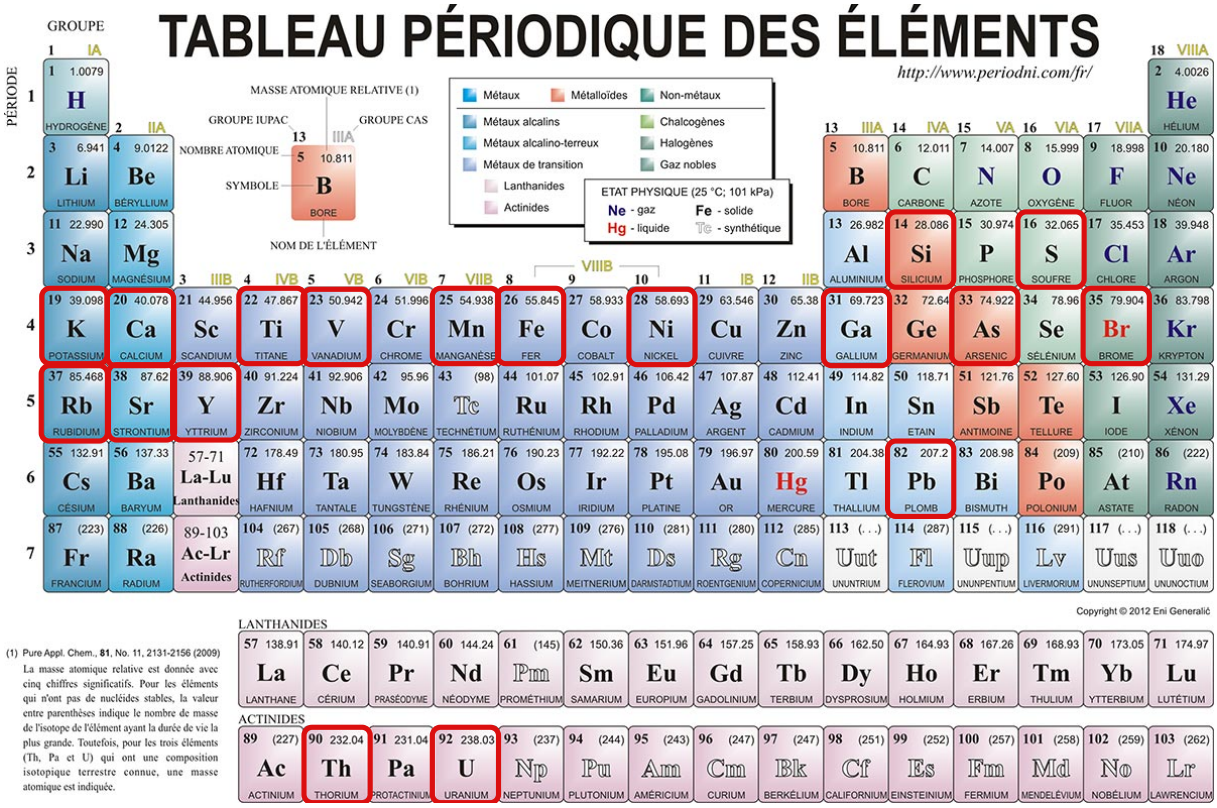


Figure II.28 – Tableau périodique des éléments chimiques. Entouré en rouge, les 18 éléments dosés par le XRF et calibrés sur la base de 25 échantillons de sédiments marins étalonnés.

II.4.1.2 Traitements des données géochimiques

A la fin des analyses, une base de données est créée, regroupant tous les échantillons auxquels sont associés les valeurs des dosages de l'ensemble des éléments chimiques, du COT ainsi que les résultats granulométriques. Au total, environ 1074 analyses ont été réalisées, avec 716 analyses XRF (en comptant 4 réplicats) et 358 analyses COT (en comptant 2 réplicats), pour analyser les 179 échantillons (163 échantillons sur la zone d'étude et 16 échantillons "source").

Le traitement des données géochimiques a nécessité un travail important afin de réduire le nombre d'éléments chimiques, pour conserver les éléments porteurs de l'information, capables de répondre aux questionnements posés. Les éléments non-informatifs ou portant une information redondante ont été progressivement éliminés. Pour cela, plusieurs analyses en composantes principales (ACP) ont été menées, avec le logiciel R (R.3.4.1, packages « FactoMiner » et « PerformanceAnalytics ». Méthode décrite en II.3.1.2). A chaque

analyse, la concentration de chaque élément est étudiée, ainsi que les corrélations, les coordonnées, les interactions, la distribution entre variables et la représentation spatiale des variables et des individus.

De plus, plusieurs cartographies sont réalisées à l'aide du logiciel ArcGis 10.2.2 pour la visualisation spatiale des résultats et interprétations.

II.4.1.3 Sélection des éléments discriminants

La difficulté pour la sélection d'éléments discriminant les échantillons les uns des autres en baie de Seine Orientale, réside dans le fait que les sédiments sont issus d'un mélange permanent de particules marines et estuariennes (Dubrulle-Brunaud, 2007). Il est donc essentiel de trouver des marqueurs capables de mettre en évidence la dynamique sédimentaire de la zone d'étude, sans être marqueurs du pool sédimentaires en mélange, et qui permettent de discriminer les sédiments portuaires des autres sources.

Une première analyse ACP est menée à titre d'exploration, en utilisant les 18 éléments calibrés, le COT ainsi que cinq rapports, susceptibles d'être de bons marqueurs. Les deux éléments de chaque rapport permettent de comparer deux paramètres corrélés entre eux car appartenant à la même matrice (carbonates, matière organique...) et permettent ainsi d'identifier une variation de la qualité (par exemple, pour les marqueurs de matière organique, il devrait être possible de différencier la matière terrigène de la matière marine) :

- Sr/Ca. Ces deux éléments sont des marqueurs de carbonates et donc des sédiments marins. Ce ratio est couramment utilisé pour mesurer les quantités d'aragonite et de calcite dans les sédiments (de Villiers *et al.*, 2002 ; Bayon *et al.*, 2007). En baie de Seine Vrel (2012) et Dubrulle-Brunaud (2007) ont noté un enrichissement en Sr et Ca dans l'embouchure de la Seine. Le Ca étant apporté en grande quantité par la Seine (Lesourd, 2000).
- Rb/K. Ces deux éléments sont des marqueurs de minéraux argileux de type illite. Reynolds (1963) a mis en évidence la corrélation existant entre ces deux éléments, la forte concentration du rapport dans les illites (minéraux argileux non gonflants)

et sa stabilité sur de longue périodes de temps géologiques. Les illites sont présentes en grande quantité dans la baie de Seine (Lesourd, 2000 ; Dubrulle-Brunaud, 2007 ; Vrel, 2012), permettant l'utilisation de ce rapport.

- BrOrg/COT. Ce rapport est un marqueur de la matière organique. Le BrOrg est produit naturellement dans les systèmes marins mais provient également de certaines sources de polluants anthropiques. Le COT et le BOrg sont fortement corrélés et le rapport est un excellent indicateur de l'origine de la matière organique (terrigène ou marine ; Price et Calvert, 1977 ; Mayer *et al.*, 1981 ; 2007 ; Leri *et al.*, 2010 ; 2014).
- Ti/K. Ce rapport est un marqueur de la fraction fine détritique. Le titane est un marqueur de la fraction terrigène. C'est un élément naturellement présent dans les sédiments marins, essentiellement sous forme de rutile, qui est très utilisé en raison de sa haute résistance à l'altération chimique dans les sédiments. Le potassium (K) est un marqueur des illites. Le rapport Ti/K est un bon indicateur de la fraction détritique et pourrait marquer la variabilité des sources (Weaver, 1967 ; Skrabal et Terry, 2002 ; Croudace *et al.*, 2006 ; Cuven *et al.*, 2010).
- K/Si. Ce rapport est un marqueur de la fraction détritique grossière. La silice étant un marqueur des sables, notamment du quartz et des silex, en baie de Seine (Dubrulle-Brunaud, 2007). Cette fraction détritique grossière n'est plus actuellement transportée par la Seine, mais est présente dans le milieu marin depuis plusieurs milliers d'années (Lesourd, 2000) et marque donc ce milieu marin dans nos échantillons.

Les plans 1 et 2, de cette première ACP (figure II.29), expliquent 58,3 %, avec le plan 1 : 38,5 % et le plan 2 : 19,8 %. Le cos^2 est relativement faible pour l'ensemble des rapports hormis pour le K/Si. Mais celui-ci est spatialement très proche du Rb qui apporte donc une information similaire. Plusieurs éléments présentent une valeur de cos^2 faible, tel que le V, Mn, Y, S, Sr, Cd et Th ($<$0,6). Le nuage de points est en forme de "U", avec la majorité des points alignés sur la diagonale. Les résultats de cette ACP, les corrélations des variables associées et les concentrations respectives de chaque élément, offrent une indication sur les variables à écarter, car certains éléments semblent être non-informatifs.

De plus, le nombre de variables est trop important et la variabilité portée par les plans est trop faible pour une interprétation simple. Il est donc nécessaire de réduire le nombre de variables.

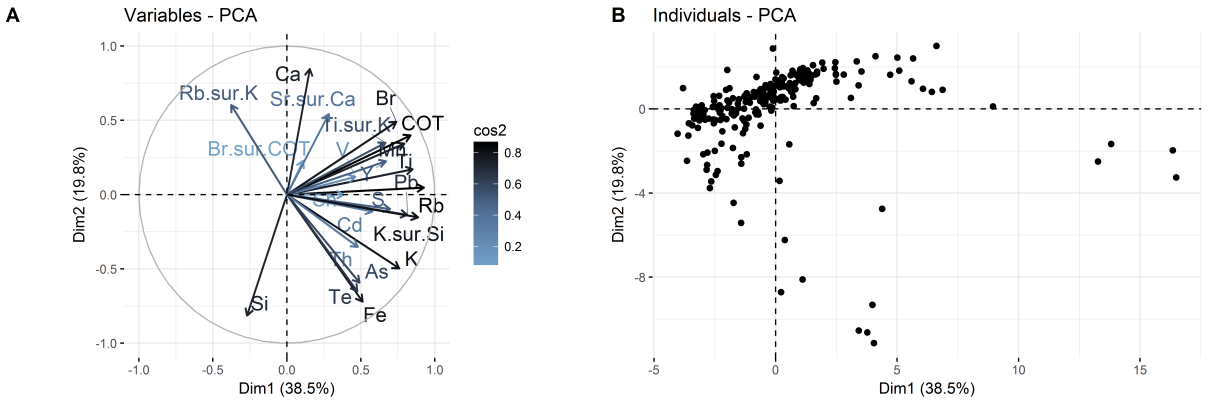


Figure II.29 – Analyse en Composante Principale (ACP) réalisées avec les 18 éléments calibrés, le COT et les cinq rapports. A : représentation des variables avec la valeur du $\cos^2$ associé ; B : représentation des individus.

Plusieurs ACP consécutives sont réalisées pas à pas, en enlevant certains paramètres. Les éléments non-informatifs ou portant une information redondante, déjà donnée par un autre élément, sont éliminés, en prenant en compte les corrélations et interactions entre variables, les concentrations des éléments, la fiabilité de la mesure par l'appareil XSort (proximité de la limite de détection), la connaissance de l'origine des éléments et leur présence en baie de Seine et enfin, les études précédentes utilisant des marqueurs géochimiques en baie de Seine (Dubrulle-Brunaud, 2007 ; Dubrulle *et al.*, 2007 ; Vrel, 2012). Une ACP est, par exemple, réalisée en ne prenant en compte que les cinq rapports, afin d'étudier l'information portée par ces rapports et les interactions. La variabilité portée par les axes est meilleure (plan 1 : 40,12 % et plan 2 : 24,29 %), mais insuffisante. De plus, le nuage de points est circulaire, ce qui souligne le haut degré de mélange des différentes sources. Cette analyse confirme la mise à l'écart de ces cinq rapports, qui ne sont donc pas conservés pour la suite.

II.4.2 Résultats de l'étude géochimique

Suite aux différentes ACP réalisées (au nombre de 7), plusieurs éléments ont été écartés pour ne garder que ceux qui sont informatifs et permettent de discriminer les échantillons les uns des autres. **Finalement, uniquement sept éléments sont conservés : Si (silicium), S (sulfures), As (arsenic), BrOrg (brome organique), Rb (rubidium), Pb (plomb) et COT (Carbon Organique Total)**.

Les résultats (figure II.30) montrent que le plan 1 et 2 expliquent 87,7 % de la variabilité du nuage de points. Cette ACP est donc une très bonne base interprétative. Celle-ci est bien meilleure que lors des ACP précédentes. De plus, l'information présente dans la première ACP (avec les 18 éléments) n'est pas perdue puisque l'on retrouve une forme du nuage de point similaire (en forme de "J"). Il y a donc eu une simplification des données sans perte d'information sur les regroupements de points.

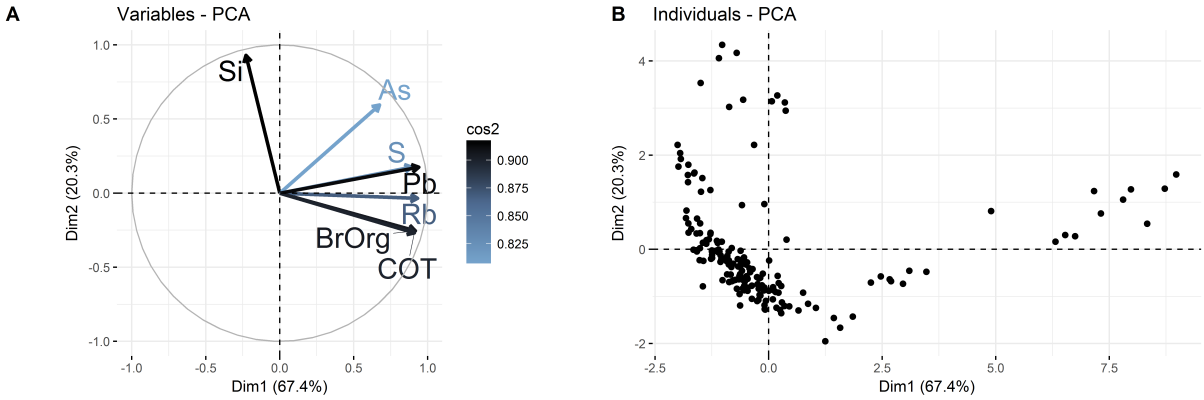


Figure II.30 – Analyse en Composante Principale (ACP) réalisées avec les 7 éléments sélectionnés. A : représentation des variables ; B : représentation des individus. Pour le $\cos^2$, plus la valeur est proche de 1, meilleure est la qualité de la représentation.

Les valeurs de $\cos^2$ (figure II.30 A) confirment que la majorité de l'information est contenue dans les plans 1 et 2. Le plan 1 regroupe l'essentiel des variables, avec des valeurs de $\cos^2$ élevés, hormis pour le silicium (Si) qui est mieux représentée dans le plan 2 et l'arsenic qui montre des valeurs de $\cos^2$ partagées dans le plan 1 et 2.

II.4.2.1 Les sept éléments conservés

Le Rb est un marqueur des argiles et spécifiquement des illites (Reynolds, 1963), qui sont présents naturellement dans la Seine à hauteur de 15 à 20 % (Lesourd, 2000 ; Dubrulle-Brunaud, 2007 ; Vrel, 2012). Ce taux est constant dans l'estuaire avec un facteur d'enrichissement proche de 1 (Dubrulle-Brunaud, 2007). Le facteur d'enrichissement est défini dans l'étude de Dubrulle-Brunaud (2007), en fonction de la concentration en aluminium (FE aluminium égale à 1). Précédemment, il a été mentionné que le K et le Rb étaient tous les deux marqueurs des argiles. Cependant, le Rb est préférentiellement retenu lors de l'altération des illites (Garrels et Christ, 1965 ; Mahjoor *et al.*, 2009). C'est pourquoi le Rb a été conservé, au détriment du K, qui donne une information similaire.

Pour rappel, le BrOrg et le COT sont des marqueurs de la matière organique. Ils sont fortement corrélés et sont de bons indicateurs de la matière organique terrigène par rapport à la matière organique marine (Price et Calvert, 1977 ; Mayer *et al.*, 1981 ; 2007 ; Leri *et al.*, 2010 ; 2014).

Comme précisé dans le paragraphe précédent, la silice est un marqueur de la fraction détritique grossière (quartz, silex en baie de Seine).

Concernant l'arsenic, il est enregistré dans les échantillons côtiers entre la cap de La Hève et Antifer, dont les sédiments sont riches en glauconie. L'arsenic est ici un bon marqueur des sédiments côtiers glauconieux. La glauconie donne au sable une coloration verdâtre. Il s'agit à la fois d'un terme morphologique mais aussi d'un minéral argileux, riche en fer (McRae, 1972 ; Banerjee *et al.*, 2016). Ce dernier se forme lors du processus de glauconisation, avec l'absorption progressive du potassium et du fer dans les illites. Il existe différents états de maturité de la glauconie en fonction du stade de transformation de celle-ci. L'arsenic est naturellement présent dans le matériel géologique, mais n'est pas décrit comme l'un des composants principaux de la glauconie. Cependant, lors de la glauconisation, l'absorption de divers éléments peut avoir lieu, si ceux-ci sont présents dans la matrice sédimentaire (Mumford *et al.*, 2012). La présence d'As a cependant été décrite dans la glauconie, grâce à son assimilation par les micro-organismes qui en permettent la remise à disposition dans les sédiments marins (Barringer, J. L. *et al.*, 2001 ; Barringer

et al., 2010). En baie de Seine, un faciès de sable glauconieux a été décrit au niveau du cap d'Antifer et à l'ouest, issu de l'affleurement rocheux de l'Aptien-Albien (Larsonneur *et al.*, 1975 ; Benabdellouahed *et al.*, 2013). Il est donc possible de supposer que les sables glauconieux côtiers de la zone d'étude soient marqués par l'As, bien que peu de références fassent le lien entre l'arsenic et la présence de sable glauconieux en baie de Seine.

Les sulfures (S) sont présents dans les sédiments portuaires et notamment dans les sédiments profonds des bassins (échantillonnés à bord de la drague). Les bassins portuaires offrent un environnement hydrodynamique calme et sont composés de sédiments riches en matière organique, qui deviennent la force motrice de la plupart des réaction redox diagénétiques primaires (Kasten et Jørgensen, 2000). Dans les conditions normales (faible teneur en M.O. et disponibilité de l'oxygène), la minéralisation de la matière organique est réalisée par les micro-organismes qui utilisent préférentiellement l'oxygène contenu dans le sédiment et présent en grande quantité dans l'eau de mer (apports par les eaux du large). Dans les bassins portuaires, l'apport en oxygène est limité et celui-ci est rapidement consommé. Il en résulte des conditions anoxiques qui engendrent, en général, des processus de sulfato-réduction dûs à la disponibilité des sulfates en fortes concentrations dans l'eau de mer, amenant le rejet de sulfures dans les sédiments (Jørgensen, 1977).

Enfin, les sédiments portuaires sont également riches en plomb (Pb). Celui-ci est présent en grande quantité dans l'estuaire de la Seine ($>100\,\mathrm{ng\,l^{-1}}$) et a la capacité de se lier facilement et rapidement aux sulfures (Cossa *et al.*, 1993). Le Pb est précipité dans les zones où les sulfates sous formes de sulfures sont réduits et peu montrer un enrichissement en profondeur (Shaw *et al.*, 1990 ; Spencer *et al.*, 2003).

II.4.2.2 Relations entre les variables et les individus

Les corrélations entre certaines variables sont fortes (figure II.31). Quatre groupes de variables sont identifiés. (1) Le premier groupe se compose du Rb, COT et BrOrg, marqueurs des argiles et de la matière organique, dans le quart bas-droit de l'ACP (figure II.30). Ces trois éléments présentent de fortes corrélations ($r = 0,86$ pour Rb-COT ; $r = 0,84$ pour Rb-BrOrg ; $r = 0,90$ pour COT-BrOrg). (2) Le second groupe inclut les

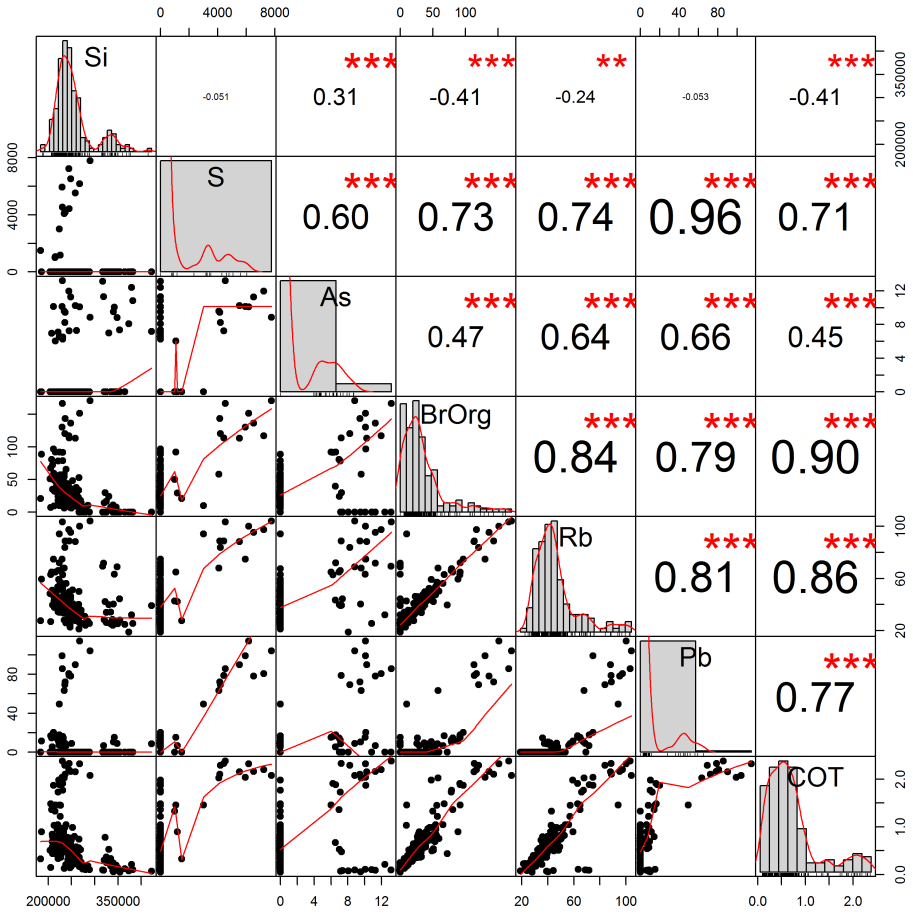


Figure II.31 – Valeurs des corrélations entre les sept variables. Significativités associées (p-value 0 : *** ; 0,001 : ** ; 0,05 : * ; 0,1 : ·), histogrammes de distribution de chaque variable et diagramme de dispersions bivariés avec les moyennes mobiles (en trait rouge).

sulfures (S) et le plomb (Pb), éléments associés aux sédiments portuaires, avec également une forte corrélation ($r = 0,96$). (3) Le troisième groupe est représenté par l'arsenic (As). Cet élément est corrélé avec les groupes 1 et 2, de façon moyennes (corrélations entre 0,45 et 0,66). (4) Enfin, le dernier groupe est représenté par le silicium (Si), marqueur détritique grossier, dans le quart haut-gauche de l'ACP. Comme attendu, il est anti-corrélé avec les éléments marqueurs de la matière organique et des argiles, qui appartiennent aux fractions fines (COT, Rb, BrOrg, S et Pb) et positivement corrélé avec l'arsenic (As).

Afin d'interpréter les résultats, plusieurs groupes d'individus ont été définis à partir de l'analyses ACP (figure II.30) et sont identifiés sur la figure II.32. Cette figure sert de référence pour l'ensemble des résultats présentés dans la suite de ce chapitre. Le code couleur établi sera le même pour faciliter

la compréhension de l'ensemble des figures. Les interprétations réalisées sont expliquées au fur-et-à-mesure, en fonction des résultats obtenus par la suite.

Trois groupes majoritaires sont identifiés. (1) Le premier groupe en rouge, est le plus étendu (coordonnées du plan 1 de 0 à 9 et de -2 à 2 sur le plan 2), bien qu'il ne soit pas composé du plus grand nombre d'échantillons (N = 26). Le nuage de points est majoritairement orienté selon le plan 1, étiré en fonction du plomb et des sulfures, mais également du Rb, COT et BrOrg. (2) Le second groupe représenté en bleu est composé du plus grand nombre d'échantillons (N = 120) mais possède la surface la moins étendue (coordonnées du plan 1 de -2 à 0,5 et de -2 à 1 sur le plan 2). A la différence du groupe en rouge, le nuage de points est orienté à part égale sur le plan 1 et 2, en fonction du Rb, COT et BrOrg. (3) Le troisième groupe est indiqué en vert et se compose d'un nombre d'échantillons similaire au groupe rouge (N = 23), mais l'alignement est moins clair (coordonnées du plan 1 de -2 à 1 et de -1 à 5 sur le plan 2). Le nuage de points est étiré selon le plan 2, c'est à dire, en fonction de Si et As.

A l'intérieur de ces trois groupes, plusieurs sous-groupes sont identifiés et nommés par la première lettre de la couleur du groupe associé et sont numérotés (Groupe rouge : R1, R2 ; R3...), pour faciliter la compréhension des figures et interprétations dans la suite de ce chapitre.

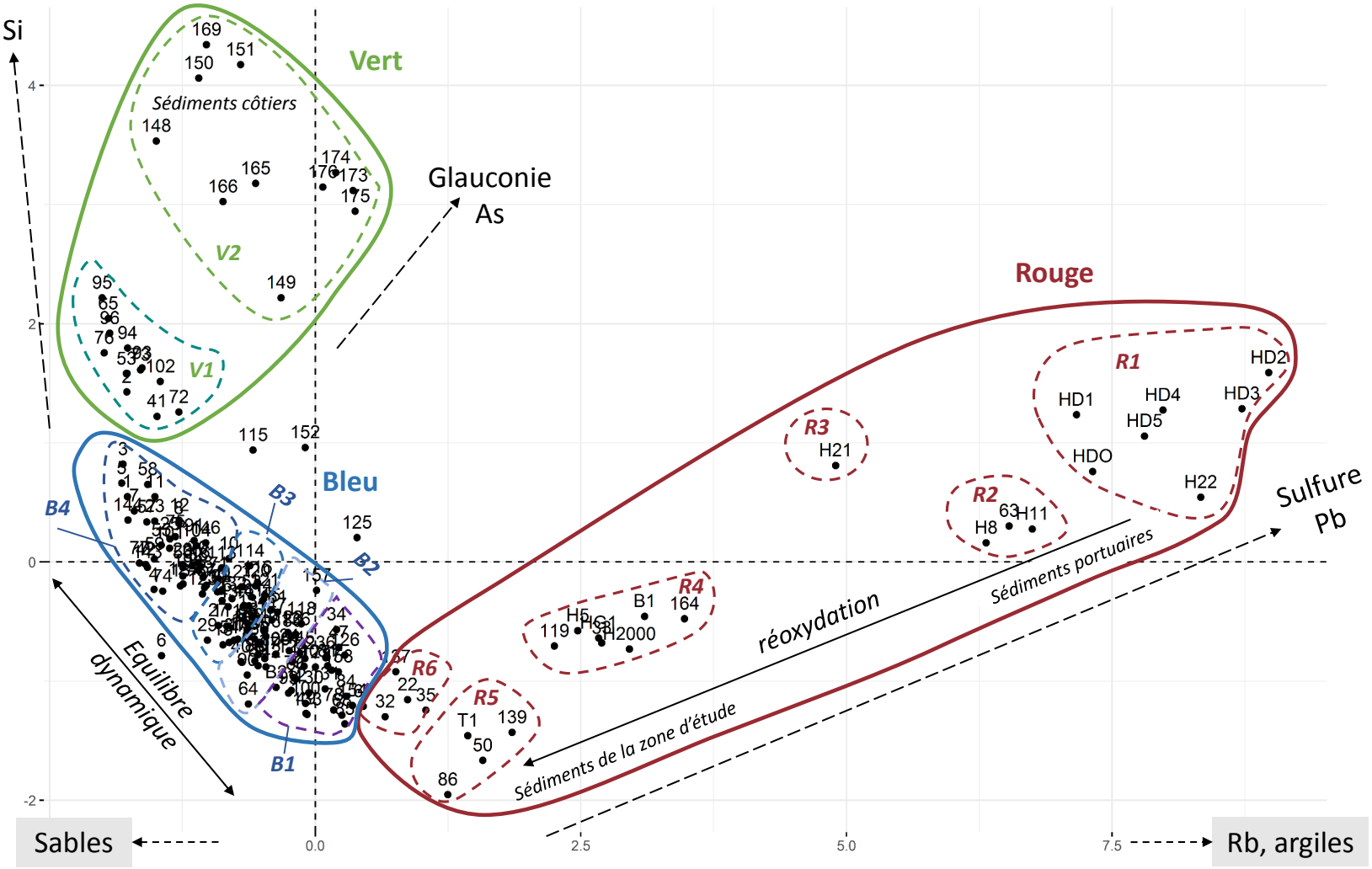


Figure II.32 – Interprétation des résultats de l'ACP finale.

II.4.2.3 Paramètres dynamiques et gradients

Le tableau II.5 regroupe les valeurs moyennes de chaque élément ainsi que le nombre d'échantillons et la taille moyenne des particules, analysée au granulomètre laser, pour chaque groupe et sous-groupe identifiés sur la figure II.32.

Tableau II.5 – Concentration moyenne des six éléments dosés au XRF (en ppm sauf pour Si, en %), du COT (en %), de la taille moyenne des particules (<2 mm) analysée au granulomètre laser (en µm) et du nombre d'échantillons, pour chaque groupe et sous groupe formés dans la figure II.32.

	N	Si	As	Rb	BrOrg	COT	S	Pb	Particles size
R1	7	25,29	11	95	141	2,19	6243	93	69
R2	3	23,93	8	87	126	2,24	4266	73	34
R3	1	23,47	10	68	58	2,03	4084	63	36
R4	7	21,92	6	71	77	1,67	582	21	40
R5	4	21,14	0	62	71	1,53	0	12	105
R6	4	22,65	0	53	57	1,26	248	6	75
Rouge	**26**	**23,11**	**6**	**75**	**95**	**1,80**	**2525**	**44**	**62**
B1	27	22,03	0	47	45	0,77	99	1	100
B2	32	23,48	0	41	31	0,65	0	1	121
B3	27	24,49	0	36	24	0,49	0	0	180
B4	34	25,96	0	29	11	0,28	0	0	287
Bleu	**120**	**24,08**	**0**	**38**	**27**	**0,54**	**22**	**1**	**177**
V1	12	33,93	0	28	6	0,21	0	0	299
V2	11	35,53	10	47	2	0,14	0	5	212
Vert	**23**	**34,69**	**5**	**37**	**4**	**0,18**	**0**	**2**	**257**

Le Rb, COT et BrOrg sont des marqueurs de la matière organique et des argiles et sont concentrés dans les sédiments fins. Ils sont tous les trois fortement corrélés et bien représentés sur le plan 1. Ainsi, ils influencent la répartition du nuage de points dans le même sens (figures II.30 et II.32). Leur concentration respective dans les trois groupes formés met en évidence un gradient, avec de fortes valeurs dans le groupe rouge, des valeurs intermédiaires dans le groupe bleu et de faibles valeurs dans le groupe vert (tableau II.5). **Il apparait clairement un tri granulométrique des échantillons**. Ce gradient granulométrique est visible sur la figure II.33 A, illustré par le Rb, un marqueur des argiles (les trois éléments étant fortement corrélés, il a été choisi de ne présenter que le graphique avec cet élément). Le Rb est discriminant pour les sédiments à faible moyenne

granulométrique (groupe rouge). Un gradient d'affinement granulométrique existe du groupe vert au groupe rouge, en lien avec la concentration du Rb, mais aussi du COT et du BrOrg (tableau II.5). Le graphique B illustre l'augmentation de la matière organique (représentée par les valeurs de COT) avec la diminution de la taille des particules (figure II.33 B). Il y a une augmention des fractions fines (illustrée par les valeurs de Rb) en lien avec l'augmentation de la M.O. du groupe bleu au groupe rouge. Ainsi, la distribution spatiale du nuage de points est régie selon un tri granulométrique et de matière organique, supporté par le plan 1, avec des sédiments sableux pauvres en matière organique vers la gauche du graphique et des sédiments fins riches en matière organique vers la droite (II.32). Pour mieux comprendre ce phénomène, il est nécessaire d'approfondir l'étude pour chaque groupe.

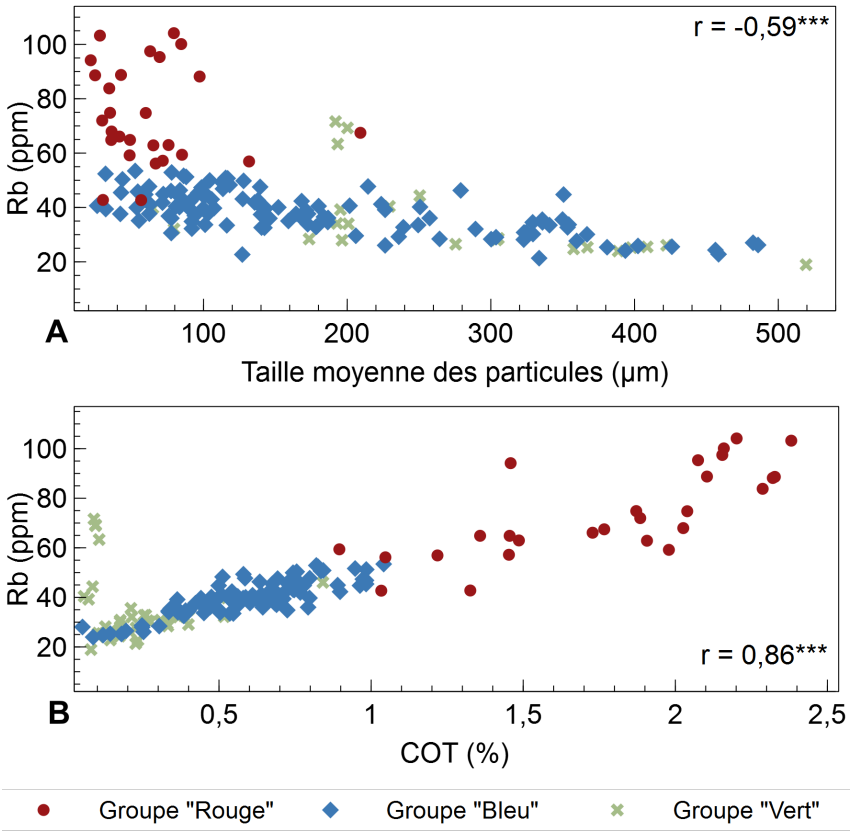


Figure II.33 – A : relation entre Rb (ppm) et la taille moyenne des particules (µm ; B : relation entre Rb (ppm) et COT (%), pour les trois groupes identifiés figure II.32.

a) Groupe rouge

Le groupe rouge est composé des fractions les plus fines (62 µm en moyenne) avec les taux les plus élevés de COT (1,80 % en moyenne), BrOrg (95 ppm en moyenne) et Rb (75 ppm en moyenne), reflétant un environnement de sédiments argileux, riche en matière organique. Seuls les échantillons portuaires (sédiments de surface et profonds), estuariens et ceux prélevés sur- et à proximité du site de dépôt sont regroupés. Pour approfondir l'analyse, le groupe rouge est divisé en six sous-groupes de R1 à R6 (Figure II.32 et tableau II.5).

R1 est composé de sept échantillons, qui sont issus des prélèvements réalisés à bord de la drague, dans les bassins de Port Ancien et de Port 2000 (HD1, HD2, HD3, HD4 et HD5) ainsi que deux des échantillons prélevés dans les bassins peu dragués, dans le Port Ancien et dans le Grand Canal (H22 et HDO). R2 regroupe deux échantillons issus des bassins de Port Ancien (H8 et H11) et un échantillon (63) prélevé dans la partie sud du site de clapage. R3 correspond à un seul échantillon (H21), prélevé dans les bassins de Port Ancien, à proximité d'une bouche d'évacuation des eaux usées du Havre. R4 regroupe un mélange d'échantillons portuaires (HG1, H5 et H2000), d'échantillons prélevés sur le site de clapage (119, 33 et 164) et un échantillon prélevé en eau douce dans la Seine (B1). R5 est composé de stations échantillonnées à proximité du site de clapage et de celles échantillonnées en eau saumâtre dans l'estuaire de la Seine (T1). R6 regroupe uniquement des échantillons issus du site de clapage (22, 32 ,35 et 137).

On observe, de manière générale, une diminution des valeurs de Pb, S, Rb, BrOrg et COT du groupe R1 à R6, avec R1 possédant les valeurs les plus fortes et R6 les valeurs les plus faibles (figure II.34 et tableau II.5). Ainsi, les échantillons du sous-groupe R1, donc les échantillons prélevés directement à bord de la drague (sédiments profonds), sont les plus enrichis. Ces sédiments sont dans un environnement protégé, avec très peu de courant et d'apports en oxygène et sont composés de vase noire compacte riche en matière organique, indiquant le développement de conditions anoxiques. A l'inverse, les échantillons les moins enrichis en Pb, S, Rb, COT et BrOrg sont ceux situés sur- et à proximité immédiate du site de clapage (sous-groupe R5 et R6). Cette zone ouverte bénéficie d'un hydrodynamisme fort

et d'un apport constant en oxygène dissous, ce qui permet une réoxydation des sédiments clapés, après dépôt en mer. La concentration en sulfure et plomb associée diminue car la respiration anaérobie est remplacée par la minéralisation oxique de la matière organique, entraînant également une diminution de la matière organique (Stephens *et al.*, 2001). Il est donc possible de discriminer les sédiments portuaires une fois déposés en mer, grâce aux marqueurs issus de la sulfato-réduction, qui a eu lieu dans l'environnement calme et riche en matière organique des bassins portuaires. Ceci n'est possible que si le clapage est assez récent (ou que les dépôts sont fréquents), avant réoxydation complète des sédiments. Cependant, il n'est pas possible de discriminer, sur la base de la présence de S et du Pb qui évoluent rapidement, la part des sédiments portuaires de celle des sédiments de l'estuaire. Les sédiments portuaires sont enrichis en BrOrg, COT et Rb, mais d'autres mécanismes peuvent être à l'origine du tri granulométrique (comme les courants de marée). Leurs valeurs absolues sont insuffisante pour identifier les échantillons influencés par les dépôts de dragage.

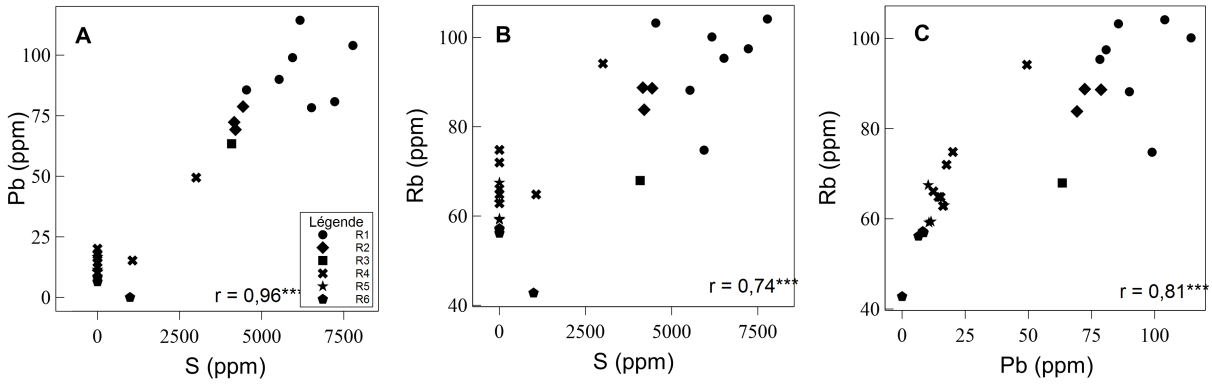


Figure II.34 – Relations entre Rb, Pb et S (ppm), pour les six sous-groupes du groupe rouge, identifiés figure II.32.

b) Groupe bleu

Le groupe bleu se compose de sédiments de taille intermédiaire par rapport au deux autres groupes (177 µm en moyenne). Les teneurs en Rb, BrOrg et TOC sont plus faibles que celles du groupe rouge. De même, les concentrations en S et Pb sont infimes en comparaison de celles du groupe précédent. Du fait de la grande quantité de points, très rapprochés les uns des autres (figure II.32), il est difficile d'étudier les mécanismes qui

régissent la répartition du nuage de points. Ainsi, une nouvelle analyse ACP est réalisée en utilisant uniquement les échantillons du groupe bleu et les mêmes variables (figure II.35).

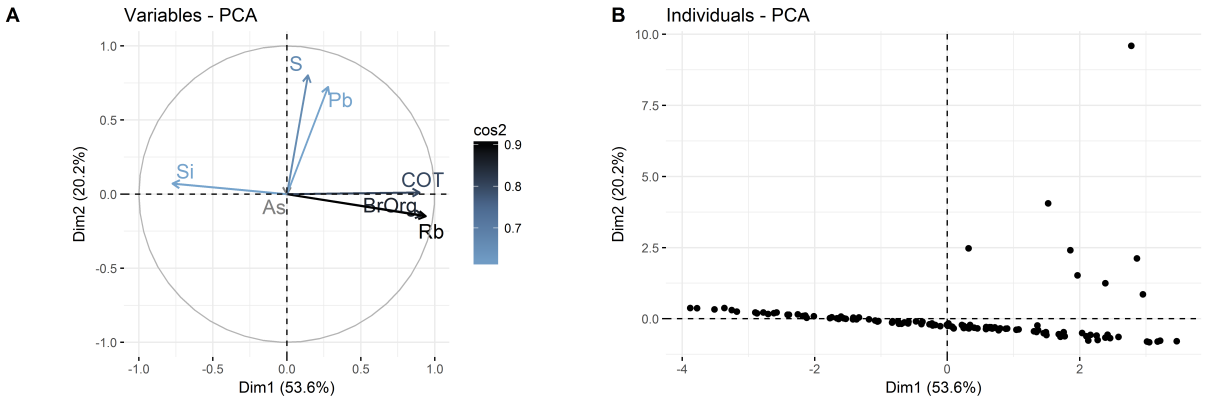


Figure II.35 – Analyse en Composante Principale (ACP) réalisée avec les échantillons du groupe bleu (N =120). A : représentation des variables avec le $\cos^2$ associé ; B : représentation des individus.

Le plan 1 et 2 représentent 74 % de la variance totale des données. Le COT, le BrOrg et le Rb sont toujours fortement corrélés (BrOrg-COT : r = 0, 74 ; BrOrg-Rb : r = 0, 87 et COT-Rb : r = 0, 86). Ces éléments sont bien représentés dans le plan 1 et structurent l'analyse ($\cos^2$ élevé). La silice, le plomb et les sulfures ne jouent qu'un rôle mineur dans la distribution spatiale des points (figure II.35 A). Le nuage de points est incontestablement linéaire (figure II.35 B) pour une grande majorité des points, révélant clairement la présence d'un gradient de matière organique et de particules fines. Quelques points enrichis en sulfure et plomb sont en dehors de ce gradient. Ainsi le tri granulométrique est une fois de plus porté par le plan 1, avec les sédiments sableux enrichis en Si vers la gauche du graphique et les sédiments plus fins enrichis en Rb, COT et BrOrg vers la droite (figure II.36). Il est important de noter que l'ensemble des points de ce gradient est situé en dehors de la zone de dépôt, au nord-est de la zone d'étude, permettant d'identifier une zone qui présente un gradient très marqué de BrOrg, COT et Rb, sans enrichissement massif en matière organique ou en S et Pb. Afin d'interpréter, dans la suite du chapitre, ces résultats spatialement sur cartographie, une division artificielle du gradient est réalisée. Quatre sous-groupes sont formés, B1 à B4, visibles sur la figure de référence II.32 et dont les valeurs moyennes sont présentées dans le tableau II.5. Le gradient est une fois de plus

mis en évidence par les valeurs numériques, avec les valeurs moyennes de BrOrg, COT et Rb décroissantes de B1 à B4 et à l'inverse, un enrichissement en Si et une augmentation de la taille des particules de B1 à B4.

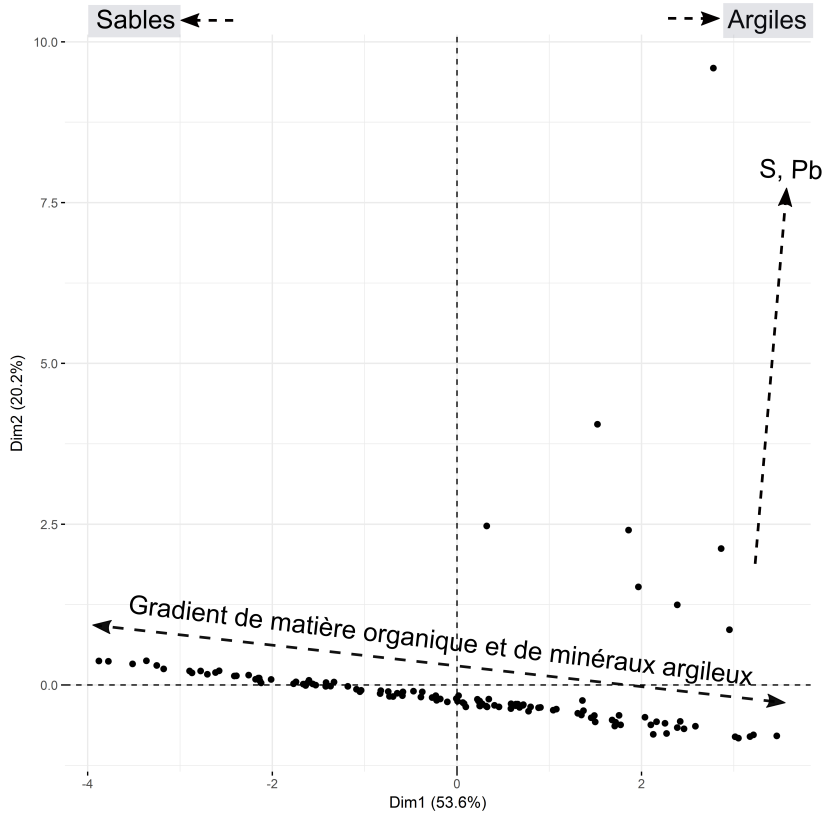


Figure II.36 – Interprétation des résultats de l' Analyse en Composante Principale (ACP) réalisée avec les échantillons du groupe bleu (N =120).

c) Groupe vert

Le groupe vert est caractérisé par des sédiments plus grossiers, enrichis en Si, avec un mélange de sables, graviers et galets (concentration moyenne en Si : 34,69 % et taille moyenne des particules : 257 µm). Deux sous-groupes sont délimités visuellement sur la figure de référence II.32, nommés V1 et V2. V1 est enrichi en Si et appauvri en BrOrg, COT et Rb, en comparaison du groupe bleu, spatialement proche (tableau II.5 et figure II.32). V2 est enrichi en Si mais aussi en Rb et As (valeurs moyennes : Si = 35,53 %, Rb = 37 ppm et As = 10 ppm). Les échantillons de ce groupe sont tous situés le long de la côte au nord-est de la zone d'étude et présentent des faciès de sables verts glauconieux, marqués ici par l'arsenic.

II.4.2.4 Application cartographique

La figure II.37 représente spatialement les résultats géochimiques en fonction des groupes établis précédemment. Il est possible d'y discerner plusieurs zone distinctes, dont les résultats géochimiques peuvent être mis en relation avec les résultats de l'étude sédimentaire (voir II.3.2 Résultats de l'étude sédimentaire).

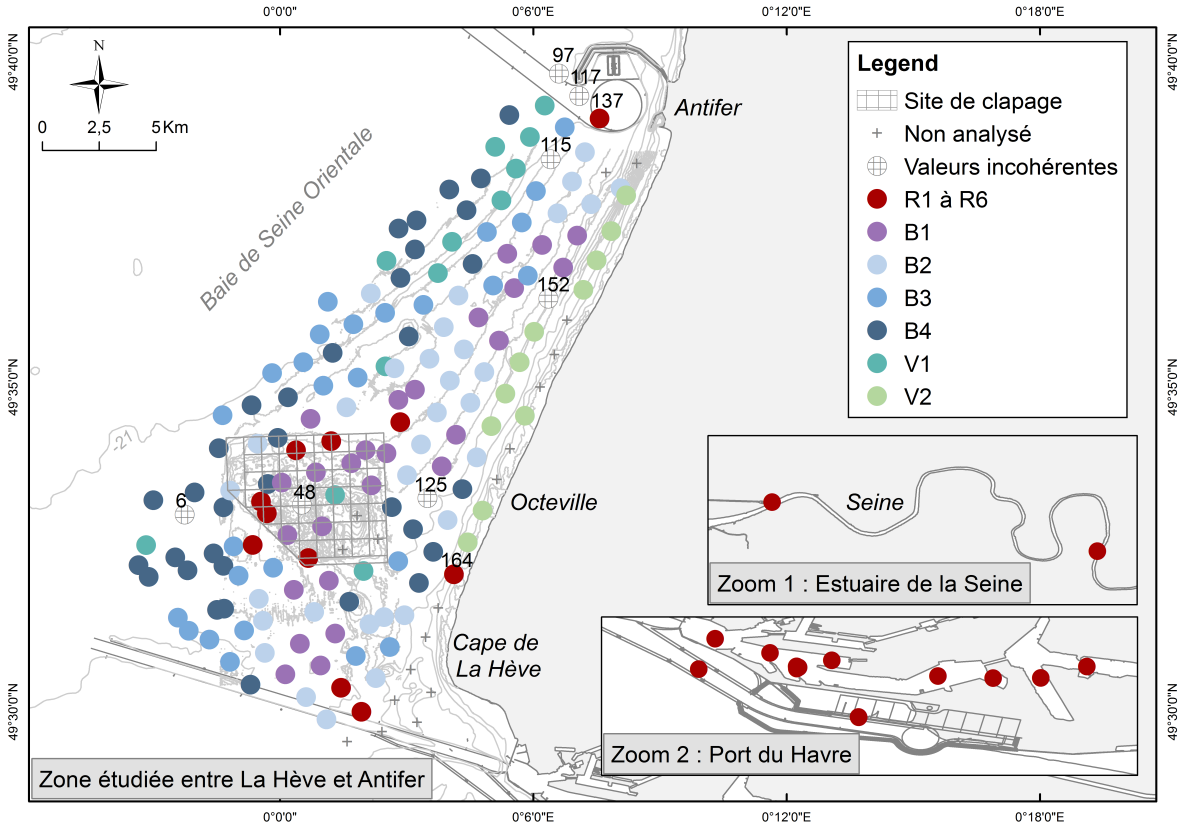


Figure II.37 – Cartographie des résultats de l'étude géochimique. Symbologie en fonction des groupes formés dans la figure II.32.

Une première zone composée de sédiments grossiers est présente le long de la côte (essentiellement sous-groupe V2), avec un enrichissement en Si, As et Rb (tableau II.5). L'étude sédimentologique a permis de mettre en évidence une zone avec alternance de sables propres, graviers, galets et également de sables verts glauconieux. Il est connu que dans les zones côtières, la vitesse des courants de marée diminue en s'approchant de la côte et que la sédimentation est soumise à l'action des houles, au fur et à mesure que la tranche d'eau diminue. Cette forte énergie permet le tri des particules et la remise en suspension des sédiments les plus fins (Larsonneur, 1971).

Deux zones sableuses sont identifiées vers le large. L'une au nord-ouest et l'autre au sud-ouest (sous-groupes V1 et B4). Ces deux zones sont sous le contrôle des courants de marée et sont donc soumises à une énergie différente de celle de la zone côtière. Les sédiments sont enrichis en Si, sans As et très peu de matière organique. Une troisième zone sableuse est visible (sous-groupe B4 essentiellement) entre le dépôt et la côte, au dessus du cap de La Hève. Le dôme formé par le site de clapage historique (jusqu'a −5 CMH au point le plus haut) et la proximité de celui-ci avec la côte, forme un chenal étroit d'accélération des courants où l'érosion accrue du substrat est à l'origine de la formation d'une zone de sable ou d'une zone de non-dépôt de particules fines.

D'autre part, deux zones de sédiments vaso-sableux sont identifiées (sous-groupes B3 à R1). Une première zone de sédiments très fins riches en COT, BrOrg, Rb, Pb et S est identifiable au niveau du site de clapage et à proximité immédiate au nord et au sud (groupe rouge et sous-groupe B1). Le marquage géochimique est similaire à celui des échantillons portuaires, avec des teneurs en sulfure et plomb élevées (début de la réoxydation du sédiment). Au sud de la zone de dépôt et jusqu'au chenal de navigation du port, un enrichissement en particules fines similaire est également noté, mais son origine est difficile à expliquer, car le sédiment peut provenir du site de dépôt (transport des sédiments fins issus des clapages vers la Seine) ou de l'estuaire de la Seine (transport naturel des sédiments fins estuariens vers le site de dépôt). Les marqueurs géochimiques des sédiments portuaires et estuariens étant les mêmes, la différentiation des deux sources est compliquée à établir. La deuxième zone d'enrichissement en particules fines est située dans la partie nord/nord-est de la zone d'étude (sous-groupe B1). Les sédiments sont moins riches en M.O. et sont composés d'un mélange de vases sableuses. Deux points anormalement enrichis en BrOrg et COT, par rapport aux points aux alentours, sont identifiés. Le point 137, dans le terminal du port d'Antifer (COT : 1,05 % et BrOrg : 65 ppm), dont l'enrichissement se justifie par sa localisation, étant donné que le port d'Antifer se compose, comme dans les autres bassins portuaires, de particules fines. Le point 164, proche du cap de La Hève (COT : 1,87 % et BrOrg : 97 ppm), également très enrichi en As (10 ppm), valeurs comparables à celles du groupe vert, en Pb (20 ppm) et Rb

(75 ppm). Ce point est anormalement enrichi en matière organique et se caractérise par un faciès de vase compacte ancienne, mis en évidence lors de l'étude sédimentaire de même que sa variabilité temporelle (étude de suivis temporel menée entre août et octobre). En janvier, un dépôt de vase compact noire est visible en surface et disparaît lors des campagnes du mois d'août et octobre, avec un faciès de sables propres en août et un faciès de sable en mélange avec des débris coquilliers en octobre, traduisant probablement un recouvrement temporaire du dépôt de vase (figure II.38).

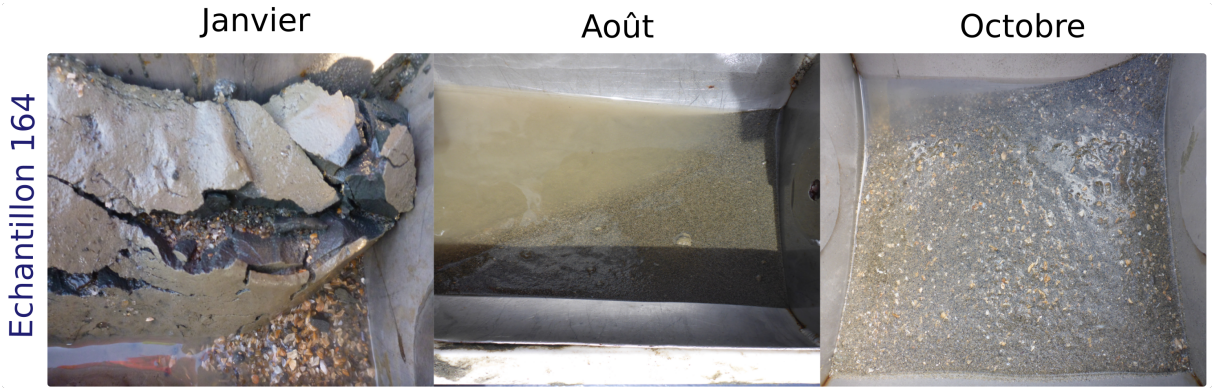


Figure II.38 – Photographies des bennes de la station 164 prises à bord du bateau, en janvier, août et octobre 2016.

De plus, certains points particuliers, avec des valeurs incohérentes, sont identifiés (figures II.32 et II.37). Afin d'en vérifier les valeurs, plusieurs nouveaux réplicats ont été analysés au XRF, au cas où il y aurait eu une contamination au moment de la première analyse. Les nouveaux replicats ont confirmé les valeurs incohérentes. Deux échantillons (97 et 117) présentent des faciès sédimentaires très particuliers, composés de quartz rond, très difficile à broyer (figure II.39).

Figure II.39 – Photographie de la benne de la station 97.

Il s'agit probablement de résidus de matériaux de construction utilisés pour la digue du port d'Antifer. Deux autres échantillons (115 et 6) présentent des concentrations en Si très différentes des points à proximité. Le points 6 montre une teneur très faible en Si et à l'inverse le point 115 est très enrichi en Si, en comparaison des points situés à proximité (sous-groupe B4 pour le point 6 et sous-groupes B3, B2 et V1 pour le point 115). De même, deux points (points 152 et 125) sont anormalement enrichis en As (7 ppm environ pour

les deux), peut-être à cause d'un phénomène local d'érosion du substratum ou d'apports de sédiments côtiers glauconieux. Enfin, l'échantillon 48 présente une concentration très importante de BrOrg (479 ppm), probablement issue d'anciens sédiments clapés au niveau du dôme du dépôt historique, dont des processus d'érosion (forts courants et faible profondeur), contribuent à leur affleurement.

II.4.2.5 Dynamique sédimentaire et perturbations

Le BrOrg, le COT et le Rb sont les trois paramètres qui structurent l'ensemble des analyses. Nous les considérons ici, comme étant trois paramètres dynamiques, étant donné la présence évidente d'un gradient qui régit la distribution des particules fines et de la matière organique. Afin de comprendre la dynamique sédimentaire, une cartographie présentant la distribution spatiale des valeurs de COT est réalisée (figure II.40). Le COT est choisi préférentiellement aux deux autres paramètres dynamiques, car le Rb est enrichi dans les sables glauconieux et que le COT est un marqueur reconnu de la matière organique, en comparaison du BrOrg.

Trois zones distinctes sont identifiables sur la figure II.40, l'une au nord-est où deux gradients de COT apparaissent clairement, une autre au sud-ouest, pauvre en COT et la dernière, sur le reste de la zone, où aucun gradient organisé n'apparaît.

Au nord-est, les valeurs de COT augmentent du large vers la côte (à mettre en lien avec la figure II.37 et le tableau II.5 ; sous-groupe B4 à B1 : 0,28 - 0,49 - 0,65 - 0,77 % de COT), et de la côte vers le large, sur une surface moindre (figure II.37 et tableau II.5 ; sous-groupe V2 à V1 : 0,14 - 0,21 %). Les deux gradients convergent vers une limite où la teneur en COT est maximale. La zone côtière est dominée par l'action des houles. Les sédiments y sont grossiers (sables, graviers, galets, débris coquilliés), enrichis en glauconie et proviennent probablement, en partie, d'apports continentaux et de l'érosion des falaises. Le taux d'érosion du haut de falaise a été estimé à 0,18 m an^{-1} et à 0,10 m an^{-1} en haut de pente, avec une forte érosion de la base de la falaise dont la dynamique d'accrétion relâche en mer une grande quantité de silex, craie et argile (Elineau, 2013). A l'inverse, la zone du large est soumise à l'action de la marée et présente des sables propres. Entre

ces deux zones, les sédiments sont plus fins, avec un mélange de vases et de sables et sont enrichis en matière organique. L'énergie y est plus faible du fait de la convergence des courants de marée et de houles.

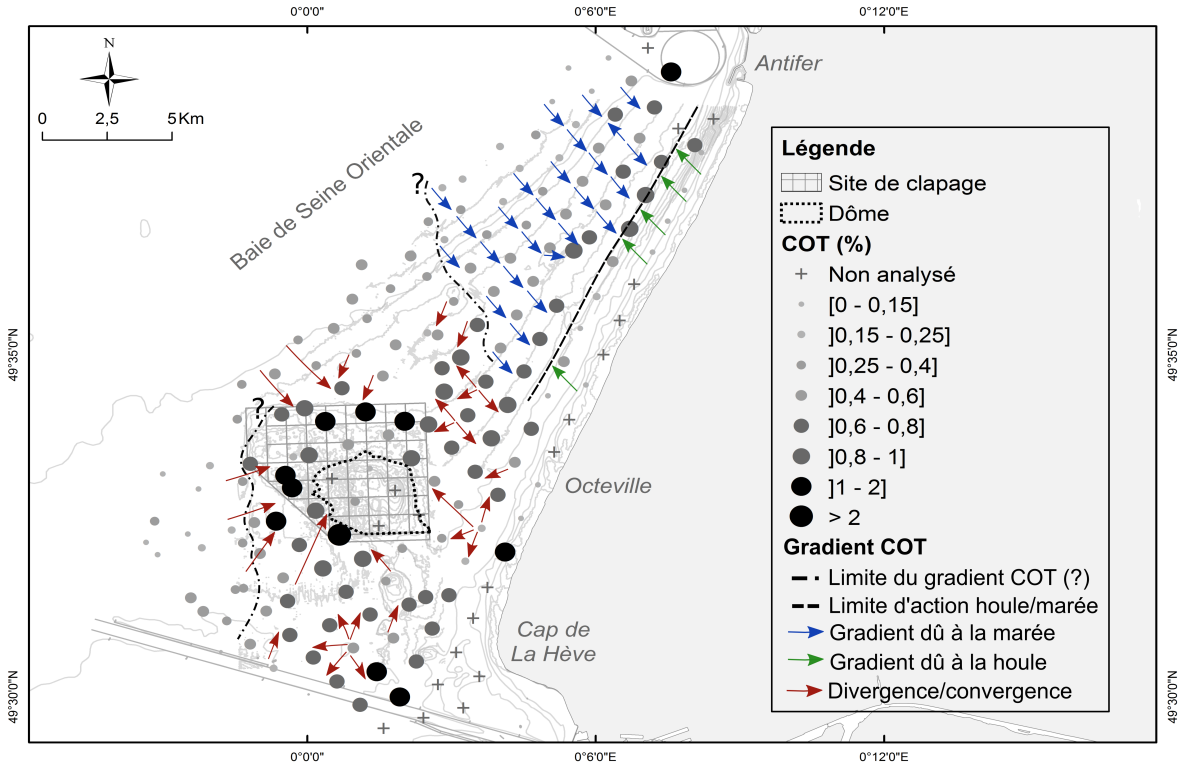


Figure II.40 – Distribution spatiale du COT (%), interprétation et délimitation de la zone de gradient de COT avec mise en évidence de l'équilibre dynamique.

Un système similaire a été mis en évidence par Larsonneur (1971), sur la partie occidentale de la baie de Seine, avec la présence de deux gradients d'affinement des sédiments, qui convergent dans la zone où les courants de marée et l'action des houles sont moindres. Dans les mers caractérisées par de forts courants de marée, telle que la Manche, la sédimentation est contrôlée par les houles uniquement dans les zones peu profondes. Larsonneur (1971) a défini la limite d'action houle-marée à -7 m pour la partie occidentale de la baie de Seine.

Pour définir la profondeur à laquelle se situe la limite d'action houle-marée, un graphique de la concentration en COT en fonction de la bathymétrie est réalisé, avec l'ensemble des échantillons de la zone du gradient (figure II.41). Le maximum de COT (0,77 %) est situé sur la courbe bathymétrique des 15 m. La concentration en COT

diminue vers le large pour retrouver les valeurs côtières vers 23 m de profondeur, avec l'augmentation de l'énergie liée à la marée. L'ensemble de la zone est à l'équilibre (au moment des prélèvements), avec une dynamique côte-large marquée, contrôlée par la bathymétrie.

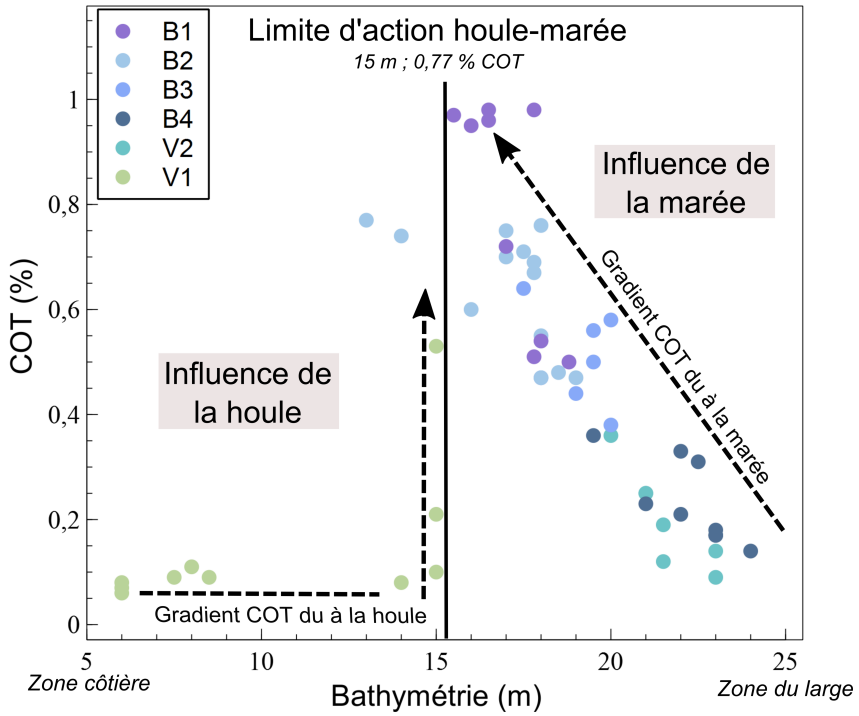


Figure II.41 – Relation entre bathymétrie (m) et concentration en COT (%), pour les échantillons des groupes bleu et vert (figure II.32) présents au niveau dans la zone de gradient. Données bathymétriques issues des suivis GPMH par sondeur multifaisceaux

D'autre part, au sud-ouest vers le large, une zone composée de sédiments bien classés de sables propres est identifiable (déjà mise en évidence avec l'analyse de modes sédimentaires). Elle présente de faibles teneurs en COT par rapport à la zone au nord/nord-est à des profondeurs similaires. Ces valeurs de COT augmentent en direction du site de clapage. Cette zone est également soumise à l'action de la marée, mais les mécanismes sont différents de ceux reçus au niveau de la zone de gradient nord-est. Pour une même profondeur, les valeurs de COT sont inférieures dans la zone au sud-ouest (entre 0 et 0,25 %) par rapport à celles au nord-est (entre 0,15 et 0,60 %). Les mesures de courants réalisées par le GPMH en 2014 indiquent pourtant des valeurs moyennes de courant de fond similaires entre les deux zones (entre 0,27 - 0,35 $m\,s^{-1}$ en vives eaux et 0,15 - 0,20 $m\,s^{-1}$ en mortes eaux, points de mesures 1, 5 et 6 ; voir Chapitre I, figures I.17

et I.18. La dynamique sédimentaire dans cette zone, plus restreinte, est donc différente de celle présente au nord-est. Des échantillonnages supplémentaires vers le large pourraient être intéressants et permettraient de compléter mes observations.

Enfin, la zone centrale, englobant le site de clapage, présente des valeurs plus élevées de COT (jusqu'à 2%). Le gradient n'est plus visible dans cette zone et la dynamique sédimentaire y est perturbée, par la présence du site de clapage. Le premier impact noté est d'ordre morphologique. La présence d'une dôme surélevé, constituant le site de dépôt historique, à proximité de la côte, provoque la formation d'un chenal d'accélération des courants de marée, qui induit la présence de sédiments sableux pauvre en matière organique. De plus, le deuxième impact notable est issu du dépôt quotidien de sédiments très fins, riches en matière organique. La composition géochimique des sédiments déposés est différente. Les sédiments portuaires sont le résultat du mélange des apports marins et estuariens et l'influence commune de ces deux sources rend leur différenciation complexe, une fois les sédiments déposés en mer. Cependant, l'enrichissement des sédiments portuaires en S, Pb, Rb, BrOrg et COT provoqué par le mécanisme de sulfato-réduction couplé à l'environnement calme des bassins, permet une certaine "traçabilité" des sédiments fraîchement clapés. Toutefois, le S et le Pb disparaissent rapidement à l'inverse du COT, qui marque durablement la perturbation occasionnée. L'étude de la dynamique sédimentaire et de la divergence du gradient de COT permet de délimiter approximativement la zone d'impact (illustrée par une ligne en pointillé et un " ?" car il n'est pas possible de placer précisément cette ligne, qui dépend de la limite de convergence des gradients). L'organisation sédimentaire est donc affectée par l'apport de sédiments enrichis en matière organique. Les dépôts fréquents engendrés par les clapages répétés ne permettent pas au sédiment d'atteindre l'équilibre dynamique.

II.4.3 Synthèse de l'étude géochimique

L'étude géochimique menée sur un grand nombre d'échantillon et à l'échelle fine, à permis de mettre en évidence les processus sédimentaires et de délimiter trois zones, représentées synthétiquement sur la figure II.42.

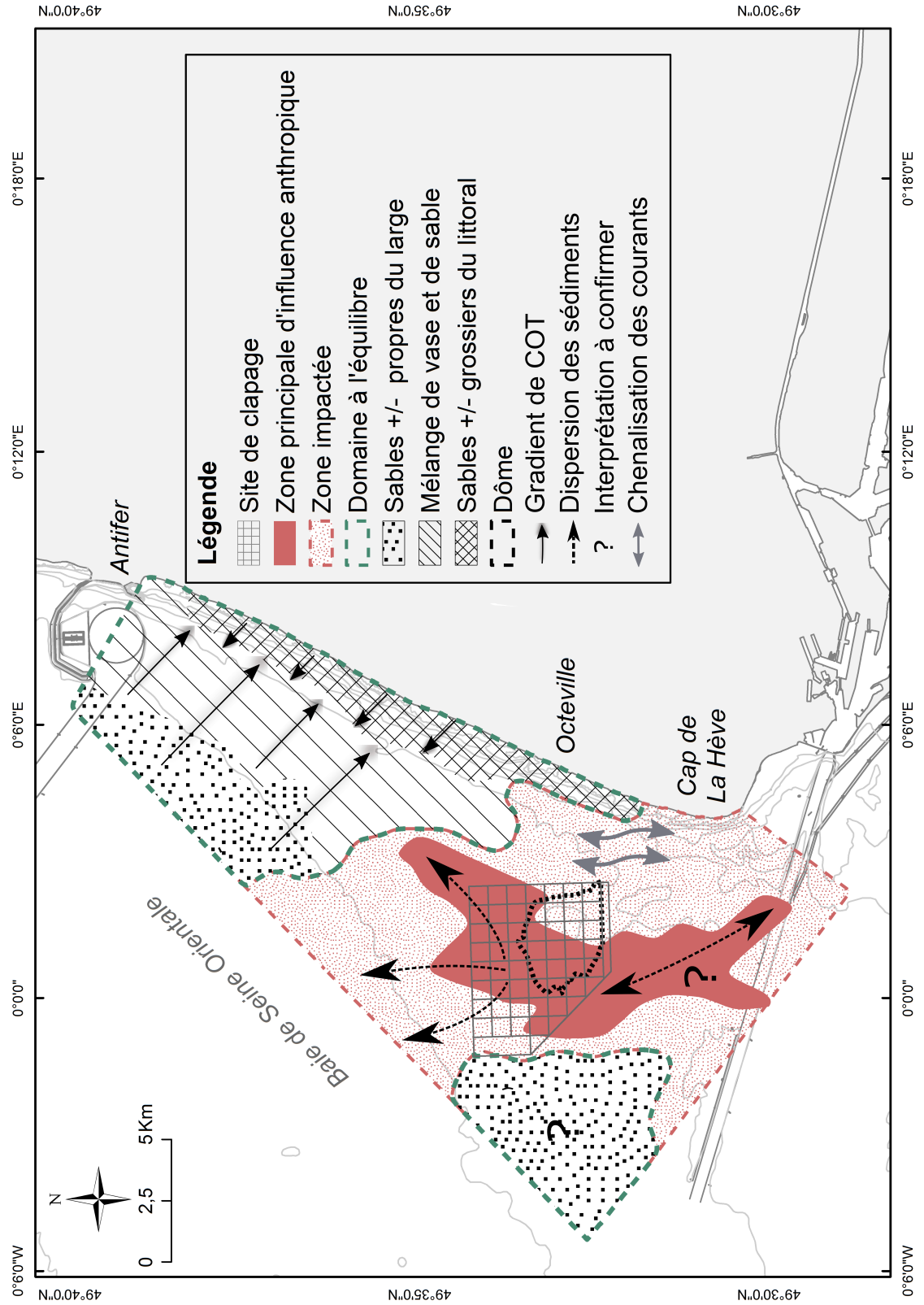


Figure II.42 – Synthèse de l'étude géochimique.

Au nord-est, les sédiments sont à l'équilibre dynamique avec la présence d'un double gradient d'énergie. Au large et le long du littoral, les sédiments sont pauvres en matière organique et sont soumis à un niveau élevé d'énergie, sous l'influence de la marée pour les sédiments du large et sous l'influence de la houle pour les sédiments côtiers. Les deux gradients convergent dans la zone d'énergie minimale où les sédiments sont enrichis en matière organique. La limite d'action dominante houle-marée est située le long de la courbe bathymétrique des 15 m.

Au sud-ouest, une autre zone non impactée par le clapage est observée. Celle-ci est plus petite en surface et l'équilibre dynamique est différent de celui observé en zone nord-est, pour une même profondeur (valeur de COT inférieures). Cependant, avec ces seuls résultats, il est difficile de déterminer la cause véritable de ces différences (hydrodynamisme et énergie reçue différents ?).

Au centre, entre ces deux zones, il existe une zone perturbée par les dépôts de sédiments, qui sont à l'origine de modifications morphologiques et géochimiques. La présence du dôme surélevé proche de la côte, participe à la modification des courants, impactant leur direction et leur intensité et permettant la remise en suspension et le transport de la matière organique (sédiments propres dans cette zone). De plus, le clapage contribue à l'apport de sédiments allochtones, ayant une composition chimique différente (enrichis notamment en plomb et sulfure). Ce sédiment est ensuite dispersé par les courants, selon trois directions majeures. Une partie est transportée vers le port d'Antifer et transite en surface (vase mobile superficielle) sans perturber réellement la zone à l'équilibre. Il est probable qu'une partie s'intègre à la matrice sédimentaire, notamment dans la zone d'accumulation. Une autre partie des sédiments est évacuée vers le large (vers le nord/nord-ouest) sans accumulation visible (présence de sédiments légèrement envasés). Enfin, il y a une dispersion vers le sud en direction du chenal d'accès au port. Cependant, il difficile de déterminer l'origine du matériel transporté, qui peut être (1) issu des sédiments clapés, dispersés vers le sud, (2) des apports de l'estuaire transportés vers le nord ou encore (3) de la remise en suspension de particules fines du chenal de navigation.

Le modèle hydrosédimentaire réalisé par Artelia (Artelia, 2013) et présenté dans le

chapitre I, met en évidence un impact faible des clapages, concernant l'apport de particules fines en suspensions sur la zone littorale. Ces estimations suivent les observations de l'étude géochimique, puisque la zone d'impact observée reste limitée à la zone de dépôt et à proximité, sans perturber directement la dynamique mise en évidence dans cette zone côtière.

※※※

II.5 Conclusion de l'étude sédimentologique et géochimique : délimitation de l'impact anthropique par l'étude de la dynamique sédimentaire

L'étude sédimentaire et l'analyse géochimique sont complémentaires et permettent de comprendre les mécanismes présents entre le cap de La Hève et Antifer, à échelle fine.

L'étude sédimentaire a apporté une vue globale du site. L'analyse visuelle préalable (photographies et descriptions des contenus de bennes) ainsi que les analyses numériques, permettent de confirmer la présence d'un sédiment hétérométrique très étendu, à dominance vases-sableuses, en accord avec les travaux antérieurs (Larsonneur, 1971 ; Lesourd, 2000 ; Lesourd *et al.*, 2016) et de délimiter plusieurs zones distinctes, composées de faciès sédimentaires différents. Cette approche a permis de mettre en évidence la présence d'un système complexe. Historiquement composé de sables propres, ce système s'est progressivement enrichi en sédiments fins, apportés par les opérations de clapages et la Seine, mettant en avant une évolution du stock sédimentaire. Ces apports constants de sédiments fins forment une couche mobile en surface, variable dans le temps et l'espace, et qui intègre graduellement la matrice sédimentaire, pour former une sédiment hétérométrique, qui occupe actuellement la majorité de la zone, entre le cap de La Hève et Antifer.

L'étude géochimique étudie l'empreinte historique à plusieurs échelles et l'héritage des mécanismes sédimentaires, par l'analyse de la composition chimique des sédiments.

Cette étude a permis de "mettre en mouvement" ces sédiments en proposant une vision dynamique du système, par la sélection de sept marqueurs géochimiques. Une zone à l'équilibre dynamique est décrite au nord/nord-est du site de clapage, conditionnée par les courants de marées et la houle. La rupture de cette zone à l'équilibre et du gradient de matière organique marque la délimitation d'une zone perturbée autour du site de clapage, par l'apport de sédiments portuaires. Ces sédiments portuaires sont de natures différentes car plus enrichis en sulfure et plomb, en lien avec le faible hydrodynamisme et le faible taux d'oxygène présents dans les bassins endigués.

Classiquement, les études de géochimie des sédiments identifient des marqueurs et se servent de différentiels de concentrations entre les sites pollués et les sites de références pour étudier un impact. Le travail réalisé dans cette thèse propose une nouvelle approche avec **l'utilisation de gradients dynamiques de concentration** pour délimiter une zone d'impact. Ce nouvel outil nécessite toutefois de connaître la dynamique naturelle de la zone étudiée.

Pour confirmer l'efficacité de cette nouvelle approche, il serait intéressant, à l'avenir, d'utiliser cette approche pour identifier d'autres zones impactées par les clapages, sur des zones côtières similaires, en baie de Seine ou dans des environnements sous influences estuariennes, tels que les sites du Grand Port Maritime de Bordeaux et le Grand Port Maritime de Nantes Saint-Nazaire, dont les volumes clapés sont également importants.

A retenir

→ Un étude a été menée à échelle fine (500 m entre les stations) pour comprendre les mécanismes sédimentaires présents entre le cap de La Hève et le port d'Antifer et étudier l'impact des clapages menés par le GPMH.

→ L'étude a permis de valider les observations faites dans les travaux antérieurs et de les préciser.

→ Ce site se compose de plusieurs faciès sédimentaires délimitant plusieurs zones et révélant la complexité des mécanismes qui s'y jouent et l'évolution du stock sédimentaire au cours du temps.

→ Il existe, dans la partie nord du site étudié, une zone dont la dynamique sédimentaire n'est pas affectée par les dépôts de dragage.

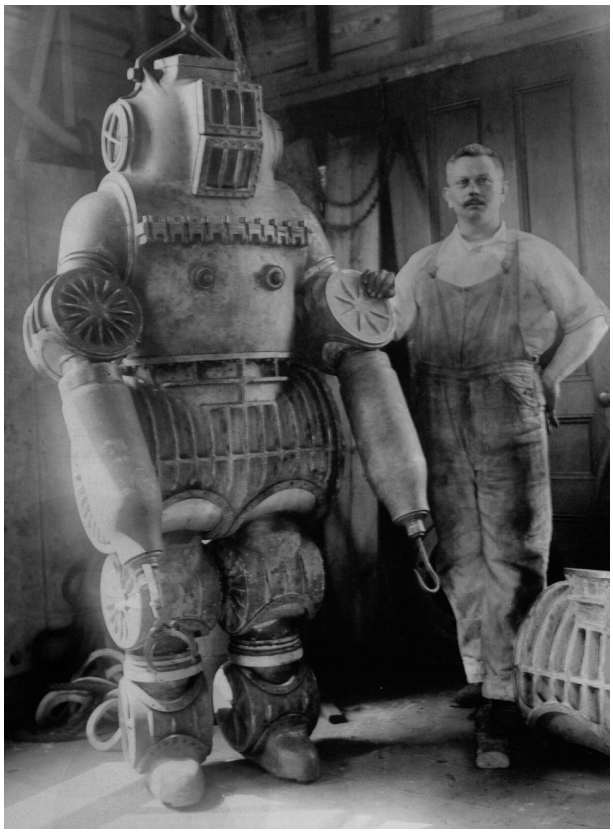
→ La nature des sédiments portuaires permet leur traçabilité, après dépôt sur le site de clapage.

→ L'impact du clapage est réel mais localisé.

→ Cette étude propose une nouvelle approche d'utilisation des marqueurs géochimiques, en utilisant des gradients de concentrations pour délimiter les zones à l'équilibre dynamique et les zones perturbées.

Chapitre III

Résistance et résilience de la macrofaune benthique en lien avec la pression de clapage



III.1 Introduction

Les concepts de résistance et de résilience d'un écosystème ont été développés pour la première fois, au sein de la communauté des écologues, par Holling (1973). **La résistance** est définie à l'échelle de l'écosystème comme la capacité à montrer une réponse minimale à une perturbation. **La résilience** traduit la rapidité à laquelle l'écosystème revient à son état initial après une perturbation. Ainsi, tout changement qui diffère des variations naturelles et perturbe la dynamique propre, tend à déstabiliser l'écosystème (Grimm *et al.*, 1992). En général, plus la diversité des espèces est importante, moins la perturbation impacte fortement l'écosystème. Mais ces deux concepts varient d'un système à l'autre. Il est donc nécessaire de bien connaître l'écosystème étudié, pour en comprendre le fonctionnement et en déterminer le degré de résistance et de résilience (Cordonnier, 2005).

En Manche, plusieurs travaux ont mis en évidence la pérennité des communautés, aussi bien spatialement que temporellement, notamment sur les zones à cailloutis, graviers plus ou moins ensablés, sables fins plus ou moins envasés, sables moyens et sables grossiers (Thiébaut *et al.*, 1997 ; Foveau, 2009 ; Pezy, 2017). A l'échelle de la baie de Seine Orientale, des travaux ont été menés pour étudier la stabilité des communautés, en lien avec le contexte d'augmentation des pressions anthropiques (Dauvin et Lozachmeur, 2006 ; Dauvin, 2008) et plus particulièrement en relation avec l'extraction de granulats marins (Desprez, 2000), l'envasement (Barnay, 2003 ; Alizier, 2011) ou la pression de clapage (Marmin, 2013). Dans ses travaux Marmin (2013) a mis en évidence une résilience forte de la communauté des sables moyens propres à *Nephtys cirrosa*, suite à des dépôts sédimentaires expérimentaux, sur le nouveau site de dépôt de dragage du Grand Port Maritime de Rouen (site du MACHU), localisé au large de l'embouchure de la Seine. Dans les substrats plus fins, face à l'estuaire et au nord-est de la baie de Seine Orientale, le long des falaises du Pays de Caux (entre le cap de La Hève et le cap d'Antifer), la communauté décrite est celle des sables fins plus ou moins envasées à *Abra alba - Lagis (Pectinaria) koreni*. Cette communauté a été décrite pour la première fois par Cabioch (1968), puis a fait l'œuvre de plusieurs travaux, qui en ont étudié la variabilité temporelle et spatiale,

en concluant sur une stabilité marquée de cette communauté (Gentil et Dauvin, 1989 ; Ménard *et al.*, 1989 ; Dauvin et Gillet, 1991 ; Thiébaut *et al.*, 1997 ; Barnay, 2003 ; Alizier, 2011).

Comme il a été abordé dans le chapitre précédent, le dépôt important de matériel sédimentaire issus du dragage peut engendrer des modifications hydrosédimentaires locales et peut également créer des perturbations au sein de l'écosystème, de la structure et du fonctionnement des communautés benthiques (diminution de la richesse spécifique et des abondances, changements de dominance des espèces au sein des communautés, disparition des espèces sensibles et apparition d'espèces opportunistes ; Van Dolah *et al.*, 1984 ; Chauvin *et al.*, 1986 ; Smith et Rule, 2001 ; Bolam *et al.*, 2006a). Plusieurs travaux ont étudié l'impact du clapage sur les communautés benthiques, mais la plupart sont limités dans le temps ou interviennent plusieurs mois après les dépôts, ne donnant pas accès à l'ensemble du processus de recolonisation de la macrofaune benthique. De plus, dans la majorité des études, les volumes clapés sont faibles (1 million de m^3) en comparaison de ceux déposés en baie de Seine (Van Dolah *et al.*, 1984 ; Olenin, 1992 ; Smith et Rule, 2001 ; Bolam *et al.*, 2006a ; Vivan *et al.*, 2009 ; Marmin, 2013).

Le Grand Port Maritime du Havre (GPMH) dépose 2 à 2,5 millions de m^3 par an, de vases issues des bassins portuaires, sur le site de dépôt d'Octeville, localisé entre le cap de La Hève et le port d'Antifer. Il réalise des suivis annuels (ou bi-annuels, depuis 2015), entre autre, de macrofaune benthique, en accord avec la réglementation française (loi sur l'eau et convention OSPAR). Aucune étude n'a été réalisée avant la mise en place du site de dépôt (utilisé depuis 1947), ce qui ne permet pas de faire des comparaisons de type BACI (Before-After-Control-Impact) et d'accéder ainsi à la composition faunistique avant les clapages, pour étudier précisément l'impact engendré sur cette zone. De plus, le GPMH à fait évoluer ses méthodes de dépôts pour minimiser la perturbation engendrée, mais cherche aussi à améliorer au maximum sa technique, pour concilier l'entretien des bassins et chenaux de navigation avec une bonne qualité environnementale. Ainsi, une expérimentation est proposée dans ce chapitre, afin d'étudier la résilience et la résistance de la communauté benthique, en fonction de différentes fréquences de clapage.

Les objectifs de ce chapitre sont d'une part, d'étudier à échelle fine la communauté benthique présente entre le cap de La Hève et le port d'Antifer et d'en comprendre les variations spatiales et temporelles. D'autre part, ce chapitre a pour but d'étudier la résistance et la résilience du macrobenthos en fonction des volumes déposés et de la fréquence de clapage. Enfin, cette partie vise à proposer au GPMH, une méthode de dépôt sédimentaire adaptée permettant une reconlonisation rapide par la macrofaune benthique.

Ce chapitre se divise en trois parties principales. (1) Expérimentation de différentes fréquences de clapages et l'étude, durant une année, à échelle fine, des assemblages faunistiques présents entre le cap de La Hève et le port d'Antifer. (2) Situer les assemblages décrits, dans le contexte plus large de la baie de Seine Orientale, pour une année donnée (2016). (3) Étudier les assemblages benthiques dans un contexte temporel, depuis 2003.

※※※

III.2 Impact du clapage sur les communauté benthiques. Expérimentation avec différentes fréquences de dépôts de dragage.

III.2.1 Méthodologie

Pour étudier l'impact du clapage sur les communautés benthiques, définir une fréquence de clapage adaptée et étudier la résistance et la résilience de l'ecosystème présent entre le cap de La Hève et Antifer, une expérimentation a été menée durant une année, en définissant trois casiers soumis à différentes fréquences de dépôts de dragage. Des prélèvements de faune benthique ont été réalisés à la suite de chaque opération de clapage. Dix stations ont été sélectionnées entre le cap de La Hève et le port d'Antifer, de manière à obtenir des données à la fois sur la zone impactée, celle sous-influence et celle non-impactée directement par les clapages (figure III.1).

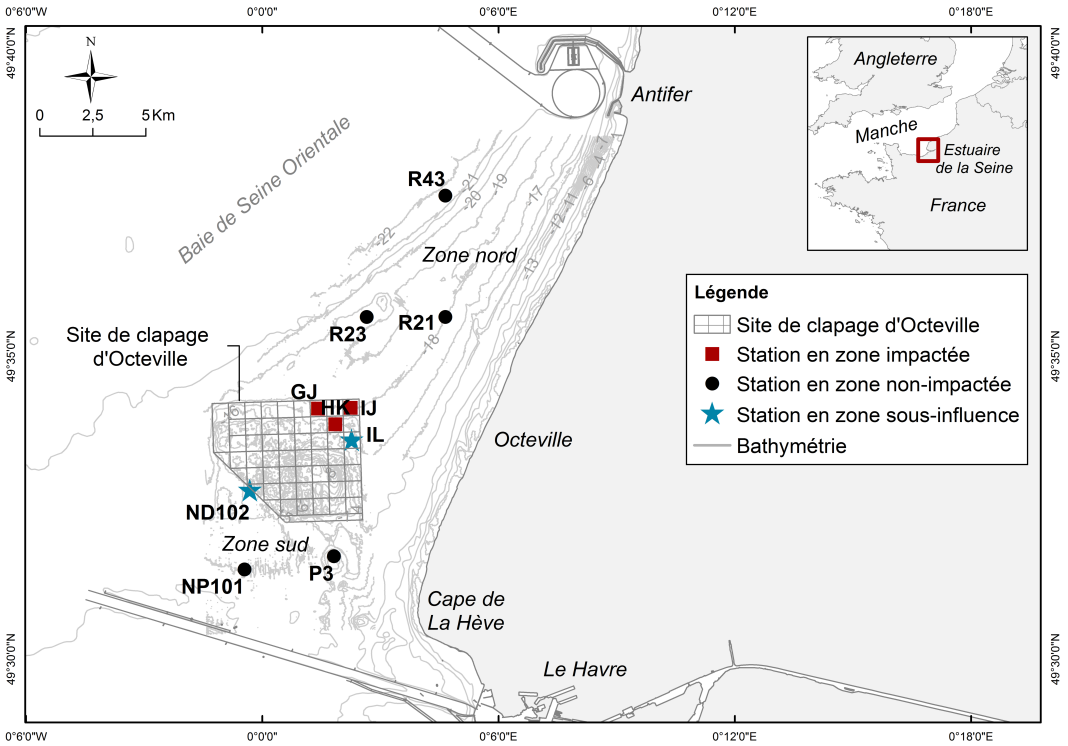


Figure III.1 – Plan d'échantillonnage pour l'étude de l'impact du clapage sur les organismes benthiques. Données bathymétriques (multifaisceaux) issues du GPMH, 2016.

III.2.1.1 Expérimentations

Le site de clapage est divisé en casiers nommés de A à I d'ouest en est et de J à Q du nord au sud. Pour les expérimentations, trois stations ont été choisies au centre de chaque casier respectif et nommées en fonction de ceux-ci. Il s'agit des stations GJ, HK et IJ (figure III.1). Ces stations ont subi différentes pressions de clapage : le sédiment portuaire a été déposé tous les trois mois sur la station GJ (fréquence élevée), tous les six mois sur la station HK (fréquence moyenne) et une fois, au début des expérimentations, pour la station IJ, afin d'étudier la résilience de l'écosystème en fonction des clapages. La fréquence la plus élevée (tous les 3 mois) a été choisie en fonction des opérations de dragage habituellement menées par le GPMH.

Pour rappel, le port utilise des engins de dragage à forte capacité volumique (Samuel de Champlain, capacité du puits de 8 500 m^3 et Daniel Laval avec un puits de 5 000 m^3), qui réalisent une grande opération de clapage durant environ trois semaines toutes les 10 semaines (soit environ tous les 3 mois), en fonction de l'état des fonds, principalement dans

les bassins les plus fréquentés par les navires de commerce. D'autres engins de dragage (principalement la Gambe d'Amfard avec un puits de 750 m^3 et la Jean Ango avec un puits de 1 500 m^3) sont utilisées pour les opérations quotidiennes (voir chapitre I). Le site étant nécessairement continuellement utilisé par le GPMH pendant les expérimentations, les plus grosses quantités de sédiments clapés ont été déposées dans les casiers attribués spécifiquement pour l'expérience (GJ, HK, IJ), aux dates préalablement définies. Le reste des sédiments, issus d'opérations de dragage moins volumiques et quotidiennes, ont été déposés à l'ouest de la zone de dépôt (figure III.2). En support à ces trois casiers clapés expérimentalement, deux stations ont été définies sur le site de dépôt et correspondent à deux stations sous-influence (IL et ND102), c'est à dire, non-clapées (ou très faiblement pour ND102) mais potentiellement soumis à des dépôts indirects.

La zone d'expérimentation est située dans la partie nord-est (NE) du site de clapage, afin de laisser suffisamment de casiers libres pour les dragages non-expérimentaux (entretien quotidien des bassins portuaires ; figure III.2). Le positionnement des stations sur la zone de clapage a été choisi en fonction de l'orientation des courants, ceux-ci étant principalement orientés vers le nord (Avoine *et al.*, 1981 ; Artelia, 2013 ; Brasselet, 2014), pour éviter le dépôt indirect par le transfert de sédiments entre casiers proches. Le casier le moins clapé, IJ, est positionné en bordure nord du site. Le casier GJ, le plus fréquemment clapé, est positionné vers l'intérieur du site (et non en bordure de site). La station HK est positionnée au sud des deux précédentes stations. La station IL, en zone d'influence, est placée au sud de toutes les autres (courants vers le nord, peu de dépôts indirects vers le sud). Enfin la station ND102 est située au sud-ouest, à l'écart des stations clapées expérimentalement, pour obtenir des informations sur la zone sud du dépôt. Le positionnement des stations sur le site de dépôt est choisi pour concilier à la fois la mise en place des expérimentations et les clapages quotidiens nécessaires pour le GPMH.

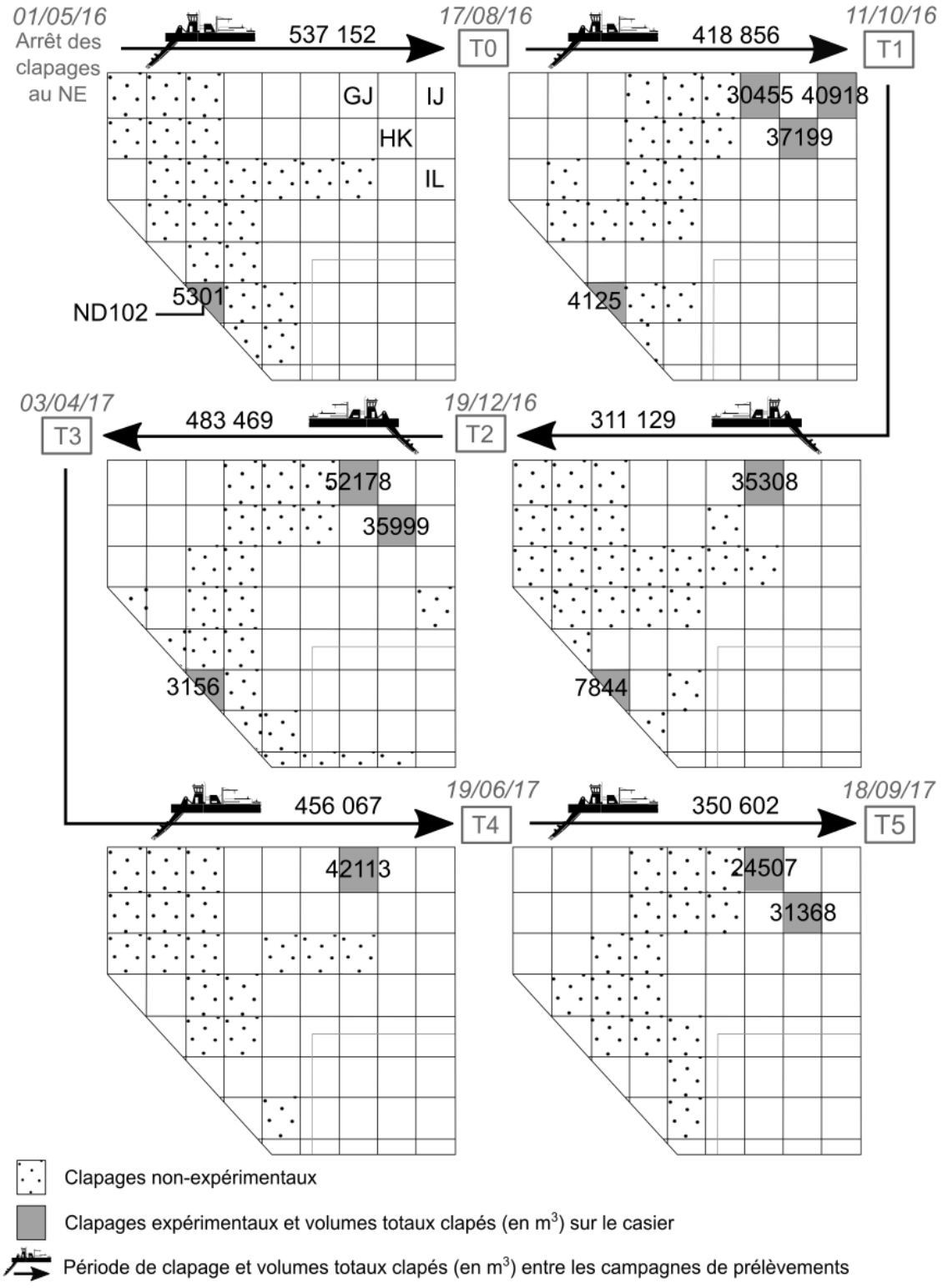


Figure III.2 – Schéma récapitulatif des expérimentations de clapage, avec les volumes totaux clapés sur l'ensemble du site et par casiers, entre chaque campagne d'échantillonnage (volume in situ calculés en m^3).

L'expérimentation est menée durant un peu plus d'un an, d'août 2016 à octobre 2017. Les volumes clapés sont indiqués sur la figure III.2. Les volumes totaux clapés sur l'ensemble du site sont indiqués au dessus de chaque casier et correspondent aux volumes expérimentaux et non-expérimentaux déposés entre les différentes campagnes d'échantillonnage (par exemple, 418 856 m^3 ont été déposés sur l'ensemble du site entre le 17 août 2016 et le 10 octobre 2016). De même, les totaux des volumes déposés sur les casiers expérimentaux sont calculés entre chaque campagne de prélèvement et indiqués pour chaque casier concerné (par exemple, 30 455 m^3 ont été déposés sur le casier GJ entre le 17 août 2016 et le 10 octobre 2016). Les casiers clapés pour les dépôts non-expérimentaux sont indiqués par un figuré à points noirs, afin de permettre la localisation global des dépôts, entre chaque période d'échantillonnage.

III.2.1.2 Stratégie d'échantillonnage

Suite à chaque dépôt de sédiment sur le, ou les casiers définis pour l'expérimentation, un prélèvement de faune benthique est réalisé sur l'ensemble des dix stations (figure III.1). Trois stations sont échantillonnées en zone nord (R43, R23 et R21) et deux stations en zone sud (NP101 et P3). Ces stations sont considérées comme étant non-impactées par le clapage, car en dehors de la zone de dépôt.

Les stations en zones nord et sud, ainsi que la station ND102, au sud-ouest du dépôt, sont les mêmes que celles utilisées par la Cellule du Suivi du Littoral Normand (CSLN) pour le GPMH, lors de leurs suivis benthiques. Ces stations ont été choisies afin de pouvoir comparer les résultats et étudier la variabilité inter-annuelle des communautés benthiques.

Six campagnes d'échantillonnage ont été réalisées (nommées T0 à T5). Les prélèvements ont été menés tous les deux à trois mois environ, en fonction des conditions météorologiques et du passage de l'engin de dragage. Une campagne de prélèvement initiale (T0) a été menée sur l'ensemble des dix stations, avant le début des clapages expérimentaux en zone NE, le 17 août 2017. Dans cette zone aucun clapage n'a eu lieu quatre mois auparavant, en prévision des expérimentations. Les dates de chaque campagne de prélèvement sont récapitulées sur la figure III.2 et dans le tableau III.1.

Trois échantillonnages sont menées en été, fin d'été et automne (T0, T1 et T5), deux autres sont menés au printemps (T3 et T4) et un échantillonnage est mené en hiver (T2).

Tableau III.1 – Récapitulatif des dates, nombre de stations et de réplicats échantillonnés pour chaque campagne. 3 B : 3 réplicats pour l'analyse de la faune benthique ; 1 S : 1 réplicat pour l'analyse sédimentaire.

Campagnes	Date de prélèvement	Nombre de station	Nombre de réplicats
T0	17 août 2016	10	3 B et 1 S
T1	11 octobre 2016	10	3 B et 1 S
T2	19 décembre 2016	10	3 B et 1 S
T3	3 avril 2017	10	3 B et 1 S
T4	19 juin 2017	10	3 B et 1 S
T5	18 septembre 2017	10	3 B et 1 S

Les échantillonnages sont réalisés à bord du bateau « Le Marais », appartenant au GPMH, à l'aide d'une benne Smith McIntyre, dont la surface de prélèvement est de 0,1 m^2. Trois réplicats de faune benthique sont prélevés ainsi qu'un réplicat supplémentaire pour les analyses sédimentaires (granulométrie et matière organique).

III.2.1.3 Traitement des échantillons au laboratoire

a) Tamisage et détermination de la macrofaune benthique

Les échantillons de faune sont tamisés sur un tamis d'ouverture circulaire de 1 mm à bord du navire puis conservés dans une solution de formaldéhyde $<10\,\%$. A l'arrivée au laboratoire, les échantillons sont triés pour en extraire uniquement la macrofaune benthique et établir un premier classement par phylum. Les échantillons triés sont conservés dans de l'éthanol à 96 %. Les individus sont ensuite identifiés sous loupe binoculaire, à l'aide de clés de détermination, jusqu'au rang de l'espèce (ou du genre, si impossibilité de déterminer l'individu précisément) et dénombrés, pour chaque réplicat. Lorsque la détermination précise jusqu'à l'espèce n'est pas possible, on parlera de taxon ou taxa au pluriel. Le référentiel taxonomique World register of Marines Species (WORMS) a été utilisé pour actualiser les noms des espèces et taxa, à la date du 5 février 2018.

b) Biomasse

Les biomasses (masses des organismes vivants) sont réalisées au laboratoire M2C-Caen et sont obtenues par la méthode PSLC (Poids sec Libre de Cendres) pour chaque taxa-espèce, puis rapportées par station. Les échantillons sont mis à l'étuve (60 °C) au minimum 48 h jusqu'à séchage complet, puis pesés, après refroidissement à température ambiante, avec une précision de 0,000 1 g pour obtenir le poids sec (PS). Ils sont ensuite calcinés au four pendant 4 h à 500 °C, afin d'éliminer la matière organique sans altérer la matière minérale. Une fois refroidis, les échantillons sont pesés une nouvelle fois avec la même précision pour obtenir le poids de cendre (PC). La biomasse individuelle d'un taxa correspond à la différence des deux pesées (PS–PC) rapportée au nombre d'individus du taxa concerné. Les biomasses sont exprimées en $g\,m^{-2}$

Pour deux espèces *Owenia fusifomis* et *Lagis koreni*, étant donné le grand nombre d'individus et le fait que des mesures de taille ont été réalisées, les biomasses ont été obtenues en utilisant les relations allométriques (Gentil et Dauvin, 1989 ; Elkaim et Irlinger, 1987 ; voir III.2.1.5).

c) Granulométrie et matière organique

Le réplicat sédimentaire échantillonné pour chaque station, à bord du navire, est utilisé pour les mesures granulométriques (réalisées au laboratoire M2C-Caen) et le dosage de la matière organique (réalisé au CNAM-INTECHMER de Cherbourg-en-Cotentin).

La fraction fine (<63 µm) est extraite par tamisage humide à l'eau douce. Le reste du sédiment, une fois séché, est tamisé sur une colonne de sept tamis de maille carrée : <63 ,]63–125],]125–250],]250–500],]500–1 000],]1 000–2 000] et >2 000 µm (tableau III.2). Chaque refus de tamis ainsi que la fraction fine, est pesé avec une précision de 0,01 g. Les classes sont établis selon la classification de Wentworth (1922), modifiée par Folk (1954), Folk et Ward (1957) et Folk (1966).

Les analyses de teneur en carbone organique total (COT) sont réalisées par la même méthode que celle utilisée dans le chapitre II section II.4. Pour rappel, les échantillons sont congelés au retour de campagne puis lyophilisés. La teneur en COT est obtenue

Tableau III.2 – Classification granulométrique (en µm) d'après Wentworth (1922), modifiée par Folk (1954), Folk et Ward (1957) et Folk (1966).

Coupures granulométriques	Classes granulométriques	Regroupement des classes
> 2000	Graviers et galets	Graviers
1000 – 2000	Sables très grossiers	Sables grossiers
500 – 1000	Sables grossiers	
250 – 500	Sables moyens	
125 – 250	Sables fins	Sables fins
63 – 125	Sables très fins	
< 63	Silts et argiles	Silts

par l'analyseur carbone-soufre LECO CS 744. Les échantillons sont broyés à l'aide d'un broyeur automatique, puis 50 mg (± 20 mg) sont pesés avec précision et déposés dans des creusets préalablement calcinés à 500 °C afin d'éliminer toutes traces de matière organique (MO). Les échantillons sont ensuite placés à 40 °C et soumis à plusieurs attaques à l'acide orthophosphorique (H_3PO_4) afin d'en éliminer les carbonates. Les attaques sont réalisées jusqu'à ce qu'il n'y ait plus de réaction visible. Les échantillons sont séchés entre chaque attaque. Pour permettre la combustion, deux accélérateurs sont ajoutés au creuset (tungstène et fer). Une calibration est réalisée toutes les six analyses. Deux à trois réplicats sont réalisés en fonction de la répétabilité des deux premiers. La moyenne des réplicats donne le résultat final, pour chaque échantillon. Les résultats sont exprimés en pourcentage.

III.2.1.4 Traitement et analyses des données

Pour simplifier la lecture de ce chapitre, les quatre zones étudiées sont identifiées par des acronymes. La zone du dépôt dans laquelle les stations sont clapées expérimentalement (stations GJ, HK et IJ) est nommée « ZD-C ». Celle qui correspond aux casiers non-clapées (ND102 et IL) est abrégée « ZD-NC ». La zone située au nord de la zone de dépôt, où sont échantillonnées les stations R43, R23 et R21 est écrite « ZN » et celle au sud du dépôt (correspondant aux stations P3 et NP101) est notée « ZS ».

a) Analyses faunistiques descriptives

L'évolution et la distribution faunistique des dix stations durant les six campagnes de prélèvement ont été comparées à l'aide des paramètres de richesse taxonomique, d'abondance et d'indices de diversité (indice de Shannon-Wiener H' et indice de Piélou J'), classiquement calculés dans les études descriptives.

La richesse taxonomique (S) correspond au nombre de taxa-espèces recensées par station, tout réplicats confondus.

L'abondance (A) correspond au nombre d'individus récoltés par unité de surface. A est ici exprimée en nombre d'individus par 0,3 m^2, surface correspondant aux trois réplicats réunis.

L'indice de diversité de Shannon-Wiener, H' (Shannon, 1948), permet d'exprimer la diversité en prenant en compte le nombre espèces et l'abondance des individus au sein de chacune de ces espèces. La valeur de l'indice varie de 0, lorsqu'une espèce domine très largement toutes les autres (ou un seule espèce présente) à log S (ou H'max), lorsque toutes les espèces ont la même abondance. C'est donc un indicateur de l'hétérogénéité de la biodiversité du milieu étudié (équation III.1). Vincent *et al.* (2002) ont mis en place des valeurs seuils de référence pour l'indice de Shannon-Wiener concernant les habitats sablo-vaseux (tableau III.3).

$$\boxed{H' = -\sum_{i-1}^{s} pi \log_2 pi}$$

Avec

$$pi = \frac{ni}{N}$$

ni = nombre d'individus de l'espèce i (ou taxa) dans l'échantillon

N = nombre total d'individus de l'ensemble des espèces (ou taxa) dans l'échantillon

S = nombre total d'espèces (ou taxa)

(III.1)

Tableau III.3 – Classification de la pollution à partir de la valeur de H', dans les habitats sableux-vaseux (Vincent *et al.*, 2002).

Ref couleur	État écologique	Valeur de H'	Classification de la pollution
	Mauvais	< 1	Azoïque, très pollué
	Médiocre	2-1	Fortement pollué
	Modéré	3-2	Modérément pollué
	Bon	4-3	Zones de transition
	Excellent	> 4	Sites de références

L'indice de Piélou (J') ou indice d'équitabilité accompagne souvent l'indice de Shannon-Wiener. Il permet de mesurer la répartition des individus au sein des espèces, mais cette fois, indépendamment de la richesse taxonomique. Sa valeur varie de 0 : dominance d'une espèce, à 1 : équirépartition des individus au sein des espèces (équation III.2).

$$\boxed{J' = \frac{H'}{H'_{max}}} \tag{III.2}$$

Avec

$$H'_{max} = \log_2 S$$

Les comparaisons spatiales et temporelles (entre les stations et les campagnes) sont décrites à l'aide d'histogrammes de distribution et de cartographies (réalisée avec le logiciel ArcGis 10.2.2).

Pour valider statistiquement les différences et les taux de significativité associés, plusieurs méthodes statistiques ont été utilisées en fonction des jeux de données et des objectifs. La normalité a été testée à l'aide du test de Shapiro-Wilk (Shapiro et Wilk, 1965). Des tests de Kruskal-Wallis (KW), analyses non-paramétriques, ont été réalisés pour la comparaison des différences entre les stations, les campagnes et les zones, concernant les paramètres d'abondance et de richesse taxonomique. Cette analyse (KW) se base sur des comparaisons de médianes et permet de tester l'hypothèse nulle (H0), selon laquelle les échantillons sont issus de la même population. Lorsque l'hypothèse H0 est rejetée, il existe des différences entre les échantillons. Dans ce cas, des tests statistiques

de comparaisons multiples (KWmc) ont été menés. Ces test ont été réalisés avec le logiciel R 3.3.3 (package « pgirmess »).

De plus, des corrélations ont été menées entre les volumes clapés et les abondances ainsi que les richesses taxonomiques sur les stations impactées par les dépôts de sédiment. Les coefficients de corrélation de Spearman (ρ) ont été utilisés. Il s'agit d'une mesure de dépendance statistique non-paramétrique, qui se base sur les rangs des valeurs des deux variables concernées. L'avantage de ce test est qu'il ne dépend pas de la distribution des données. La significativité associée au test est également calculée. Les analyses ont été réalisées avec le logiciel R 3.3.3.

b) Analyses multivariés

Afin d'étudier les assemblages benthiques, des analyses CAH (Classification Ascendante Hiérarchique) et n-MDS (Non-metric Multidimensional Scaling) sont effectuées. Ces deux analyses complémentaires permettent de représenter les relations complexes et de regrouper les échantillons selon leurs similarités ou dissimilarités (Clarke, 1993 ; Clarke et Warwick, 2001). La classification hiérarchique consiste à regrouper les espèces les plus proches sous forme d'un dendrogramme, dont la longueur des branches représente la distance moyenne entre les espèces et groupes d'espèces, c'est à dire leur pourcentage de similarité. La n-MDS est une méthode d'ordination multidimensionnelle qui permet de représenter les similarités entre les variables dans un espace à n dimensions. La représentation est évaluée par le « stress de Kruskal » (Kruskal, 1964). On estime que la représentation est excellente si le stress est inférieur à 0,1 ; satisfaisante si le stress est compris entre 0,1 et 0,25 ; médiocre si la valeur est supérieure à 0,5 (Wagenaar et Padmos, 1971). Les analyses sont effectuées d'une part sur les données d'abondances totales (stations et campagnes) afin d'appréhender les assemblages à la fois spatialement et temporellement, d'autre part sur les données d'abondances moyennes par station puis par campagne, afin de détailler plus précisément les assemblages. Les données sont préalablement transformées en $\log_{(x+1)}$ pour minimiser le poids des espèces très abondantes. L'indice de similarité de Bray-Curtis a été utilisé pour établir les matrices de similarités entre les stations.

Les regroupements ainsi mis en évidence ont été testés grâce à une analyse de similarité ANOSIM, développée par Clarke (1993). Le calcul d'un indice de similarité permet de tester l'hypothèse nulle (H0) selon laquelle il n'existe aucune différence entre les assemblages.

Dans le cas où une différence significative est observée, une analyse de la contribution des espèces à la similarité (SIMPER, SIMilarity PERcentages) a été réalisée (Clarke, 1993). Ce type d'analyse permet d'identifier les espèces qui sont majoritairement responsables des différences observées entre les assemblages.

Les analyses ont été réalisées à l'aide du logiciel PRIMER 6.

c) État écologique

L'état écologique est étudié à l'aide de différents indices biotiques. Les indices biotiques constituent une approche de la structure des peuplements benthiques en fonction du niveau de perturbation. Cinq groupes écologiques sont définis par Hily (1984) en fonction de différentes sensibilités (tableau III.4).

Tableau III.4 – Groupes écologiques définis par Hily (1984).

Groupes	Type d'espèces	Caractéristiques
I	Sensibles à une hypertrophisation	Largement dominantes en conditions normales, mais disparaissent les premières si perturbation
II	Indifférentes à une hypertrophisation	Espèces peu influencées par une augmentation de la quantité de M.O.
III	Tolérantes à une hypertrophisation	Naturellement présentes dans les milieux vaseux, elles sont le signe d'un déséquilibre du système
IV	Opportunistes de second ordre	Cycle de vie court et proliférant dans les sédiments réduits
V	Opportunistes de premier ordre	Prolifèrent dans les sédiments réduits. Espèces adaptées au milieux perturbés

Le coefficient benthique ou AMBI, mise en place par Borja *et al.* (2000) se calcule en pondérant le pourcentage de chaque groupe écologique (GI à GV) représenté par le poids de sa contribution dans la représentation du niveau de perturbation (lié à la teneur en matière organique ; équation III.3).

$$\text{AMBI} = \frac{(0 \times \%\text{GI}) + (1,5 \times \%\text{GII}) + (3 \times \%\text{GIII}) + (4,5 \times \%\text{GIV}) + (6 \times \%\text{GV})}{100} \quad \text{(III.3)}$$

Une corrélation a été proposée par Borja *et al.* (2004), entre les valeurs de l'AMBI et les États Écologiques définis par la DCE (Directive Cadre sur l'Eau), permettant de classer l'état du système (tableau III.5).

Tableau III.5 – Valeurs de l'AMBI et équivalences avec les différents états écologiques. D'après Borja *et al.* (2000) et Borja *et al.* (2004).

Classification du site	Valeur de l'indice AMBI	Etat écologique	Dominance des groupes écologiques	Etat des communautés
Non stressé	0,0 < AMBI < 0,2	Très bon	I	Normal
	0,2 < AMBI < 1,2			Appauvri
Légérement stressé	1,2 < AMBI < 3,3	Bon	III	Déséquilibré
Moyennement stressé	3,3 < AMBI < 4,3	Moyen	IV-V	En transition vers l'état "stressé"
	4,3 < AMBI < 5,0	Médiocre		Stressé
Fortement stressé	5,0 < AMBI < 5,5		V	En transition vers l'état "fortement stressé"
	5,5 < AMBI < 6	Mauvais		Fortement stressé
Extrêmement stressé	Azoïque		Azoïque	Azoïque

Muxika *et al.* (2007) préconisent l'AMBI combiné avec d'autres paramètres tels que l'indice de Shannon-Wiener (H') et la richesse spécifique (S), à travers le calcul d'un indice biotique modifié, le M-AMBI.

Ainsi, le calcul de l'AMBI et du M-AMBI est réalisé à l'aide du logiciel AMBI 5.0 développé par l'AZTI (http://ambi.asti.es/), sur les dix stations pour chacune des six campagnes. Les moyennes des valeurs de l'AMBI et du M-AMBI de chaque campagne sont ensuite calculées, afin de représenter un graphique permettant de comparer les stations entre elles.

De plus, un autre indicateur, le BO2A (Benthic Opportunistic Annelida Amphipods index ; Dauvin et Ruellet, 2009), est calculé. Celui-ci, créé à partir du BOPA (Benthic

Opportunistic Polychaetes/Amphipod ratio ; Dauvin et Ruellet, 2007), se base sur le ratio entre les annélides opportunistes (de groupe IV et V) et les amphipodes (équation III.4). Les annelides opportunistes (c'est à dire l'ensemble des polychètes, hirudinées ou sangsues et oligochètes) résistent à de fortes concentrations de matière organique ou d'hydrocarbures dans le sédiment, à l'inverse des amphipodes qui sont des espèces sensibles aux perturbations et notamment à la pollution par les hydrocarbures. le BO2A est nul lorsqu'il n'y a pas d'annélides opportunistes dans l'échantillon, ce qui indique une zone avec une très faible quantité de matière organique. L'indice est faible lorsque l'environnement est de bonne qualité et augmente avec l'enrichissement en matière organique (tableau III.6). L'avantage du BO2A est qu'il n'est pas directement dépendant de la méthode d'échantillonnage (taille du tamis par exemple) puisqu'il utilise les fréquences. De plus, il n'est pas basé sur le même modèle d'espèces sensibles/tolérantes à l'augmentation de M.O. que l'AMBI et permet donc d'apporter de nouvelles informations.

$$\boxed{\mathrm{BO2A} = \log\left(\frac{\mathrm{f_{Ann}}}{\mathrm{f_{Amph}} + 1} + 1\right)}$$

Avec

$\mathrm{f_{Ann}}$ = abondance relative des annélides opportunistes

(nombre total d'annélides opportunistes / nombre total d'individus dans l'échantillon)

$\mathrm{f_{Amph}}$ = abondance relative des amphipodes

(nombre total d'amphipodes / nombre total d'individus dans l'échantillon)

Le genre Jassa est exclu.

(III.4)

Tableau III.6 – Valeurs du BO2A et équivalences avec les différents états écologiques ; d'après De-la Ossa-Carretero et Dauvin (2010) et modifié par Dauvin (2018b).

Ref couleur	État écologique	BO2A
	Mauvais	0,25513 - 0,30103
	Médiocre	0,19885 - 0,25512
	Modéré	0,13003 - 0,19884
	Bon	0,02453 - 0,13002
	Excellent	0,00000 - 0,02452

III.2.1.5 Etude biométrique

Afin d'étudier les périodes de recrutements et individualiser les cohortes et classes d'âge de certaines espèces, en lien avec la pression de clapage, des mesures de taille ont été réalisées sur sept espèces dominantes en baie de Seine Orientale : deux espèces de polychètes (ou vers marins), *Owenia fusiformis* et *Lagis koreni* ; trois espèces de mollusques bivalves, *Abra alba*, *Phaxas pellucidus* et *Spisula subtruncata* et enfin deux espèces d'ophiures, *Acrocnida brachiata* et *Ophiura ophiura* (figure III.3). Les mesures sont réalisées en fonction des méthodes couramment utilisées dans la bibliographie. Ces sept espèces ont été sélectionnées du fait de leur fortes abondances sur la zone d'étude, de leur place au sein des communautés benthiques ou de leur intérêt écologique. Un descriptif bref de chacune des espèces et des méthodes de mesure sont présentés ci-après.

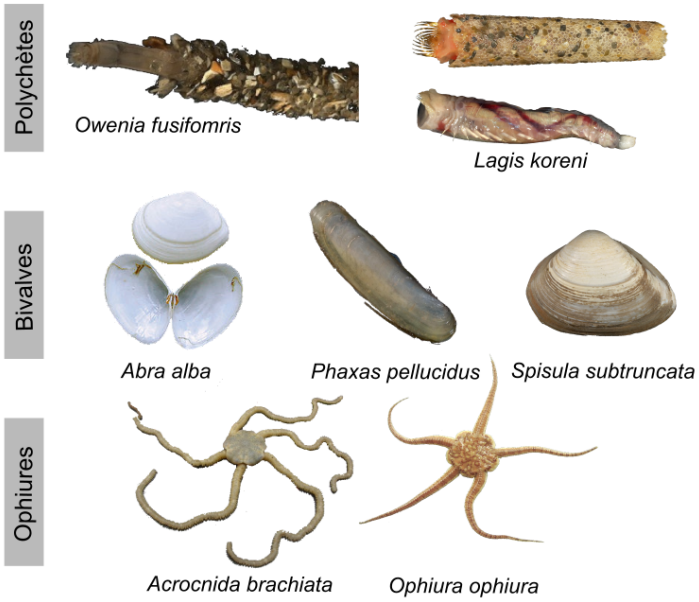


Figure III.3 – Photographies des sept espèces mesurées.

Pour mettre en évidence les cohortes d'âge présentes sur chacune des dix stations étudiées, des histogrammes 3D sont réalisés pour chaque espèce. Un histogramme est réalisé pour chaque date de prélèvement (soit six histogrammes par espèce) et se compose des dix stations, agencées dans le même ordre pour chaque graphique, avec les stations clapées au premier plan, puis les station en zone de dépôt non-clapée, puis les stations en zone nord et enfin celles en zone sud. Ces histogrammes présentent le nombre d'individus mesurés pour chaque classe de taille (figure III.4).

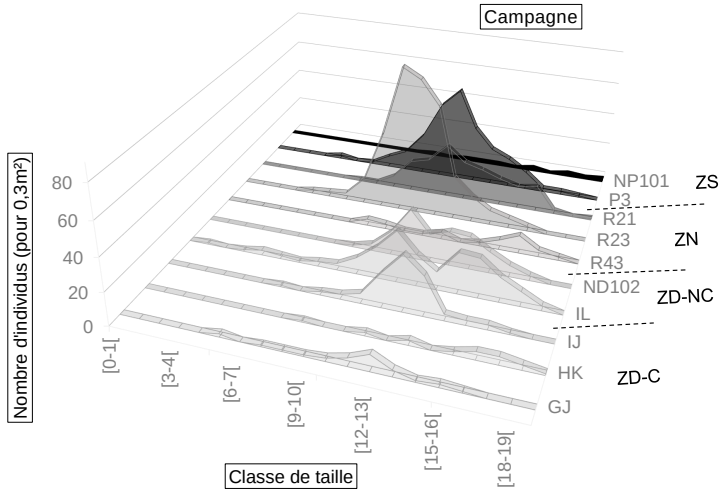


Figure III.4 – Schéma de lecture d'un graphique 3D réalisé pour la comparaison des taille. ZD-C : zone de dépôt clapée expérimentalement ; ZD-NC : zone de dépôt non clapée ; ZN : zone nord ; ZS : zone sud.

De plus, avec le même principe, des histogrammes empilés représentants le pourcentage de juvéniles et d'adultes sont tracés, pour chaque date de prélèvement et station, afin de mettre en évidence les différentes périodes de recrutement.

Pour étudier l'impact de la fréquence et des volumes clapés, sur la taille des individus et le recrutement, des corrélations de rang de Spearman (ρ) ont été réalisées sur les les données de volumes clapés et de nombre de juvéniles, pour les quatre stations expérimentales (GJ, HK, IJ et ND102).

a) *Owenia fusiformis*

L'espèce *Owenia fusiformis* (Delle Chiaje, 1842) forme d'importantes populations dans les sédiments meubles infralittoraux des mers européennes (Nilsen et Holthe, 1985). **En baie de Seine Orientale, c'est l'espèce de polychète tubicole la plus répandue, qui constitue l'espèce majeure de la communauté des sables fins envasés** (Gentil et Dauvin, 1989 ; Ménard *et al.*, 1989 ; Dauvin et Gillet, 1991 ; Dauvin, 1992 ; Thiébaut *et al.*, 1997 ; Barnay, 2003 ; Alizier, 2011). *O. fusiformis* mesure entre 3 à 10 cm de long pour 2 à 3 mm de diamètre, possède une durée de vie de trois à quatre ans et fabrique son tube à partir de grains de sable et de débris coquilliers, en fonction du matériel disponible (Ménard *et al.*, 1989 ; Noffke *et al.*, 2009). Cette espèce présente un cycle de reproduction bentho-pélagique, avec **une phase de reproduction courte, limitée au printemps (mai et juin)** et une phase larvaire pélagique (libre dans la colonne d'eau) d'environ un mois, pour les communautés présentes en Manche (Wilson et Sa, 1932 ; Thiébaut *et al.*, 1992 ; Barnay, 2003).

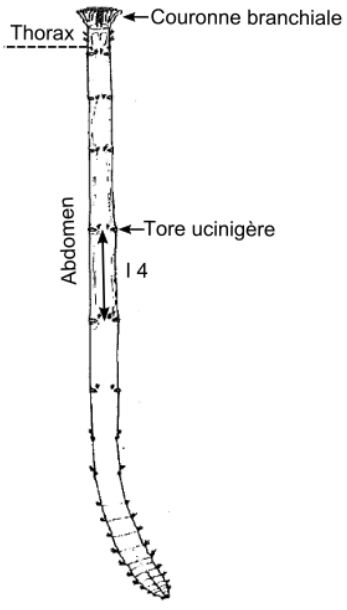


Figure III.5 – Schéma de la vue dorsale du polychète *Owenia fusiformis* avec segment I4 mesuré.

Pour réaliser les mesures sur cette espèce, les individus ont été extrait de leur tube et, en accord avec la bibliographie (Gentil et Dauvin, 1989 ; Ménard *et al.*, 1989 ; Dauvin et Gillet, 1991), **le segment I4 a été mesuré** sous loupe binoculaire, munie d'un micromètre oculaire (précision de 0,08 mm). Pour les individus trop petits, le corps entier a été mesuré (figure III.5).

Les mesures ont été regroupées par classe de taille, pour le segment I4, avec les mêmes classes que celles choisies par Ménard *et al.* (1989), soit **un total de 51 classes avec un intervalle égale à 0,4 mm, allant de 0 à 20,4 mm**. Les

individus dont le segment I4 est inférieur à 4 mm ont été considérés comme étant des juvéniles.

Les biomasses (W) à chaque station et campagne ont été obtenues en utilisant la relation allométrique définie par Gentil et Dauvin (1989 ; équation III.5).

$$W = 0,320 \times I4^{2,373} \quad \text{(III.5)}$$

b) *Lagis koreni*

Lagis koreni (Malmgren, 1866) est une espèce de polychète tubicole commune des sables envasés, dont l'aire de distribution s'étend aux principales mers européennes et à quelques zones méditerranéennes (Nicolaidou, 1982 ; Elkaim et Irlinger, 1987). Cette espèce présente de fortes abondances et **fait partie des espèces dominantes de la communauté à *Abra alba-Lagis koreni* des sables fins envasés**, bien décrite en baie de Seine Orientale (Gentil, 1976 ; Thiébaut *et al.*, 1997 ; Barnay, 2003 ; Alizier, 2011). *L. koreni* peut mesuré jusqu'à 50 mm de long et 5 à 9 mm de large avec un tube, lisse et conique composé de débris coquilliers et de grains de sables, pouvant mesurer jusqu'à 80 mm. L'animal vit enfoui dans les premiers centimètres avec la tête orienté vers le bas. C'est également une espèce à cycle de reproduction bentho-pélagique, avec une phase larvaire pélagique d'environ deux semaines. **La reproduction à lieu principalement entre avril, mai juin mais également, avec une amplitude moins élevée, entre juillet et septembre**. La durée de vie de *L. koreni* est estimée entre 15 et 18 mois, mais peut varier fortement selon les régions (Nicolaidou, 1982 ; Elkaim et Irlinger, 1987 ; Lambert *et al.*, 1996 ; Olivier *et al.*, 1996a).

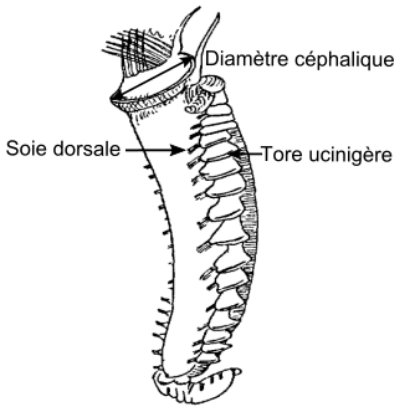


Figure III.6 – Schéma du polychète *Lagis koreni* avec diamètre céphalique (DC) mesuré.

Pour la construction des histogrammes de fréquences de taille, conformément à la

bibliographie (Nicolaidou, 1982 ; Elkaim et Irlinger, 1987), **le diamètre céphalique (DC) a été mesuré** (figure III.6) sous loupe binoculaire, munie d'un micromètre oculaire (précision de 0,08 mm).

Les valeurs sont ensuite regroupées par classe de taille d'amplitude 0,5 mm, afin de construire les histogrammes de taille. Au total, **15 classes sont établies pour cette espèce, de 0 à 7,5 mm**. Les individus dont la mesure est inférieure à 2 mm, ont été considérés comme étant des juvéniles.

Les biomasses (W) à chaque station et campagne ont été obtenues en utilisant la relation allométrique défini par Elkaim et Irlinger (1987 ; équation III.6).

$$W = 0,3554 \times DC^{2,6588} \tag{III.6}$$

c) *Abra alba*

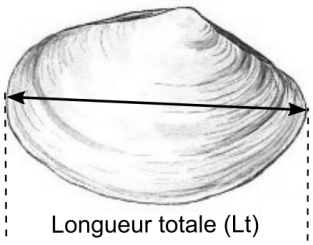


Figure III.7 – Schéma du bivalve *Abra alba* avec la longueur totale (Lt) mesurée (Dauvin, 1986).

Abra alba (Wood, 1802) est une mollusque bivalve également très répandu le long des côtes européennes (Hily et Le Bris, 1984). C'est une espèce qui présente une grande tolérance sédimentaire et qui constitue, de part ses fortes abondances, **la communauté des sables hétérogènes envasés à *Abra alba*** entre le cap de La Hève et le port d'Antifer et celle **des sables fins envasés à *Abra alba* - *Lagis koreni*** en face de l'embouchure de la Seine et le long des côtes du Pays d'Auge. Ces communautés sont relativement stable temporellement et spatialement en baie de Seine (Dauvin et Gentil, 1989 ; Thiébaut *et al.*, 1997). Les individus **se reproduisent principalement entre février-mars-avril-juin et entre octobre-novembre**, avec des périodes de pontes plus ou moins longues en fonction des régions (Dauvin, 1986). **Les recrutements sont très étalés dans le temps et peuvent avoir lieu toute l'année**, avec cependant trois périodes principales en mars, mai-juin et septembre-octobre en baie de Seine (Dauvin, 1986 ; Dauvin et Gentil, 1989 ;

Olivier *et al.*, 1996b). Les larves sont pélagiques durant environ un mois et les juvéniles atteignent la maturité sexuelle très rapidement, en six mois de vie benthique. La durée de vie, pour les individus en Manche, est estimée à 12-18 mois pour une longueur maximale de 12 à 14 mm (deux à quatre ans chez les populations nordiques avec une longueur atteignant 25 mm ; Dauvin, 1986 ; Dauvin et Gentil, 1989 ; Olivier *et al.*, 1996b).

Les mesures de taille ont été réalisées en considérant **la longueur totale de l'axe antéro-postérieur** (figure III.7) à l'aide d'un pied à coulisse (précision à 0,1 mm) par la même méthode que celle utilisée par Dauvin (1986) et Dauvin (1990). Les valeurs ont été ensuite regroupées par classe de taille d'intervalle 1 mm, totalisant **20 classes de taille de 0 à 20 mm**. Les individus inférieurs à 5 mm ont été considérés comme juvéniles.

d) *Phaxas pellucidus*

Phaxas pellucidus (Pennant, 1777) est un mollusque bivalve présent dans l'océan Atlantique, du Maroc à la Norvège, en Manche et en Méditerranée (Antit *et al.*, 2017). De même que les espèces précédentes, il est abondant en baie de Seine Orientale et présente une aire de répartition localisée entre le port d'Antifer et Cabourg (le long du Pays de Caux et du Pays d'Auge), mais reste cantonné aux sables fins peu envasés (Gentil, 1976). **Cette espèce a montré des fluctuations d'abondances et de présence au cours des différents suivis menés en baie de Seine depuis 1986, avec une croissance qui peut être très rapide** (Thiébaut *et al.*, 1997). *P. pellucidus* mesure jusqu'a 40 mm (Lindeque *et al.*, 2015 ; Antit *et al.*, 2017). C'est également une espèce dont le cycle de vie est bentho-pélagique, avec un maximum de larves pélagiques mesurées entre janvier et février d'après Lindeque *et al.* (2015).

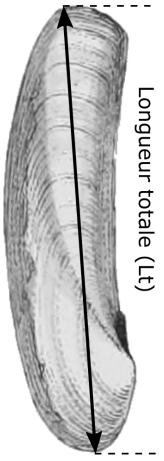


Figure III.8 – Schéma du bivalve *Phaxas pellucidus* avec la longueur totale (Lt) mesurée.

De même qu'avec l'espèce *A. alba*, les mesures ont été réalisée sur **la longueur totale de l'axe antéro-postérieur** à l'aide d'un pied à coulisse (précision à 0,1 mm ; figure

III.8). Les valeurs ont été regroupées dans un total de **30 classes de taille d'intervalle égal à 1 mm**, pareillement à l'espèce précédente. Les individus inférieurs à 8 mm ont été considérés comme juvéniles.

e) *Spisula subtruncata*

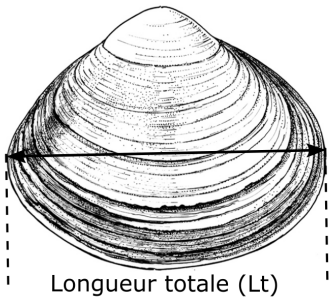


Figure III.9 – Schéma du bivalve *Spisula subtruncata* avec la longueur totale (Lt) mesurée.

Spisula subtruncata (Da Costa, 1778) est un bivalve également très commun dans les mers européennes et est considéré comme une source majeure de nourriture pour les poissons démersaux (Mohlenberg et Kiorboe, 1981). Cette espèce inféodée aux substrats sableux **a un rôle écologique important du fait des fluctuations d'abondances saisonnières et inter-annuelles importantes** qui influent sur la variabilité des communautés qu'elle compose (Fraschetti *et al.*, 1997 ; Cardoso *et al.*, 2007). En méditerranée, le recrutement a lieu du début du printemps jusqu'en été (août) et **dans le cas où les conditions sont favorables, ce bivalve montre les abondances les plus élevées au printemps et en été**. Dans le cas contraire, les abondances restent faibles, à la hauteur de celles rencontrés en hiver (Ambrogi et Occhipinti Ambrogi, 1987 ; Fraschetti *et al.*, 1997). Dans les eaux du Pays-Bas, Cardoso *et al.* (2007) ont montré un arrêt de la croissance en automne et hiver, mais qui est dépendante des conditions de température et de la nourriture disponible. La taille maximale observée est de 13 mm en méditerranée (Ambrogi et Occhipinti Ambrogi, 1987 ; Fraschetti *et al.*, 1997) et de 32 mm le long des côtes du Pays-Bas, avec une durée de vie maximale observée de 4 ans (Cardoso *et al.*, 2007).

Les mesures ont été réalisées de la même manière que pour les deux autres espèces de bivalves précédentes, avec **la mesure de l'axe antéro-postérieur**, à l'aide d'un pied à coulisse (précision à 0,1 mm ; figure III.9). Les valeurs ont été regroupées dans un ensemble de **23 classes de taille d'intervalle égal à 1 mm**. Les individus inférieurs à 6 mm ont

été considérés comme juvéniles.

f) *Acrocnida brachiata* et *Ophiura ophiura*

Acrocnida brachiata (Montagu, 1804) et *Ophiura ophiura* (Linnaeus, 1758) vivent en Atlantique, du nord du Golfe de Gascogne jusqu'à la Manche et la Mer du Nord. **Ce sont les principales espèces d'échinodermes qui peuplent les communautés benthiques à sables envasés infralittoraux, proches de la côte en baie de Seine Orientale** (Thiébaut *et al.*, 1997 ; Barnay *et al.*, 2003 ; Michez *et al.*, 2015). Plus au large, c'est l'espèce *Ophiothrix fragilis* qui forme des bancs d'individus pouvant être à l'origine d'une modification sédimentaire importante (Murat *et al.*, 2016). Les ophiures possèdent un disque central auquel sont attachées 5 bras pouvant atteindre 150 mm. Certains travaux ont montré de fortes variations des populations en fonction des conditions physico-chimiques du milieu. **Il semblerait que les températures hivernales favorisent l'expansion de l'espèce *Acrocnida brachiata* dont les stades larvaires et les phases pélagiques peuvent être raccourcis** (Webb et Tyler, 1985 ; Bourgoin et Guillou, 1990 ; Bourgoin *et al.*, 1991 ; Boos et Franke, 2006).

Les ophiures possèdent de d'importantes capacités de régénération au niveau des bras, qui influent sur la taille de ceux-ci (Bourgoin et Guillou, 1994 ; Skold et Rosenberg, 1996), c'est pourquoi les mesures ont été réalisées en considérant **le diamètre du disque** (figure III.10) qui a été mesuré à l'aide d'un pied à coulisse (précision à 0,1 mm), pour les deux espèces d'ophiures. Les valeurs ont été regroupées dans des classes de taille d'intervalle égale à 1 mm. **Pour *A. brachiata*, 14 classes ont été formées et 20 classes pour *O. ophiura***. Les individus inférieurs à 4 mm pour *A. brachiata* et inférieurs à 5 mm pour *O. ophiura*, ont été considérés comme juvéniles.

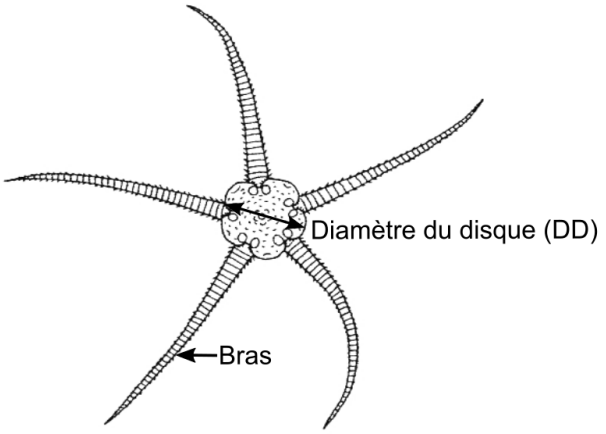


Figure III.10 – Schéma d'une ophiure et indication du diamètre du disque (DD) mesurée.

III.2.2 Résultats

III.2.2.1 Granulométrie et matière organique

En accord avec les résultats présentés dans le chapitre II, un sédiment hétérométrique est présent sur l'ensemble des stations échantillonnées pour l'étude faunistique (figures III.11 et III.12). En moyenne, les stations sur le dépôt, clapées expérimentalement (GJ, HK et IJ), présentent une proportion de fraction fine (<63 µm) supérieure aux autres stations, à hauteur de 40 %. Ces stations sont également composées d'une fraction importante de sédiments grossiers >2 000 µm, avec la présence de quelques galets et graviers. Les stations de référence sur la zone de dépôt, sont moins grossières mais possèdent une part plus importante de sables fins ([125-250[µm). Les stations au nord du dépôt et au sud présentent des faciès en mélange, avec à la fois des vases, des sables fins et des sables plus grossiers. La station R43 (ZN) dispose cependant d'un faciès plus sableux que les autres stations en zone non-impactée. La station P3, en zone sud, est légèrement plus grossière que les autres stations en zone non-impactée, probablement en lien avec le dépôt historique, situé à proximité.

Temporellement, il existe une variabilité forte sur les stations du dépôt. La station GJ présente un envasement important à partir de la campagne T4 (juin 2017), avec plus de 60 % de particules fines recensées (<63 µm). La tendance inverse est observée sur la station HK, avec un taux élevé de particules fines en T0 (60 %) et des proportions plus faibles de T1 à T5 (<39 %). Pour la station IJ, clapée expérimentalement une seule fois, en début d'expérience, la proportion de particules fines est relativement stable tout au long du suivi (entre 45 et 51 %), hormis en T2 (décembre 2016) ou la proportion de fines est plus faible (25 %). Il n'apparait pas de lien direct entre les périodes de clapage et l'augmentation de la proportion de particules fines. Sur les autres stations, les proportions de chaque classe granulométrique sont relativement constantes tout au long du suivi (figures III.11 et III.12).

Le taux de matière organique, illustré par le taux de COT (Carbone Organique Total) est également présenté sur les figures III.11 et III.12. Les données de COT n'existent pas

pour la campagne T0 (août 2016) suite à un problème de conservation des échantillons.

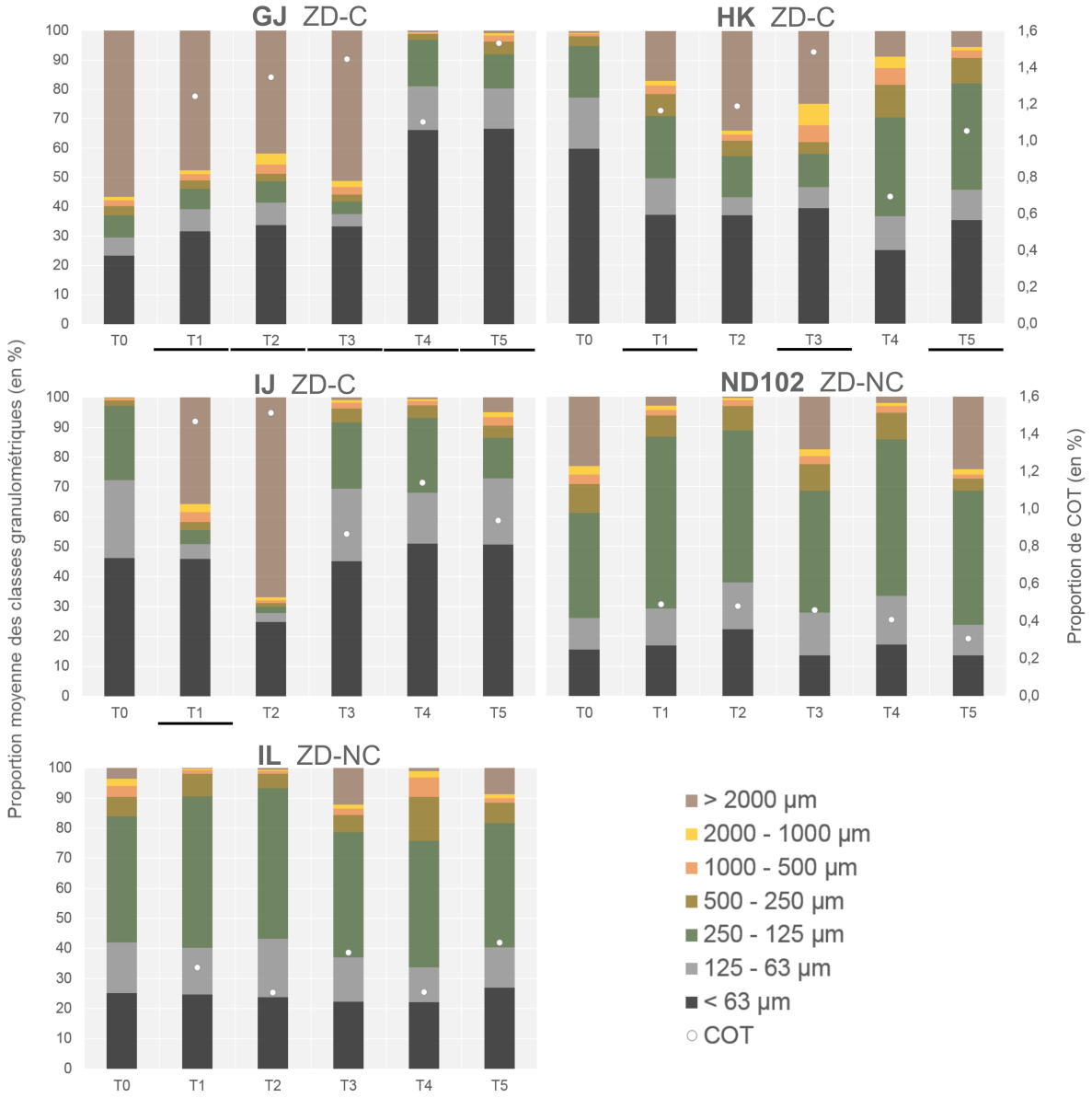


Figure III.11 – Suivi temporel des proportions granulométriques pour chaque station. ZD-C : zone de dépôt clapée expérimentalement ; ZD-NC : zone de dépôt non-clapée ; ZN : zone nord ; ZS : zone sud. En trait noir : période de clapage. Partie 1.

L'analyse statistique (Kruskal-Wallis) met en évidence des différences significatives entre les stations (p-value $= 0,041e^{-06}$) mais pas entre les différentes campagnes (p-value $= 0,99$). Le taux de COT est relativement élevé dans les stations clapées (GJ, HK et IJ) quelles que soient les campagnes, avec des valeurs comprises entre 0,70 et 1,53 %, soit en moyenne, 1,21 % de COT dans les stations clapées, toutes campagnes confondues. Dans les stations ZD-NC (ND102 et IL), les taux de COT sont beaucoup plus faibles avec un

pourcentage moyen de 0,48 %. Dans la zone au nord et au sud du dépôt, le pourcentage de COT est intermédiaire, avec en zone nord, 0,62 % de COT moyen et 0,74 % en zone sud.

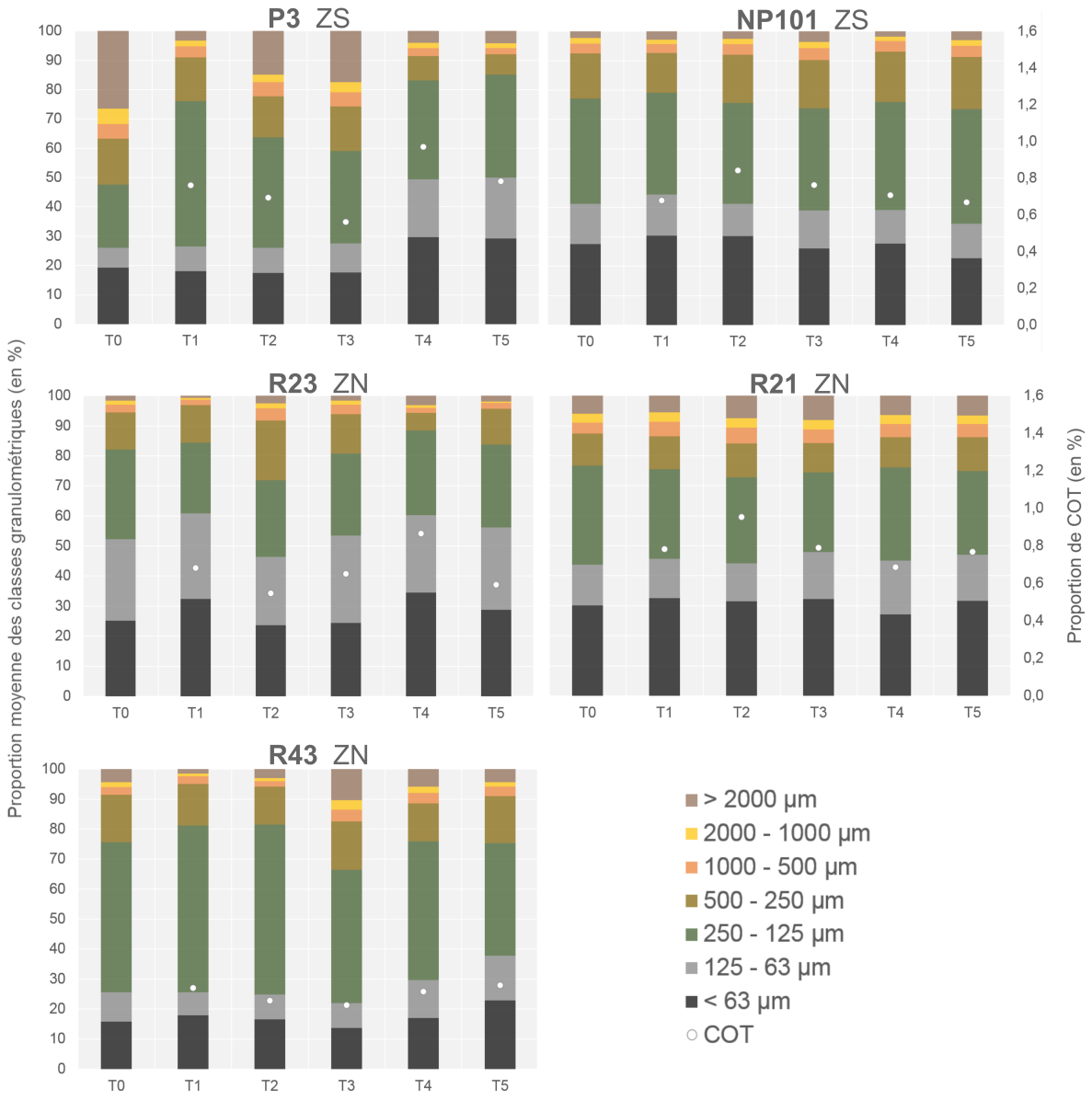


Figure III.12 – Suivi temporel des proportions granulométriques pour chaque station. ZD-C : zone de dépôt clapée expérimentalement ; ZD-NC : zone de dépôt non-clapée ; ZN : zone nord ; ZS : zone sud. Partie 2.

III.2.2.2 Composition faunistique et diversité

Sur l'ensemble des six campagnes et des dix stations étudiées, 171 taxa ont été déterminés (liste en annexe) avec un total de 46 343 ind 0,3 m^{-2} dénombrés. La liste des

taxa est disponible en annexe.

a) Richesses taxonomiques

La distribution spatiale de la richesse taxonomique (nombre d'individus recensés par station pour les trois réplicats confondus, pour les six campagnes) est présentée sur la figure III.13. Celles-ci ont été testées statistiquement à l'aide d'un test de Kruskal-Wallis (KW). **Les tests mettent en évidence des différences significatives entre les stations (p-value** $= 3,621e^{-05}$**) et entre les zones (ZD-stations clapées, ZD-stations non-clapées, ZN et ZS ; p-values** $= 5,667e^{-7}$**)**. Les différences entre les campagnes sont moins marquées (p-value $= 0,079$). Le test statistique de comparaison multiple (KWmc) réalisé sur les données par zone a mis en évidence **des différences significatives entre les stations expérimentalement clapées sur la zone de dépôt et les stations non-clapées, ainsi qu'entre les stations expérimentalement clapées et les stations en zone nord et enfin, entre les stations expérimentalement clapées et les stations en zone sud** (tableau III.7).

Tableau III.7 – Résultats du test de comparaison multiple réalisé sur les données de richesse taxonomique par zone (p-value $= 0,05$). ZD - clapées : zone de dépôt clapée expérimentalement ; ZD - non-clapées : zone de dépôt non-clapée ; ZN : zone nord ; ZS : zone sud.

Zone	KWmc	Différences significatives
ZD-clapées – ZD-non clapées	32,51	**VRAI**
ZD-calpées – ZN	26,08	**VRAI**
ZD-clapées – ZS	21,97	**VRAI**
ZD-non clapées – ZN	6,43	FAUX
ZD-non clapées – ZS	10,54	FAUX
ZN – ZS	4,11	FAUX

Au niveau des trois stations clapées expérimentalement, la station GJ, clapée trimestriellement est particulièrement pauvre en taxa tout au long des expérimentations (entre 19 et 38 taxa), de même que la station IJ, clapée en début d'expérience (entre 28 et 40 taxa). La station HK est un peu plus riche (entre 21 et 50 taxa), notamment en juin (50 taxa représentés). Les stations de référence sur la zone de dépôt (ND102 et IL) sont plus riches, avec entre 41 et 63 taxa recensés (63 taxa étant le maximum recensé).

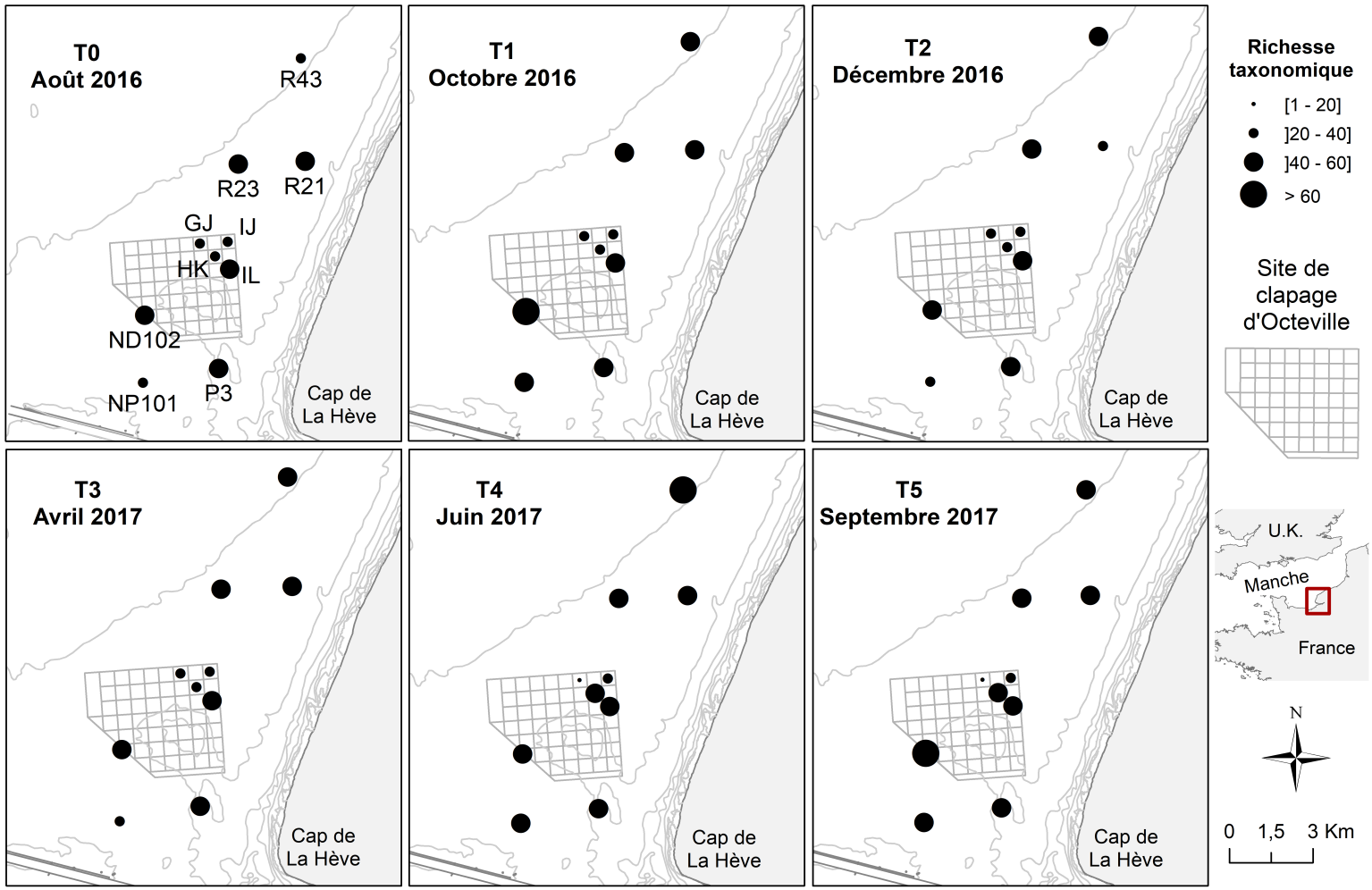


Figure III.13 – Distribution spatiale des richesses taxonomiques (pour les trois réplicats confondus) de chaque campagne et station.

b) Abondances

Les abondances obtenues pour chaque campagne et station sont présentées sur la figure III.14 et les abondances totales sont représentées spatialement sur la figure III.15. Les tests statistiques de KW mettent en évidence des **différences significatives entre les stations (p-value** $= 0,016$**), entre les campagnes (p-value** $= 0,001$**) et entre les zones (p-value** $= 0,007$**)**, avec des différences localisées (test de comparaison multiple KWmc) entre les stations clapées et les stations non-clapées de la zone de dépôt et entre les stations clapées et les stations en zone nord.

Des abondances fortes sont identifiées en fin d'été, en octobre 2016 (T1) et septembre 2017 (T5), avec une augmentation dès le mois de juin 2017 (T4). On note des abondances très faibles lors de l'été 2016 (T0), contrairement à celles observées à la même période en 2017 (T4). Comme attendues, les périodes hivernales et début de printemps sont moins riches (décembre 2016 et avril 2017 ; figure III.14 A).

Les stations clapées de la zone de dépôt sont globalement plus pauvres que les autres stations, avec notamment la stations GJ qui présente les abondances les plus faibles (de T0 à T5 : 820, 2 050, 2 026, 930, 1 070 et 24 507 ind 0,3 m^{-2}). La station GJ, clapée trimestriellement présente des abondances moyennes plus faibles que celles de la station clapées semestriellement (HK). La station clapée en début d'expérience (IJ) montre les abondances moyennes les plus élevées des trois stations expérimentales (366 en GJ, 514 en HK et 654 ind 0,3 m^{-2} en IJ ; figure III.14 B).

Cependant, il existe des variations temporelles importantes (figure III.15). La station GJ présente, par exemple, des abondances plus importantes en octobre (T1) et décembre (T2), par rapport aux stations HK et IJ (respectivement 615 et 608 ind 0,3 m^{-2} en GJ, contre 434 et 561 ind 0,3 m^{-2} en HK, ainsi que 362 et 339 ind 0,3 m^{-2} en IJ), alors que cette tendance s'inverse en septembre 2017 (T5), avec des différences d'abondances marquées et des valeurs très faibles sur GJ (126 ind 0,3 m^{-2}). Sur l'ensemble des données d'abondances, **il apparait une variabilité temporelle importante qui met en évidence la complexité du système mettant en jeu d'autres facteurs biotiques et abiotiques**.

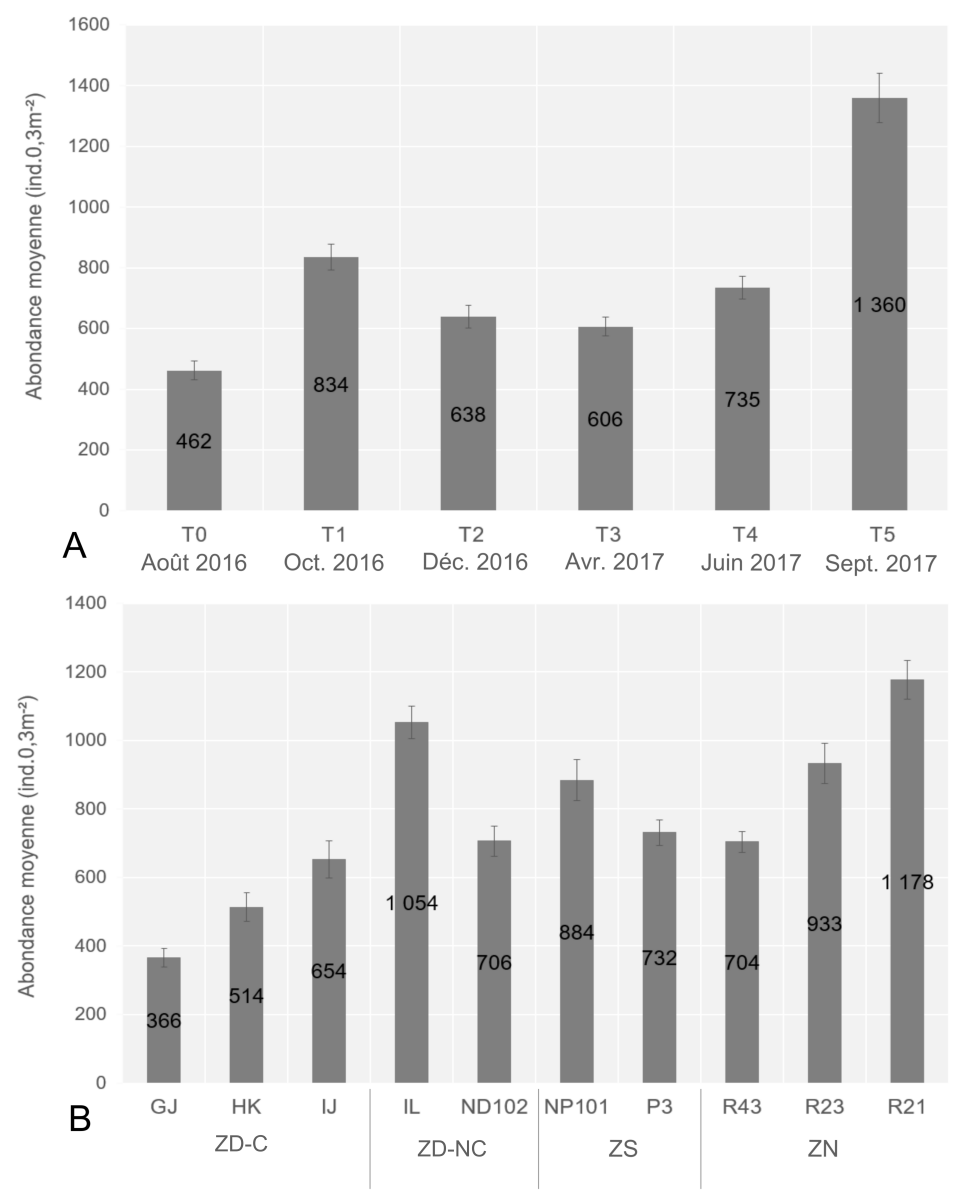


Figure III.14 – A : Abondances moyennées sur l'ensemble des dix stations pour chaque campagnes ; B : Abondance moyennées sur l'ensemble des six campagnes pour chaque station. ZD - clapées : zone de dépôt clapée expérimentalement ; ZD - non-clapées : zone de dépôt non-clapée ; ZN : zone nord ; ZS : zone sud.

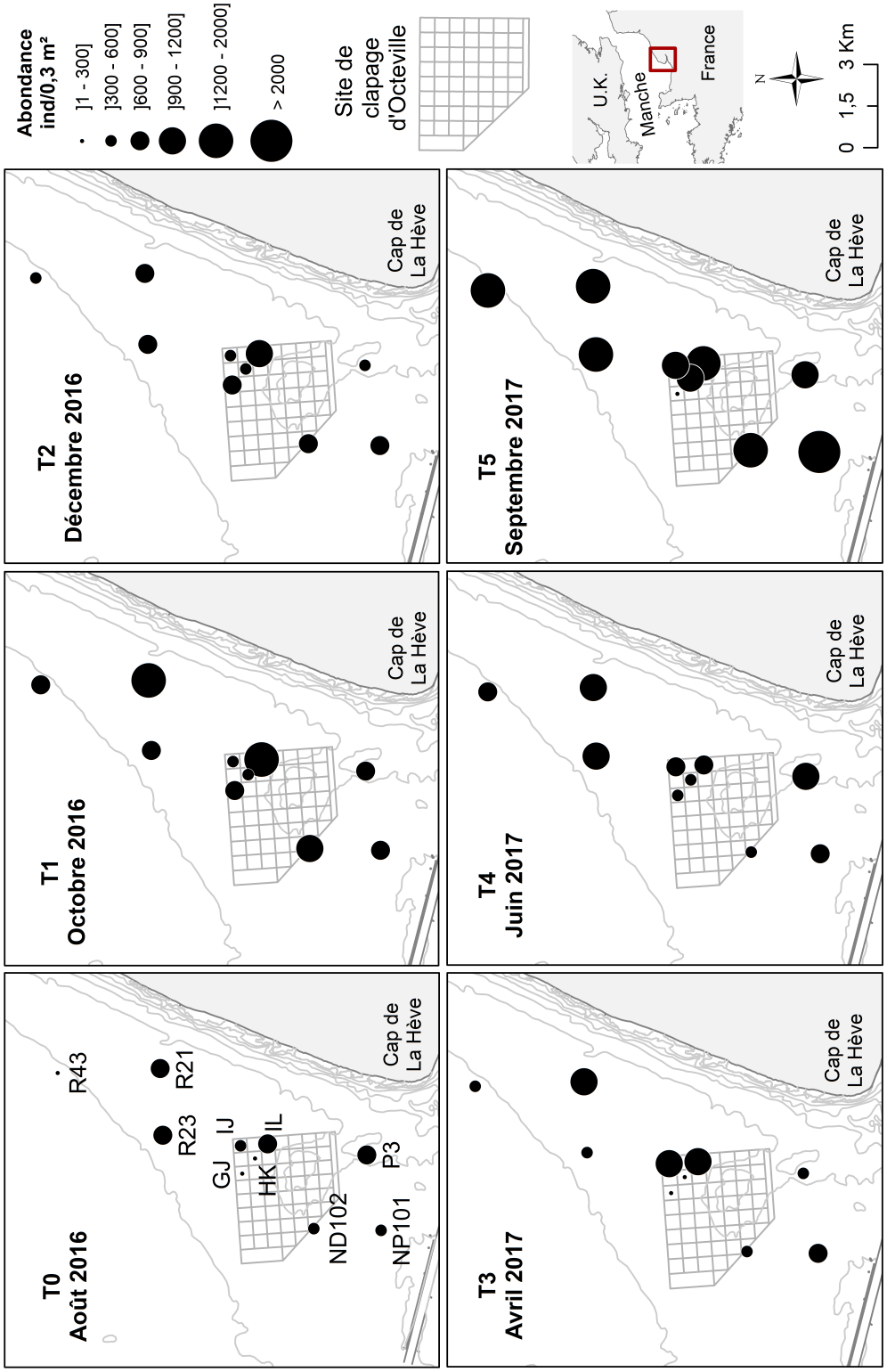


Figure III.15 – Distribution spatiale des abondances (en ind $0{,}3\ m^{-2}$) de chaque campagne et station.

c) Diversité

L'indice de diversité de Shannon-Wiener (H') est une mesure de la diversité du système. Les résultats des calculs de l'indice sont présentés sur le tableau III.8 et la figure III.16.

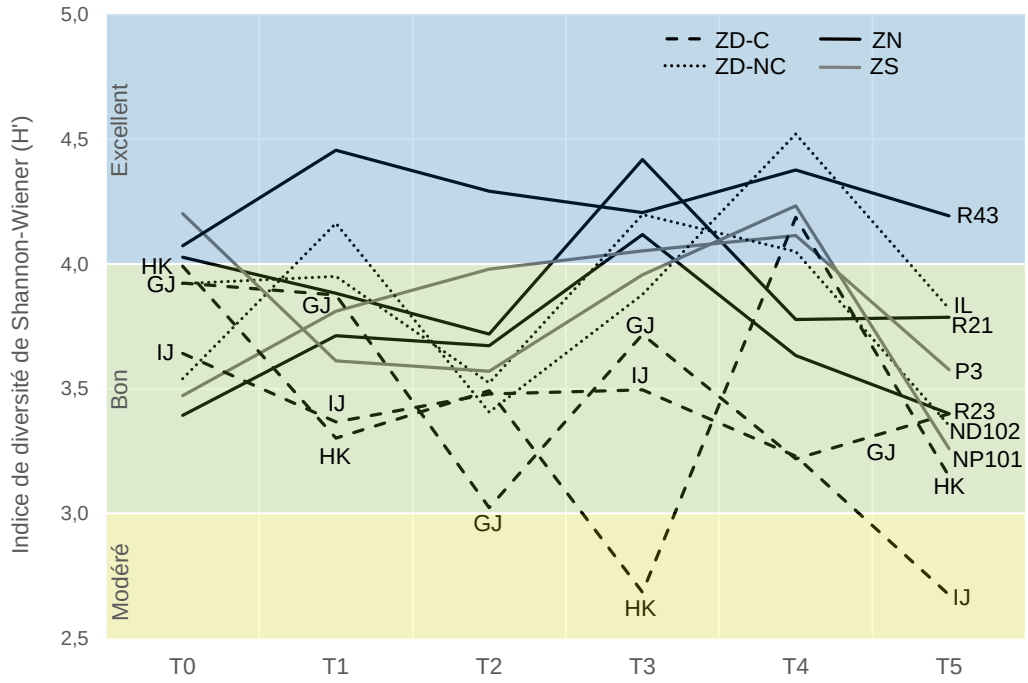


Figure III.16 – Valeurs de l'indice de diversité de Shannon-Wiener (H') pour chaque station par campagne et par zone. En couleur, classification du niveau de perturbation selon Vincent *et al.* (2002). ZD - clapées : zone de dépôt clapée expérimentalement ; ZD - non-clapées : zone de dépôt non-clapée ; ZN : zone nord ; ZS : zone sud.

Globalement, les indices de diversité sont élevés et l'état écologique est bon, voir excellent pour l'ensemble des stations et des campagnes, traduisant un milieu peu impacté, selon la classification de (Vincent *et al.*, 2002 ; figure III.16). Les stations sur les zones de dépôts clapées (GJ,HK et IJ) possèdent toutefois des valeurs d'indices inférieures par rapport aux stations en zone nord et sud (3,44 en moyenne en ZD-C, 3,95 en ZN et 3,82 en ZS ; tableau III.8).**La station HK présente des fluctuations importantes et possède des valeurs d'indices plus faibles à chaque épisode de clapage (T1, T3 et en T5), traduisant un déséquilibre du système et de la dominance d'un groupe d'espèces suite aux clapages** (figure III.16). A l'inverse,

la station R43, en zone nord, non impactée par les clapages, présente des valeurs d'indice élevées sur l'ensemble des campagnes, mettant en avant une co-dominance des espèces, tout au long de l'année.

Le rapport entre l'indice de diversité H' et sa valeur maximal (H'max ou $\log_2 S$) permet d'étudier l'homogénéité au sein de chacune des stations et campagnes (figure III.17). Plus la valeur de H' est proche de celle de H'max, plus les abondances sont réparties au sein de l'ensemble des espèces présentes (moins de déséquilibre). Le graphique met en évidence un nuage de points étendu, signe d'importantes différences et d'une grande variabilité spatiale et temporelle. Il existe une diversité plus faible dans les stations impactées par le dépôt de sédiment (GJ, HK et IJ). Ces stations peuvent présenter des périodes avec des déséquilibres importants où la dominance semble être portée par un faible nombre d'espèces.

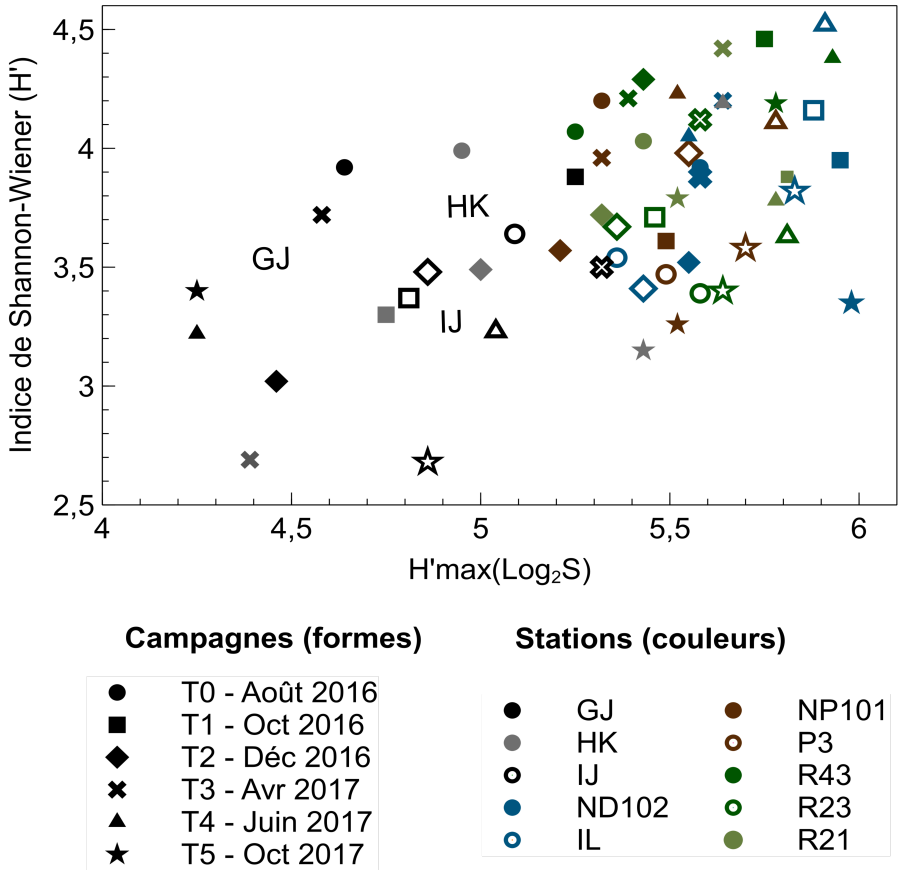


Figure III.17 – Indice de diversité de Shannon-Wiener (H') et H'max (ou $\log_2 S$) pour chaque station par date. En noir et gris (3 symboles) : Stations en ZD-C ; en bleu (2 symboles) : stations en ZD-NC ; en marron (2 symboles) : stations en ZS ; en vert (3 symboles) : stations en ZN.

Tableau III.8 – Tableau à lecture croisée, des valeurs de la richesse taxonomique (S), de l'abondance (A), de l'indice de diversité de Shannon-Wiener (H') et de l'indice de Piélou (J'), pour chaque zone, station et campagne. En bleu : valeur la plus faible par zone ; en rouge : valeur la plus élevée par zone. Moyenne calculée par zone.

	Zone	Stations	T0	T1	T2	T3	T4	T5	Moyenne
S	ZN	R43	38	54	43	42	61	55	48
		R23	48	44	41	48	56	50	
		R21	43	56	40	50	55	46	
	ZD-C	GJ	25	38	22	24	19	19	30
		HK	31	27	32	21	50	43	
		IJ	34	28	29	40	33	29	
	ZD-NC	IL	41	59	43	48	60	57	52
		ND102	48	62	47	50	47	63	
	ZS	NP101	40	45	37	40	46	46	46
		P3	45	52	47	49	55	52	
A	ZN	R43	246	808	451	400	896	1422	938
		R23	820	698	636	519	977	1949	
		R21	719	1696	808	921	1140	1784	
	ZD-C	GJ	246	615	608	279	321	126	511
		HK	220	434	561	240	524	1102	
		IJ	430	362	339	972	746	1075	
	ZD-NC	IL	621	1275	1007	1019	827	1573	880
		ND102	383	1054	666	473	382	1279	
	ZS	NP101	315	644	850	749	613	2134	808
		P3	619	757	458	485	919	1151	
H'	ZN	R43	4,07	4,46	4,29	4,21	4,38	4,19	3,95
		R23	3,39	3,71	3,67	4,12	3,63	3,40	
		R21	4,03	3,88	3,72	4,42	3,78	3,79	
	ZD-C	GJ	3,92	3,88	3,02	3,72	3,22	3,40	3,44
		HK	3,99	3,30	3,49	2,69	4,19	3,15	
		IJ	3,64	3,37	3,48	3,50	3,23	2,68	
	ZD-NC	IL	3,54	4,16	3,41	3,88	4,52	3,82	3,86
		ND102	3,92	3,95	3,52	4,20	4,05	3,35	
	ZS	NP101	4,20	3,61	3,57	3,96	4,23	3,26	3,82
		P3	3,47	3,81	3,98	4,05	4,11	3,58	
J'	ZN	R43	0,78	0,77	0,79	0,78	0,74	0,73	0,71
		R23	0,61	0,68	0,69	0,74	0,63	0,60	
		R21	0,74	0,67	0,70	0,78	0,65	0,69	
	ZD-C	GJ	0,84	0,74	0,68	0,81	0,76	0,80	0,71
		HK	0,81	0,69	0,70	0,61	0,74	0,58	
		IJ	0,72	0,70	0,72	0,66	0,64	0,55	
	ZD-NC	IL	0,66	0,71	0,63	0,69	0,77	0,66	0,68
		ND102	0,70	0,66	0,63	0,74	0,73	0,56	
	ZS	NP101	0,79	0,66	0,69	0,74	0,77	0,59	0,69
		P3	0,63	0,67	0,72	0,72	0,71	0,63	

L'indice de Piélou (J') permet de mesurer la répartition des individus indépendamment de la richesse taxonomique (S). Les résultats du calcul de l'indice sont présentés dans le tableau III.8. D'une manière générale l'ensemble des valeurs sont élevées et proches de 1, signifiant une bonne équirépartition des individus au sein des espèces. Les valeurs les plus faibles sont observées lors de la campagne de fin d'été (septembre 2017, T5), pour les trois zones étudiées (valeurs en bleues, tableau III.8), traduisant la dominance d'une ou plusieurs espèces à cet période.

III.2.2.3 Assemblages benthiques

Les assemblages benthiques ont été déterminés à l'aide d'analyses multivariées de type CAH (Classification Ascendante Hierarchique) et n-MDS (Non-metric Multidimensionnal Scaling). Une première CAH a été réalisée sur l'ensemble des données d'abondances par station et campagne (figure III.18).

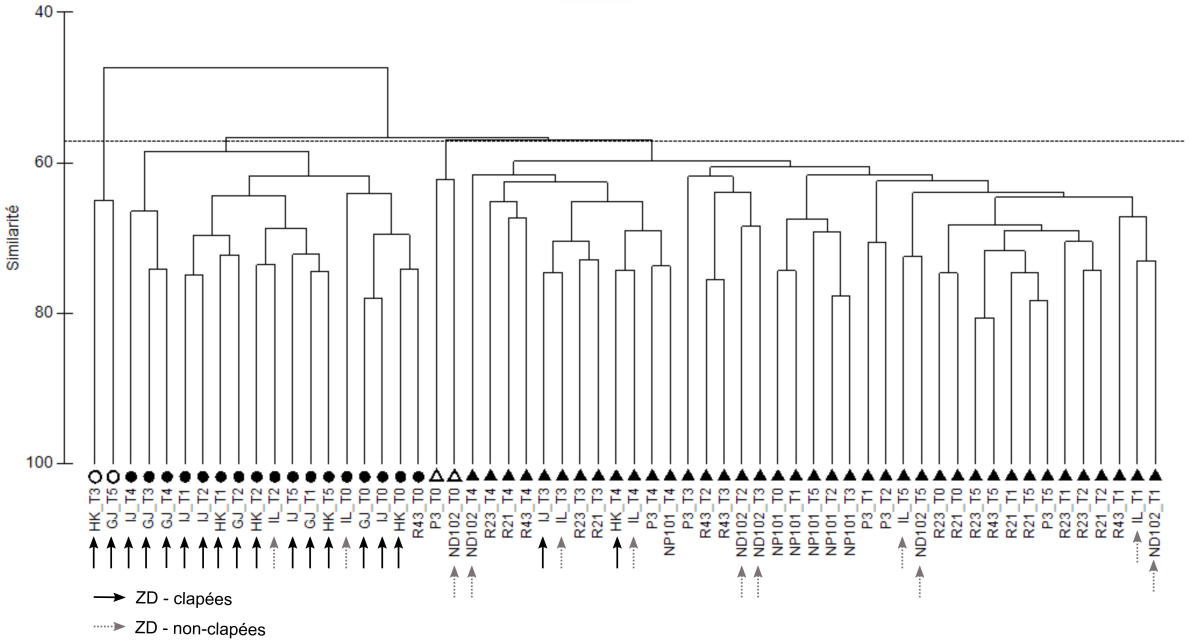


Figure III.18 – CAH réalisée sur les données d'abondances totales par station et campagne. Analyse construite, après transformation des données en $\log_{x+1}$, avec la méthode de Bray-Curtis et des groupements moyens. Groupes formés pour une similarité de 58 %.

Cette première analyse, pour une similarité de 58 %, regroupe la quasi-totalité des stations clapées, quelle que soit la date des prélèvements, **traduisant des assemblages**

communs entre les stations GJ, HK et IJ relativement stables tout au long du suivi. Les stations sous-influence (ND102 et IL) présentent des variations plus marquées de leurs assemblages benthiques au cours du temps, avec parfois des regroupement avec les stations en zone sud et parfois des regroupements avec celles de la zone nord, selon les périodes.

Une analyse a ensuite été réalisée pour étudier spatialement les assemblages benthiques (figure III.19 et III.20). Pour une similarité de 76 %, quatre groupes sont formés, dont un groupe intégrant les stations clapées (GJ, HK et IJ), un groupe avec les stations de la zone d'influence (IL et ND102) et un groupe avec les stations de la zone nord et sud (4 stations), hormis la station NP101 (zone sud), qui forment un groupe à elle seule.

L'analyse complémentaire d'ordination multidimensionnelle nMDS, représente la similarité des variables dans l'espace (figure III.20). La valeur de stress (stress de Kruskal), qui permet d'évaluer la représentation, est égale à 0,07, ce qui indique une représentation fiable des données.

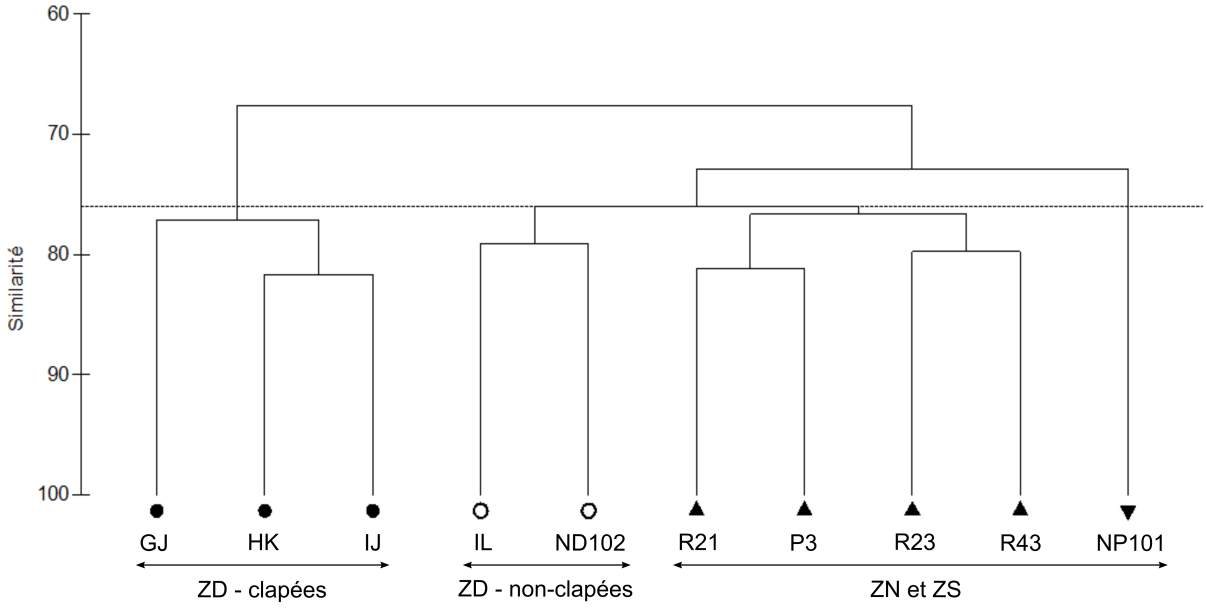


Figure III.19 – CAH réalisée sur les données d'abondances moyennées par station. Analyse construite, après transformation des données en $\log_{x+1}$, avec la méthode de Bray-Curtis et des groupements moyens. Groupes formés pour une similarité de 76 %.

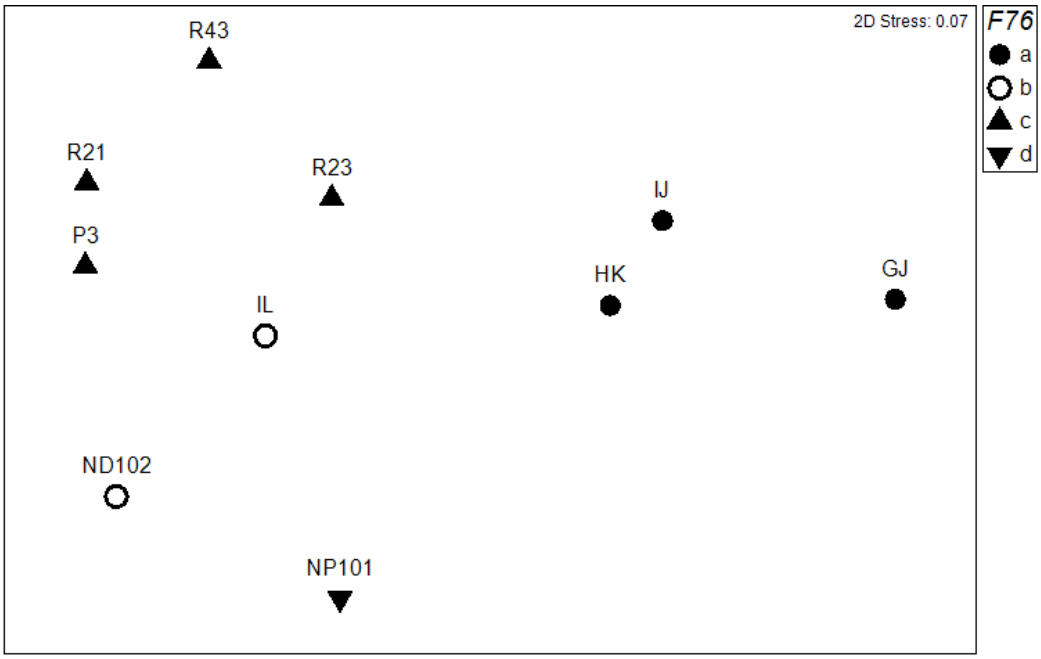


Figure III.20 – nMDS réalisée sur les données d'abondances moyennées par station. Analyse construite, après transformation des données en $\log_{x+1}$, avec la méthode de Bray-Curtis et des groupements moyens. Groupes formés pour une similarité de 76 %.

A partir de ces résultats, une analyse SIMPER a été réalisée afin d'identifier les espèces et leur contribution dans la formation des différents groupes. Les résultats sont présentés pour les dix espèces contribuant majoritairement (tableau III.9). Les contributions (C) sont exprimée en %. Les abondances moyennes calculées sur l'ensemble des campagnes et stations de chaque groupe, sont également renseignées (A).

Dans l'ensemble le même groupe d'espèces est retrouvé, avec la présence des polychètes *O. fusifomis*, *M. palmata* et *P. baltica* ainsi que du bivalve *P. pellucidus*, dans les quatre groupes. On note également la présence, des polychètes *N. hombergii*, *K. dorsobranchialis* et du bivalve *S. subtruncata* dans trois des quatre assemblages. L'assemblage *a*, correspondant aux stations clapées (GJ, HK et IJ), possède une espèce contributrice principale, la polychète *O. fusiformis* ainsi que le bivalve *A. alba*. On recense également une contribution importante du bivalve *N. nitidosa*, comme pour l'assemblage *c*. L'assemblage *b*, qui regroupe les stations sous-influence (ND102 et IL), présente trois espèces contributrices principales dont les bivalves *P. pellucidus* et *A. alba* ainsi que la polychète *O. fusifomis*. On trouve également les polychètes *A. baltica* et *M. palmata*. L'assemblage *c*, formé par les stations en zone nord et sud (hormis la

station NP101) est globalement composé par les mêmes espèces mais avec une abondance moyenne supérieure d'*A. alba*. Cet assemblage se distingue également par la présence de l'amphipode *A. tenuicornis*, trouvé en fortes abondances. L'assemblage *d*, représenté par une unique station au sud (NP101), se différencie des précédents par les plus fortes abondances du bivalve *P. pellucidus* et du polychète *K. dorsobranchialis* (tableau III.9).

Tableau III.9 – Abondance moyenne (A en ind 0,3 m^{-2}) et contribution (C en %) des dix espèces contributrices pour chaque groupe formé avec l'analyse CAH et n-MDS réalisées sur les données d'abondances moyennées par station. La valeur de similarité est indiquée pour chaque groupe entre parenthèses. Les abondances moyennes indiquées pour le groupe d correspond aux dix espèces majoritaires de la station NP101, étant donné que ce groupe n'est formé que par cette seule station.

Grp a (78,61 %)			**Grp b** (79,08 %)		
Sp	**A**	**C**	**Sp**	**A**	**C**
Owenia fusiformis	141,1	6,32	*Phaxas pellucidus*	164,7	4,04
Abra alba	67,2	5,38	*Owenia fusiformis*	138,0	3,78
Phaxas pellucidus	29,2	4,78	*Abra alba*	103,8	3,76
Nephtys hombergii	22,3	4,55	*Ampharete baltica*	87,3	3,62
Nucula nitidosa	26,5	4,41	*Melinna palmata*	68,8	3,04
Lagis koreni	18,4	4,29	*Nephtys hombergii*	23,6	2,81
Spisula subtruncata	18,9	3,85	*Spisula subtruncata*	15,5	2,61
Acrocnida brachiata	22,2	3,84	*Ophiura ophiura*	18,0	2,56
Melinna palmata	19,2	3,79	*Kirkegaardia dorsobranchialis*	10,9	2,36
Pholoe baltica	16,0	3,76	*Pholoe baltica*	23,8	2,3
Grp c (77,88 %)			**Grp d (NP101)**		
Sp	**A**	**C**	**Sp**	**A**	
Abra alba	163,8	4,24	*Phaxas pellucidus*	210,7	
Owenia fusiformis	138,7	4,02	*Kirkegaardia dorsobranchialis*	154,5	
Phaxas pellucidus	64,6	3,72	*Owenia fusiformis*	100,2	
Nucula nitidosa	43,6	3,38	*Ampharete baltica*	61,0	
Ampharete baltica	49,1	3,24	*Melinna palmata*	39,3	
Nephtys hombergii	30,3	3,04	*Lagis koreni*	37,7	
Kirkegaardia dorsobranchialis	31,5	2,87	*Spisula subtruncata*	35,2	
Pholoe baltica	19,8	2,78	*Pholoe baltica*	25,8	
Ampelisca tenuicornis	50,9	2,73	*Phoronis psammophila*	22,8	
Melinna palmata	25,2	2,73	*Acrocnida brachiata*	22,3	

Un comparaison des faciès sédimentaires et du taux de COT (Carbone Organique Total) de chacun des quatre assemblages, est réalisé, afin d'étudier les assemblages en lien avec le substrat et de décrire ainsi les communautés (figure III.21). L'assemblage *a* est constitué d'un pourcentage élevé de COT (1,2 % en moyenne) par rapport aux autres

assemblages, ainsi que d'un mélange de silts (41,8 % en moyenne), de sables fins (27,6 %) et de graviers (22,1 % en moyenne). L'assemblage *b* est beaucoup moins riche en COT (0,5 % en moyenne) mais contient une fraction plus importante de sables fins (60,0 %). Les assemblages *c* et *d* sont relativement similaires sur le plan granulométrique, avec un enrichissement légèrement plus important en COT pour le groupe *d* (figure III.21).

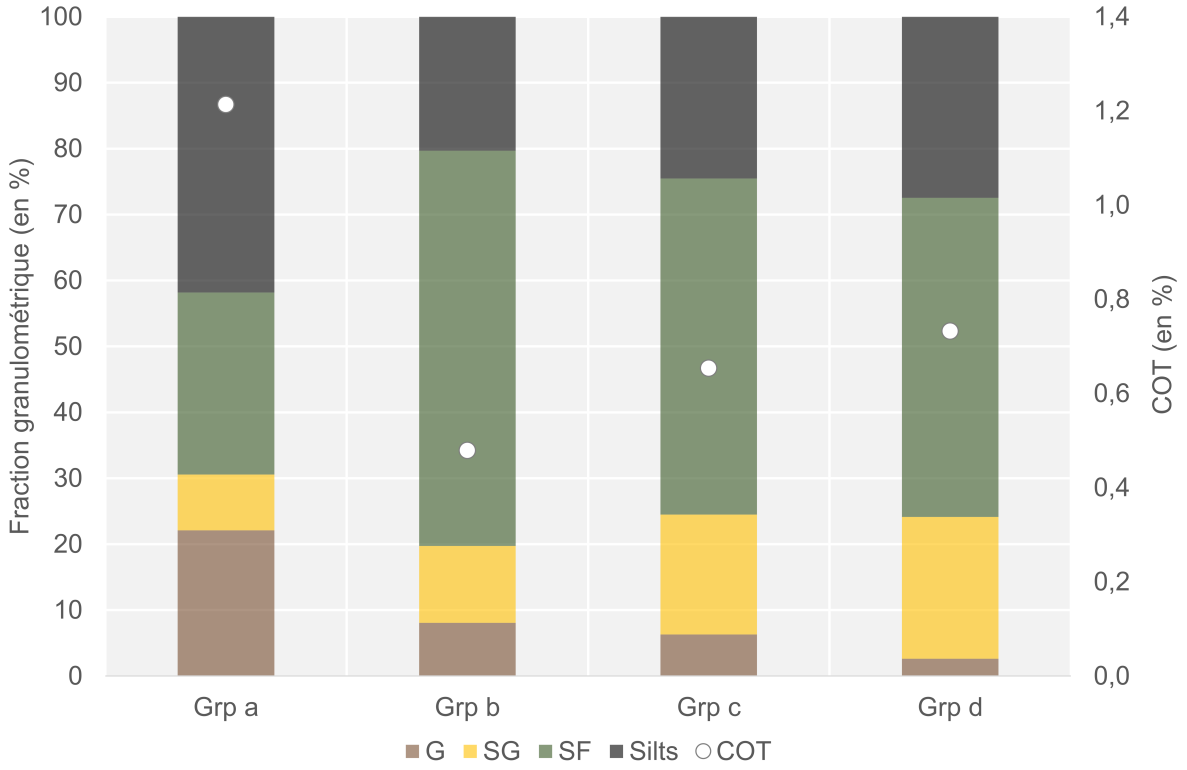


Figure III.21 – Fractions granulométriques moyennes et COT moyen (en %) pour chaque groupe identifié avec l'analyse CAH et n-MDS réalisées sur les données d'abondances moyennes par station. G : graviers >2000 µm ; SG : sables grossiers [2000 – 250[µm ; SF : sables fins [250 – 63[µm ; Silts : argiles et silts<63 µm.Moyennes des valeurs de COT calculées de T1 à T5.

Le substrat « hétérogène envasé », présent sur l'ensemble de la zone, ainsi que la composition faunistique des quatre assemblages (similarité >60 % entre tous les assemblages), confirment la présence de la communauté des sables fins envasés à *A. alba*, *O. fusiformis* et *L. koreni*, avec présence également de *S. subtruncata* et *N. hombergii* (A5.244, selon la classification EUNIS), largement décrite dans la bibliographie (Cabioch, 1968 ; Gentil, 1976 ; Cabioch et Gentil, 1977 ; Dauvin et Gillet, 1991 ; Thiébaut *et al.*, 1997 ; Barnay *et al.*, 2003 ; Alizier,

2011 ; Dauvin, 2015 ; Baffreau *et al.*, 2017). Cependant, des différences sont observées spatialement, à échelle fine. Sur la zone de dépôt, il existe des variations au sein de la communauté, entre les stations clapées et celles sous-influence, avec deux assemblages distincts formés (*a* et *b*). Les stations sous-influence (assemblage *b*) sont très riches en *P. pellucidus* (167,7 ind 0,3 m^{-2} en moyenne contre 29,2 ind 0,3 m^{-2} en moyenne sur les stations clapées, assemblage *a*). Les stations clapées présentent également des abondances très faibles par rapport aux stations sous-influence, non-clapées (tableau III.9). De même, en zone sud, il existe une station dont la communauté diffère par rapport aux autres (NP101, assemblage *d*). Cette station est très appauvrie en *A. alba* (19,0 ind 0,3 m^{-2} en moyenne) mais très riche en *P. pellucidus* (210,7 ind 0,3 m^{-2} en moyenne).

Pour étudier la stabilité de ces assemblages dans le temps, une dernière analyse CAH et n-MDS a été réalisée sur les données d'abondances moyennées par campagne (figures III.22 et III.23). Trois groupes sont formés pour une similarité de 76 %. La campagne de début de printemps (avril 2017, T3) est regroupée avec l'une de celle faite en été (juin 2017, T4). La campagne hivernale (décembre 2016) est groupée avec les campagnes de début et milieu d'automne (septembre 2017, T5 et octobre 2016, T1). Enfin, la campagne d'août 2016 forme à elle seule, un groupe distinct.

La valeur du stress de Kruskal est très faible, signifiant une très bonne représentation des similarités entre groupe, dans l'espace. Les campagnes, bien que groupées dans trois groupes différents, sont spatialement relativement éloignées les unes des autres (figure III.23). De plus, la ressemblance globale entre l'ensemble des périodes étudiées est de plus de 70 % de similarité (figure III.22). Les assemblages sont donc relativement similaires au cours du temps, représentants divers faciès de la communauté des sables fins envasés à *A. alba* (tableau III.10).

Toutefois, des variabilités sont observées au seins des assemblages, probablement en lien avec les phases de recrutement de certaines espèces, tel que le bivalve *P. pellucidus* qui apparait dans l'assemblage c, en fortes abondances, de même que la polychète *O. fusiformis*. Les détails du recrutement de certaines espèces seront abordés dans la section III.2.2.6, avec les données biométriques des sept espèces sélectionnées.

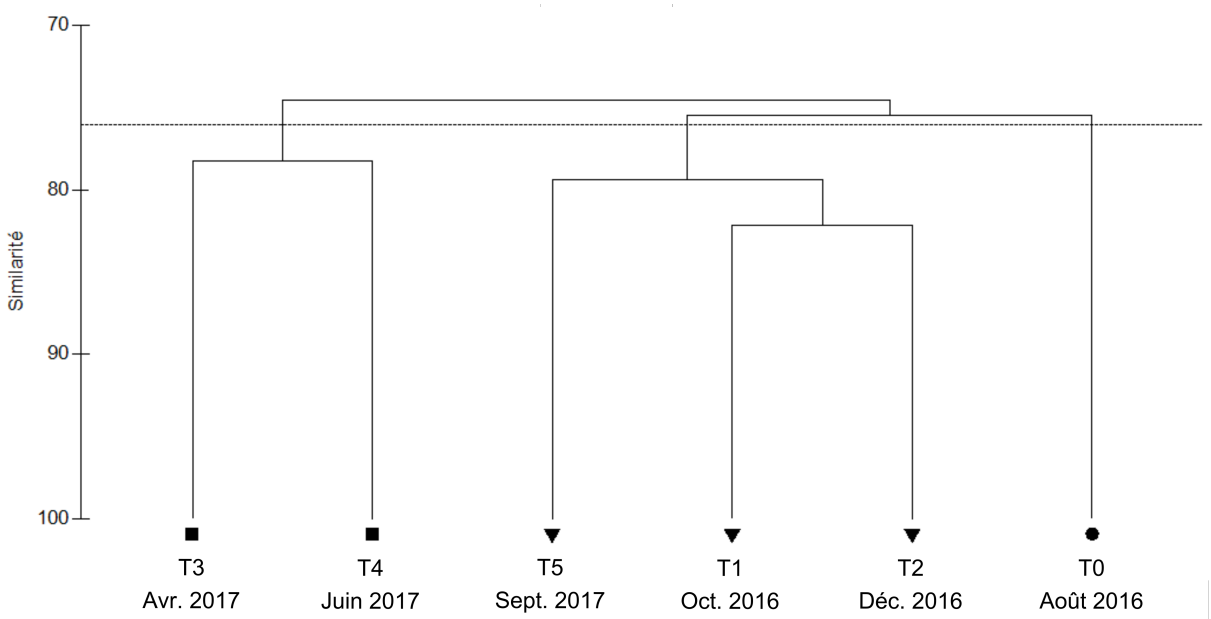


Figure III.22 – CAH réalisée sur les données d'abondances moyennées par campagne. Analyse construite, après transformation des données en $\log_{x+1}$, avec la méthode de Bray-Curtis et des groupements moyens. Groupes formés pour une similarité de 76 %.

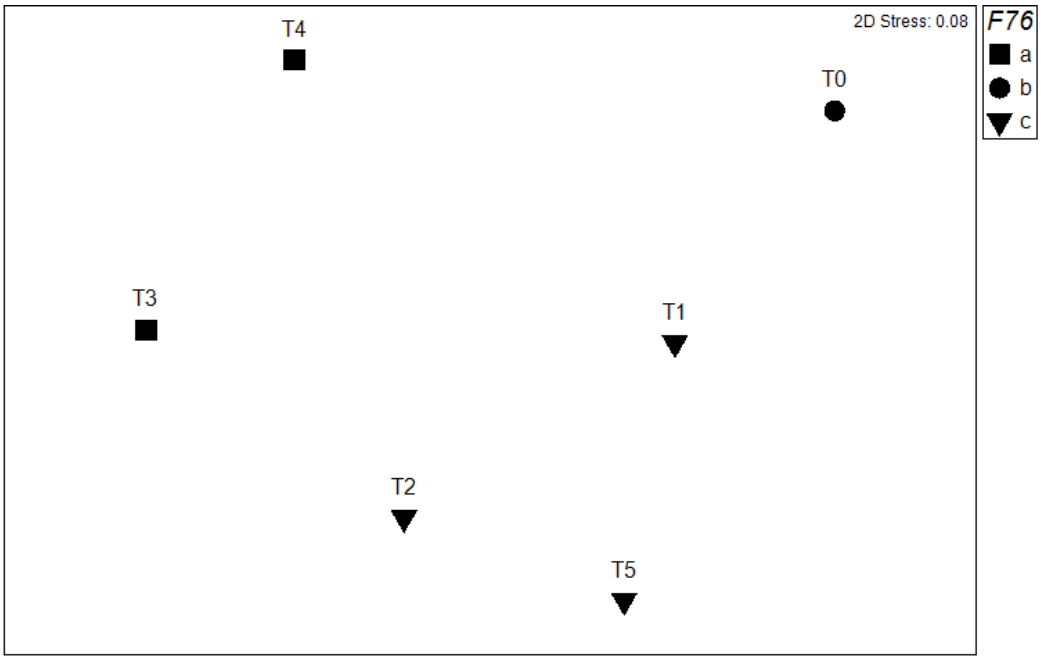


Figure III.23 – nMDS réalisée sur les données d'abondances moyennées par campagne. Analyse construite, après transformation des données en $\log_{x+1}$, avec la méthode de Bray-Curtis et des groupements moyens. Groupes formés pour une similarité de 76 %.

Tableau III.10 – Abondance moyenne (A en ind 0,3 m^{-2}) et contribution (C en %) et des dix espèces principales pour chaque groupe formé avec l'analyse CAH et n-MDS réalisées sur les données d'abondances moyennées par campagne. La valeur de similarité est indiquée pour chaque groupe entre parenthèses. Les abondances moyennes indiquées pour le groupe c correspond aux dix espèces majoritaires de la campagne T0.

Grp a (78, 21 %)			**Grp c** (80, 29 %)		
Sp	**A**	**C**	**Sp**	**A**	**C**
Owenia fusiformis	96,0	4,19	*Owenia fusiformis*	189,5	4,19
Abra alba	112,6	3,97	*Phaxas pellucidus*	146,9	4,09
Nucula nitidosa	54,9	3,61	*Abra alba*	98,0	3,96
Kurtiella bidentata	44,2	3,59	*Ampharete baltica*	79,9	3,87
Melinna palmata	34,1	3,28	*Kirkegaardia dorsobranchialis*	46,0	3,35
Kirkegaardia dorsobranchialis	27,9	3,21	*Ampelisca tenuicornis*	40,0	3,33
Pholoe baltica	26,1	3,10	*Melinna palmata*	36,9	3,31
Acrocnida brachiata	23,4	3,07	*Nephtys hombergii*	30,3	3,26
Nephtys hombergii	20,4	3,05	*Spisula subtruncata*	30,4	3,24
Maldanidae	21,12	3,00	*Maldanidae*	23,7	3,02

Grp b	
Sp	**A**
Abra alba	130,7
Owenia fusiformis	52,1
Phaxas pellucidus	26,6
Lagis koreni	24,8
Melinna palmata	22,2
Acrocnida brachiata	19,6
Ampharete baltica	17,9
Ampelisca tenuicornis	17,8
Nephtys hombergii	15,2
Nucula nitidosa	13,6

III.2.2.4 Corrélations abondances, richesse taxonomique et volumes clapés

Des corrélations ont été réalisées et testées (rang de Spearman) entre les volumes clapés et les abondances totales ou moyennes, ainsi qu'entre ces mêmes volumes clapés et les richesses taxonomiques totales ou moyennes (figure III.24). Pour ces corrélations, seules ont été considérées les stations clapées expérimentalement (figure III.2), c'est à dire, GJ (clapée tous les trois mois, à T1, T2, T3, T4 et T5), HK (clapées tous les six mois, à T1, T3 et T5), IJ (clapées une fois en début d'expérience, à T1) et ND102 (clapée régulièrement en très faible quantité).

Le but est d'étudier l'impact du clapage sur les abondances et la richesse taxonomique en fonction des volumes déposés et donc indirectement en fonction des différentes

fréquences de clapage (plus de volumes déposés sur GJ, clapée tous les trois mois que sur IJ, clapée une seule fois).

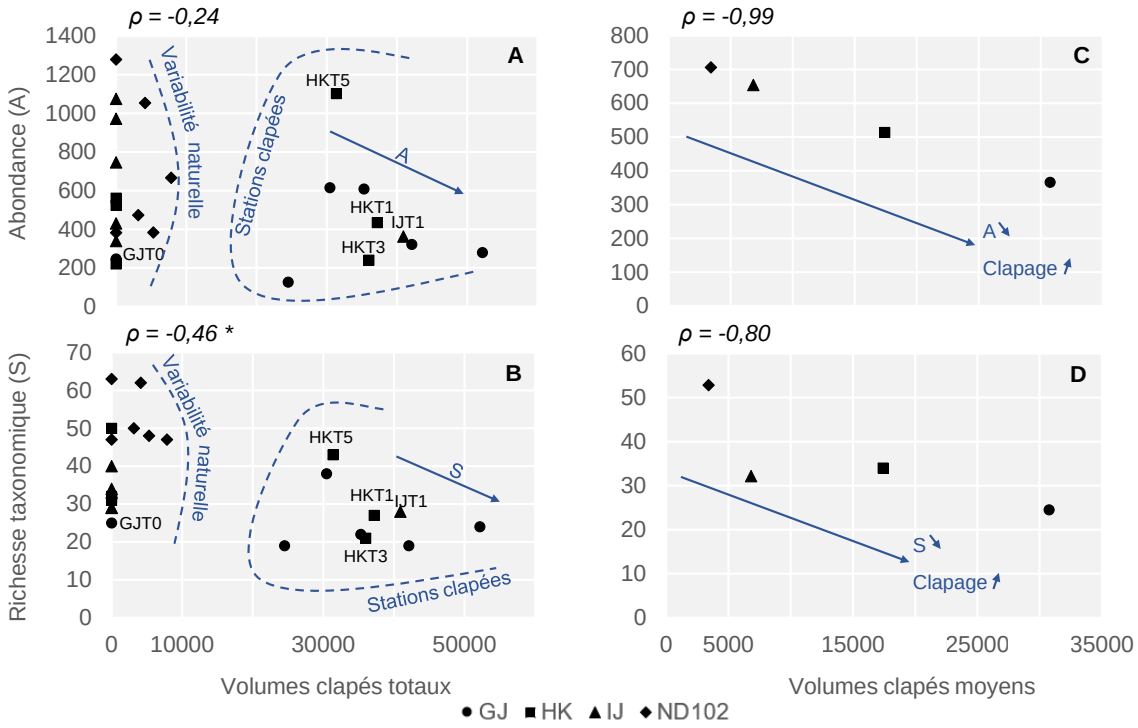


Figure III.24 – Corrélations entre les volumes clapés lors des six campagnes étudiées et (A) : l'abondance totale par stations pour chaque campagne ; (B) : la richesse taxonomique totale par stations pour chaque campagne ; (C) : l'abondance moyenne par stations toutes campagnes confondues ; (D) : la richesse taxonomique moyenne toutes campagnes confondues. Données concernant uniquement les stations qui subissent des expérimentations de clapage. Coefficient de corrélation de Spearman (ρ) et significativité associée (*). En bleu : interprétations.

Les graphiques A et B (figure III.24) présentes les corrélations sur l'ensemble des données d'abondances et de richesse taxonomique, pour les quatre stations concernées. Les corrélations sont négatives (respectivement $\rho = -0,24$ et $\rho = -0,46$). L'ensemble des stations, à la période où elles sont clapées, sont distribuées dans la partie basse droite des deux graphiques (A et B), hormis pour la station ND102, faiblement clapée. Ces distributions mettent en évidence que, plus les volumes clapés sont importants, plus le milieu est pauvre en abondance et en taxa. Les graphiques C et D présentent les mêmes données mais sous forme moyennée et permettent de visualiser le gradient d'impact en

fonction de la quantité de sédiment déposé. La station ND102, la moins fortement clapée (en terme de volume) est la plus riche en abondance et en taxa, à l'inverse de la station GJ (la plus fortement clapée), qui présente les plus faibles valeurs moyennes d'abondances et de richesses taxonomiques.

Toutefois, une variabilité temporelle naturelle est une fois de plus observée et joue un rôle important, avec des abondances et des richesses taxonomiques également faibles lors des périodes sans clapage (figure III.24 A et B). De plus, les tests statistiques des coefficients de corrélations ne valident des différences significatives que lors de la corrélation avec les richesses taxonomiques et ne peuvent être réalisés lorsqu'il s'agit des données moyennées, étant donné le faible nombre de points.

III.2.2.5 État écologique

Pour évaluer la qualité écologique du milieu, l'indice biotique AMBI a été calculé pour chaque station à chaque campagne, puis moyenné par station (figure III.25). Dans l'ensemble, l'état écologique est défini comme excellent à bon. Les valeurs de l'AMBI sont faibles (1,73 en moyenne), indiquant un milieu très légèrement perturbé. La proportion d'espèces de groupe IV (opportunistes de premier ordre) est faible (environ 10 % en moyenne) et très peu d'espèces de groupe V (opportunistes de second ordre) sont observées (0,035 % en moyenne). Les proportions se répartissent principalement entre les espèces de groupe I, II et III (respectivement 31 ; 34 et 26 % en moyenne), c'est à dire entre les espèces sensibles, indifférentes et tolérantes à l'hypertrophisation.

Le calcul de l'AMBI a été complété par le calcul de l'indice biotique modifié M-AMBI, qui intègre la richesse taxonomique et l'indice de Shannon-Wiener (H'). En accord avec le calcul de l'AMBI, l'état écologique est défini comme bon à excellent. Seules les stations clapées (GJ, HK et IJ) présentent des valeurs d'indice plus faibles (respectivement 0,71 ; 0,74 et 0,71), liées au nombre inférieur de taxa et aux plus faibles valeurs de l'indice H', sur ces stations (tableau III.8).

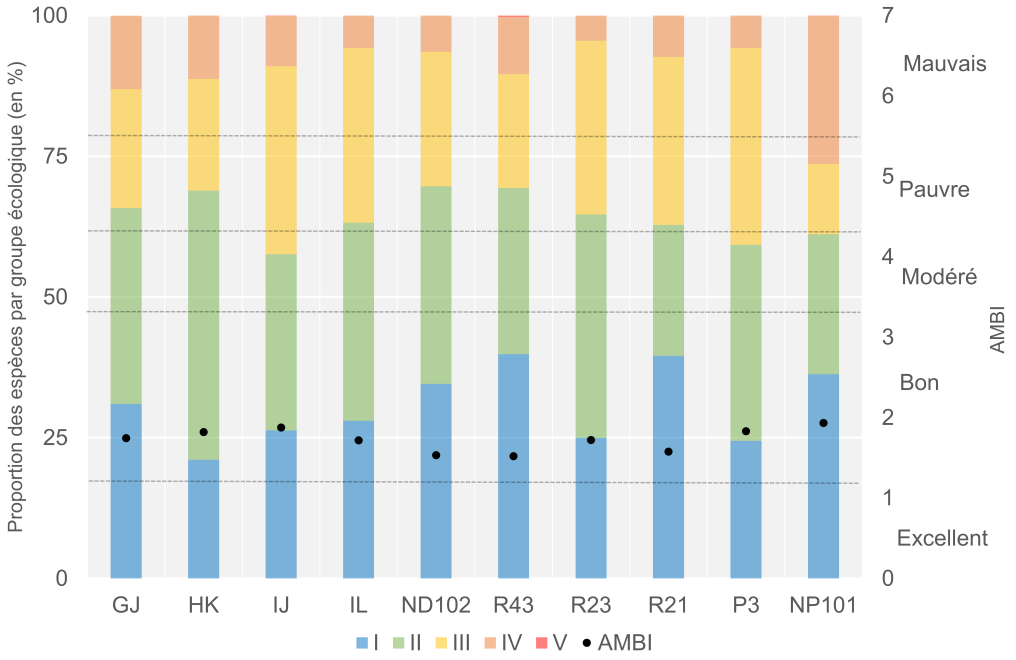


Figure III.25 – Valeurs moyennes de l'indice biotique AMBI (moyennes calculées sur les six campagnes de prélèvements), en fonction des proportions d'espèces de chaque groupe écologique, pour les dix stations suivies. Couleurs en fonction du niveau de perturbation définis par Borja *et al.* (2000).

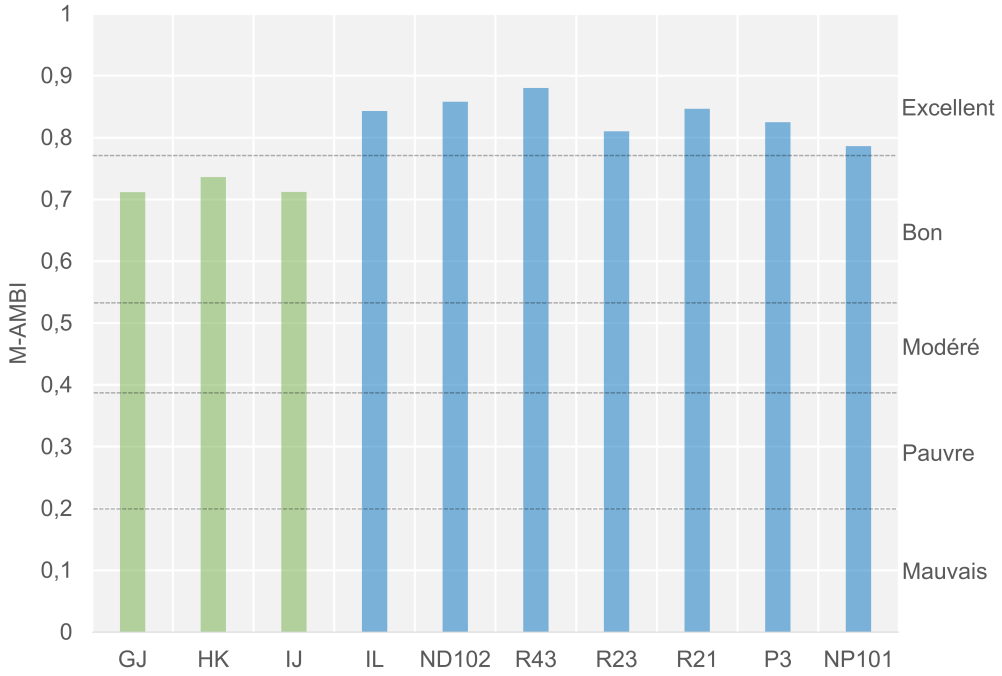


Figure III.26 – Valeurs moyennes de l'indice biotique modifié M-AMBI (moyennes calculées sur les six campagnes de prélèvements). En couleur, niveau de perturbation définis par Muxika *et al.* (2007).

Le BO2A (Benthic Opportunistic Annelida Amphipods index) a également été calculé (figure III.27). Celui-ci se base sur le ratio entre les annélides opportunistes (qui supportent de fortes concentrations de matière organique) et les amphipodes (espèces sensibles aux perturbations du milieu). L'état écologique est défini comme « Excellent » et « Bon » sur l'ensemble des stations. La station NP101 (zone sud), présente une valeur plus élevée de l'indice, causée par de fortes abondances de polychètes opportunistes recensées, par rapport aux autres stations (moyennes par campagne, 217 ind 0,3 m^{-2} sur NP101 contre 21 ind 0,3 m^{-2} à 81 ind 0,3 m^{-2} sur les autres stations). De plus, les amphipodes sont peu abondants sur cette station (en moyenne, 15 ind 0,3 m^{-2}) mais d'autres stations présentent également des valeurs faibles (abondances moyennes des amphipodes comprises entre 5 ind 0,3 m^{-2} en GJ et 200 ind 0,3 m^{-2} en R21).

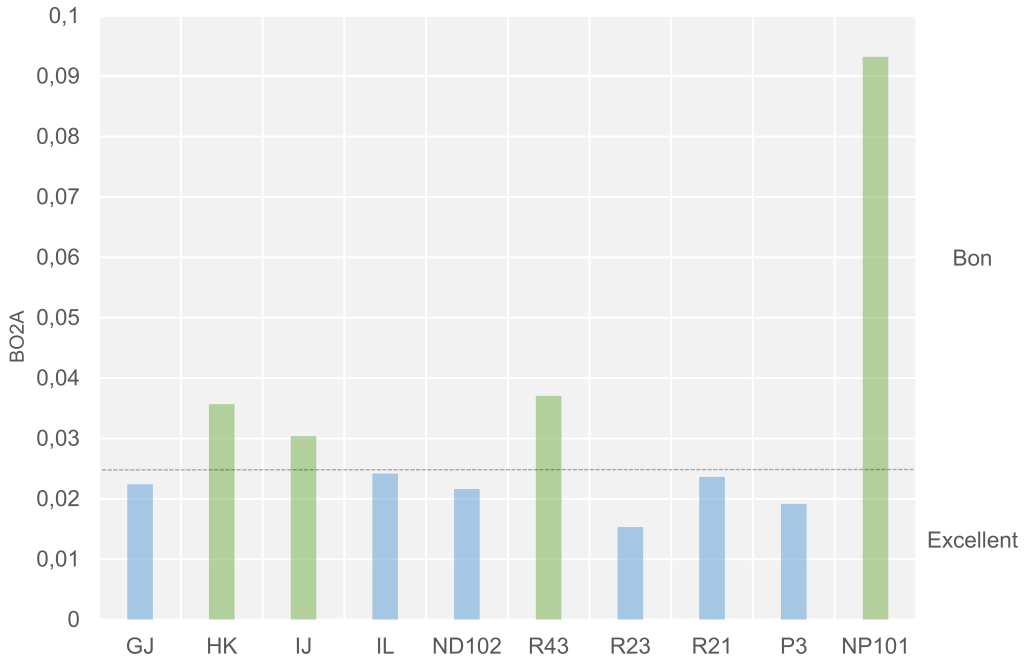


Figure III.27 – Valeurs moyennes de l'indice BO2A (moyennes calculées sur les six campagnes de prélèvements). En couleur, niveaux de perturbation définis par Dauvin (2018b).

III.2.2.6 Biométrie

Sept espèces ont été mesurées afin d'étudier les cohortes de tailles et les périodes de recrutement, en lien avec la pression de clapage et l'expérimentation menée. Plusieurs

histogrammes ont été réalisés et présentent le nombre d'individus de chaque classe de taille, pour chaque station et campagne. Ainsi six histogrammes sont réalisées pour chaque espèce. Associés à ces graphiques, des histogrammes empilés ont été réalisés et illustrent le pourcentage de juvéniles par rapport à celui des adultes, pour chaque station et chaque date. Au total, deux pages de graphiques sont dédiés pour chaque espèce. Les commentaires de ces analyses sont présentés espèce par espèce.

a) *Owenia fusiformis*

Les données biométriques concernant la polychète *O. fusiformis* ont été obtenues par la mesure de du segment I4. Au total, 4 986 individus ont été mesurés dont 2 640 individus mesurés entièrement (car trop petits). Pour les histogrammes 3D, les individus inférieurs à 4 mm (mesurés sur la longueur totale du corps) ont été retirés, pour une compréhension plus simple des graphiques (leur nombre étant trop important, l'information était rendue moins claire). Le nombre d'individus mis de côté est indiqué dans le tableau en dessous des histogrammes 3D. Pour les histogrammes représentants les juvéniles en fonction des adultes, les individus de petites taille ont été conservés et donc la totalité des individus mesurés apparait sur ces histogrammes 2D.

Globalement, **l'ensemble des stations et périodes indiquent la présence de nombreux petits individus et très peu de grands individus** (figure III.28). Temporellement et spatialement, la tendance est donc la même, avec la présence de juvéniles et de jeunes adultes sur l'ensemble des stations pour chaque date.

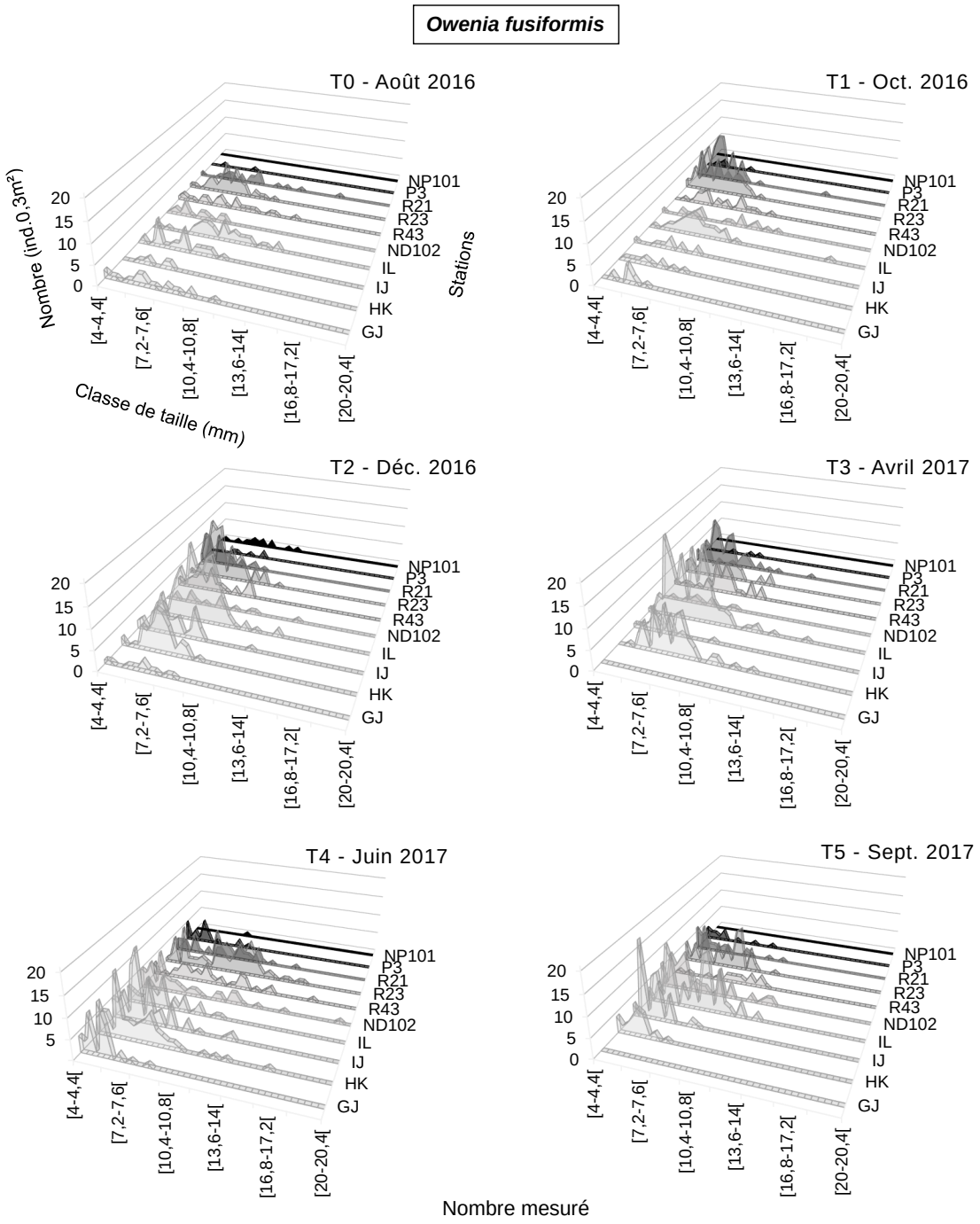
Spatialement, il y des différences entre les stations pour une période donnée, mais **il est difficile d'extraire des informations au vu du nombre important de juvéniles** sur l'ensemble des stations à chaque période. Toutefois, il existe des différences significatives (test de Kruskal-Wallis) de proportion de juvéniles, entre la campagne T0 et toutes les autres (hormis T4) et entre les zones au nord, au sud et sur le site de clapage dans la partie non-clapée (tableau III.11). Les périodes de recrutements n'apparaissent pas clairement ici (figure III.29). D'après la bibliographie (Gentil et Dauvin, 1989 ; Ménard *et al.*, 1989 ; Dauvin, 1992 ; Dauvin et Gillet, 1991 ; Thiébaut *et al.*, 1997 ; Barnay *et al.*, 2003 ; Alizier, 2011), la période de reproduction des *O.fusiformis* a lieu au printemps (mars-juin). Dauvin

et Gillet (1991) expliquent qu'il existe une variation spatiale du recreutement, à petite échelle.

Tableau III.11 – Résultats des tests de kruskal-Wallis (KW) et des tests de comparaison multiple, réalisés sur les données de nombre de juvéniles par campagne et par zone pour la polychète *Owenia fusiformis*. Seules les valeurs significatives des tests de comparaison multiple sont présentées.

	KW	**Différences significatives**
Campagnes	0,0007	T0 - T1 T0 - T2 T0 - T3 T0 - T5
Zones	0,0033	ZD-NC – ZS ZN – ZS

D'autre part, **en terme d'abondance, le nombre d'individus échantillonnés par unité de surface est similaire de ceux trouvés dans la bibliographie**. Entre 1 423 et 5 483 ind m^{-2} ont été trouvés en 2016 et 2017, toutes stations confondues, avec un minimum de 19 ind m^{-2} en P3-T0 et un maximum de 1 037 ind m^{-2} en IL-T2. Ménard *et al.* (1989) ont recensés des abondances entre 17 ind m^{-2} en septembre 1982 et 4 660 ind m^{-2} en septembre 1983, pour une station donnée (station A). Cependant, Barnay (2003) a mis en évidence une baisse progressive des abondances d'*O. fusiformis*, avec des abondances totales ne dépassant pas 1 500 ind m^{-2} à partir de 1991.



	GJ	HK	IJ	IL	ND102	R43	R23	R21	P3	NP101	< 4 mm
T0	21	8	31	39	18	25	46	21	2	0	26
T1	10	11	11	45	20	26	77	68	5	0	386
T2	12	60	54	151	14	38	94	40	5	13	578
T3	0	78	22	159	10	42	60	71	3	0	373
T4	43	83	83	48	60	47	97	51	23	1	140
T5	0	31	58	108	67	21	72	29	14	0	1137

Figure III.28 – Nombre d'individus par classe de taille en fonction des mesures du segment I4 pour la polychète *O. fusiformis*. Les données <4 mm ont été retirées.

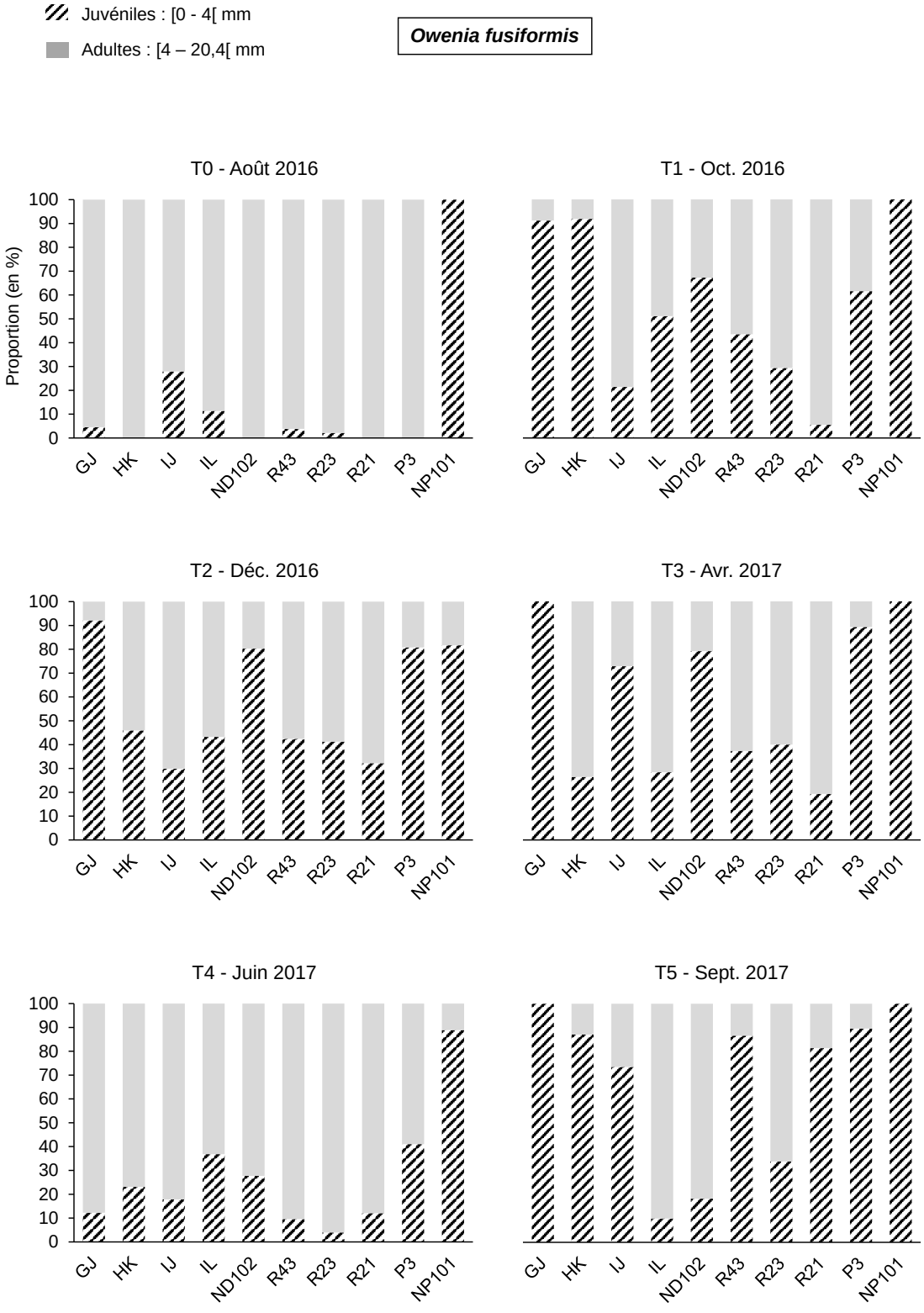


Figure III.29 – Proportion de juvéniles et d'adultes pour la polychète *O. fusiformis*.

b) *Lagis koreni*

Les données biométriques concernant la polychète *L. koreni* ont été obtenues par la mesure du diamètre céphalique. Au total, 769 individus ont été mesurés.

Le données obtenues mettent en évidence **des variations temporelles clairement identifiables** (figures III.30 et III.31). Les campagnes T0, T1, T2 et T3 présentent très peu de juvéniles par rapport aux campagnes T4 et T5. Entre 0 et 7 individus juvéniles (<2 mm) seulement sont recensés de T0 à T3, contre un maximum de 81 juvéniles identifés en T4. **Le recrutement est donc visible en juin 2017 et semble se prolonger en septembre 2017**. En terme de comptage, la campagne T0 est celle qui présente le plus grand nombre d'individus recensés (247 sur l'ensemble des stations), suivi par la campagne T5 et T4 (236 et 230 individus). La période la moins riche est celle d'avril 2017 (43 individus). Ces observations sont en accord avec les travaux de Elkaim et Irlinger (1987). Les abondances sont maximales en été ainsi qu'au début d'automne et minimales en hiver ainsi que début printemps. Cependant, les abondances recensées ici sont plus faibles que celles reportées en juillet 1982 par Elkaim et Irlinger (1987) : 2 395 ind m^{-2}.

Spatialement, il existe des variabilités entre les stations pour une même période (figure III.30). Par exemple, les classes de taille représentées en T1, sont variables d'une station à l'autre, avec un maximum d'individus entre 2-2,5 mm et entre 3,5-4 mm sur la station IL, contre un maximum d'individus entre 4,5-5 mm en GJ et R43. **Les cohortes observées sont donc de taille différentes en fonction des stations**, avec globalement des individus plus grands sur les stations clapées, en dehors des périodes de recrutement (en T1, T2 et T3). De plus, en terme de nombre d'individus échantillonnés, des différences sont observées entre les quatre différentes zones. En T0 et T2, un plus grand nombre d'individus sont identifiés sur la zone clapée (112 en T0 et 83 en T2). En T1 le nombre d'individus est équivalent en ZD-C, ZD-NC et ZN (respectivement 51, 47 et 64), avec un nombre plus faible en ZS (21 individus). En T3, le nombre est faible sur l'ensemble des stations et zones (maximum 16 individus en ZD-C). En T4 et T5, la tendance s'inverse, avec un maximum d'individus dénombrés en ZS (119 en T4 et 90 en T5).

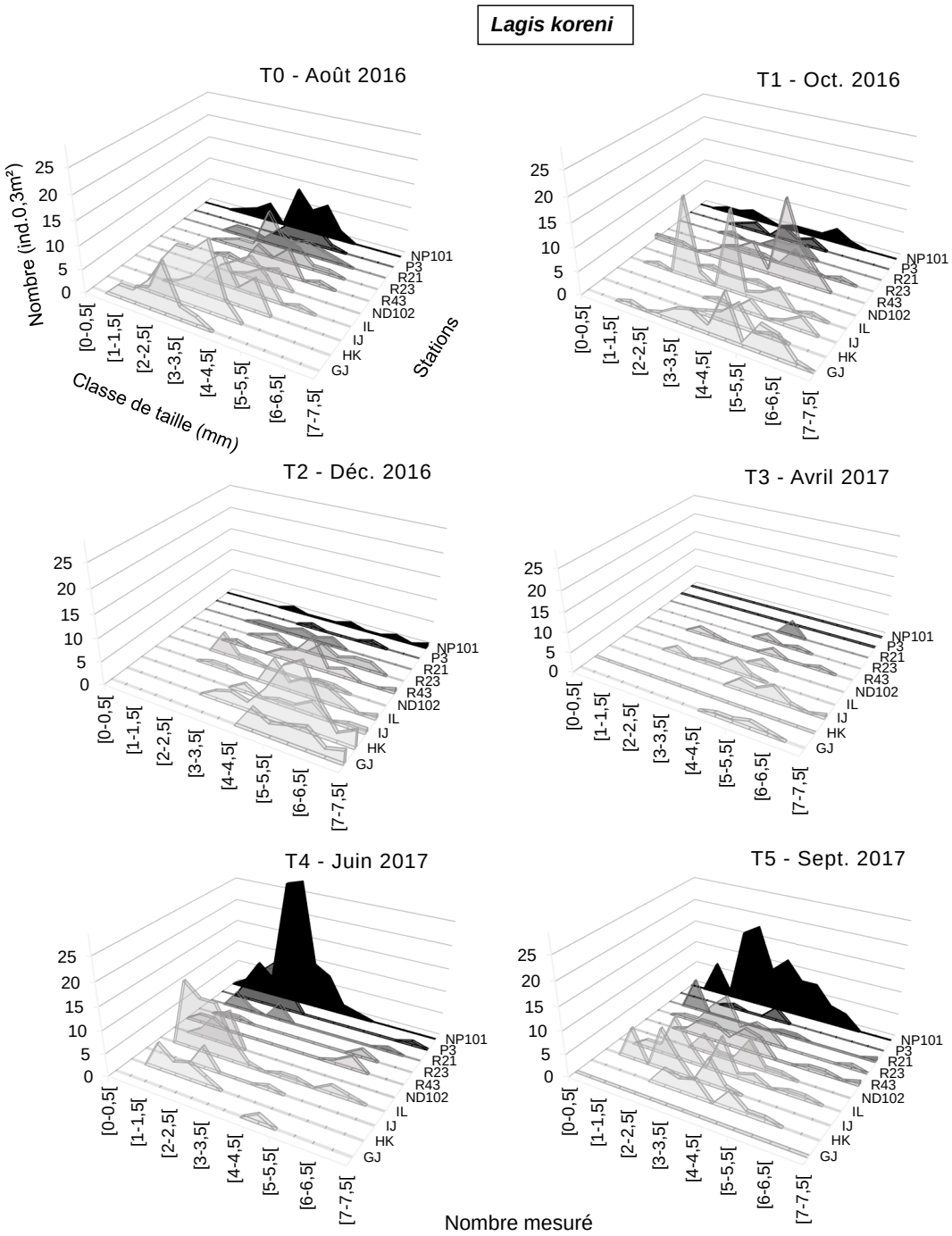
Le nombre de juvéniles dénombrés lors de la phase de recrutement (juin et septembre

2015) est également variable (figure III.31), avec , en T4, aucun juvénile recensé sur GJ et IJ, en lien avec de très faibles abondances (2 et 6 individus en GJ et IJ). De même, R43, R23 et R21 présentent un nombre d'individus recensés très faibles (respectivement 8, 4 et 10) dont 50 % sont des juvéniles. Le recrutement n'est donc réellement identifié, et de faible amplitude, que sur les stations HK, IL, P3 et NP101 dont le ratio juvéniles/adultes est respectivement de 9/15, 27/50, 13/30 et 13/89. Ces observations sont les même en T5. Les tests statistiques soulignent la différence de la campagne T4, lors de la phase de recrutement, mais ne mettent pas de mettre en évidence des différences significatives entre les zones (tableau III.12).

Tableau III.12 – Résultats des tests de kruskal-Wallis (KW) et des tests de comparaison multiple, réalisés sur les données de nombre de juvéniles par campagne et par zone pour la polychète *Lagis koreni*. Seules les valeurs significatives des tests de comparaison multiple sont présentées.

	KW	**Différences significatives**
Campagnes	$6,313e^{-05}$	T2 - T4 T3 - T4
Zones	0,832	-

Ainsi, la période de recrutement principale, observée en juin est en accord avec les travaux antérieurs, qui ont mis en évidence un pic de reproduction en fin mai - début juin, pour les populations localisées au niveau du port d'Antifer (Elkaim et Irlinger, 1987). **Toutefois le recrutement et le nombre d'individus observés sont d'amplitude relativement faible**.



Nombre mesuré

	GJ	HK	IJ	IL	ND102	R43	R23	R21	P3	NP101
T0	28	52	32	24	8	16	26	17	14	30
T1	34	9	8	45	2	47	9	8	9	12
T2	22	52	9	21	9	17	11	8	2	4
T3	5	-	11	9	2	6	3	4	-	-
T4	2	15	6	50	16	8	4	10	30	89
T5	-	17	27	30	14	23	25	10	4	86

Figure III.30 – Nombre d'individus par classe de taille en fonction des mesures du diamètre céphalique pour la polychète *L. koreni*.

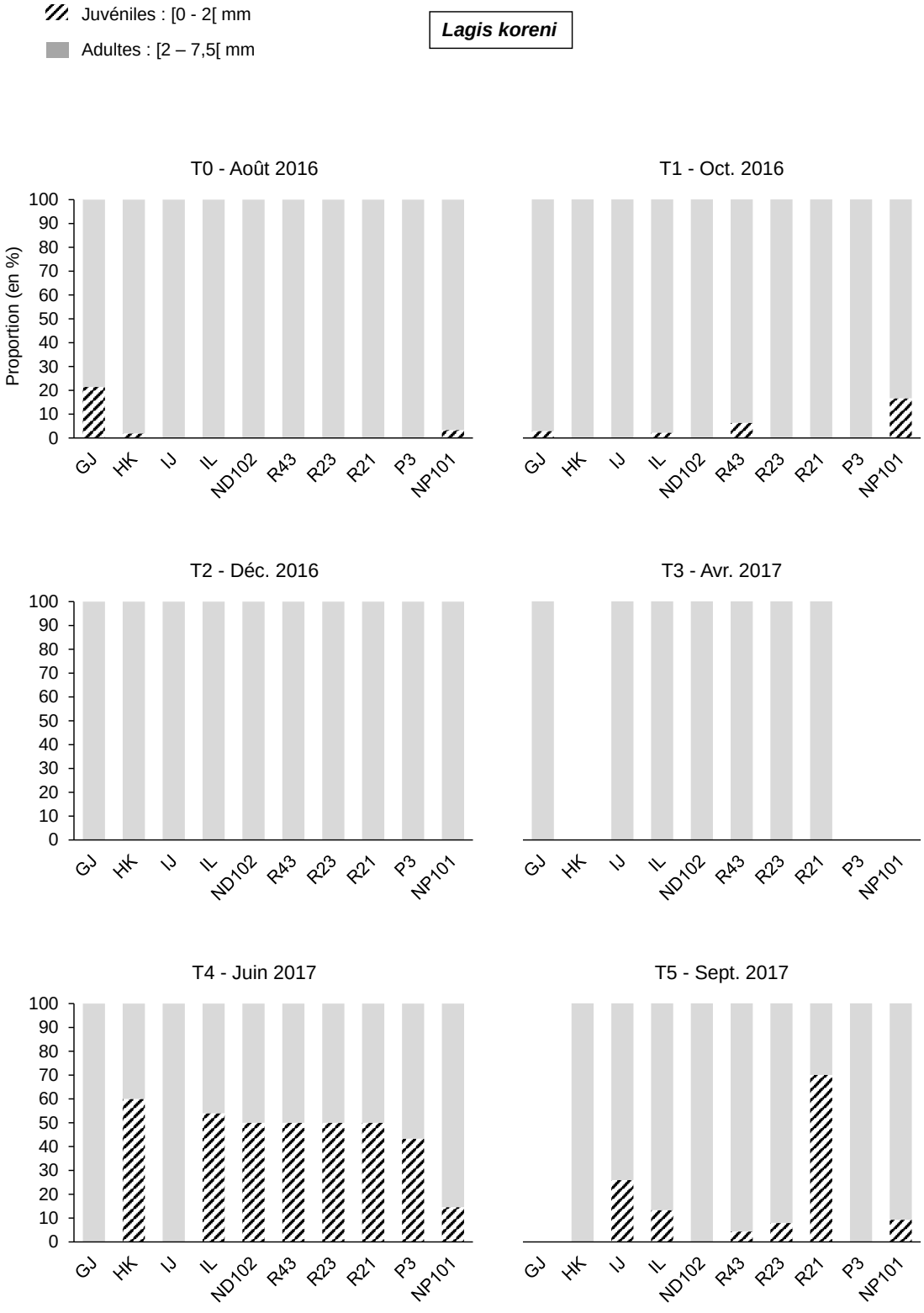


Figure III.31 – Proportion de juvéniles et d'adultes pour la polychète *L. koreni*.

c) *Abra alba*

Les données biométriques concernant le bivalve *A. alba* ont été obtenues par la mesure de l'axe antéro-postérieur, c'est à dire, par la longueur la plus grande de la coquille. Au total, 6 337 individus ont été mesurés et 156 individus ont simplement été dénombrés (coquille trop abîmée ou non-entière).

Temporellement, des variations de cohortes de taille sont visibles entre T0 et T5 (figures III.32 et III.33 ainsi que tableau III.13). En août, octobre et décembre 2016, la population est plutôt de grande taille sur l'ensemble du site. En moyenne, le nombre d'individus supérieurs à 8 mm est de 96 % en T0, 84 % en T1, 88 % en T2, contre 47 % en T3, 53 % en T4 et 64 % en T5, reflétant une proportion supérieure de petits individus en avril, juin et septembre 2017 (figure III.32). **En avril 2017, un premier recrutement est observé (différences statistiques de T3 avec les autres campagnes ; tableau III.13), avec deux cohortes distinctes (écartement des histogrammes, avec des individus petits et des individus adultes). Ce recrutement semble se maintenir en juin 2017, notamment sur les stations en zone nord et sud**. Enfin, en septembre 2017, la population est constituée de jeunes adultes de taille intermédiaire. En moyenne, le nombre de juvéniles (<5 mm) est de 1 % seulement en T0, 3 % en T1 et 3 % en T2, contre 27 % en T3, 17 % en T4 et redescend à 4 % en T5 (figure III.33).

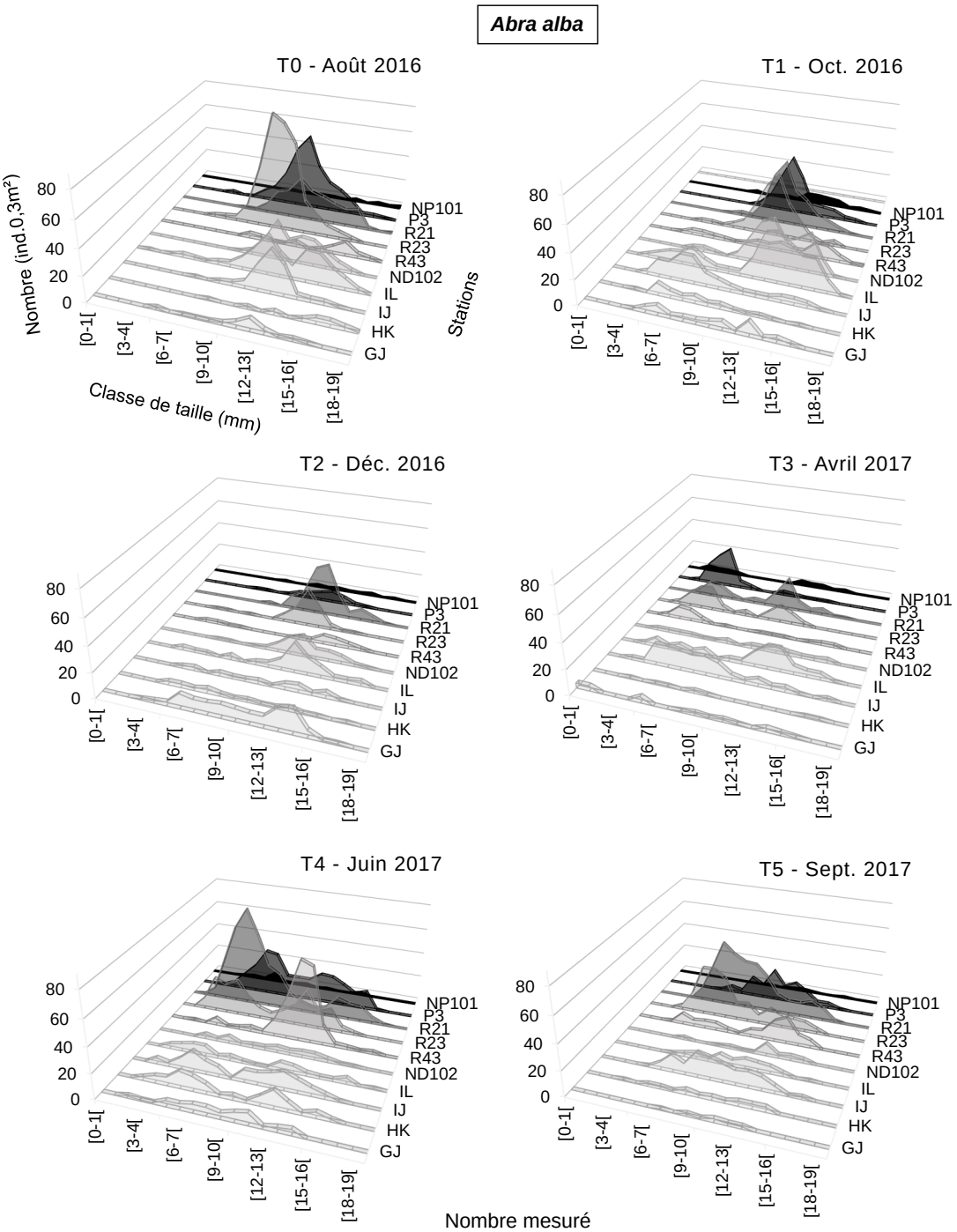
Spatialement, on note de grandes différences entre les zones et les stations pour une période donnée (sans différences statistiques ; tableau III.13). D'une part, **le nombre d'individus échantillonnées est très variable d'une station et d'une zone à l'autre pour la même campagne**. En T0, par exemple, jusqu'à 371 individus sont dénombrés en zone nord, contre seulement 22 à 102 individus en zone de clapage. De même, certaines stations de la même zone présentent des tendances tout à fait différentes entre elles pour une même date (par exemple, 244 individus en P3 contre 11 seulement en NP101, en T0). Ces écarts entre les stations s'estompent en décembre et avril, lors des périodes les plus pauvres, mais sont retrouvés en juin et septembre 2017. D'autre part, **en terme de classe de taille, la tendance est relativement la même sur l'ensemble des stations, pour une période donnée**. En T0, l'ensemble des stations présentent

des individus de grandes taille (entre 97 % et 100 % d'individus >5 mm), de même en T1 (entre 86 % et 100 % d'individus >5 mm), en T2 (entre 88 % et 100 % d'individus >5 mm) et en T5 (entre 90 % et 100 % d'individus >5 mm). **Lors des phases de recrutement, et notamment du mois d'avril, on observe des variabilités plus importantes entre les stations** : entre 37 % et 88 % d'individus >5 mm sur l'ensemble des stations, avec un grand nombre de juvéniles recensés sur la station R43 (63 %). En considérant les quatre zones et uniquement les juvéniles, **c'est au nord et au sud du dépôt que l'on trouve le plus grand nombre de petits individus (<5 mm) en avril** (17 % en ZD-C, 10 % en ZD-NC, 40 % en ZN et 32 % en ZS). En juin, c'est toujours la zone nord qui présente les individus les plus petits avec une diminution de ce nombre sur les autres zones (14 % en ZD-C, 9 % en ZD-NC, 68 % en ZN et 9 % en ZS ; figure III.33).

Tableau III.13 – Résultats des tests de kruskal-Wallis (KW) et des tests de comparaison multiple, réalisés sur les données de nombre de juvéniles par campagne et par zone pour le bivalve *Abra alba*. Seules les valeurs significatives des tests de comparaison multiple sont présentées.

	KW	Différences significatives
Campagnes	$4,543e^{-07}$	T0 - T4 T3 - T0 T3 - T1 T3 - T2 T3 - T5 T4 - T5
Zones	0,507	-

Ainsi, en accord avec la bibliographie, la période de recrutement principale identifiée par Olivier *et al.* (1996b) et Dauvin (1986) en baie de Seine Orientale pour cette espèce, en mars-mai-juin, est également visible ici, en avril et juin 2017 (T3 et T4). Cependant, la deuxième période de recrutement, d'amplitude moindre, déterminée en septembre-octobre par ces même auteurs, n'est pas identifiée clairement dans les données présentées.



	GJ	HK	IJ	IL	ND102	R43	R23	R21	P3	NP101
T0	30	22	102	181	130	38	371	178	244	11
T1	59	41	123	250	195	71	183	185	148	35
T2	123	25	35	84	68	29	75	149	37	11
T3	26	8	119	101	34	35	94	95	95	25
T4	62	98	124	62	44	214	217	392	262	18
T5	11	29	128	49	27	97	212	309	111	6

Figure III.32 – Nombre d'individus par classe de taille en fonction des mesures de longueur totale du bivalve *A. alba*.

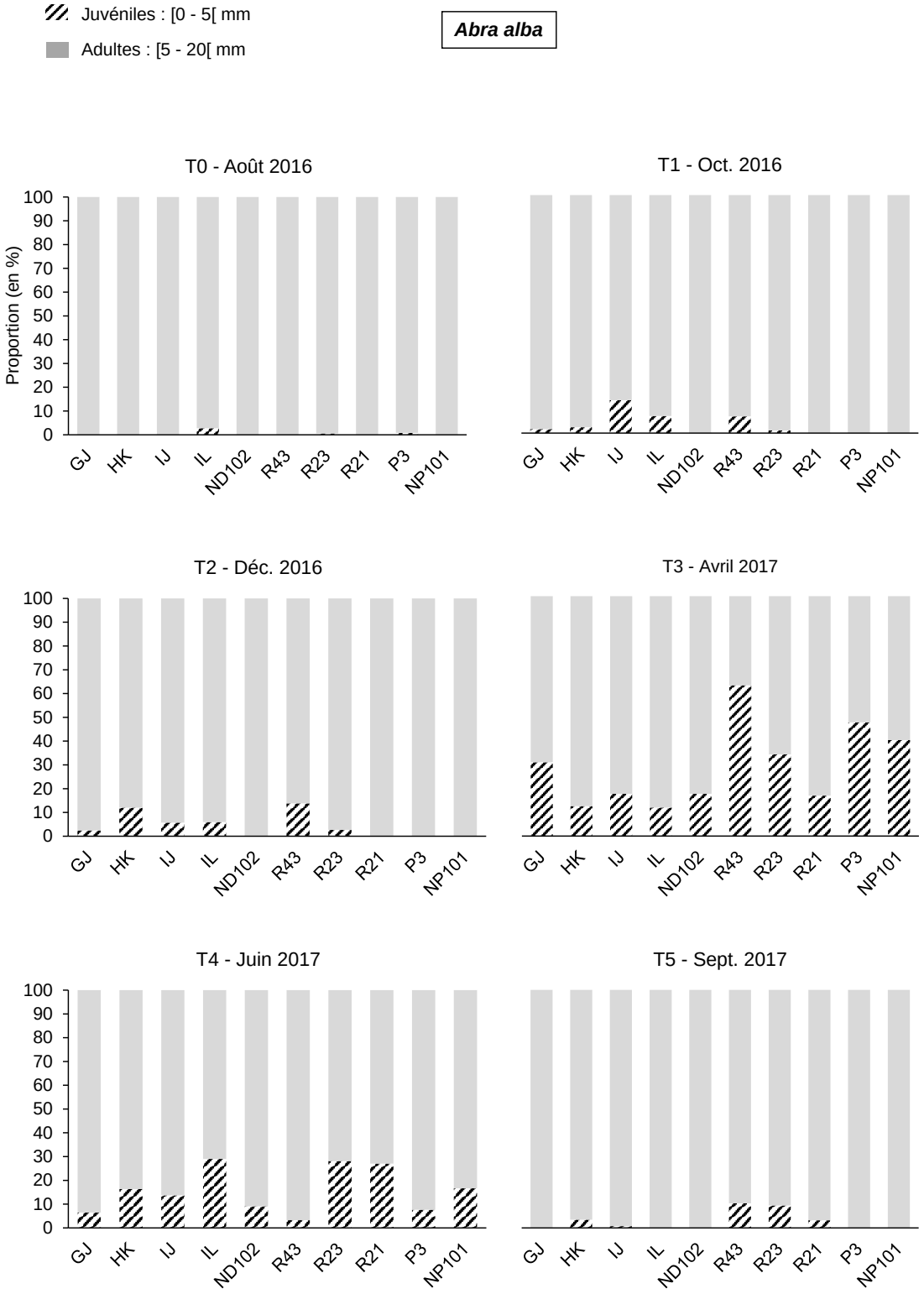


Figure III.33 – Proportion de juvéniles et d'adultes pour le bivalve *A. alba*.

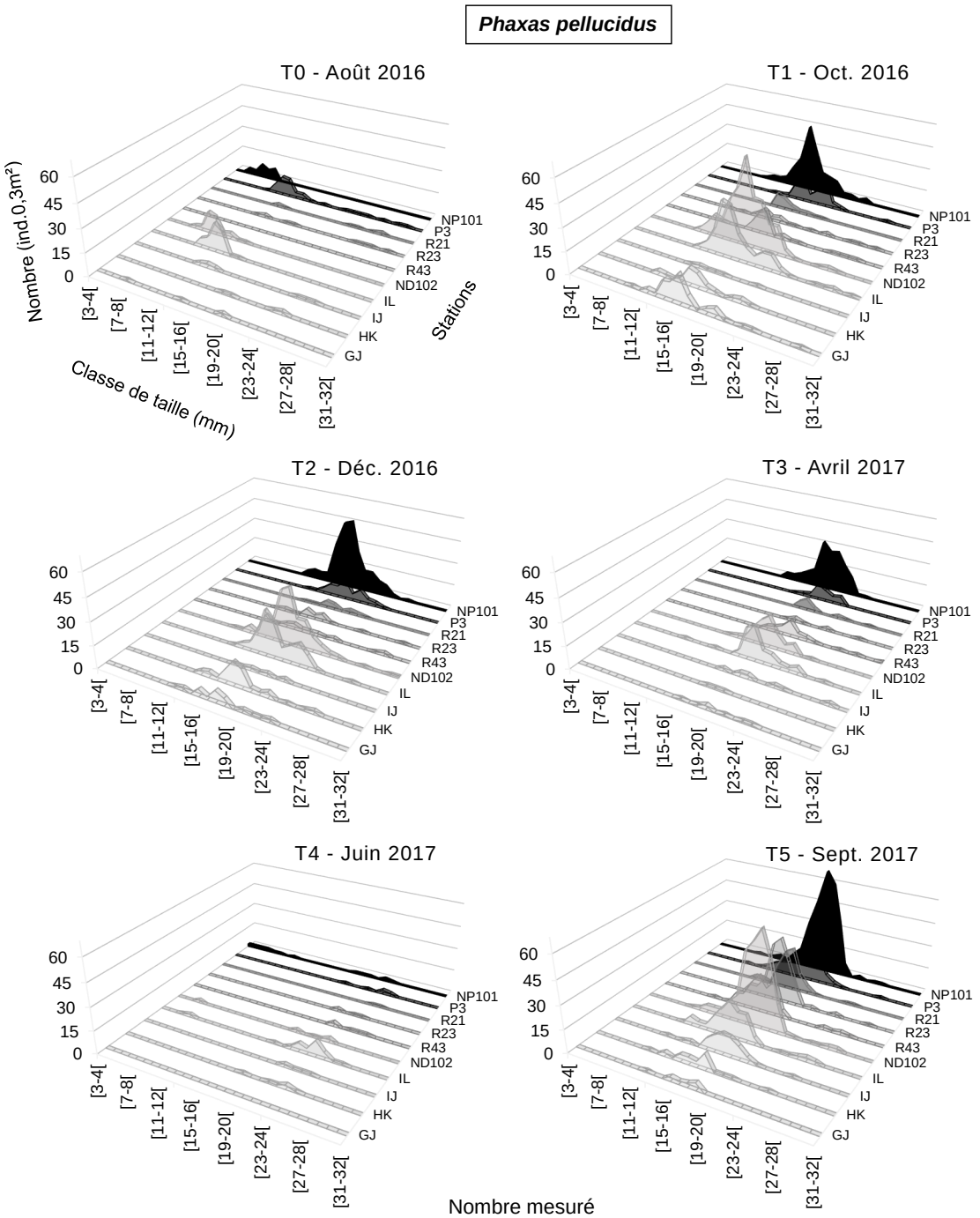
d) *Phaxas pellucidus*

Les données biométriques concernant le bivalve *P. pellucidus* ont été obtenues par la mesure de la longueur la plus grande de la coquille. Au total, 3 629 individus ont été mesurés.

A première vue, il y a des différences temporelles et spatiales entre les différentes cohortes de taille et le nombre d'individus recensés (figures III.34 et III.35). Toutefois, les différences observées ne sont pas significatives, probablement en lien avec la faible proportion de juvéniles recensés (tableau III.14). Très peu de juvéniles sont observés sur la période étudiée, avec globalement, beaucoup d'individus de grande taille.

D'une part, en T0 (août 2016), le nombre d'individus recensés (206) est inférieur au nombre échantillonné lors de la campagne suivante (T1 : 913). Ce nombre diminue ensuite progressivement jusqu'en juin 2017 (734, 438 et 91 en T2, T3 et T4), pour augmenter en septembre 2017 (1247). Il y a donc de grandes fluctuations d'abondance de ce bivalve, au cours du temps, avec des abondances maximales en septembre, octobre et décembre (figure III.34). **Il semble donc que deux périodes de recrutement soit identifiables ici, la première entre août et octobre 2016 et la seconde entre juin et septembre 2017**, avec quelques juvéniles observés en août 2016 et juin 2017 mais aucuns en octobre 2016 et septembre 2017. Cette espèce est connue pour avoir une croissance très rapide (comm. pers. J.C. Dauvin), ce qui peut expliquer que très peu de juvéniles soient recensés et que le recrutement ne soit visible que grâce au nombre important d'adultes, à quelques mois d'intervalle (figure III.35).

D'autre part, la tendance est la même spatialement, avec les mêmes classes d'âge représentées sur l'ensemble des stations, pour une période donnée. Cependant, en terme de nombre d'individus, les stations clapées sont plus pauvres que les autres stations, avec en moyenne 22 en ZD-C, 120 en ZD-NC, 34 en ZN et 99 ind 0,3 m^{-2} en ZS.



Nombre mesuré

	GJ	HK	IJ	IL	ND102	R43	R23	R21	P3	NP101
T0	4	5	10	50	40	-	9	8	50	30
T1	74	44	7	167	275	47	27	28	76	168
T2	29	60	9	126	176	21	22	19	57	215
T3	8	3	13	80	79	35	8	20	36	156
T4	-	7	5	34	9	6	4	2	7	17
T5	14	34	64	118	285	112	151	94	94	281

Figure III.34 – Nombre d'individus par classe de taille en fonction des mesures de longueur totale du bivalve *P. pellucidus*.

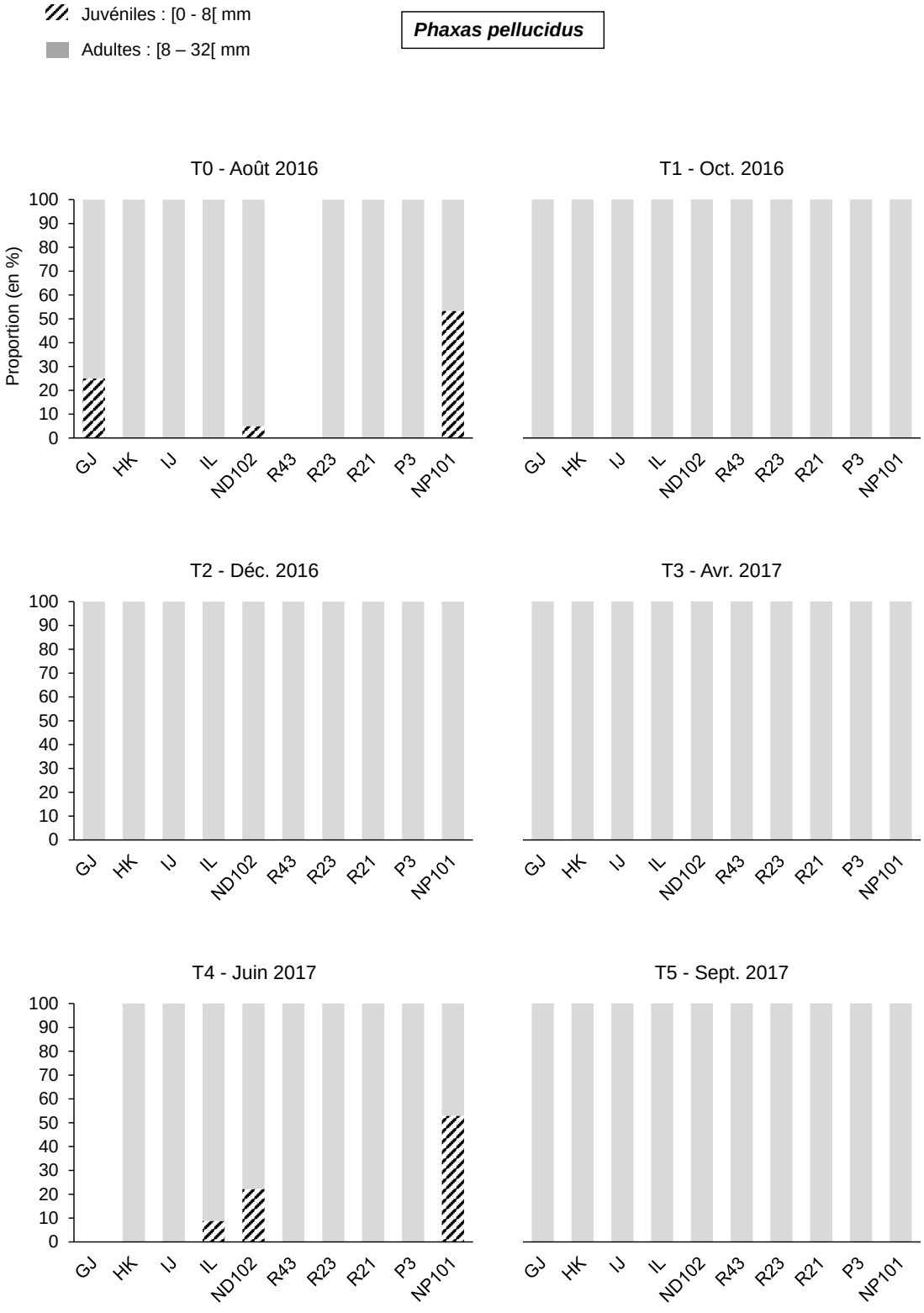


Figure III.35 – Proportion de juvéniles et d'adultes pour le bivalve *P. pellucidus*.

Tableau III.14 – Résultats des tests de kruskal-Wallis (KW) et des tests de comparaison multiple, réalisés sur les données de nombre de juvéniles par campagne et par zone pour le bivalve *Phaxas pellucidus*. Seules les valeurs significatives des tests de comparaison multiple sont présentées.

	KW	Différences significatives
Campagnes	0,023	-
Zones	0,133	-

e) *Spisula subtruncata*

Les données biométriques concernant le bivalve *S. subtruncata* ont été obtenues par la mesure de l'axe antéro-postérieur, c'est à dire, par la longueur la plus grande de la coquille. Au total, 934 individus ont été mesurés, dont 6 non-mesurés (coquille trop abîmée).

D'après les figures III.36 et III.37, on observe des variations temporelles marquées. Aucun individu n'a été recensé en août 2016 et très peu en juin 2017 (55). A l'inverse, en octobre, décembre, avril et septembre, le nombre d'individus est resté relativement constant (268, 266, 138 et 201). **Les abondances les plus élevées sont donc enregistrées en fin d'été, automne, hiver et début de printemps**, à l'inverse des observations réalisées en méditerranée par Fraschetti *et al.* (1997) et le long des côtes du Pays-Bas (Cardoso *et al.*, 2007) ou les abondances les plus fortes sont notées en été (juin, juillet et août). Cependant **cette espèce est connue pour présenter de grandes fluctuations temporelles de ses abondances, avec des populations qui peuvent être très pauvres en été et descendre sous les 100 ind m^{-2} recensés** (Cardoso *et al.*, 2007). De plus, il est possible qu'il existe une prédation importante sur les juvéniles (Cardoso *et al.*, 2007).

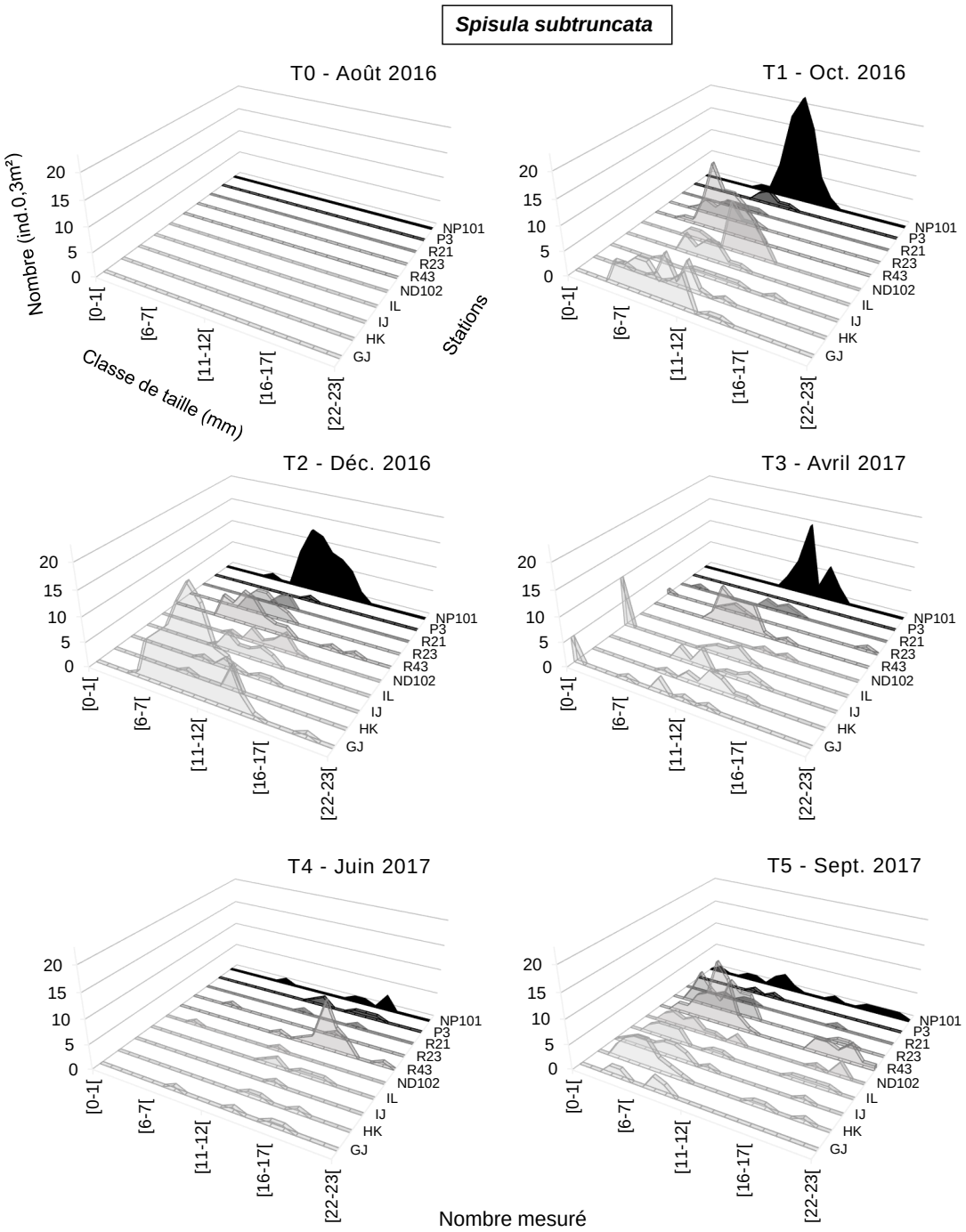
Concernant les individus juvéniles, ils sont extrêmement rares en hiver (T2), ne représentant que 0,4 % par rapport aux adultes. Ils sont plus nombreux en fin d'été, en septembre 2017 (T5), avec 32,8 % de juvéniles échantillonnées (4,5 % en T1 ; 12,3 % en T3 et 3,6 % en T4). Des différences significatives existent entre T5 et T2 (tableau III.15). On observe, en T5, deux cohortes de tailles distinctes, avec un éventail de tailles large. La tendance est la même en avril, avec une quantité moindre de juvéniles (figure III.36). **On peut donc noter un recrutement probable pendant l'été (septembre) et**

peut-être dès le printemps (en avril).

Tableau III.15 – Résultats des tests de kruskal-Wallis (KW) et des tests de comparaison multiple, réalisés sur les données de nombre de juvéniles par campagne et par zone pour le bivalve *Spisula subtruncata*. Seules les valeurs significatives des tests de comparaison multiple sont présentées.

	KW	**Différences significatives**
Campagnes	$2,745e^{-04}$	T5 - T0 T5 - T2
Zones	0,216	-

Spatialement, **les abondances moyennes échantillonnées sont équivalentes entre les quatre zones**, pour toutes les campagnes confondus (18,9 en ZD-C ; 11,6 en ZD-NC ; 15,5 en ZN et 17,1 ind 0,3 m^{-2} en ZS). Cependant, **des différences marquées apparaissent à l'intérieur d'une même zone**, avec par exemple, un nombre d'individus très élevés sur la station GJ en comparaison des stations HK et IJ. De même avec la station NP101, très différentes de la station P3, en zone sud (tableau de la figure III.36). **Au niveau des classes de taille, les tendances sont les mêmes entre les stations d'une même période** (mêmes classes de taille représentées sur l'ensemble des stations d'un même échantillonnage).



	GJ	HK	IJ	IL	ND102	R43	R23	R21	P3	NP101
T0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
T1	42	17	7	16	33	51	18	4	7	73
T2	114	6	6	14	12	31	18	5	1	59
T3	11	13	13	19	2	30	6	7	-	37
T4	4	3	1	6	2	23	2	2	6	6
T5	9	29	17	17	18	56	35	4	2	14

Figure III.36 – Nombre d'individus par classe de taille en fonction des mesures de longueur totale du bivalve *S. subtruncata*.

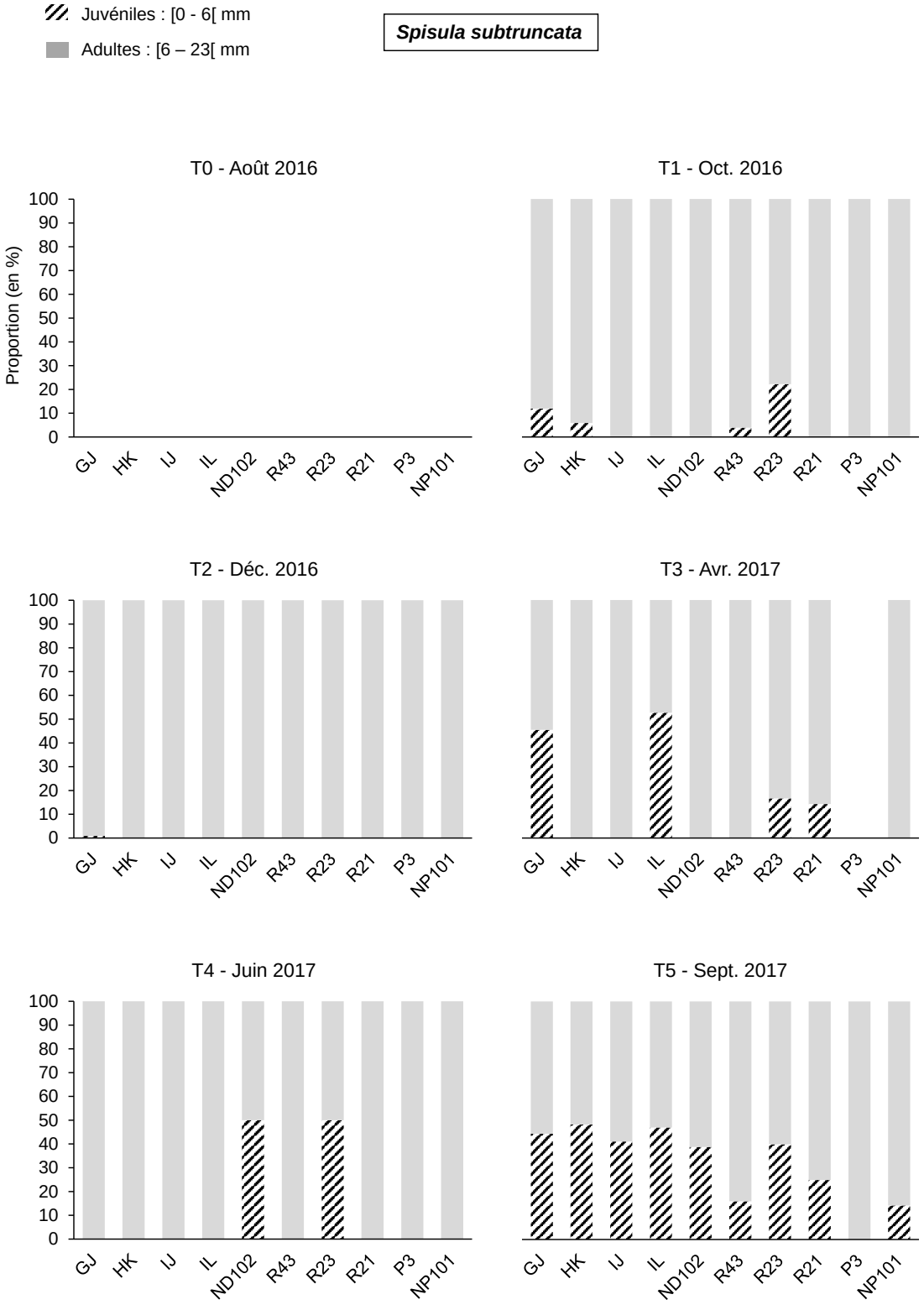


Figure III.37 – Proportion de juvéniles et d'adultes pour le bivalve *S. subtruncata*.

f) *Acrocnida brachiata*

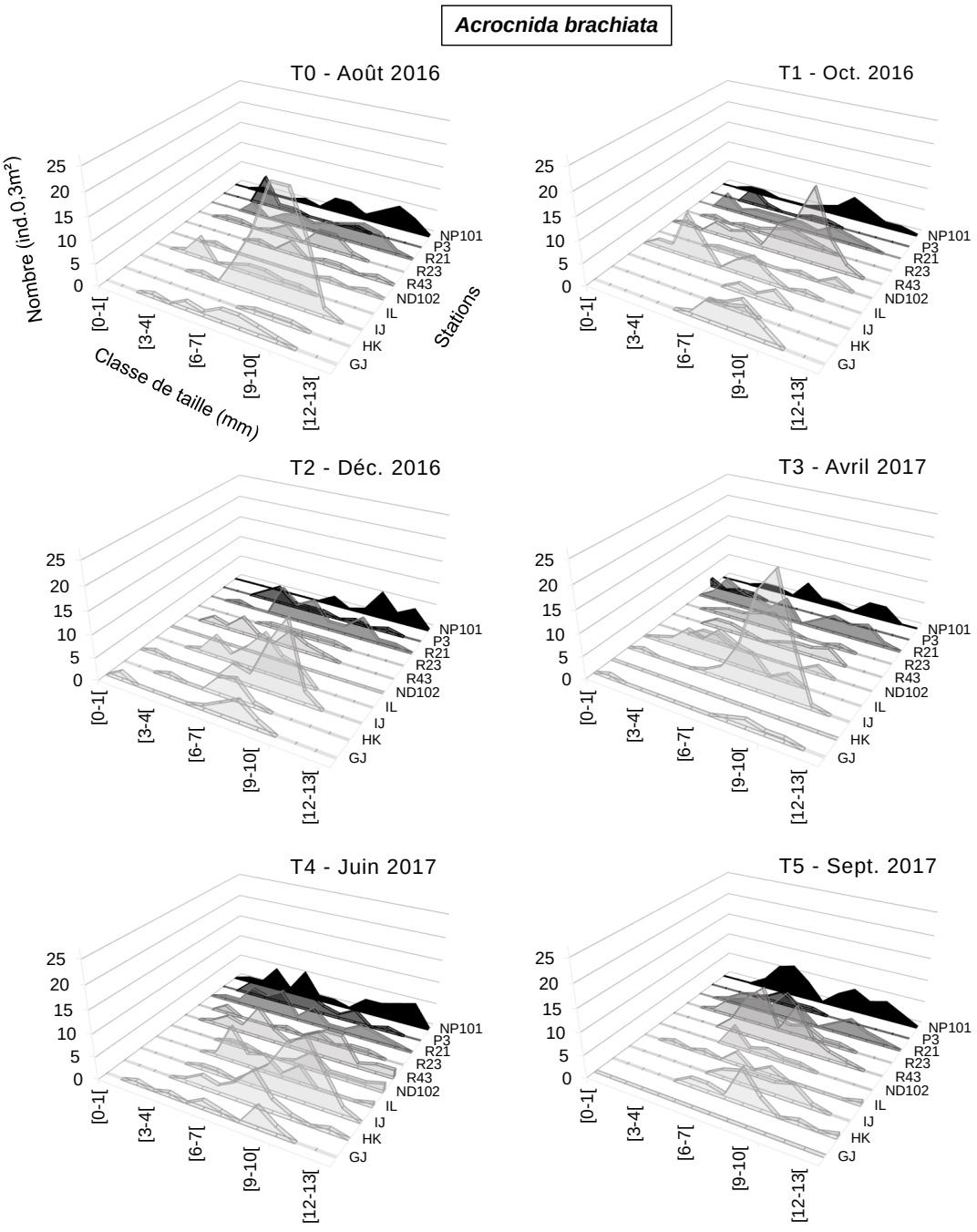
Les données biométriques concernant l'ophiure *A. brachiata* ont été obtenues par la mesure du diamètre du disque central. Au total, 1 175 individus ont été mesurés.

En comparaison avec les autres espèces mesurées, peu de tendances saisonnières peuvent être déduites pour *A. brachiata* (différences non-significatives concernant la proportion de juvéniles, entre les campagnes ; tableau III.16). **Cet espèce semble être parfaitement inféodée au habitats de la baie de Seine Orientale, sans subir de fluctuations temporelles marquées** (figures III.38 et III.39). En effet, le nombre d'individus recensé est relativement le même tout au long du suivi (196 en T0 ; 171 en T1 ; 169 en T2 ; 197 en T3 ; 248 en T4 et 193 en T5). En terme de classe de taille, des juvéniles sont identifiées sur l'ensemble des prélèvements, avec entre 11 et 34 individus juvéniles mesurés de T0 à T5.

A l'inverse, une variabilité spatiale importante est notée, avec un maximum d'individus recensés sur la station IJ (ZD-C) en T1 (267 individus pour toutes périodes confondues). Les stations IL (ND-NC), R43 (ZN), R21 (ZN) et NP101 (ZS), présentent également un nombre important d'individus (respectivement 134, 170, 170 et 131). Les tests significatives mettent en évidence une différence entre la zone de dépôt clapée et les zone au nord et au sud du site de clapapage (tableau III.16). **Il semble que cette espèce soit répartie sous forme de banc délimité, sans exigences particulières concernant les conditions environnementales, dans la zone d'étude**. De plus, sur une même station, il existe de fortes variabilités d'abondance au cours du temps (par exemple pour IJ (ZD-C), 6 individus en T1 contre 85 individus en T0 ou encore 74 en T3 ; tableau de la figure III.38).

Tableau III.16 – Résultats des tests de kruskal-Wallis (KW) et des tests de comparaison multiple, réalisés sur les données de nombre de juvéniles par campagne et par zone pour l'ophiure *Acrocnida brachiata*. Seules les valeurs significatives des tests de comparaison multiple sont présentées.

	KW	**Différences significatives**
Campagnes	0, 199	-
Zones	0,006	ZD-C – ZN ZD-C – ZS



Nombre mesuré

	GJ	HK	IJ	IL	ND102	R43	R23	R21	P3	NP101
T0	13	3	85	13	3	7	15	27	10	20
T1	20	4	6	30	6	52	11	20	7	15
T2	13	11	39	31	-	15	5	29	11	15
T3	6	-	74	30	6	13	14	36	4	14
T4	12	23	47	22	12	38	7	30	26	31
T5	-	18	16	8	10	45	26	28	6	36

Figure III.38 – Nombre d'individus par classe de taille en fonction des mesures de diamètre du disque de l'ophiure *A. brachiata*.

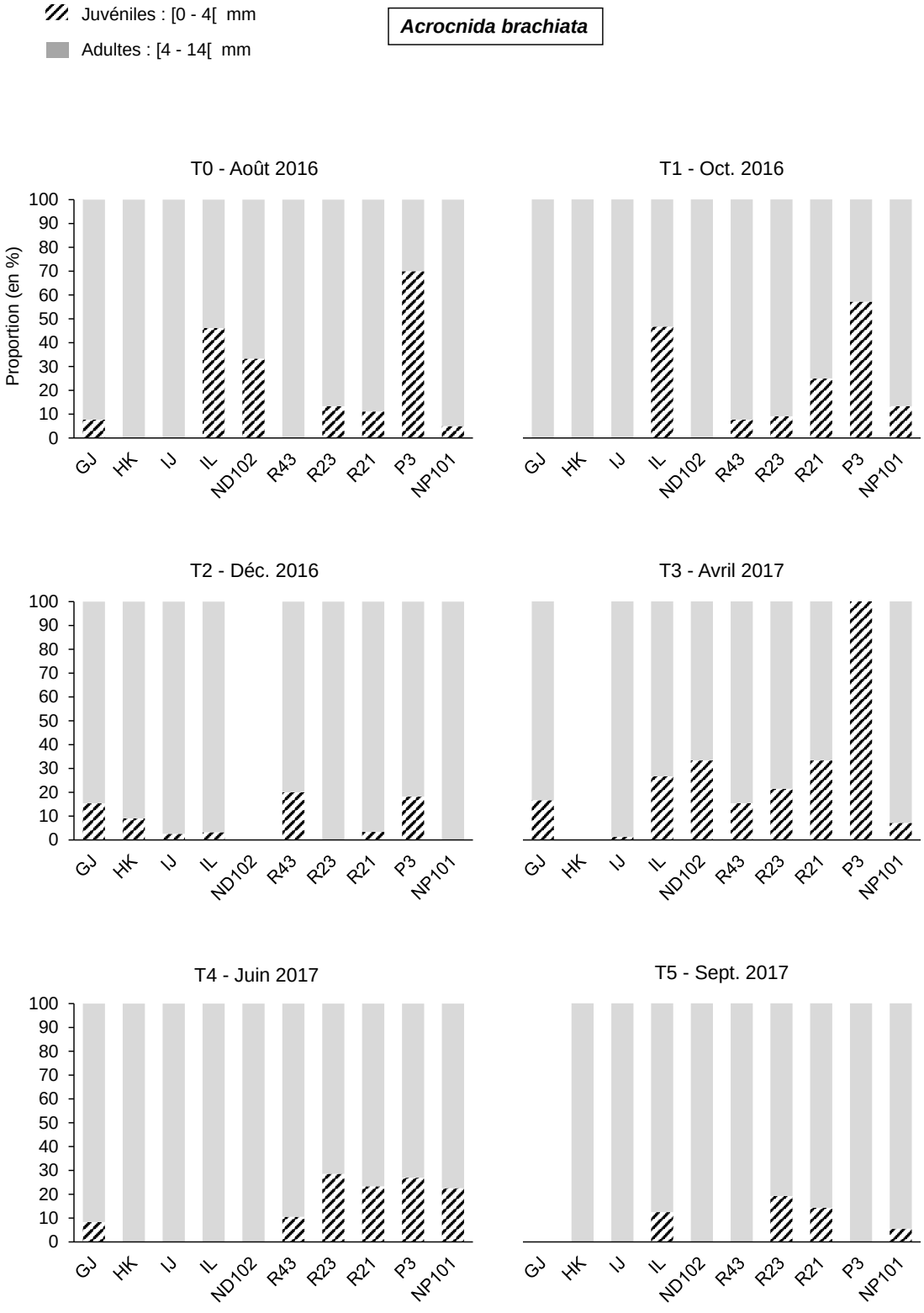


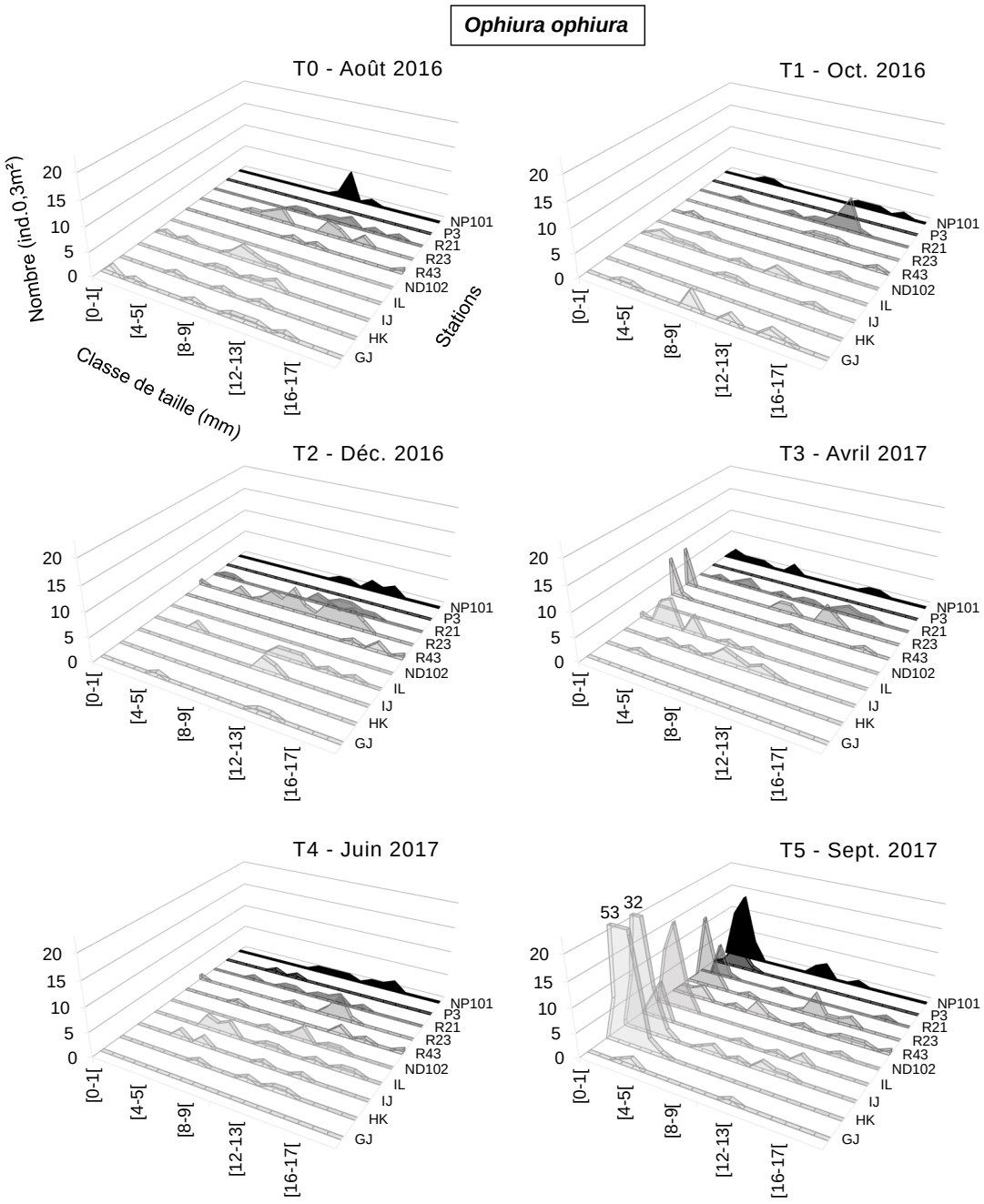
Figure III.39 – Proportion de juvéniles et d'adultes pour l'ophiure *A. brachiata*.

g) *Ophiura ophiura*

Les données biométriques concernant l'ophiure *O. ophiura* ont été obtenues par la mesure du diamètre du disque central. Au total, 637 individus ont été mesurés.

Contrairement à l'ophiure précédente, *O. ophiura* présente des périodicités plus marquées. Le nombre d'individus recensés augmente graduellement d'août 2016 à septembre 2017, avec une diminution en octobre 2016 et en juin 2017 (respectivement de T0 à T5 : 60, 52, 70, 81, 63 et 311 individus sur l'ensemble des stations). Ainsi le maximum est échantillonné en fin d'été 2017 (septembre). Les cohortes de tailles sont variables dans le temps, avec toujours un éventail assez large des gammes de tailles représentées, à chaque période. Le nombre de juvéniles est très nettement supérieur en septembre 2017 (267 juvéniles recensés, toutes stations confondues) et faible en avril 2017 (38 juvéniles). Il est quasiment nul lors des autres périodes (5 en T0 ; 10 en T1 ; 7 en T2 ; 4 en T4). Les tests statistiques mettent en évidence des différences significatives entre la campagne T5 et les autres périodes de prélèvements, hormis avec T3 (tableau III.17). **Ainsi, il semblerait que deux phases de recrutement soient identifiées pour cette espèce, avec une phase majeure en fin d'été et une phase mineure en début de printemps** (figures III.40 et III.41).

Spatialement, les différences sont moins marquées et non significatives (tableau III.17), avec **des cohortes de classe assez étalées** dans l'ensemble des stations. Le nombre d'individus recensés varie de 12 en NP101 à 107 en R23 (toutes campagnes confondues). Les deux zones les plus riches sont la ZD-C et la ZN (218 et 213 individus sur l'ensemble des campagnes), suivies par la ZD-NC (122 individus), puis la ZS (84 individus), la plus pauvre (figure III.40). De plus, pour les deux périodes de recrutement identifiées, il existe des différences notables concernant le nombre de juvéniles sur chaque station. **En septembre, sur le grand nombre de juvéniles mesurés, la majorité sont localisés sur les stations HK (ZD-C, 87 juvéniles) et IJ (ZD-C, 56 juvéniles), mais l'ensemble des stations montrent un ratio élevé de juvéniles par rapport aux adultes** (entre 41 et 100 %). Il n'y a pas de différences significatives entre les différentes zones (tableau III.17).



Nombre mesuré

	GJ	HK	IJ	IL	ND102	R43	R23	R21	P3	NP101
T0	8	3	6	10	-	3	14	8	-	8
T1	11	-	3	10	2	2	3	15	-	6
T2	3	-	5	10	-	4	30	11	-	7
T3	-	1	12	18	-	11	18	12	-	9
T4	-	4	6	13	7	5	10	8	2	8
T5	4	88	64	16	36	17	32	10	10	34

Figure III.40 – Nombre d'individus par classe de taille en fonction des mesures de diamètre du disque de l'ophiure *O. ophiura*.

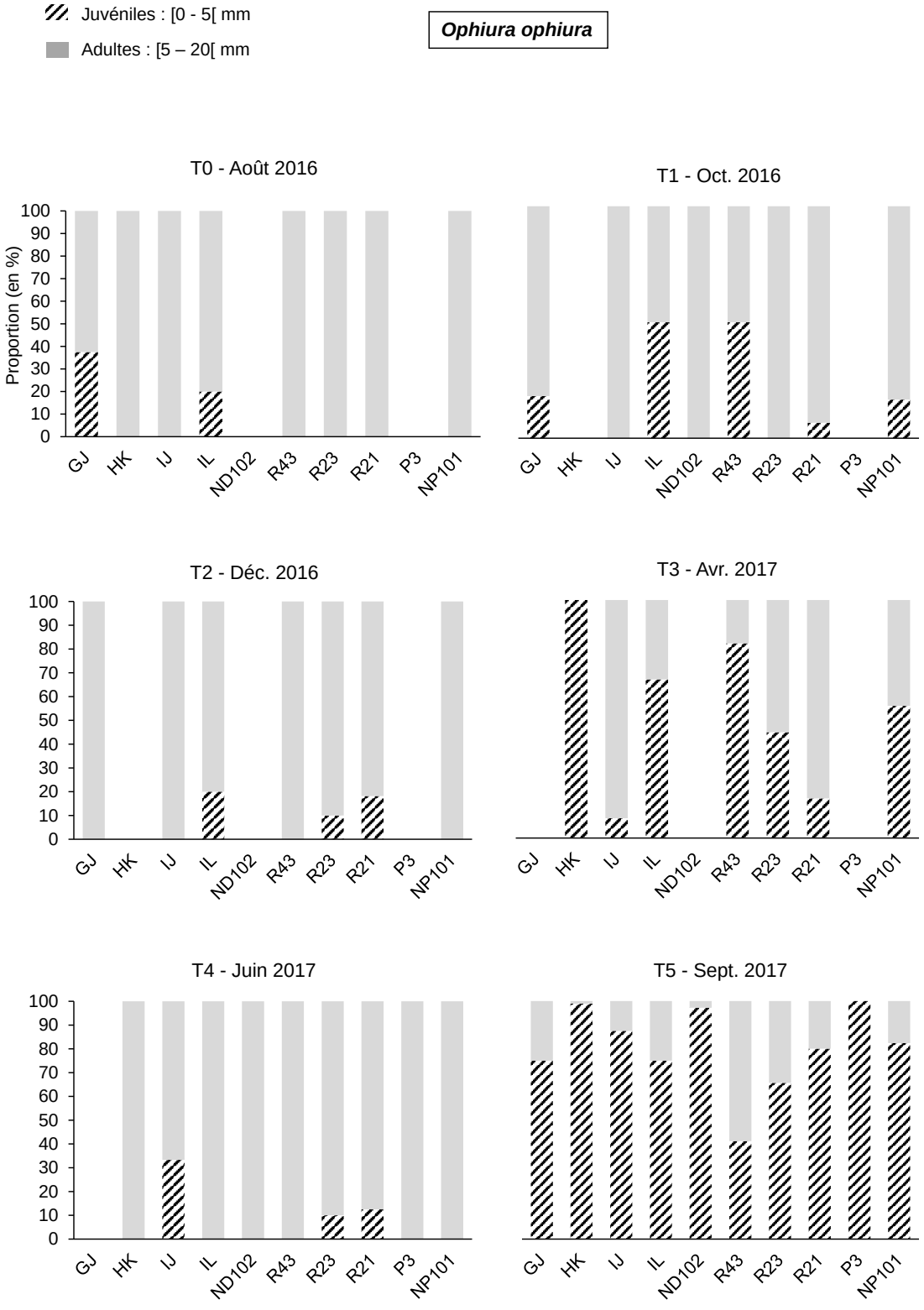


Figure III.41 – Proportion de juvéniles et d'adultes pour l'ophiure *O. ophiura*.

Tableau III.17 – Résultats des tests de kruskal-Wallis (KW) et des tests de comparaison multiple, réalisés sur les données de nombre de juvéniles par campagne et par zone pour l'ophiure *Ophiura ophiura*. Seules les valeurs significatives des tests de comparaison multiple sont présentées.

	KW	Différences significatives
Campagnes	$0,084e^{-05}$	T5 - T0 T5 - T1 T5 - T2 T5- T4
Zones	0,786	-

h) Lien entre clapage et recrutement

D'après les observations précédentes, le clapage ne semble pas influencer la présence de juvéniles (positivement ou négativement). Des corrélations (rang de Spearman) ont été réalisées, pour chaque espèces, entre le nombre de juvéniles et les volumes clapés, pour les quatre stations concernées par les clapages (GJ, HK, IJ et ND102). Ces corrélations ont ensuite été testées (tableau III.18). La méthode utilisée est la même que celle présentée dans la section précédente.

Trois espèces présentent des corrélations négatives entre le nombre de juvéniles et les volumes clapés. C'est à dire que, plus les volumes clapés augmentent, moins il y a de juvéniles de *L. koreni*, *P. pellucidus* et *O. ophiura*. Cependant seule la corrélation concernant la polychète *L. koreni* est significative ($\rho = -0,43$; p – value $= 0,04^{*}$). Les autres espèces réagissent positivement aux clapages, bien que les corrélations soient peu élevées.

Tableau III.18 – Résultats des corrélations (méthode de Spearman) entre les volumes clapés et le nombre de juvéniles, pour les quatre stations expérimentales (GJ, HK, IJ et ND102). En gras, valeur significative.

Sp	corrélation	p-value
Owenia fusifomis	0,25	0,23
Lagis koreni	-0,43	**0,04***
Abra alba	0,10	0,64
Phaxas pellucidus	-0,21	0,32
Spisula subtruncata	0,23	0,29
Acrocnida brachiata	0,07	0,75
Ophiura ophiura	-0,16	0,46

※※※

III.3 Les assemblages benthiques à l'échelle de la baie de Seine Orientale. Mise en contexte de la zone d'étude

Cette section a pour but de comparer les assemblages benthiques identifiées entre le cap de La Hève et Antifer avec ceux présents à plus large échelle, en baie de Seine Orientale. L'objectif est de mettre les données acquises, dans la section précédente, dans un contexte spatial plus étendu.

III.3.1 Méthodologie

La comparaison des assemblages benthiques a été réalisée avec les données obtenues lors de la campagne Pectow de février 2016, afin d'effectuer une comparaison à échelle plus étendue avec des données obtenues lors de la même période.

Les campagnes de prélèvements Pectow sont réalisées depuis 1986, d'abord tous les ans jusqu'en 1988, puis à partir de 1991, tous les cinq ans. Ces prélèvements ont pour objectif d'étudier la structure et l'évolution à long terme de la communauté benthique des sables fins plus ou moins envasés à *Abra alba* en baie de Seine Orientale. Ces campagnes de prélèvements associent aujourd'hui la station biologique de Roscoff, la station Ifremer de Dinard et l'UMR-CNRS M2C de Caen.

III.3.1.1 Prélèvements

En 2016, les prélèvements ont été réalisés du 5 au 12 février à bord du navire « NO Côtes de la Manche » et terminés le 23 février 2016 à bord du navire appartenant au GPMH, « Le Marais »(conditions de mer défavorables entre le 5 et le 12 février). Le long du Pays d'Auge et du Pays de Caux, 72 stations ont été échantillonnées (figure III.42) à l'aide d'une benne Hamon à petit godet ($0{,}1\,m^2$) ou d'une benne Van Veen ($0{,}1\,m^2$),

dans les cas exceptionnels où le prélèvement avec la première benne n'est pas possible (sédiments sableux très compactes). A chaque station, cinq réplicats de faune sont récoltés et tamisés sur deux tamis distincts, d'ouverture circulaire de 2 et 1 mm (le tamis de 2 mm est utilisé historiquement. Il a, en effet, été convenu, à des fins de comparaison avec les données antérieures, tamisées sur 2 mm, de conserver cette dimension de tamisage). Pour la comparaison des assemblages benthiques ici, l'ensemble des données obtenues à partir du tamisage sur 1 et 2 mm additionnés, sont utilisées. Le tri et l'identification ont été réalisés par la même méthode que celle utilisée dans la section précédente (III.2.1). Un réplicat supplémentaire a été récolté, pour les analyses granulométriques et de matière organique.

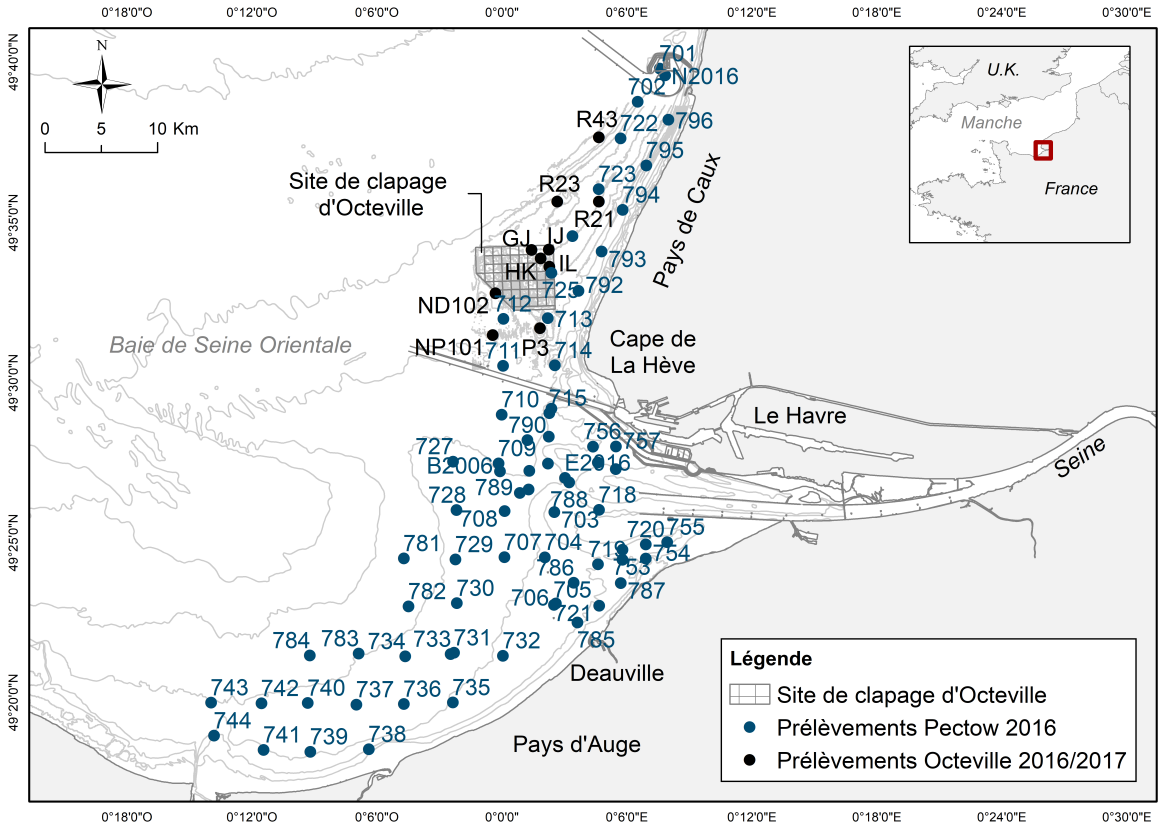


Figure III.42 – Plan d'échantillonnage de la campagne Pectow de février 2016 et des prélèvements réalisés entre le cap de La Hève et Antifer, pour l'étude de l'impact du clapage (campagne nommée Octeville 2016/2017).

III.3.1.2 Analyses des données

Pour faciliter la compréhension et la lecture des sections suivantes, la campagne de prélèvement Pectow de février 2016 sera nommée « Pectow 2016 ». Celles réalisées entre le cap de La Hève et Antifer, pour l'étude de l'impact du clapage, seront nommées « Octeville », suivis de la période concernée (par exemple « Octeville T2 »).

Pour comparer les assemblages benthiques spatialement et éliminer le biais temporel, seules les données de la campagne Octeville T2, de décembre 2016, sont conservées. De plus, pour une comparaison cohérente, et puisque la campagne Octeville T2 ne dispose que de trois réplicats, seuls les répicats A, B et C de la campagne Pectow 2016 sont conservés. En résumé, 72 stations et trois réplicats sont utilisés pour la campagne Pectow 2016 et 10 stations, trois réplicats sont utilisés pour la campagne Octeville T2. Tous les prélèvements ont été tamisés sur 1 mm. Les données n'ont pas subi de regroupement ou d'homogénéisation particulière, puisque l'identification a été réalisée par la même personne (sauf pour Pectow2016, où les mollusques et les échinodermes ont été déterminés à la station biologique de Roscoff).

Les données de richesse taxonomique (S), d'abondances (A) et de composition faunistique sont comparées entre les deux campagnes. Des cartographies sont réalisés à l'aide du logiciel ArcGis 10.2. afin de comparer les abondances des espèces principales des deux campagnes. Des tests statistiques de Kruskal-Wallis sont réalisés après avoir testé la normalité des données (voir méthodologie III.2.1.4).

De plus, afin de comparer les assemblages sur l'ensemble de la baie de Seine, des analyses CAH et n-MDS sont effectuées (voir méthodologie III.2.1.4), d'une part sur l'ensemble des données transformées en présence/absence et d'autre part, sur les données d'abondances moyennées en ne considérant que les stations localisées au nord du chenal de navigation d'entrée au port.

III.3.2 Résultats

III.3.2.1 Composition faunistique

Sur les dix stations échantillonnées lors de la campagne Octeville T2, 95 espèces ont été identifiées, pour une abondance totale de 6 385 ind sur les dix stations, soit 638,5 ind 0,3 m^{-2} en moyenne. Sur les 72 stations prélevées lors de la campagne Pectow 2016, 171 espèces ont été identifiées, pour une abondance totale de 16 827 ind sur les 72 stations, soit 233,7 ind 0,3 m^{-2} en moyenne. Les différences d'abondance entre les deux campagnes (différences significatives : p-value KW = $4,708e_{-05}$) sont expliquées par le nombre différent de stations échantillonnées. On peut toutefois noter que la campagne de décembre (Octeville T2) est, en moyenne, plus riche que celle de février (Pectow 2016).

Les abondances moyennes et les proportions que représentent ces abondances dans l'ensemble du jeu de données de chaque campagne, pour les dix espèces dominantes de Pectow 2016 et d'Octeville 2016, ont été comparées (tableau III.19). Sept espèces dominantes sont communes : les polychètes *O. fusidormis, A. baltica, N. hombergii* et *K. dorsobranchialis* ; les bivalves *P. pellucidus* et *A. alba* ; et l'amphipode *A. tenuicornis*. Il y a donc un pool d'espèces communes sur l'ensemble de la baie de Seine Orientale. Les espèces dominantes recensées sont en accord avec la bibliographie (Cabioch, 1968 ; Cabioch et Gentil, 1977 ; Thiébaut *et al.*, 1997 ; Barnay, 2003 ; Dauvin, 2015).

Tableau III.19 – Abondances moyennes (en ind 0,3 m^{-2}) et proportion de représentation (abondances en %) des dix espèces principales pour chacune des deux campagnes. En bleu, espèce non-commune aux deux campagnes.

Campagnes	Sp	A moy	%
Octeville T2	*Owenia fusifomis*	137,4	22
	Phaxas pellucidus	80,9	13
	Ampharete baltica	68,0	11
	Abra alba	64,5	10
	Melinna palmata	32,1	5
	Nephtys hombergii	28,8	5
	Ampelisca tenuicornis	27,9	4
	Spisula subtruncata	26,6	4
	Kikegaardia dorsobranchialis	25,1	4
	Maldanidae	18,0	3
Pectow 2016	*Owenia fusifomis*	29,0	12
	Phaxas pellucidus	27,7	12
	Kikegaardia dorsobranchialis	16,6	7
	Kurtiella bidentata	16,0	7
	Lagis koreni	13,1	6
	Ampharete baltica	9,3	4
	Ampelisca tenuicornis	8,0	3
	Nephtys hombergii	7,7	3
	Acrocnida brachiata	6,3	3
	Abra alba	5,9	3

Pour informations, le rôle des stations impactées par le clapage (station GJ, HK et IJ) concernant la présence et l'abondance des espèces, à été évalué. Il n'y a pas de changement de l'ordre des espèces dominantes si les stations impactées par le clapage sont éliminée des analyses. Ainsi, l'ensemble des dix stations peuvent être conservées pour la suite des analyses.

La distribution spatiale des sept espèces majoritaires est présentée sur les figures III.43 et III.44). Dans l'ensemble, les aires de distributions de la majorité des espèces sont étendues du Pays d'Auge au Pays de Caux. Certaines espèces présentent toutefois des abondances supérieures dans la partie nord-est et en face de l'ambouchure de la Seine, tels que les polychètes *O. fusiformis*, *K. dorsobranchialis* et *A. baltica*, ainsi que le bivalve *A. alba*. Le bivalve *P. pellucidus*, présente des abondances élevées à la fois à proximité du site de dépôt, du chenal de navigation et également le long des côtes du Pays d'Auge, entre Deauville et Cabourg. **Il est intéressant de noter que l'espèce d'amphipode**

dominante, *A. tenuicornis*, présente une aire de distribution restreinte à la partie nord-est de la baie de Seine Orientale, au nord du chenal de navigation, entre la cap de La Hève et celui d'Antifer.

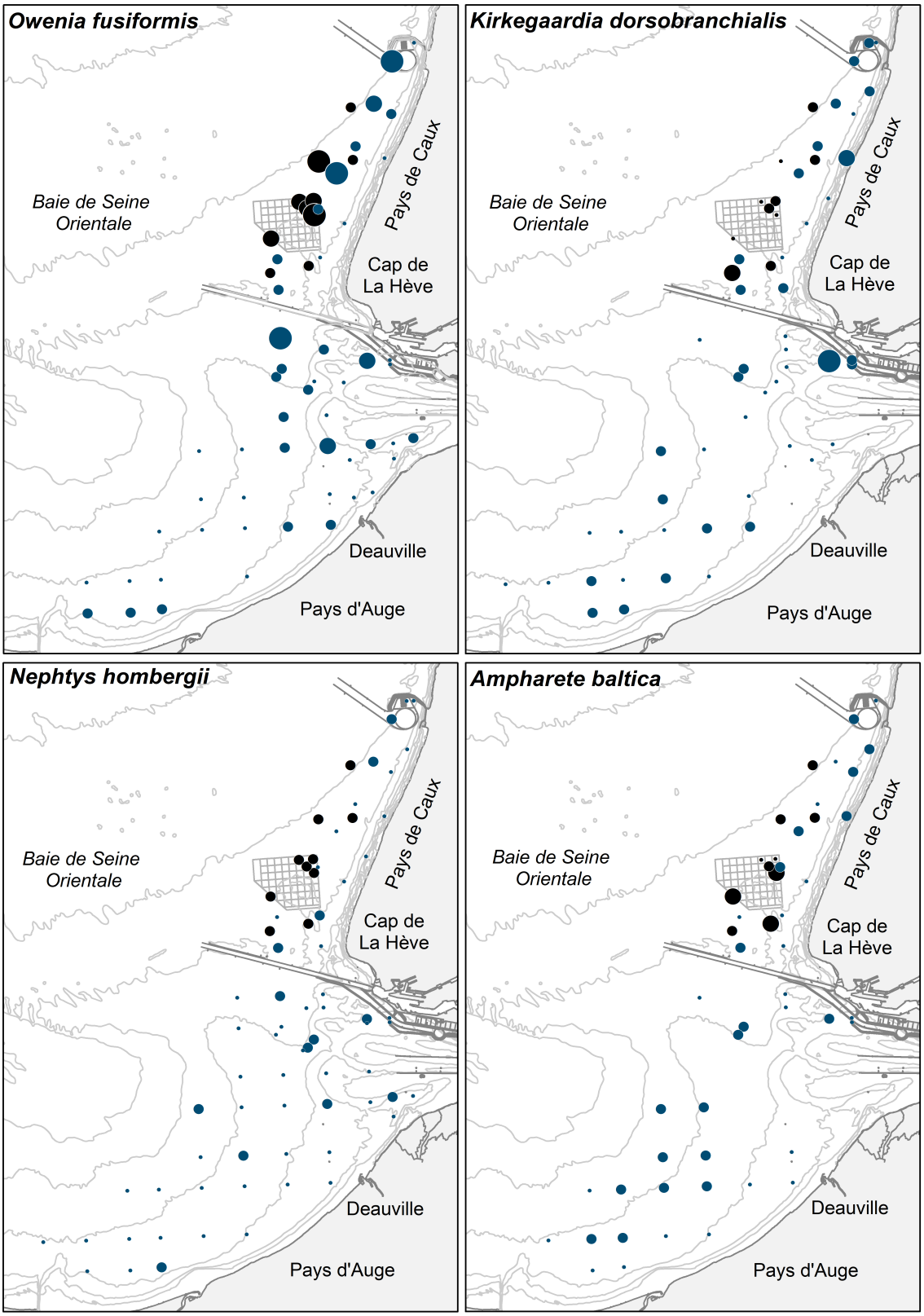


Figure III.43 – Distribution spatiale des abondances (en ind 0,3 m^{-2}) des sept espèces principales communes aux campagnes Pectow 2016 et Octeville T2. Partie 1.

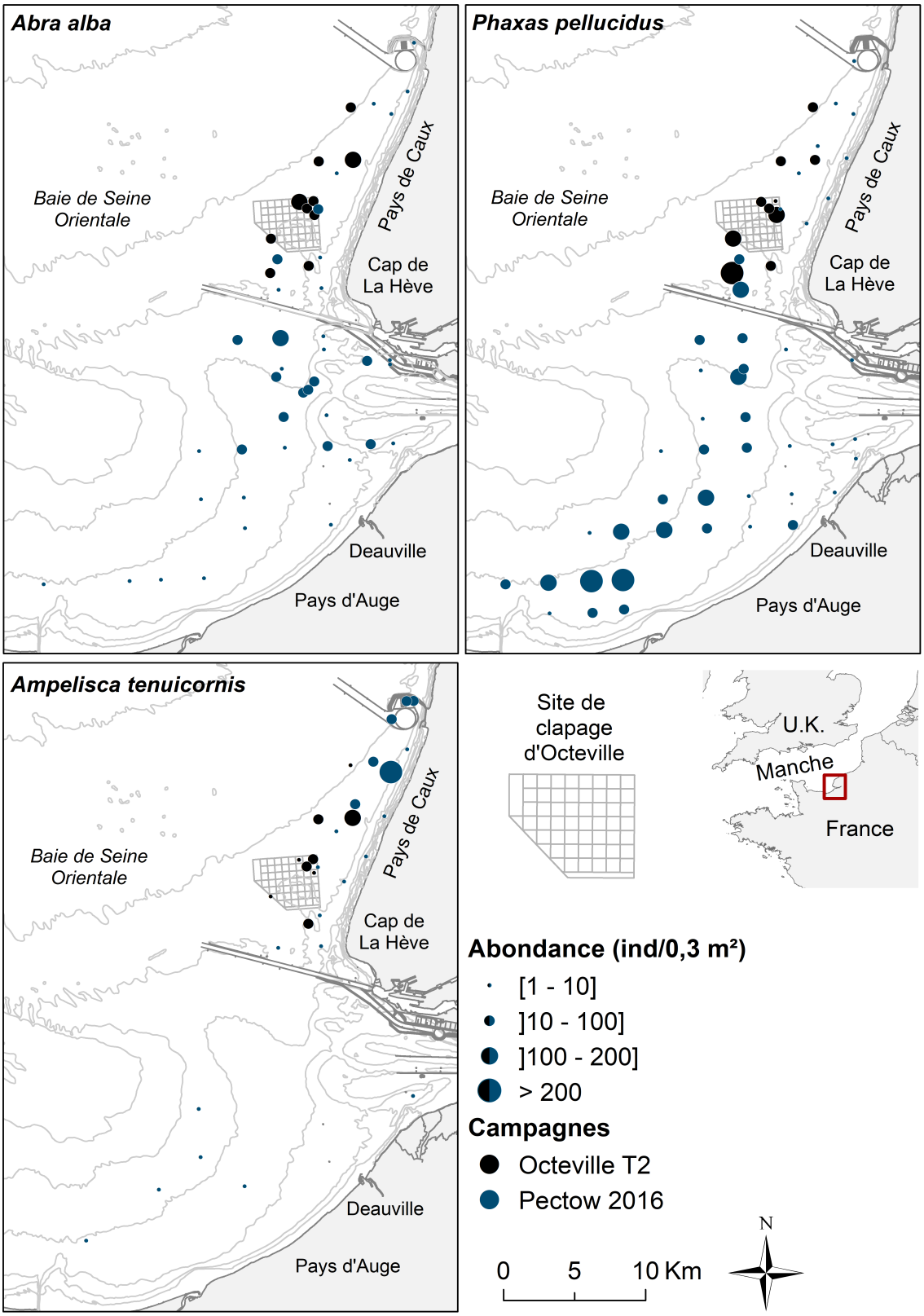


Figure III.44 – Distribution spatiale des abondances (en ind 0,3 m^{-2}) des sept espèces principales communes aux campagnes Pectow 2016 et Octeville T2. Partie 2.

III.3.2.2 Assemblages benthiques

Pour rappel, l'objectif de cette section est de replacer les assemblages benthiques, observés dans la partie précédente, dans le contexte général des assemblages de la baie de Seine Orientale. Il n'est pas proposé ici d'étudier les assemblages benthiques de l'ensemble de la baie de Seine Orientale, déjà bien documentés à ce jour (Cabioch, 1968 ; Cabioch et Gentil, 1977 ; Thiébaut *et al.*, 1997 ; Barnay, 2003 ; Dauvin, 2015).

Ainsi, une première analyse CAH a été réalisée sur les données transformées en présence/absence, pour situer les assemblages benthiques identifiés à Octeville par rapport à l'ensemble des espèces de la baie de Seine Orientale (figure III.45). De nombreux groupes sont formés lors de cette analyse, mais il est intéressant d'observer, qu'a une similarité de 50 %, un groupe mélangeant les stations de Pectow 2016 et de Octeville T2 est formé, avec les stations localisées dans la partie nord-est de la baie. Ce groupe réunit l'ensemble des stations Octeville T2 ainsi que les stations Pectow 2016 de la bande la plus au large des côtes du Pays de Caux (DR702, DR722, DR723, DR724 et DR725), une à proximité du chenal de navigation (DR711) et deux stations proches de la côte (794 et 795). Une seule station, située au large et au sud de l'embouchure, est rassemblée dans ce groupe (DR781), du fait d'abondances importantes des polychètes *A. baltica* et *K. dorsobranchialis*. L'analyse CAH confirme la présence d'un assemblage distinct dans la zone située au nord du chenal de navigation.

Pour étudier en détail l'assemblage de la partie nord-est de la baie de Seine Orientale, une seconde analyse CAH, ainsi qu'une n-MDS, ont été réalisées, en utilisant les données échantillonnées sur les stations localisées dans cette zone (figures III.46 et III.47). Le jeu de données utilisé contient alors 14 stations Pectow 2016 et 10 stations Octeville T2.

Pour une similarité de 45 %, quatre groupes sont formés, dont un groupe principal réunissant l'ensemble des stations de la campagne Octeville T2 et quelques stations de la campagne Pectow 2016 (17 stations). Les regroupements sont semblables à ceux de la CAH précédente, hormis pour la station DR794, qui n'est plus regroupée dans l'assemblage principal (figure III.46). La n-MDS permet de visualiser ces regroupements dans l'espace. L'indice de stress est de 0,1, ce qui indique une représentation satisfaisante. Les stations

sont toutes assez proches les unes des autres, avec seulement la station DR793, très éloignée du groupe principal (figure III.47).

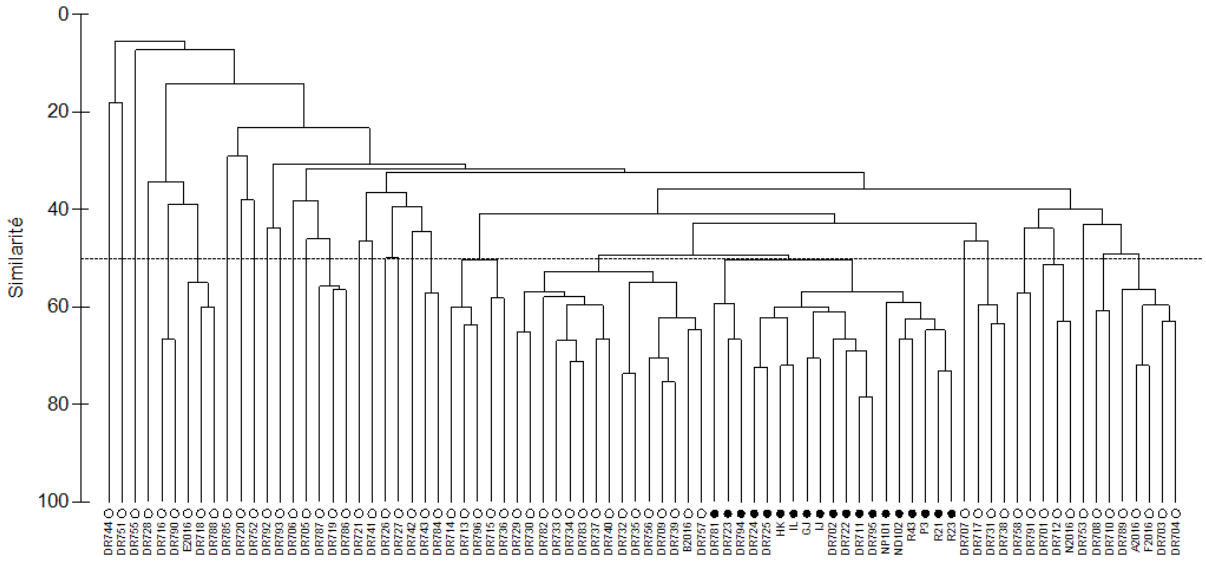


Figure III.45 – CAH réalisée sur les données des campagnes Pectow 2016 et Octeville T2, en présence/absence.

Une analyse SIMPER, donnant accès aux contributions des espèces principales à l'origine de la formation des cinq groupes, est réalisée. Les résultats des contributions et des abondances moyennes sont présentés dans le tableau III.20. Le groupe *a* et le groupe *b*, étant formés que d'une station chacun, les contributions et les abondances ne sont pas présentées. Ces deux stations sont très pauvres en espèces. **La station DR793 (groupe *a*) ne compte que onze espèces, avec comme espèce majoritaire, la polychète *Protodorvillea kefersteini* ($7\,\mathrm{ind}\,0{,}3\,\mathrm{m}^{-2}$). La station DR792 (groupe *b*) compte 21 espèces, avec comme espèce majoritaire la polychète *Nephtys hombergii* ($7\,\mathrm{ind}\,0{,}3\,\mathrm{m}^{-2}$)**. Ces deux stations sont composées d'une part importante de sables grossiers (SG ; figure III.48). La station DR793 (Grp *a*) est très pauvre en matière organique (0,08 %) et essentiellement composée de sables grossiers propres (79 %). La station DR792 (Grp *b*) a un sédiment hétérogène, avec un mélange de sables grossiers et de sables fins en majorité (38 % et 28 %), ainsi qu'en proportion plus faible, des fins et quelques graviers (16 % et 18 %). La proportion de matière organique y est relativement élevée (0,57 %).

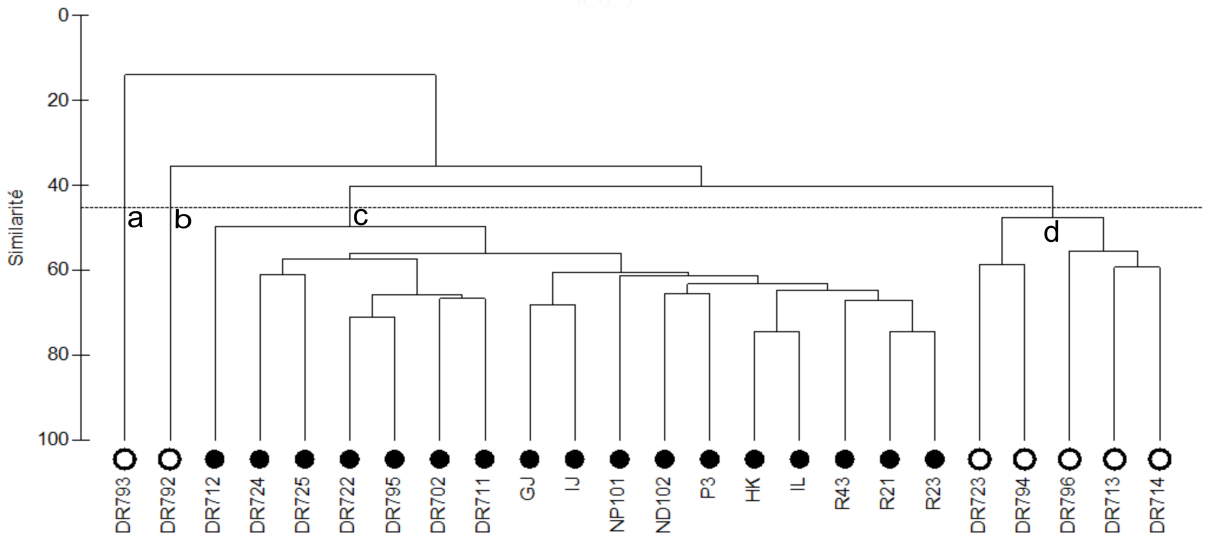


Figure III.46 – CAH réalisée sur les données d'abondances moyennées, pour les stations localisées au nord du chenal de navigation. La méthode de similarité utilisée est celle de Bray-Curtis.

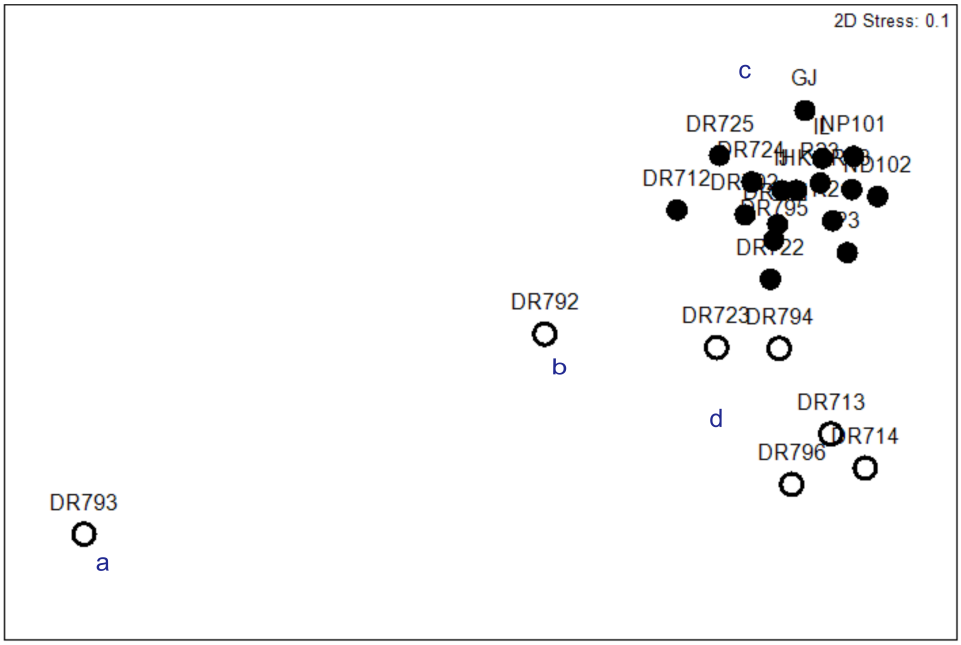


Figure III.47 – n-MDS réalisée sur les données d'abondances moyennées, pour les stations localisées au nord du chenal de navigation. La méthode de similarité utilisée est celle de Bray-Curtis.

La composition en espèce est très différente entre les deux autres groupes (c et d), de même que la composition sédimentaire (tableau III.20 et figure III.48). Le groupe *c*, formé de 17 stations, présente l'assemblage déjà décrit dans la section précédente (voir III.2.2.3). Cet assemblage principal se compose d'un grand nombre d'*O. fusiformis*, de *P. pellucidus*,

d'*A. baltica* et d'*A. alba*. On peut noter la présence de l'amphipode *A. tenuicornis* dans le pool d'espèces contributrices (contrairement aux assemblages décrit sur Octeville, section III.2.2.3). Cette espèce est présente en fortes abondances dans la partie nord de la zone d'étude et notamment sur les stations DR795 (216 ind 0,3 m^{-2}), R21 (170 ind 0,3 m^{-2}), DR702 (95 ind 0,3 m^{-2}) et DR722 (89 ind 0,3 m^{-2}). Au total, 102 espèces sont recensées dans cet assemblage. Le substrat de cet assemblage se compose d'une part importante de sables fins et de fines (46 % et 24 %) ainsi que d'un taux de COT relativement élevé (0,75 %). On retrouve donc ici, la communauté des sables fins plus ou moins envasés à *A. alba*.

Le groupe *d* est formé par des stations proches de la côte (DR794, DR796 et DR714) ou des stations plus au large mais localisées dans des zones sableuses (DR713 et DR723). En moyenne, l'assemblage d est caractérisé par une proportion importante de graviers, de sables grossiers et de sables fins (respectivement 35 %, 28 % et 26 %). Ce substrat grossier est légèrement enrichi en matière organique (0,58 % ; figure III.48). Les espèces contributrices sont inféodées à ce type de substrat, avec par exemple le phoronidé *P. psammophila*, qui présente une affinité pour les substrats sableux. Au total, 81 espèces sont recensées dans cet assemblage.

Tableau III.20 – Abondance moyenne (A en ind 0,3 m^{-2}) et contribution (C en %) des dix espèces contributrices pour chaque groupe formé avec l'analyse CAH et n-MDS réalisées sur les données d'abondances des campagnes Pectow 2016 et Octeville T2, pour les stations au nord du chenal de navigation. La valeur de similarité est indiquée pour chaque groupe entre parenthèses.

Grp c (57,75 %)			**Grp d** (51,48 %)		
Sp	**A**	**C**	**Sp**	**A**	**C**
Owenia fusiformis	136,6	11,44	*Kirkegaardia dorsobranchialis*	48,8	9,48
Ampharete baltica	51,5	7,60	*Hilbigneris gracilis*	13,4	8,96
Phaxas pellucidus	62,4	7,44	*Ampharete baltica*	11,8	7,35
Melinna palmata	26,2	6,91	*Phyllodoce mucosa*	33,8	6,46
Nephtys hombergii	21,3	6,76	*Nephtys hombergii*	9,4	6,09
Abra alba	40,9	5,71	*Phoronis psammophila*	7,6	5,7
Acrocnida brachiata	23,6	5,64	*Ampelisca tenuicornis*	14	5,56
Kirkegaardia dorsobranchialis	25,8	5,16	*Terebellides stroemi*	7,2	5,02
Pholoe baltica	16,8	4,82	*Photis longicaudata*	4,2	4,57
Ampelisca tenuicornis	41	4,31	*Melinna palmata*	10,2	4,53

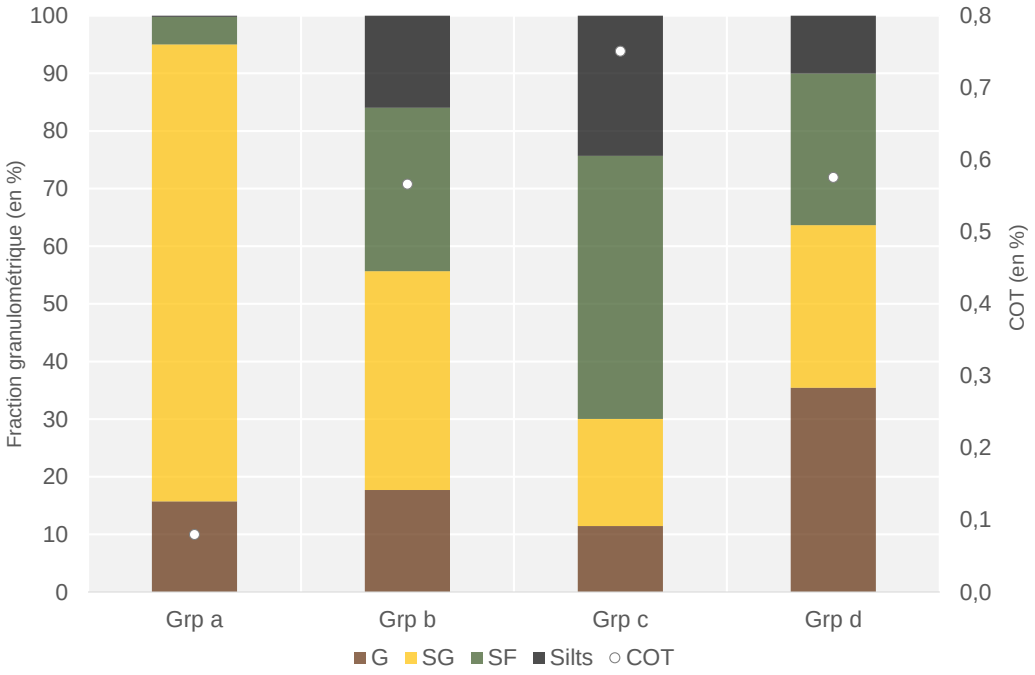


Figure III.48 – Fractions granulométriques moyennes et COT moyen (en %) pour chaque groupe identifié avec l'analyse CAH et n-MDS réalisées sur les données de la campagne Pectow 2016 et Octeville T2. G : graviers >2 000 µm ; SG : sables grossiers [2000 – 250[µm ; SF : sables fins [250 – 63[µm ; Silts : argiles et silts<63 µm.

Ainsi, au nord du chenal de navigation, pour l'hiver 2016, on retrouve la communauté des sables fins plus ou moins envasés à *A. alba* avec présence de *O. fusiformis*, *L. koreni*, *K. bidentata*, *S. subtruncata* et *N. hombergii* (A5.244, selon la classification EUNIS). Cependant, il existe des variations locales, induites par la présence de « patchs » sédimentaires plus grossiers, notamment à proximité de la côte.

※※※

III.4 Variabilité inter-annuelle des communautés

Cette section a pour but d'identifier le niveau de stabilité et les variations temporelles des assemblages benthiques localisés au nord du chenal de navigation.

III.4.1 Méthodologie

L'analyse temporelle des assemblages benthiques a été réalisée avec les données de la Cellule du Suivi du Littoral Normand (CSLN), en charge des suivis environnementaux pour le GPMH de 2003 à 2014, ainsi qu'avec les données du bureau d'étude IDRA-Environnement, en charge des suivis pour le GPMH de 2015 à aujourd'hui.

III.4.1.1 Prélèvements

Les suivis environnementaux du GPMH ont évolué au cours du temps, avec à partir de 2003, 32 stations échantillonnées entre le cap de La Hève et le port d'Antifer, un fois par an, en période automnale-hivernale, par la CSLN, puis à partir de 2015, deux campagnes par an, au printemps et en automne, avec 16 stations échantillonnées, par IDRA.

Afin de replacer les données acquises en 2016 et 2017 (Octeville T0 à T5) dans un contexte temporel, seules les stations communes ont été conservées. Il s'agit des stations R43, R23 et R21 en zone nord, GJ, IJ (nommées R13 et R12, par le GPMH) et ND102, en zone de dépôt, ainsi que NP101 et P3 en zone sud. A partir de 2015, le nombre de stations étant réduit, seules cinq stations communes sont disponibles. Il s'agit des stations R23, R21 en zone nord ainsi que GJ, IJ et ND102 en zone de dépôt (plus de stations en zone sud et perte d'une station en zone nord).

De même, pour des soucis de comparaison, seules les données acquises lors de la même période annuelle sont conservées. Ainsi, les comparaisons auront lieu sur l'ensemble des données récoltées en période automnale et début d'hiver. Elles concernent toutes les données de la CSLN de 2003 à 2014. Pour les données IDRA, seules celles récoltées en

automne (élimination des données recueillies au printemps) sont conservées. Pour le suivi Octeville de 2016-2017, seules les campagnes Octeville T1 et T2 (octobre et décembre 2016) sont utilisées. Au total, 15 années de suivis sont étudiées, avec huit stations de 2003 à 2014, cinq stations en 2015 et 2017 et 21 stations en 2016 (regroupement des données IDRA et Octeville 2016, soit $5 + 8 + 8$ stations ; tableau III.21).

Tableau III.21 – Dates d'échantillonnage et nombre de stations sélectionnées, pour les 15 campagnes utilisées lors de la comparaison temporelle de 2003 à 2017.

Campagnes	Dates	Nb stations	Exécutants
2003	1 au 3 octobre	8	CSLN
2004	8 octobre au 3 novembre	8	CSLN
2005	27 octobre au 14 novembre	8	CSLN
2006	3 au 29 novembre	8	CSLN
2007	27 novembre au 14 décembre	8	CSLN
2008	8 au 23 décembre	8	CSLN
2009	15 au 21 décembre	8	CSLN
2010	19 novembre au 3 décembre	8	CSLN
2011	15 au 17 novembre	8	CSLN
2012	30 novembre au 12 décembre + 7 et 8 janvier	8	CSLN
2013	28 novembre au 3 décembre	8	CSLN
2014	28 octobre au 20 novembre	8	CSLN
2015	9 octobre	5	IDRA
	11 octobre 2016		M2C
2016	19 décembre 2016	21	M2C
	6 septembre		IDRA
2017	1 septembre 2017	5	IDRA

Les méthodes de prélèvements et les instruments utilisés sont les mêmes de 2003 à 2017, car il s'agit du matériel du GPMH (voir III.2.1.2). En résumé, les prélèvements sont fait à bord du navire « Le Marais », à l'aide d'une benne Smith McIntyre ($0{,}1\,m^2$). Trois réplicats de faune sont récoltés et tamisés sur 1 mm (ouverture circulaire), ainsi qu'un réplicat pour les analyses granulométriques.

III.4.1.2 Analyses des données

Les données de macrofaune benthique ont préalablement été homogénéisées pour diminuer le biais lié aux différents identificateurs. Ainsi certains regroupements taxonomiques ont été réalisés (avec également suppression de l'épifaune fixée). Sur les

367 taxa initiaux, 115 regroupements et suppressions ont été réalisés. La base de données finale contient 252 taxa.

Pour suivre le même schéma que dans la partie précédente, une première approche de la composition faunistique, au cours du temps, est réalisée, avec la comparaison des richesses taxonomiques et des abondances. De plus, les courbes de dominances cumulées en fonction du rang des espèces sont réalisés afin d'étudier la structure du peuplement.

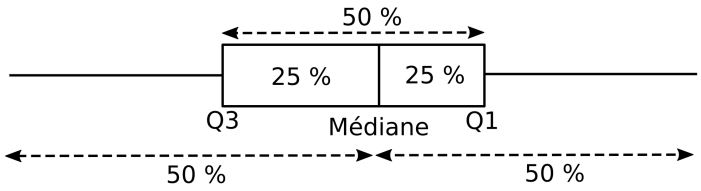


Figure III.49 – Schéma pour la compréhension du graphique de type boxplot.

Les dix espèces dominantes chaque année sont comparées et des graphiques de type « boxplot »(ou boîte à moustache) sont réalisés pour les espèces principales ou d'intérêt particulier (figure III.49). Ce type de graphique permet d'indiquer de manière simple et visuelle, les traits principaux de la série étudiée. Les abondances moyennes sont calculées pour ces analyses. Celles-ci sont moyennées par date en fonction du nombre de stations (sur 8 de 2003 à 2014, sur 5 en 2015 et 2017 et sur 21 en 2016).

Les indice de Shannon-Wiener (H') et de Piélou (J') sont également calculés pour chaque date et mis en relation avec la classification DCE (état écologique).

Les assemblages benthiques sont étudiés à l'aide d'analyses multivariées de type CAH, n-MDS et SIMPER (voir III.2.1.4).

Pour étudier la qualité du milieux au cours du temps, l'AMBI et le M-AMBI sont calculés pour chaque date (voir III.2.1.4).

Enfin, des tests de corrélations (Spearman) sont réalisés entre les volumes clapés et les abondances, obtenues chaque année.

III.4.2 Résultats

III.4.2.1 Composition faunistique

La richesse taxonomique est relativement stable au cours du temps (figure III.50), avec entre 86 (en 2005) et 148 (en 2016) taxa recensées (liés à l'effort d'échantillonnage plus élevé en 2016). Aucune différence statistique significative n'est mise en évidence (p-value KW $= 0,450$).

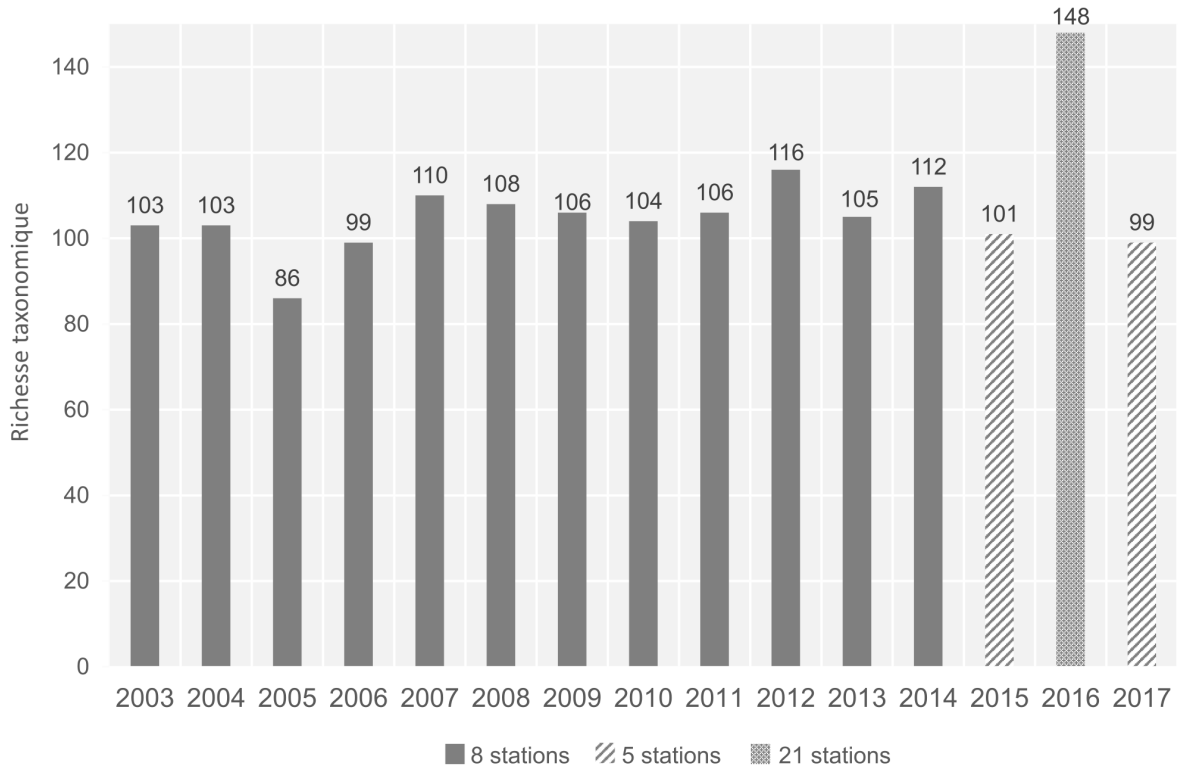


Figure III.50 – Richesse taxonomique totale observée pour les 15 années étudiées.

En terme d'abondance, il y a des différences temporelles assez marquées (statistiquement différentes, p-value KW $= 0,032$), avec de faibles abondances moyennes de 2003 à 2005 (entre 1 582 et 2 429 ind 0,3 m^{-2}), puis une nette augmentation en 2006, année la plus riche, avec des abondances qui triplent par rapport à 2005 (de 1 972 ind 0,3 m^{-2} à 6 357 ind 0,3 m^{-2}). Après 2006, les abondances décroient progressivement jusqu'à un minimum de 1 183 ind 0,3 m^{-2} en 2016. Deux dates aux abondances faibles sont également observées en 2011 et 2013 (1 693 ind 0,3 m^{-2} et 1 351 ind 0,3 m^{-2}). Une remontée des abondances est observée en 2017 (figure III.51).

La corrélation entre les volumes clapés et les abondances moyennes, de 2003 à 2017, a été calculé et testé à l'aide des rangs de Spearman. Les volumes considérés concernent les dragages d'entretien ainsi que ceux des travaux, uniquement sur les casiers associés aux stations étudiées, c'est à dire, principalement sur la bande nord du dépôt (casiers BJ, BK, CJ, CK, FJ, FK, HJ, HK, IJ, IK et ND102). Il existe une corrélation significative entre les volumes clapés et les abondances : Spearman = $-0,56$ et p – value = $0,0297^{*}$.

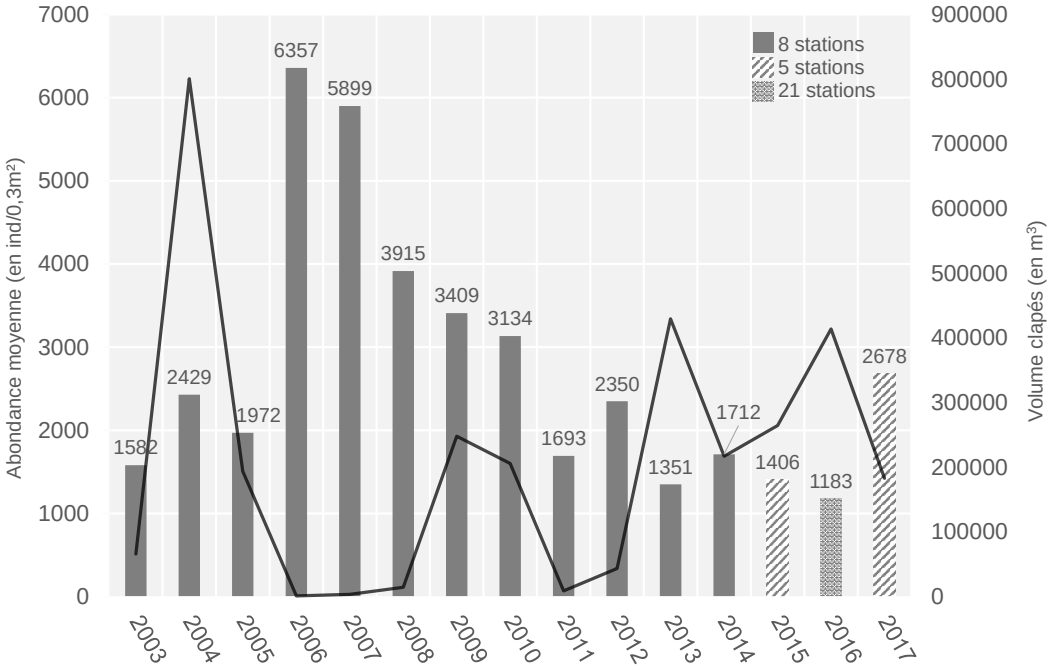


Figure III.51 – Abondances moyennes (en ind 0,3 m^{-2}) pour les 15 années étudiées et volumes totaux clapés correspondant aux dragages d'entretien et de travaux du GPMH, sur la bande nord du dépôt. Volumes calculés sur les casiers associés aux stations étudiées.

Ces fortes abondances observées en 2006, sont identifiées principalement sur la zone de dépôt et la zone nord, qui présentent un pic d'abondance cette année là (figure III.52). En 2007, la zone de dépôt apparaît appauvrie, en comparaison de la zone nord, qui présente des abondances élevées. De même, une augmentation des abondances est observée sur la zone sud, également en 2007. Les années suivantes, des variations d'abondances sont notées sur les trois zones, avec d'abord des abondances

plus élevées en zone de dépôt, jusqu'en 2011, puis des abondances semblables entre les trois zones (pour rappel, il n'y a pas de prélèvements en zone sud, en 2015 et 2017). Les différences sont significatives entre les trois zones (p-value KW = 0,001), avec des différences identifiées entre la zone sud et les deux autres zones (test de comparaison multiple).

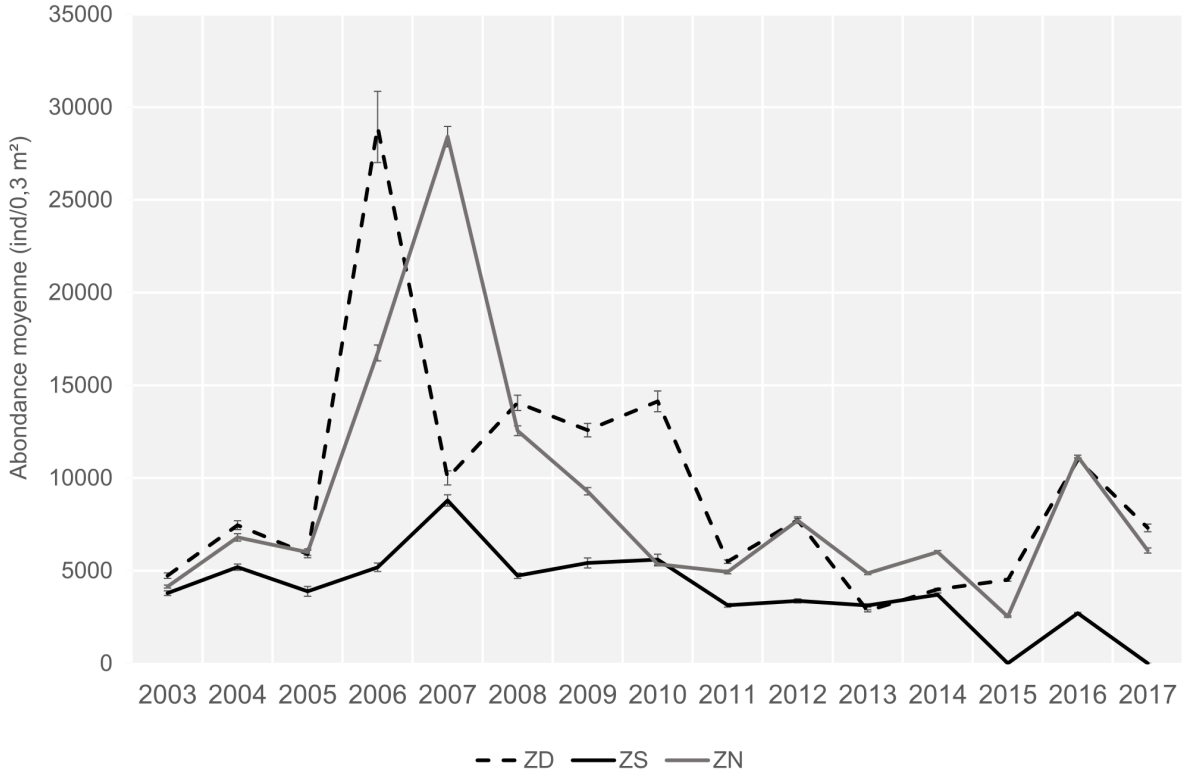


Figure III.52 – Abondances moyennes pour les 15 années étudiées, pour chacune des trois zones. ZD : zone de dépôt ; ZN : zone nord ; ZS : zone sud.

Les courbes d'abondances cumulées en fonction des rangs des espèces sont présentées sur la figure III.53. **Au début des suivis, la macrofaune, entre le cap de La Hève et Antifer, est dominée par quelques espèces, et ceci notamment en 2006, où 65 % de la faune est dominée par une seule espèce, la polychète *O. fusiformis* (4 103 ind 0,3 m^{-2}, en moyenne)**. En 2005, 68 % de la faune est dominée par deux espèces, la polychète *K. dorsobranchialis* et le bivalve *K. bidentata* (884 ind 0,3 m^{-2} et 458 ind 0,3 m^{-2} en moyenne). En 2009, deux taxa contribuent à 60 % de la dominance, les polychètes *O. fusiformis* et *K. dorsobranchialis* (546 ind 0,3 m^{-2} et 1 409 ind 0,3 m^{-2} en moyenne). **Au fur et à mesure du temps, la macrofaune devient plus homogène,**

jusqu'en 2015 et 2016, où seulement sept taxa contribuent à 60 % de la densité totale.

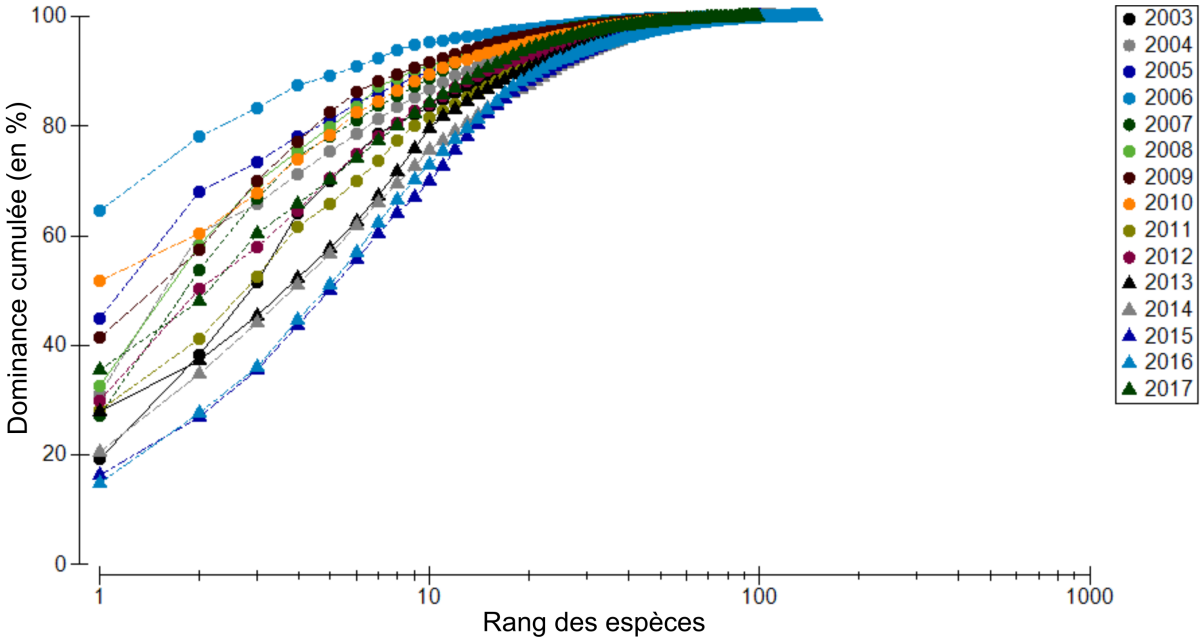


Figure III.53 – Courbes de dominances cumulées issues des données d'abondances moyennes, de 2003 à 2017.

Pour étudier les variations temporelles qui semblent exister, un classement des dix espèces principales (en terme d'abondance) a été réalisé pour chaque date. Pour faciliter la lecture, un tableau unique est réalisé avec les proportions de chacune des espèces, calculées sur la totalité du jeu de donnée à chaque date (tableau III.22).

Au total, 21 espèces majoritaires sont identifiées de 2003 à 2017, **dont cinq espèces majeures présentes sur la totalité de la période étudiée** (hormis en 2017, pour deux espèces). Bien qu'il y ait des variations d'abondances des espèces au cours du temps, il y a une même communauté identifiée de 2003 à 2017, composée des polychètes *K. dorsobranchialis*, *O. fusiformis* et *Pholoe* spp. ainsi que des bivalves *K. bidentata* et *A. alba*.

Tableau III.22 – Liste des espèces dominantes identifiées de 2003 à 2017, avec leurs proportions respectives pour chaque date (en %). En gras, les cinq espèces ubiquistes : Moy : moyenne calculée sur les 15 dates (en %).

	2003	**2004**	**2005**	**2006**	**2007**	**2008**	**2009**	**2010**	**2011**	**2012**	**2013**	**2014**	**2015**	**2016**	**2017**	**Moy**
Kirkegaardia dorsobranchialis	19,2	29,3	44,9	13,6	26,8	25,7	41,3	51,8	28,1	29,9	27,8	20,5	2,9	8,4	-	24,7
Owenia fusiformis	5,8	3,4	1,8	64,5	27,0	32,5	16,0	8,6	9,0	20,3	9,4	14,1	8,2	14,7	35,5	18,0
Kurtiella bidentata	19,0	31,0	23,2	5,2	13,0	11,4	12,7	4,5	4,2	5,9	5,0	7,0	16,2	3,8	12,3	11,6
Abra alba	13,4	5,3	3,1	1,7	2,8	4,5	5,5	6,1	13,0	6,7	5,5	9,5	8,6	12,8	12,7	7,4
Pholoe *spp.*	-	2,6	4,6	4,1	7,7	5,7	6,9	7,3	11,4	7,6	6,9	5,6	4,7	2,6	-	5,2
Ampharete baltica	1,6	-	1,5	1,5	3,5	3,6	-	2,2	4,1	4,6	4,1	5,0	10,6	5,6	4,0	3,5
Acrocnida brachiata	4,9	4,1	5,4	1,6	3,0	3,6	3,8	4,1	3,9	3,2	4,5	2,9	-	-	-	3,0
Phaxas pellucidus	-	-	-	-	-	-	1,0	1,9	3,5	1,4	8,0	-	5,7	8,6	4,4	2,3
Nucula nitidosa	-	2,3	1,1	-	1,7	1,0	1,8	-	-	-	-	-	6,4	4,1	5,3	1,6
Lagis koreni	12,6	1,6	3,1	1,8	-	-	-	-	-	-	-	-	3,8	-	-	1,5
Melinna palmata	-	-	-	-	-	1,6	1,3	1,2	-	2,2	3,9	3,4	2,9	-	-	1,1
Phoronis psammophila	-	-	-	-	-	-	1,1	1,7	-	2,3	4,7	4,2	-	-	2,2	1,1
Ampelisca tenuicornis	-	-	-	0,8	-	1,3	-	-	2,7	-	-	3,3	-	6,6	-	1,0
Magelona mirabilis	3,9	5,5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,6
Spisula subtruncata	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	5,8	2,8	0,6
Ophiura ophiura	1,3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3,2	0,3
Nephtys hombergii	-	-	-	-		-	-	-	1,5	-	-	-	-	-	1,9	0,2
Caulleriella alata	-	-	1,5	-	1,7	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,2
Diastylis bradyi	1,9	1,3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,2
Chaetozone zetlandica	-	-	-	-	1,5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,1
Pariambus typicus	-	-	-	0,5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,04

Certaines espèces présentent des dynamiques particulières, avec de longues périodes de présence dans le groupe des espèces dominantes, puis une régression brusque des abondances. C'est le cas, par exemple de la polychète *L. koreni*, qui disparait du groupe des espèces dominantes après 2006 et ré-apparaît très ponctuellement en 2015, ou encore de l'ophiure *A. brachiata*, qui n'est plus présente en fortes abondances à partir de 2015. D'autres espèces montrent des abondances fluctuantes au cours du temps, avec dominances ponctuées, tel que le phoronidé *Phoronis psammophila*, présent en 2008, 2009, 2010, puis en 2012, 2013, 2014 et 2015. Enfin certaines espèces sont identifiées dans le pool d'espèces dominantes, plusieurs années après le début des suivis, tel que le bivalve *P. pellucidus* ou la polychète *M. palmata*, espèce recensée en baie de Seine, uniquement depuis 2000 (Dauvin, 2007).

La dynamique des cinq espèces dominantes ainsi que celle de certaines espèces représentatives de la communauté des sables fins plus ou moins envasés, a été illustrée graphiquement à l'aide de boxplot (ou boîte à moustache ; figure III.54 et III.55). Pour des soucis de représentation, les ordonnées sont différentes d'une espèce à l'autre, en fonction des abondances relatives à chaque espèce. Les graphiques sont classés des espèces les plus abondantes ou moins abondantes.

D'une part, il apparait, pour certaines espèces, un schéma de décroissances graduelles des abondances. La polychète *O. fusiformis* présente un pic en 2006, déjà illustré précédemment, et des valeurs décroissantes jusqu'en 2016. La dispersion des données en 2006, 2007 et 2008, ainsi que la forte valeur en dehors (20 920 ind 0,3 m^{-2} sur la station R12/IJ), indiquent de fortes disparités entre les stations. Une situation similaire est observée pour la polychète *L. koreni*, qui présente des abondances élevées avant 2006, avec un maximum en 2006, puis une régression très importante jusqu'en 2015. La valeur extérieure au boxplot correspond à l'abondance trouvée sur la station R13/GJ. La polychète *K. dorsobranchialis* suit le même schéma et présente des abondances croissantes de 2003 à 2009, puis décroissantes jusqu'en 2017. Une dernière espèce de polychète présente ce schéma, Pholoe *spp.*, avec une dominance forte et relativement stable de 2006 à 2012, puis une décroissance des abondances jusqu'en 2017. Cette dynamique est

observée également chez d'autres taxa, comme chez le bivalve *K. bidentata* ou l'ophiure *A. brachatia*, avec pour la première, une baisse de présence à partir de 2010 et pour la seconde, une diminution des abondances à partir de 2013, mais en moindre mesure, puisque les abondances présentées par cette ophiures sont relativement faibles.

D'autres part, le schéma inverse est observé chez certaines espèces et notamment chez deux espèces de bivalves dont les abondances augmentent vers la fin du suivi. *P. pellucidus* présente une augmentation, par intermittence, de ses abondances, à partir de 2009. Une diminution importante est notée en 2014, mais les abondances restent plus élevées que celles des années 2003 à 2008. *S. subtruncata* présente des valeurs très faibles jusqu'en 2013 et semble s'implanter progressivement dans la communauté à partir de 2016, avec toutefois, des grandes variations spatiales.

Enfin, quelques espèces présentent des fluctuations d'abondances tout au long du suivi, mais se maintiennent à un niveau d'abondance moyen relativement stable. C'est le cas du bivalve *A. alba*, des polychètes *A. baltica* et *N. hombergii* ainsi que de l'amphipode *A. tenuicornis*.

Ainsi, au début du suivi et notamment à partir de 2006, la communauté est peu équilibrée, avec la dominance massive de deux espèces de polychètes, *O. fusiformis* et *K. dorsobranchialis*. Petit à petit, la communauté semble s'équilibrer, avec la diminution des abondances de ces deux espèces, compensée par la hausse d'abondances de bivalves tels que *P. pellucidus*, *A. alba* et *S. subtruncata*.

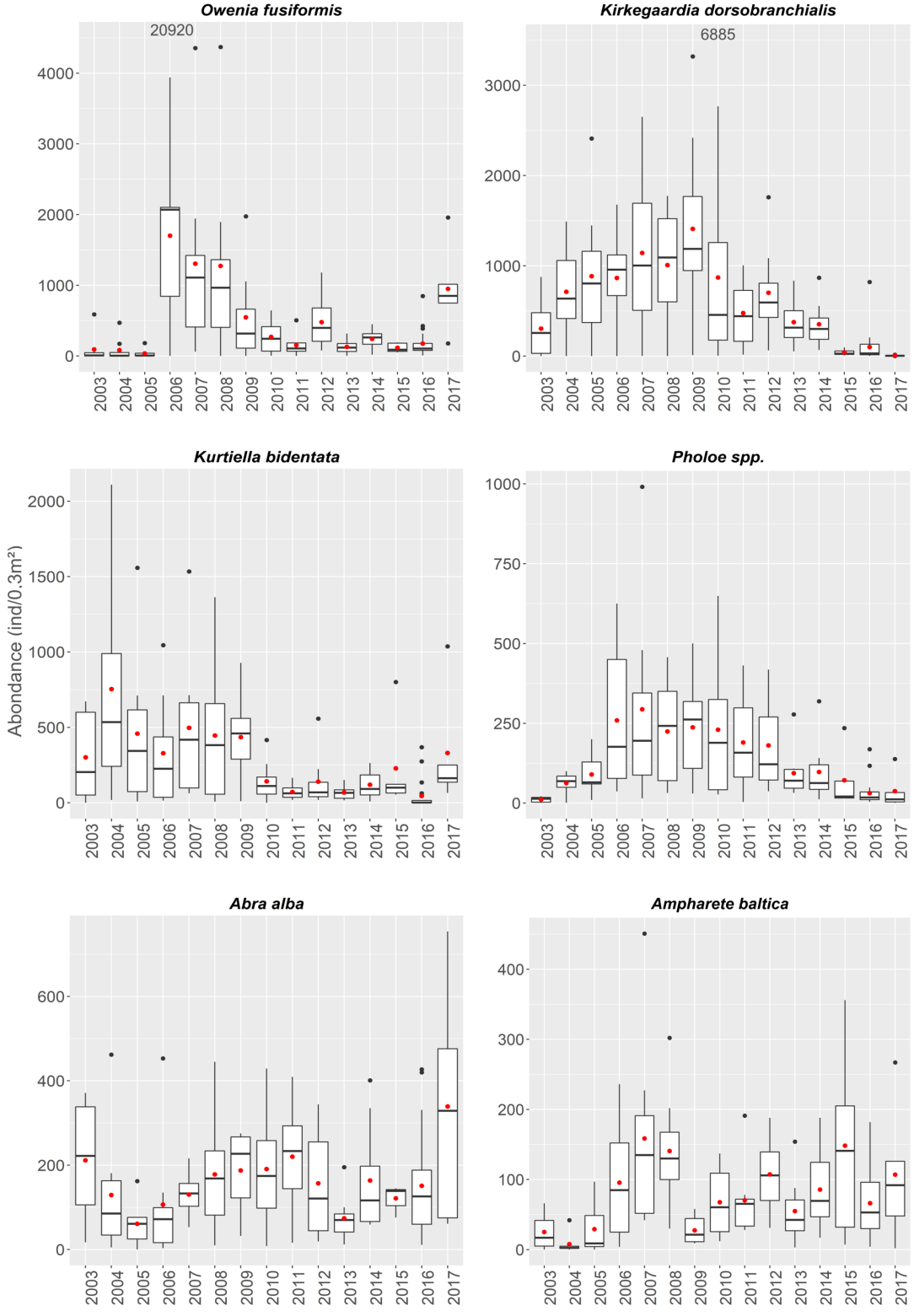


Figure III.54 – Boxplot (ou boîte à moustache) sur les abondances moyennes. Partie 1. En point rouge : moyenne ; en point noir : valeur en dehors du boxplot. Certaines valeurs en dehors sont affichées numériquement, lorsque celles-ci sont en dehors de l'axe des ordonnées.

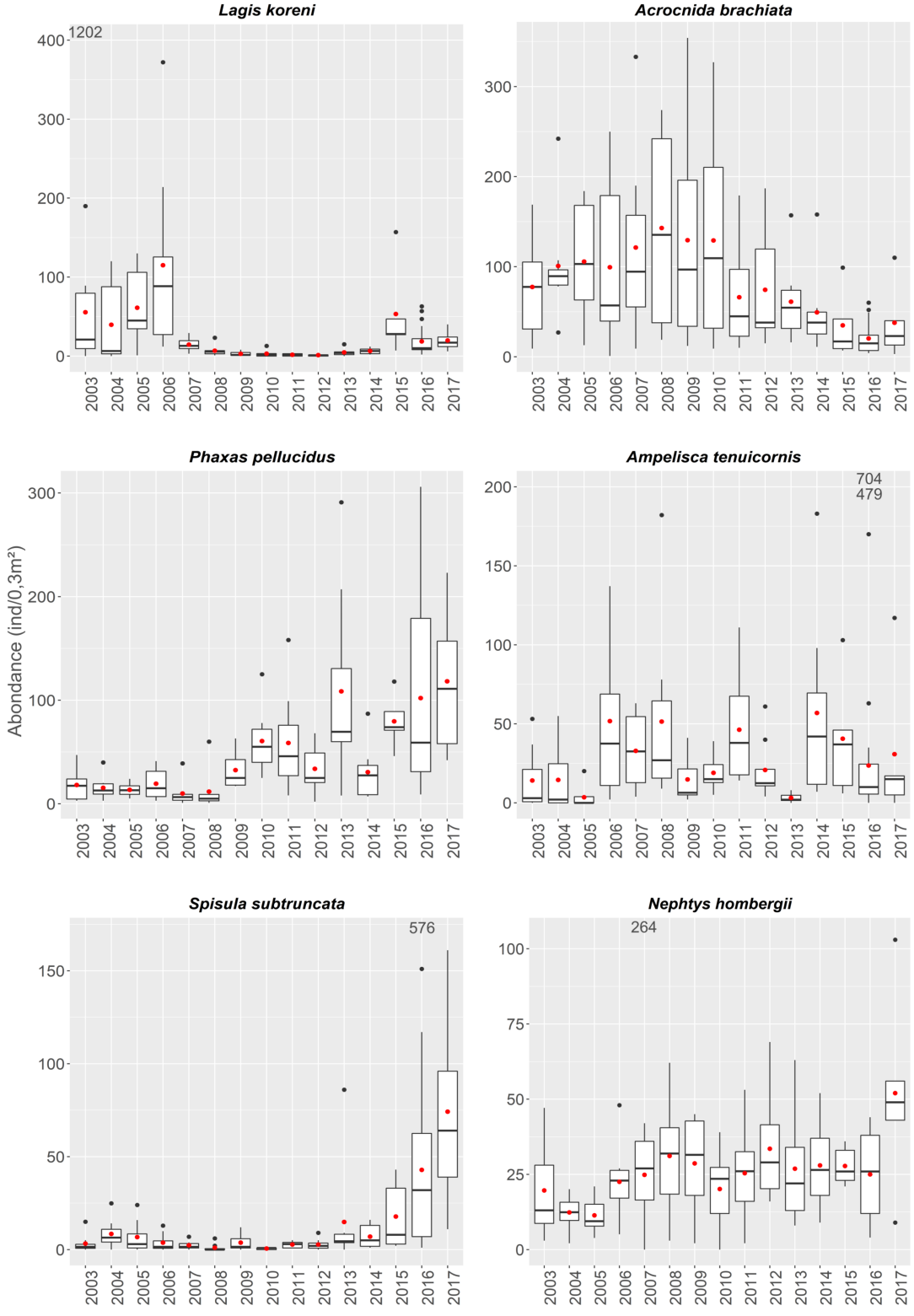


Figure III.55 – Boxplot (ou boîte à moustache) sur les abondances moyennes. Partie 2. En point rouge : moyenne ; en point noir : valeur en dehors du boxplot. Certaines valeurs en dehors sont affichées numériquement, lorsque celles-ci sont en dehors de l'axe des ordonnées.

L'indice de diversité de Shannon-Wiener (H') et le lien avec la classification de l'état écologique confirme ces observations (figure III.56). De 2003 à 2010, selon les stations, l'état écologique oscille majoritairement entre un état moyen (entre 11 à 56 %) à bon (entre 14 à 64 % en moyenne), avec toutefois un état écologique défini comme mauvais, observé en 2006 et localisé sur la station R12/IJ, sur la zone de dépôt. De même, jusqu'a 16 % de surface est défini en état médiocre, à cette période. A partir de 2011, la diversité de Shannon-Wiener (H') augmente, reflétant une meilleure équirépartition des espèces. L'ensemble de la zone est classée dans un état écologique bon à excellent (entre 35 à 65 % bon et entre 26 à 65 % excellent).

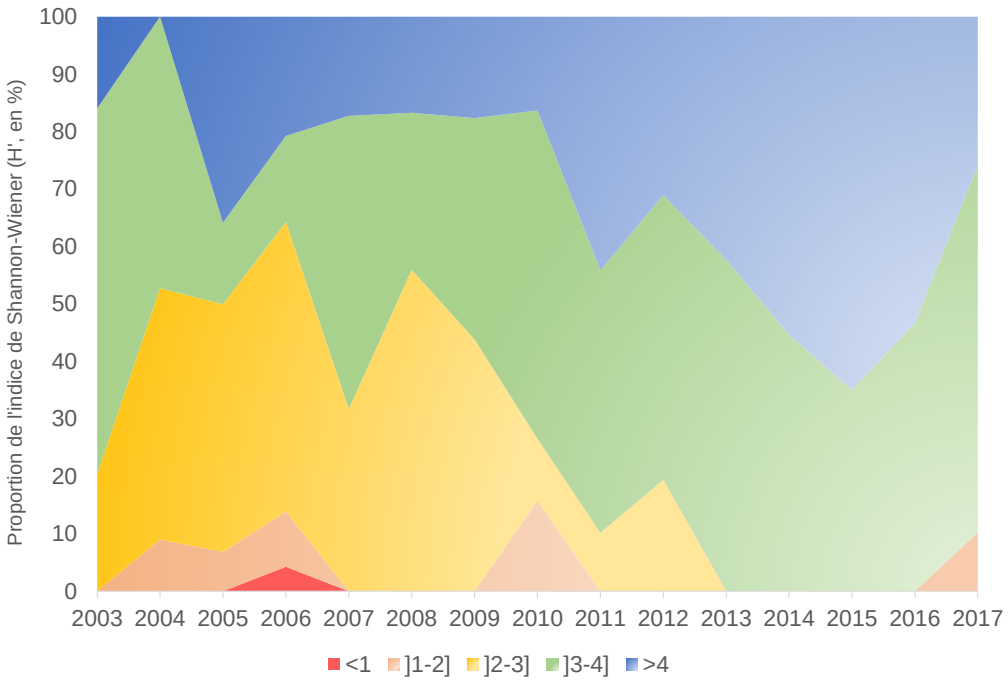


Figure III.56 – Proportion de l'indice de diversité de Shannon-Wiener (H'), pour chaque date. Correspondance avec la classification de l'état écologique selon Simboura et Zenetos (2002).

III.4.2.2 Évolutions temporelles des assemblages faunistiques

Une analyse CAH et une n-MDS sont réalisées sur les données d'abondances moyennées pour chaque date (figures III.57 et III.58). Quatre groupes temporels sont mis en évidence.

Le premier assemblage (groupe *a*) réunis les campagnes les plus anciennes, de 2003, 2004 et 2005 ; le second (groupe *b*) rassemble les campagnes les plus récentes, de 2015, 2016 et 2017 ; le troisième réunis les campagnes intermédiaires, de 2009 à 2014 ; le dernier (groupe *d*) regroupe les années 2006, 2007 et 2008. L'indice de stress de Kruskal est de 0,03, ce qui indique une bonne représentation dans l'espace. Le groupe a et b forment deux groupes distincts éloignés du reste des échantillons. Les groupes *c* et *d* sont relativement proches l'un de l'autre.

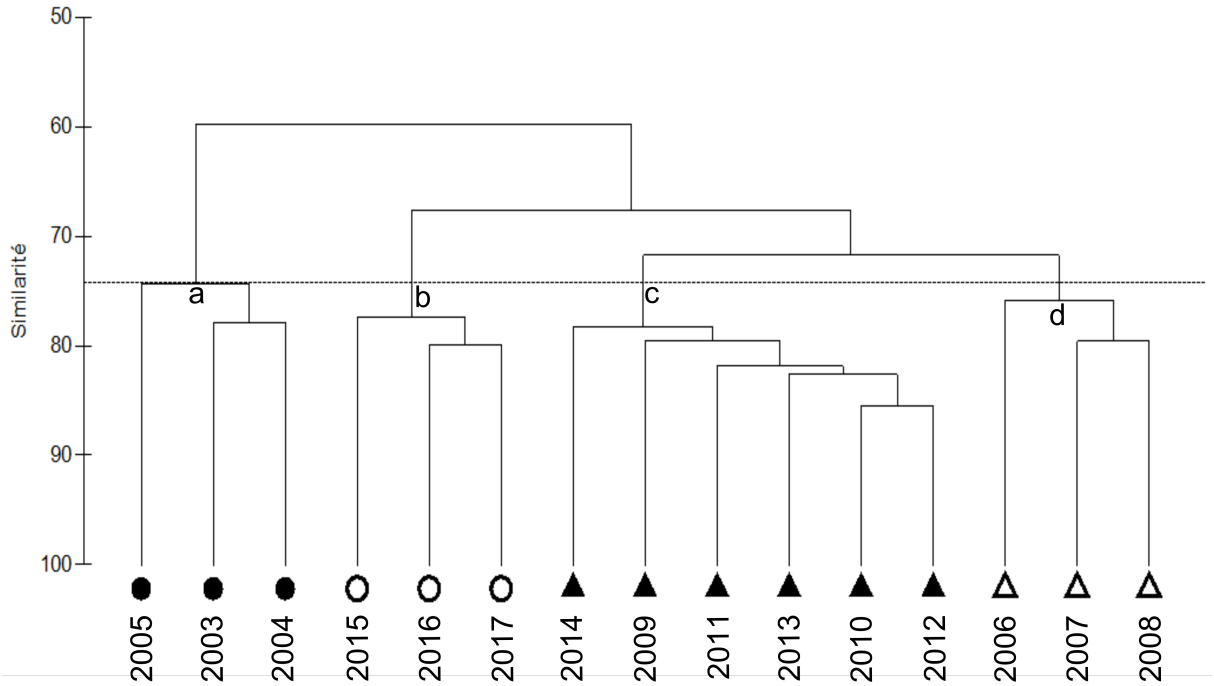


Figure III.57 – CAH réalisée sur les données d'abondances moyennes pour chacune des 15 dates.

L'analyse SIMPER (tableau III.23) met en évidence les espèces contributrices à la formation de chacun des quatre groupes. Les abondances moyennes présentées sont calculées en fonction du nombre de stations inclues dans chaque groupe formé (24 stations pour le groupe *a* et *d*, 48 stations pour le groupe *c* et 31 stations pour le groupe *b*). Pour suivre chronologiquement les communautés benthiques, il faut observer les assemblages dans l'ordre suivant : *a*, *d*, *c* et *b*.

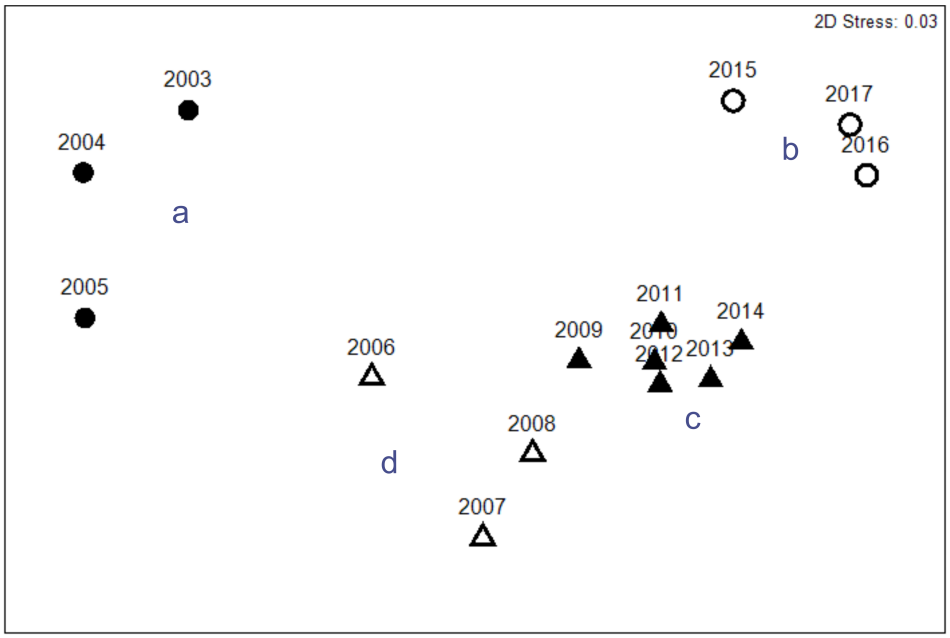


Figure III.58 – n-MDS réalisée sur les données d'abondances moyennes pour chacune des 15 dates.

D'après les analyses multivariées, il existe des variations temporelle de la communauté des sables fins plus ou moins envasés à *A. alba*, en terme d'espèces dominantes et d'abondances pour une même espèce. De 2003 à 2005 (groupe *a*), l'assemblage possède des abondances moyennes intermédiaires à celles des autres groupes. On peut noter la contribution de la polychète *L. koreni* et du cumacé *D. bradyi*, uniquement dans ce groupe. De 2006 à 2008 (groupe *d*), les abondances moyennes sont nettement supérieures à celles observées sur les autres groupes et trois espèces dominent l'assemblage : les polychètes *O. fusiformis* et *K. dorsobranchialis*, ainsi que le bivalve *K. bidentata*. Au vu de ces résultats et des observations précédentes, cette période apparaît comme étant la plus déséquilibrée, avec une communauté dominée par un petit nombre d'espèces, mais qui présente des abondances très importantes. De 2009 à 2014 (groupe *c*), on retrouve des abondances et des espèces similaires à celles de l'assemblage *a* (2003 à 2005). On peut toutefois noter la présence du phoronidé *Phoronis psammophila*, comme espèce contributrice, sur ce seul assemblage. La présence de cette espèce peut indiquer la présence d'un sédiment plus sableux. Enfin, la dernière période, la plus récente (2015 à 2017, groupe *b*), montre des abondances moyennes les plus faibles. Certaines espèces contributrices ne sont présentes que dans cet assemblage : les bivalves *N. nitidosa* et

S. subtruncata, ainsi que la famille des Maldanidae. On note également la présence de l'amphipode *A. tenuicornis* comme espèce contributrice, observée dans l'assemblage d (2006 à 2008), mais avec des abondances plus faibles.

Tableau III.23 – Abondance moyenne (A en ind 0,3 m^{-2}) et contribution (C en %) des dix espèces contributrices pour chaque groupe formé avec les analyses CAH et n-MDS réalisées sur les données d'abondances moyennées par campagne. La valeur de similarité est indiquée pour chaque groupe entre parenthèses.

Grp a (75,471 %)			**Grp b** (78,19 %)		
Sp	**A**	**C**	**Sp**	**A**	**C**
Kirkegaardia dorsobranchialis	632,8	6,30	*Owenia fusiformis*	289,5	4,36
Kurtiella bidentata	504,4	6,14	*Abra alba*	176,7	3,35
Acrocnida brachiata	94,7	4,67	*Phaxas pellucidus*	101,0	3,98
Abra alba	133,7	4,57	*Ampharete baltica*	86,1	3,88
Lagis koreni	99,9	4,05	*Kurtiella bidentata*	120,1	3,87
Owenia fusiformis	69,5	4,04	*Nucula nitidosa*	70,0	3,65
Pholoe *spp.*	54,7	3,23	*Ampelisca tenuicornis*	64,1	3,16
Nucula nitidosa	30,9	3,03	Pholoe *spp.*	38,8	3,15
Phaxas pellucidus	15,6	2,84	Maldanidae	32,1	3,1
Diastylis bradyi	23,9	2,83	*Spisula subtruncata*	61,1	3,00
Grp c (80,33 %)			**Grp d** (77,07 %)		
Sp	**A**	**C**	**Sp**	**A**	
Kirkegaardia dorsobranchialis	822,6	5,39	*Owenia fusiformis*	2227,4	6,17
Owenia fusiformis	302,2	4,58	*Kirkegaardia dorsobranchialis*	1004,6	5,82
Abra alba	165,4	4,27	*Kurtiella bidentata*	423,7	5,03
Pholoe *spp.*	172,0	4,26	Pholoe *spp.*	259,1	4,67
Kurtiella bidentata	162,3	3,95	*Abra alba*	138,2	4,11
Acrocnida brachiata	84,9	3,65	*Acrocnida brachiata*	121,2	4,03
Ampharete baltica	68,8	3,42	*Ampharete baltica*	131,6	4,01
Phaxas pellucidus	54,1	3,19	*Ampelisca tenuicornis*	45,3	3,34
Phoronis psammophila	49,8	3,12	*Pariambus typicus*	31,7	2,95
Melinna palmata	43,3	3,01	*Nephtys hombergii*	36,2	2,78

III.4.2.3 État écologique

L'AMBI et le M-AMBI ont été calculés de 2003 à 2017 (figures III.59 et III.60). Des variations temporelles sont observées, en lien avec les observations précédentes. En début de suivis, de 2003 à 2005, l'AMBI présente les valeurs les plus élevées, avec une proportion importante d'espèces de groupe IV (opportunistes de second ordre, entre 32 et 50 %) et de groupe III (tolérantes à l'hypertrophisation, entre 28 et 38 %). Le M-AMBI présente la valeur la plus faible en 2005, date à laquelle la richesse taxonomique est la

moins élevée (86 taxa, figure III.50). L'état écologique est toutefois considéré comme bon. De 2006 à 2008, l'indice AMBI est plus faible et une proportion importante d'espèces de groupe II est observée (indifférentes à l'hypertrophisation, entre 43 et 72 %), en lien avec les fortes abondances des polychètes *O. fusiformis* et *K. dorsobranchialis*. Les deux années suivantes, en 2009 et 2010, une augmentation de l'indice AMBI et de la proportion d'espèces de groupe IV est identifiée (42 et 52 %). A partir de 2010, l'état écologique s'améliore nettement et passe d'un état qualifié de bon à excellent et on note une proportion plus importante d'espèces de groupe I (entre 17 et 37 %) et de groupe II (entre 16 et 49 %).

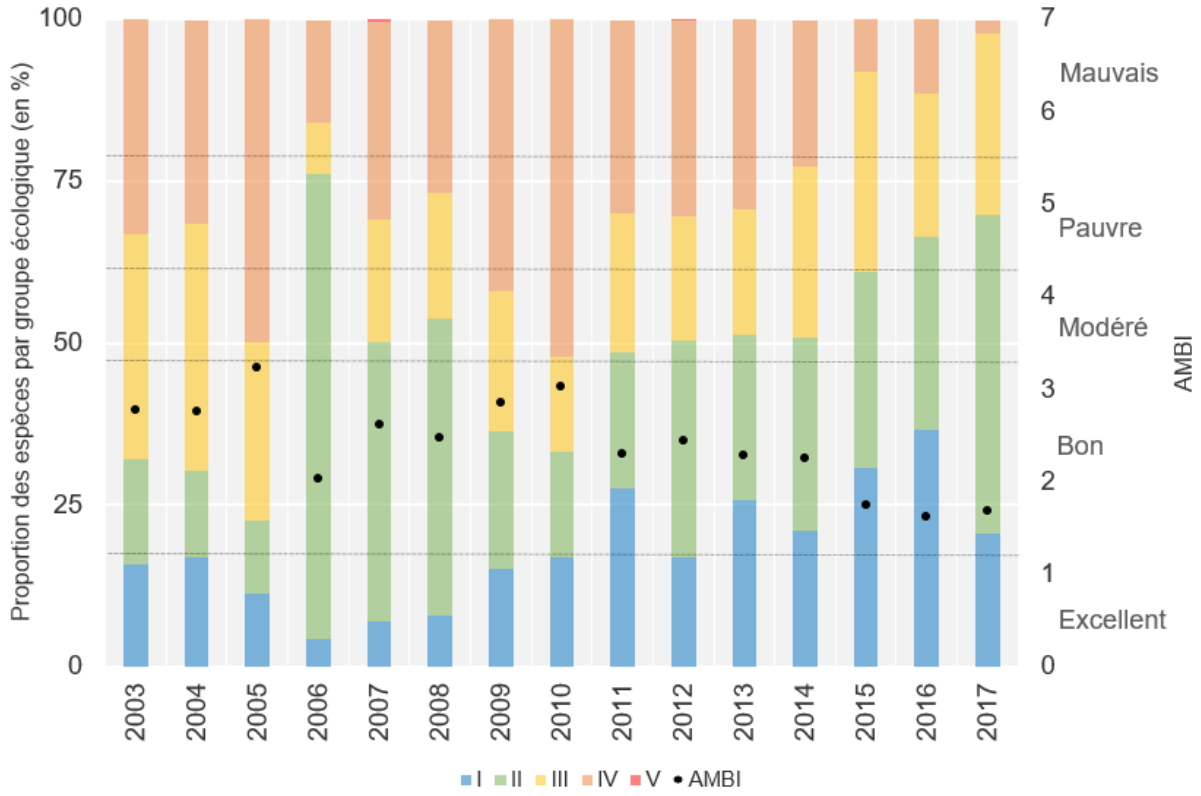


Figure III.59 – Résultats des calculs de l'indice écologique AMBI et proportion du nombre d'espèces de chaque groupe en lien avec la classification de Borja *et al.* (2000).

Les indices AMBI et M-AMBI indiquent un grand changement temporel, avec un basculement de la dominance des espèces de groupe III et IV vers une dominance des espèces de groupe I et II. Il y a donc une amélioration temporelle de l'état écologique, qui semble être de plus en plus stable. D'après les résultats des analyses granulométriques de la CSLN (figure III.61), il semble que la

vase (>75 % de silts et argiles <50 µm), majoritairement présente en 2003, soit de moins en moins échantillonnée sur la zone entre le cap de La Hève et celui d'Antifer. A partir de 2006, lorsque l'indice AMBI montre des valeurs plus faibles par rapport aux années précédentes, avec des pourcentages plus élevés d'espèces de groupe II (figure III.59), il y a un enrichissement progressif en sable sur certaines stations, avec la présence de vases-sableuses et de sables-vaseux (figure III.61).

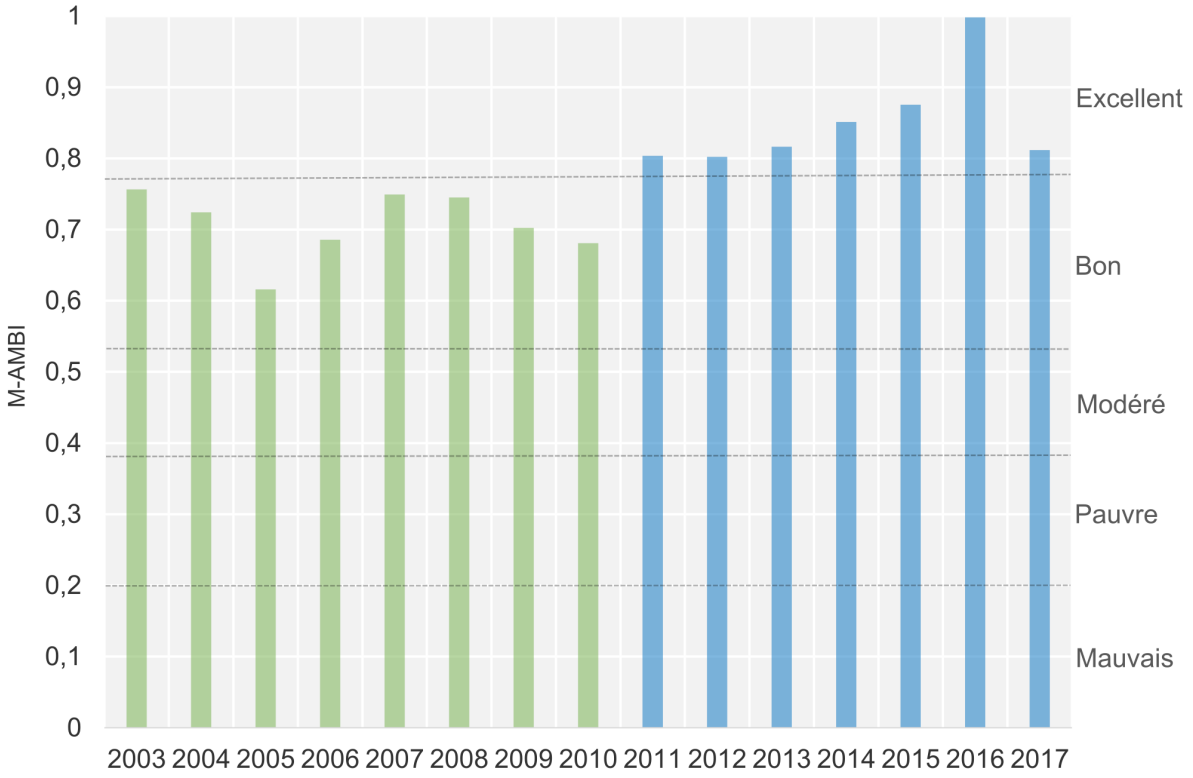


Figure III.60 – Résultats des calculs de l'indice écologique M-AMBI et et lien avec la classification de Muxika *et al.* (2007).

Les calculs du BO2A mettent en évidence un état écologique défini majoritairement comme « bon » sur l'ensemble du suivis de 2003 à 2015, avec une amélioration marquée en 2016 et 2017 (figure III.62). Quatre périodes, 2004, 2005, 2009 et 2010 présentent des valeurs plus élevées, traduisant un état écologique définis comme « modéré ». Ces valeurs peuvent être mises en relation avec les périodes correspondent aux différentes phases de travaux de Port 2000.

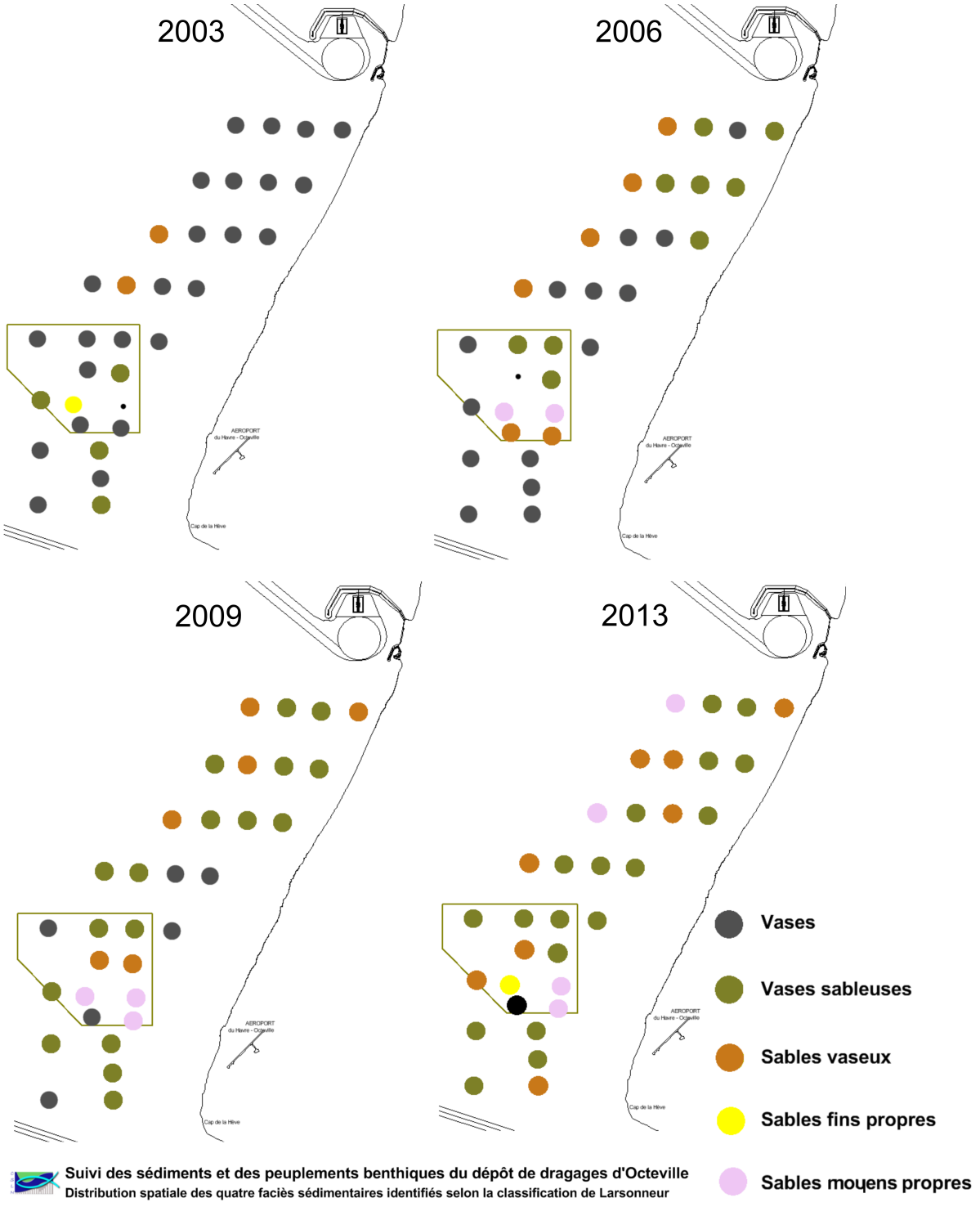


Figure III.61 – Distribution spatiale des faciès sédimentaires, pour mise en relation avec les résultats des calculs des indices écologiques. Cartographies réalisées par la CSLN d'après la classification sédimentaire de Larsonneur (1971), modifiée de Lesourd (2000).

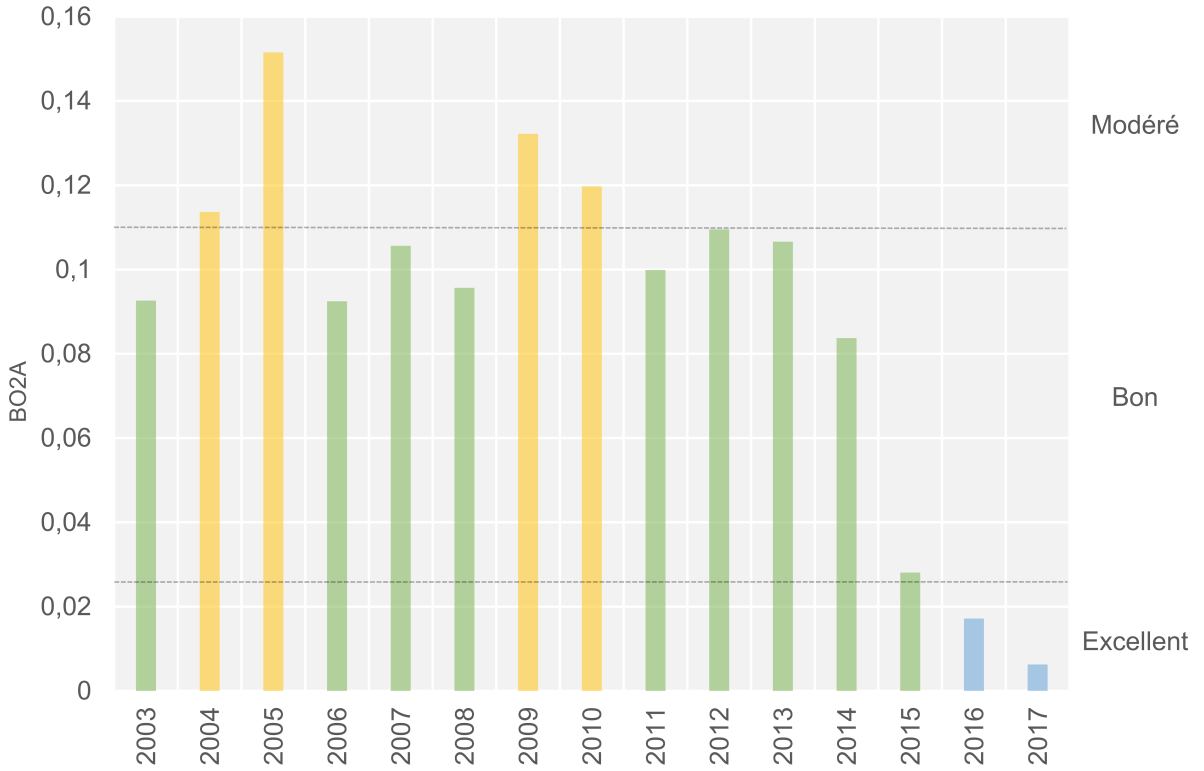


Figure III.62 – Résultats des calculs du BO2A sur les données de 2003 à 2017. Classification selon Dauvin (2018b).

※※※

III.5 Discussion et conclusion

III.5.1 La communauté entre le cap de La Hève et le port d'Antifer

Cette étude confirme la présence de la communauté des sables fins plus ou moins envasés à *A. alba* - *L. koreni*, décrite par Gentil (1976) et Gentil et Cabioch (1997), entre le cap de La Hève et le port d'Antifer. Celle-ci est caractérisée par la présence des bivalves *A. alba*, *P. pellucidus* et *S. subtruncata* ainsi que des polychètes *O. fusiformis*, *L. koreni*, *N. hombergii*, *M. palmata* et *K. dorsobranchialis*, en accord avec les travaux précédents menés en baie de Seine Orientale (Gentil et Dauvin, 1989 ; Ménard *et al.*, 1989 ; Dauvin et Gillet, 1991 ; Thiébaut *et al.*, 1997 ; Barnay, 2003 ;

Alizier, 2011). La classification EUNIS, répertorie cet habitat en « A5.244. *S. subtruncata* et *N. hombergii*, des sables envasés peu profonds ».

Des variations locales des assemblages faunistiques sont observées sur des substrats plus grossiers, qui présentent peu d'espèces et de faibles abondances, avec la présence majoritaire des polychètes *P. kefersteini* et *N. hombergii*. Ces « patches » (ou bancs) sont localisés principalement le long de la côte au nord et à l'est du dépôt. Au nord-est de la zone étudiée, on note un enrichissement en matière organique et la présence de fortes abondances de l'amphipode *A. tenuicornis*.

III.5.1.1 La communauté benthique en 2016-2017

En 2016, cette communauté est riche (171 taxa) et diversifiée, mais présente des variations saisonnières et temporelles marquées, en lien avec les différentes périodes de recrutement. Les abondances maximales sont identifiées en fin d'été (octobre et septembre), alors que **les indices de diversité montrent des valeurs faibles, notamment en septembre, induites pas la présence de quelques espèces qui dominent largement les autres et notamment *O. fusiformis* et *P. pellucidus***. Les périodes de recrutement du polychète *O. fusiformis* ne sont pas identifiées ici et celui-ci est omniprésent aussi bien spatialement que temporellement, avec des effectifs maximums observés en septembre 2017. A l'inverse, le bivalve *P. pellucidus* présente un recrutement massif entre août et octobre 2016, avec la multiplication de ses effectifs par quatre, ainsi qu'un recrutement entre juin et septembre 2017, avec des abondances multipliées par sept. Le recrutement en cette période de fin d'été est également observée pour la polychète *L . koreni*. **Au printemps et en été, la dominance est tenue par le bivalve *A. alba***, avec un recrutement plus prononcé à cette période, bien que celle-ci soit présente dans le pool d'espèce dominante tout au long de l'année, avec des abondances relativement stables.

Une particularité est observée en août 2016. Cette période présente de très faibles abondances en comparaison de l'été 2017. La comparaison des abondances moyennes d'août 2016 avec un prélèvement réalisé un mois avant, en juillet 2016, dans le cadre

du suivi de l'impact de la forte crue de la Seine (de juin 2016), met en évidence de très fortes abondances recensées en juillet par rapport à celles du mois d'août (figure III.63). Les paramètres environnementaux ne permettent pas d'expliquer ces différences : météorologie stable entre les deux dates de prélèvement, avec un vent maximal de 21 nœuds et une hauteur des vagues maximale de 2,3 m ; il n'y a pas d'impact particulier de la crue de la Seine noté en juillet, sur la macrofaune benthique (Fisson, 2017). De plus le tri et l'identification ont été réalisés par une même personne, réduisant les biais d'identification et de comptage. Ainsi, **il est envisageable qu'un fort recrutement ait eu lieu suite à la crue, avec diminution brutale des effectifs ensuite**. En effet des abondances fortes de l'amphipode *A. tenuicornis* sont recensés au nord de la zone de dépôt en juillet (3 095, 2 103 et 374 ind 0,3 m^{-2} en DR702, DR722 et DR723) et de fortes abondances du bivalves *A. alba* sont également recensées au nord du dépôt (665 ind 0,3 m^{-2} en DR724). Peu de stations sont communes, mais si l'on compare celles sur le dépôt, au nord-est (IL et DR725), l'espèce majeure est le bivalve *A. alba*, en abondances semblables (respectivement 192 et 181 ind 0,3 m^{-2}). Globalement, ces différences très marquées entre juillet et août 2016 (campagnes CrueSeine *vs* Octeville T0) ne sont pas retrouvées lors de la comparaison entre les campagnes de février et décembre 2016 (prélèvements Pectow 2016 *vs* Octeville T2). **Cette observation met en évidence la complexité d'étude de cette communauté, avec des recrutements qui peuvent être intenses mais de courte durée et des alternances très rapides entre les espèces dominantes.** Dauvin (1992) a mis en évidence, pour la polychète *Owenia fusiformis* en baie de Seine Orientale, un comportement grégaire chez les juvéniles, donnant lieu à des « patchs » de fortes densités localisées et donc une grande variabilité spatiale. De plus, de fortes mortalités peuvent être recensées après les périodes de recrutement, induisant des fluctuations temporelles importantes des effectifs.

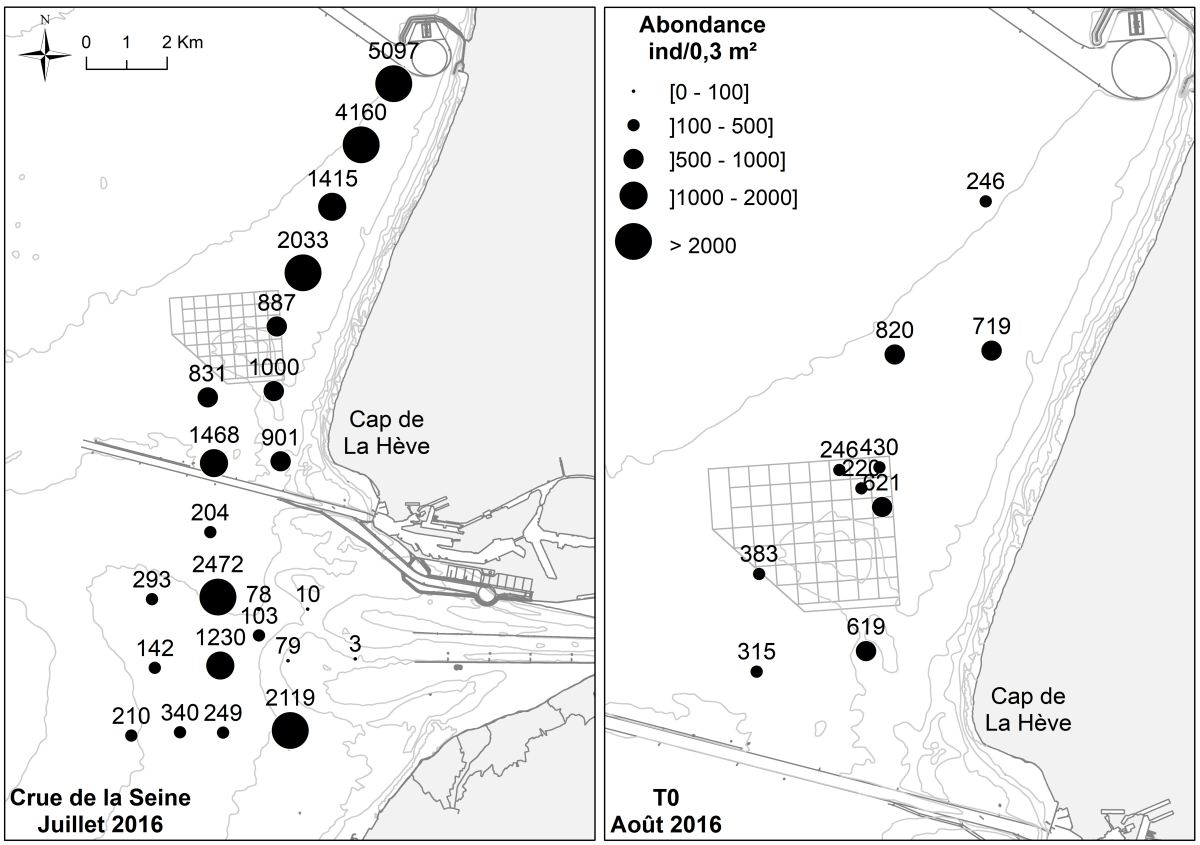


Figure III.63 – Comparaison des abondances moyennes (en ind 0,3 m^{-2}) entre la campagne du 28 juillet 2016, réalisée dans le cadre du suivi d'impact de la crue de la Seine de juin 2016 et celle du 17 août 2016, réalisée dans le cadre des expérimentation de clapage.

III.5.1.2 Évolution de la communauté au cours du temps

Depuis 2003, des changements d'abondances et de dominances ont été observés au sein de la communauté. **Au début des suivis, de 2003 à 2005, lors de l'agrandissement du port (Port 2000), la communauté se composait de quelques espèces dominantes** : la polychète *K. dorsobranchialis*, le bivalve *K. bidentata* et l'ophiure *A. brachiata*. De 2006 à 2008, suite à la mise en service de Port 2000, **un changement faunistique brutal est observé, avec une augmentation massive des abondances des polychètes *O. fusiformis* et *K. dorbranchialis***. Ces deux espèces deviennent dominantes et reste en tête de liste jusqu'à aujourd'hui. La polychète *O. fusiformis* est connue pour stabiliser le sédiment et en cas de fortes densités telles que celles observées, favoriser la colonisation du milieu par d'autres espèces (Eckman *et al.*, 1981). **Ainsi, à**

partir de 2009, l'état écologique s'améliore, la communauté s'enrichit en taxa et devient plus homogène, avec de nouvelles espèces qui viennent rejoindre le pool des dominantes, telles que les polychètes *Pholoe* spp., *A. baltica* et *M. palmata*. D'après la CSLN, « la diversité totale et stationnelle de la macrofaune augmente de façon significative en réponse à celles, également significatives, des richesses d'annélides et arthropodes et sont corrélées significativement avec l'augmentation des teneurs en silts et argiles (corrélation de Spearman, $\rho = 0,01$, p-value $< 0,0001$) ». **Toutefois, une régression des abondances est observée depuis ces dernières années, sur la plupart des espèces qui composent la communauté à *A. alba* - *L. koreni*, hormis pour certaines espèces de bivalves tels que *P. pellucidus* ou *S. subtruncata*, dont les abondances, bien que faibles, augmentent progressivement.**

III.5.2 Résistance et résilience de la communauté sous la pression induite par le clapage

Le benthos est connu pour être un bon indicateur de la qualité du milieu et tout changement au sein de la composition faunistique peut induire une modification fonctionnelle de l'écosystème (Dauvin, 1993). Il est donc nécessaire de connaître l'impact qui peut être engendré par le dépôt de sédiments en mer.

La communauté présente sur le site de dépôt est la même que celle présente sur l'ensemble de la zone étudiée. Celle-ci est relativement stable et semble particulièrement bien inféodée à l'enrichissement en matière organique noté au niveau des casiers clapés. De plus l'état écologique du site impacté est défini comme « bon », selon les indices biotiques utilisés.

Toutefois, **des différences sont observées en terme de richesse taxonomique, d'abondance, de diversité et d'état écologique, entre les stations clapées et les stations non-impactées directement par les dépôts, avec des valeurs généralement plus faibles sur les zones clapées, indicatrices d'une perturbation locale.** La diminution de la diversité est, par exemple, très bien observée sur le casier HK, à chaque période de clapage (fréquence de 6 mois). De plus, la station GJ, clapée à une

fréquence élevée (tous les 3 mois) est généralement mois riche en taxa et en abondance, en comparaison des autres stations. **Il existe une corrélation négative entre les volumes clapés (et indirectement la fréquence) et l'abondance ainsi que la richesse taxonomique**. Un clapage régulier mais faible (tel que celui sur ND102), induit un impact réduit en comparaison d'un clapage fréquent et intense sur l'année (tel que celui sur GJ). De plus, la quantité de sédiment déposé influe sur le recrutement de certaines espèces en limitant l'installation de juvéniles ou en favorisant la présence d'adultes. C'est le cas pour la polychète *L. koreni*, qui présente une corrélation négative significative avec les volumes clapés et présente des individus de grandes tailles sur les zones clapées.

La variabilité temporelle présente sur cette zone à fort hydrodynamisme et soumise aux apports constants de la Seine, complexifie l'analyse de l'impact réel des clapages et du temps de recolonisation des espèces. De plus, comme il a été décrit dans le chapitre précédent (chapitre 2) et comme le montre l'expérimentation de Marmin (2013) sur le site du Machu, l'impact varie en fonction de la zone où le sédiment est déposé, de la fréquence des dépôts, de l'épaisseur de la couche sédimentaire et de son étalement, ainsi que de la période des dépôts. L'impact résulte donc d'une combinaison de facteurs environnementaux naturels et anthropiques.

III.5.3 Conclusions

En conclusion, **la communauté présente entre le cap de La Hève et Antifer est inféodée aux conditions particulières de la baie de Seine Orientale**, c'est à dire au fort hydrodynamisme présent, à la présence de sédiments fins plus ou moins envasés, enrichis en matière organique et à l'apport constant de particules fines provenant de la Seine et des clapages. Cette communauté possède de grandes capacités d'adaptations, qui lui permet de faire face aux changements brusques et présente elle-même des variations périodiques importantes et rapides. Ceci complexifie la mise en évidence de liens directs ou indirects entre activités anthropiques, variations naturelles annuelles et pluriannuelles, changements faunistiques et évaluation des impacts par des indicateurs de diversité benthique.

La méthode de clapage utilisée aujourd'hui par le GPMH, qui consiste à étaler les dépôts sur l'ensemble du site (clapage par zone), semble être une technique adéquate pour favoriser la recolonisation rapide des espèces. **L'impact des dépôts sédimentaires est visible mais reste limité**. Toutefois, il apparaît qu'un dépôt faible et étalé, tel que celui exercé sur la station ND102 lors des expérimentations, soit favorable et minimise l'impact sur la macrofaune benthique. De plus, il semblerait que l'impact soit augmenté lors des périodes estivales et début d'automne, où le recrutement est présent pour plusieurs espèces. Enfin la zone nord-est du dépôt présente des valeurs d'abondances et de richesse faibles quelle que soit la fréquence des clapages (même sur IJ, clapée une fois), possiblement en lien avec la présence du dôme (dépôt historique) et de la modification des courants, dans cette zone.

Concernant la méthodologie d'échantillonnage de la macrofaune benthique, il apparait important d'obtenir des informations temporelles sur l'assemblage faunistique localisé au nord-est , où les abondances de l'amphipode *A. tenuicornis*, espèce benthique sensible dont la présence témoigne d'un bon été écologique, sont élevées et très différentes du reste de la zone d'étude. Il est essentiel de maintenir un suivi sur le site de dépôt et également au sud de celui-ci, où un enrichissement en matière organique est noté (voir chapitre 2).

Il pourrait être intéressant de poursuivre cette démarche expérimentale, sur la partie ouest du dépôt, pour étudier précisément les assemblages et les abondances dans cette zone. De même, afin de pouvoir comparer les différentes fréquences de clapage entre-elles de manière plus précise, il serait préférable d'égaliser les volumes clapés sur chaque casier, pour obtenir les mêmes volumes clapés en fin d'expérience (clapage fort sur le casier clapé au bout de six mois pour obtenir le même volume final que celui déposé sur le casier clapé tous les trois mois).

A retenir

→ Cette étude confirme la présence de la communauté des sables fins plus ou moins envasés à *Abra alba* entre la cap de La Hève et le port d'Antifer (habitat EUNIS A5.244).

→ Des variations spatiales et temporelles des assemblages benthiques sont identifiées à différentes échelles.

→ Les variations spatiales et temporelles observées sont en lien avec les périodes de recrutement, les caractéristiques propres à chaque espèce (comportement grégaire, capacité de colonisation, opportunisme...) et les activités anthropiques.

→ La communauté installée est particulièrement bien inféodée aux conditions hydro-sédimentaire de la baie de Seine.

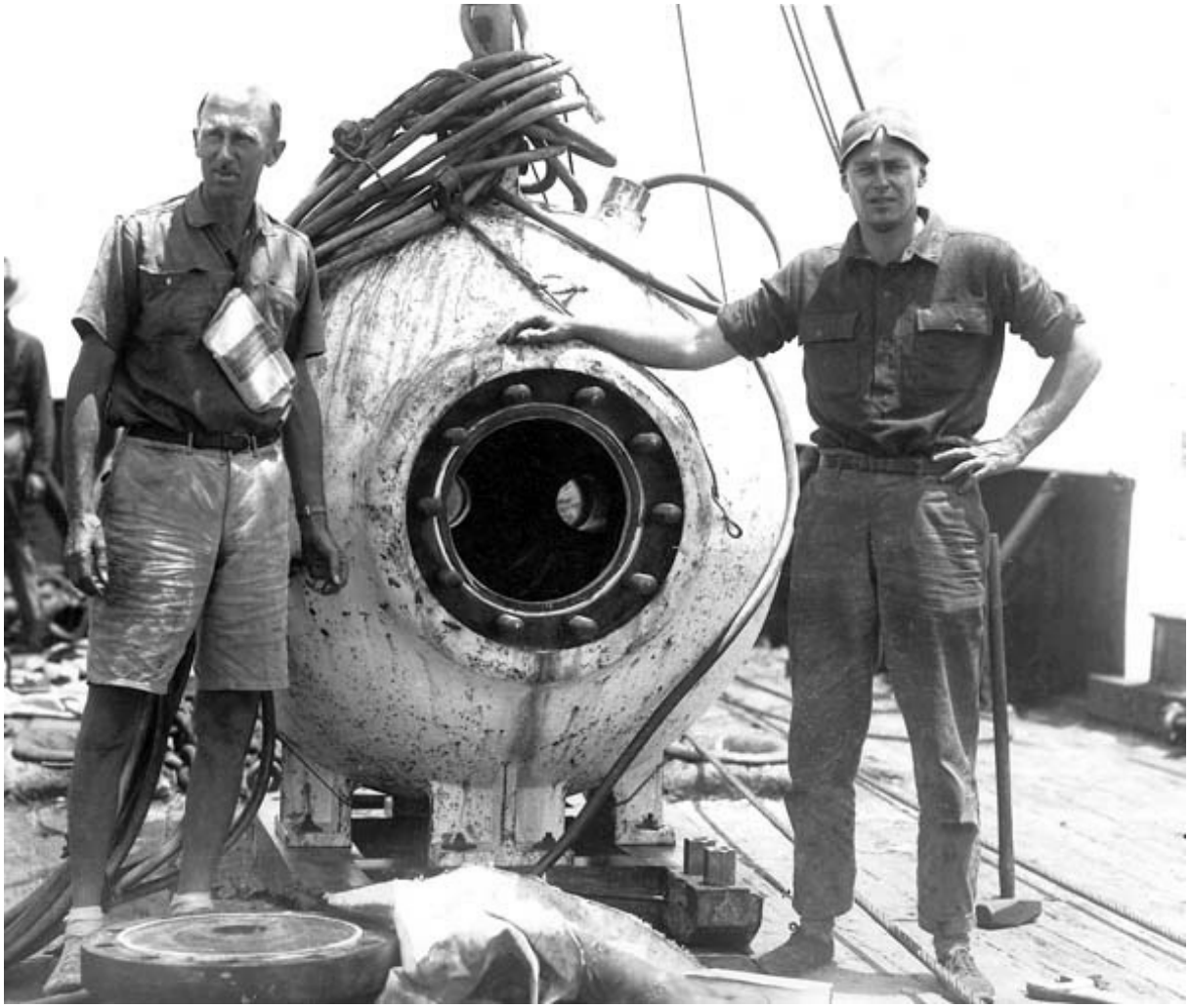
→ Le dépôt de sédiment en mer a un impact sur la richesse taxonomique, les abondances et l'état écologique du système, notamment en période estivale et début d'automne, mais reste toutefois limité spatialement et temporellement.

→ La stratégie de clapage employée à ce jour par le GPMH, qui favorise l'étalement du sédiment, pour minimiser l'épaisseur de la couche déposée, privilégiant un système de casiers alternés et une fréquence de clapage de 6 mois sur un casier, apparaît optimale pour permettre la recolonisation du site par la faune benthique.

→ Il est toutefois recommandé de maintenir un suivi annuel des assemblages benthiques sur le site de dépôt, ainsi qu'en zone sud, afin de surveiller l'enrichissement en matière organique observé, et en zone nord, pour surveiller le maintien des abondances de l'amphipode *Ampelisca tenuicornis*.

Chapitre IV

Outils d'études de l'impact du clapage



IV.1 Introduction

La modèle DPSIR – **D**rivers (forces motrices, responsables d'activités génératrices de nuisances), **P**ressures (pressions quantitatives ou qualitatives), **S**tates (état, pour qualifier une composante de l'environnement à un instant donné), **I**mpacts (impact sur le compartiment étudié), **R**esponses (réactions mises en œuvre pour la prise de décision et la gestion appliquée dans le but de minimiser l'impact) – mis en place par l'EEA (European Environment Agency ; https://www.eea.europa.eu/) est une démarche qui permet de décrire les interactions entre la société et l'environnement et de proposer des recommandations pour l'élaboration d'une stratégie d'évaluation environnementale (Kristensen, 2004). Dans ce cadre, des indicateurs sont développés pour classer le degré d'impact en lien avec une pression donnée et en permettre la gestion, afin d'en minimiser l'impact.

La plupart des travaux, se concentrent généralement sur l'étude de la structure des communautés d'invertébrés benthiques en lien avec leur environnement, pour évaluer les impacts générés et/ou le rétablissement du système (en étudiant par exemple, la résistance et la résilience des habitats benthiques, comme l'étude présentée dans le chapitre III ; Van Dolah *et al.*, 1984 ; Olenin, 1992 ; Harvey *et al.*, 1998 ; Roberts *et al.*, 1998 ; Smith et Rule, 2001 ; Witt *et al.*, 2004 ; Bolam *et al.*, 2006a ; Vivan *et al.*, 2009 ; Marmin *et al.*, 2016). Il existe un grand nombre indicateurs, basés sur la macrofaune benthique et qui consistent généralement à classer les taxa selon leur appartenance à des groupes écologiques. Ces indicateurs sont fréquemment utilisés dans les études environnementales, mais peu d'entre-eux sont spécifiques d'une pression particulière. En effet, la plupart ont été initialement utilisés pour étudier l'impact d'un enrichissement en matière organique (M.O.) ou l'impact d'une pollution pétrolière sur les organismes benthiques, tels que l'AMBI, le BOPA, l'I2EC, le BENTIX, ou encore le BO2A(Borja *et al.*, 2000 ; Dauvin, 2007 ; Bakalem *et al.*, 2009 ; Dauvin *et al.*, 2016). Ces indicateurs ne sont alors pas adéquats lorsqu'il s'agit de pressions différentes (l'effet d'une contamination métallique ou encore l'impact lié à l'extraction de granulat, par exemple). La plupart des indicateurs

existants ne sont pas universels (groupes écologiques différents selon les régions) et sont développés pour un site précis, ne permettant pas leur application dans d'autres écosystèmes. Il y a donc un besoin important de développer des indicateurs spécifiques d'une pression donnée, notamment en baie de Seine, zone constituée d'une mosaïque d'habitats, où les conditions hydrodynamiques sont particulières et les activités humaines croissantes (Dauvin, 2015).

Par ailleurs, ces études bentho-sédimentaires ne prennent généralement pas en compte les interactions entre les différentes composantes de l'écosystème (autres compartiments) et ne permettent pas d'en décrire son fonctionnement. Celles-ci s'avèrent donc moins adaptées pour comprendre de façon plus globale comment réagissent les écosystèmes face à ces perturbations. Il apparait donc nécessaire de développer des outils qui permettent l'évaluation de l'ensemble du système et non plus d'un seul compartiment. Une vision des changements des habitats benthiques et des écosystèmes liés aux réseaux trophiques peut permettre une meilleure compréhension de la façon dont les communautés et leur fonctionnement évoluent en réponse à une perturbation. La question centrale est alors de comprendre comment lier la structure et le fonctionnement d'un écosystème face à ces perturbations. La modélisation des réseaux trophiques, couplée à l'analyse des réseaux écologiques, semble être une bonne approche et peut permettre d'identifier les propriétés émergentes de l'écosystème (Ulanowicz, 1986). Ces derniers permettent : 1) d'intégrer les savoirs accumulés sur les différents compartiments biotiques composant les écosystèmes sous une forme synthétique ; 2) de caractériser la structure et le fonctionnement des écosystèmes à travers le calcul d'indices de l'analyse des réseaux écologiques encore appelés « Ecological Network Analysis » (ENA ; Raoux, 2017).

Ainsi, dans le cadre de la démarche DPSIR et la volonté d'intégrer l'ensemble du réseau trophique pour comprendre l'impact du dépôt de sédiment en mer sur l'ensemble du système, le projet INDICLAP (INDIcateur de CLAPage) a été établi. Celui-ci à été développé en collaboration avec l'Agence Française pour la Biodiversité (AFB), le laboratoire Morphodynamique Continentale et Côtière (M2C) de Caen et la Cellule du Suivi du Littoral Normand (CSLN), avec la participation du Grand

Port Maritime du Havre (GPMH) et du Grand Port Maritime de Rouen (GPMR), propriétaires des données, ainsi que Ports Normands Associés et le Groupement d'intérêt Public Seine-Aval. **L'objectif de ce projet est de développer un indicateur multicritère permettant de décrire de façon objective l'impact des dépôts issus du clapage en mer, en prenant en compte trois catégories de variables : 1) l'environnement morpho-sédimentaire et l'hydrodynamisme, 2) la faune, avec deux compartiments biologiques (macrofaune benthique et ichtyofaune), permettant des diagnostics écologiques basés sur la structure des communautés, et 3) les aspects fonctionnels abordés en termes de relations trophiques, par l'utilisation de la modélisation Ecopath.**

Deux parties distinctes sont présentées dans ce chapitre, avec premièrement, la mise en place et l'application de l'indicateur développé dans le cadre du projet INDICLAP et deuxièmement, la présentation des modèles de réseaux trophiques Ecopath, développés sur le site de clapage du Grand Port Maritime du Havre (GPMH), en zone impactée et non-impactée ainsi que la comparaison de ces modèles avec ceux réalisés sur le site de clapage du Grand Port Maritime de Rouen (GPMR).

※※※

IV.2 Élaboration d'un indicateur spécifique de la pression de clapage (projet INDICLAP)

Cette partie présente la réflexion et la méthode de calcul de l'indicateur mis en place dans le cadre du projet INDICLAP, ainsi que les différents tests et applications sur deux sites de dépôts sédimentaires de la baie de Seine Orientale, Octeville (GPMH) et Machu (GPMR). Le projet à été mené conjointement entre l'UMR M2C de Caen et le CSLN au Havre.

IV.2.1 Méthodologie et sites d'étude

Dans le cadre du projet INDICLAP, un indicateur spécifique de la pression de clapage a été développé et nommé **D²SI pour « Dredge Disposal Sediment Index ».** Il a été mis en place et testé sur trois sites de clapage de la baie de Seine Orientale (Machu et Kannik, sites du GPMR ; Octeville, site du GPMH ; figure IV.2). Inspiré initialement de l'indice de Roberts *et al.* (1998), l'indicateur a été largement retravaillé vers un indicateur multicritère, basé sur le calcul de plusieurs indices et l'établissement de scores. Cet **indicateur** se compose de plusieurs **indices**. Les calculs sont établis sur la comparaison de stations dites « impactées » (localisées directement sur la zone de dépôt des sédiments) et de stations « non-impactées » (c'est à dire, en dehors de la zone d'impact, sans influence directe ou indirecte du clapage). **Pour chacun des six critères retenus, un score est établi. La somme pondérée des scores donne un score final, qui permet d'établir le niveau d'impact de la pression exercée** (figure IV.1). Les six indices qui composent l'indicateur final sont :

- **D²SI-Benthos (ou D²SI-B)**, indice basé sur les abondances de macrofaune benthique aux stations impactées et non-impactées.
- **D²SI-Ichtyofaune (ou D²SI-I)**, indice basé sur les abondances de l'ichtyofaune

aux stations impactées et non-impactées.

- **D²SI-Sediment (D²SI-S)**, indice basé sur le pourcentage de modification sédimentaire entre le sédiment en place et le sédiment déposé.
- **D²SI-Thickness (ou D²SI-T)**, indice basé sur l'épaisseur du dépôt accumulée chaque année et d'après un état « avant clapage ».
- **D²SI-Resistance to landfill (ou D²SI-R)**, indice basé sur le trait d'histoire de vie [1] concernant la capacité de résistance à l'augmentation d'épaisseur de la couche sédimentaire de surface, propre à chaque taxon.
- **D²SI-Drifting (ou D²SI-D)**, indice basé sur le trait d'histoire de vie concernant la capacité déplacement près du fond et donc de recolonisation des juvéniles et des adultes d'espèces benthiques sans capacités intrinsèques de déplacement.

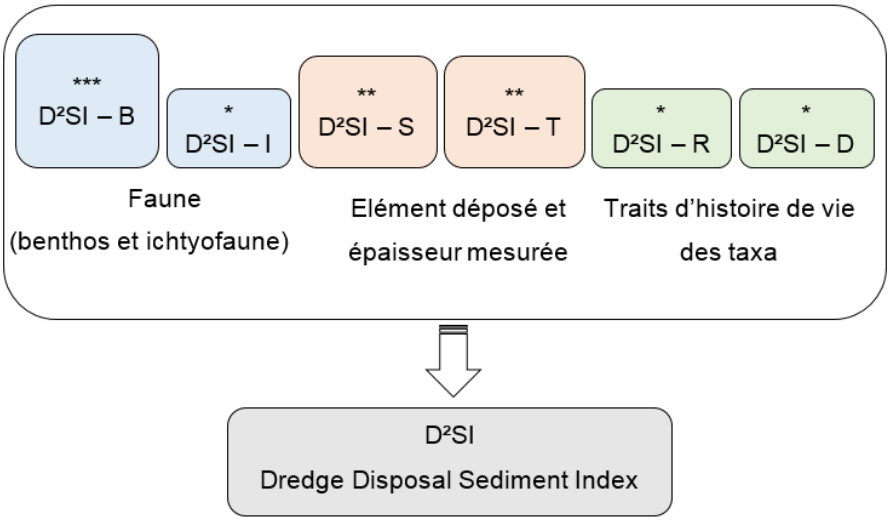


Figure IV.1 – Schématisation du calcul du D²SI, avec pondérations (indiquées par le symbole *).

Pour information, une publication est déjà parue sur l'indice benthos, avant l'évolution de l'indicateur vers un indicateur multicritère. Le D²SI-B était alors nommé DSD, pour « Dredge Spoil Disposal » (Dauvin *et al.*, 2018).

Dans ce présent document, afin de faciliter la lecture et d'alléger le propos, seuls les résultats sur les sites de clapage du Machu (GPMR) et d'Oteville (GPMH) seront

1. Traits d'histoire de vie : caractéristiques biologiques, morphologiques et comportementales propres à chaque espèce, permettant d'expliquer l'organisation fonctionnelle de l'écosystème.

présentés. Le site du Kannik n'est plus utilisé par le GPMR depuis 2016, étant arrivé à saturation. Les dépôts de clapage du GPMR sont aujourd'hui déposés sur le site du Machu. De plus, le site du Kannik se compose d'une mosaïque de substrat et de chroniques de dépôts complexes (clapages décalés vers l'ouest au fur-et-à-mesure des années et ajouts de nouveaux casiers), ce qui rend difficile l'application du D²SI sur ce site.

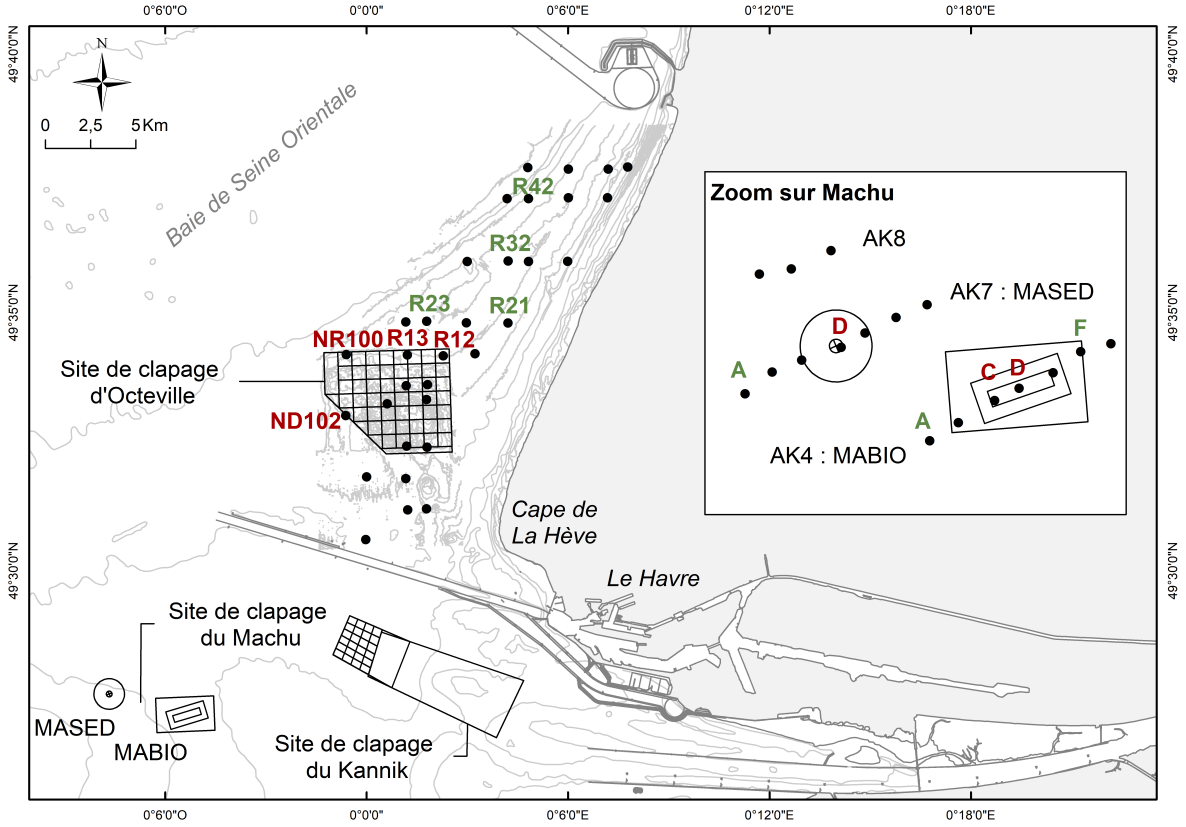


Figure IV.2 – Cartographie des trois sites de dépôt de la baie de Seine Orientale et plan d'échantillonnage des stations utilisées dans le cadre du projet INDICLAP. En rouge : stations impactées ; en vert : stations non-impactées.

IV.2.1.1 Le site du Machu

Le site de clapage du Machu a fait l'œuvre d'une expérimentation, avant son utilisation par le GPMR (Marmin, 2013 ; Marmin *et al.*, 2016). L'indicateur a été mis en place en utilisant les données récoltées lors de ces expérimentations.

La macrofaune benthique, sur ce site, a été échantillonnée selon trois radiales nommées AK4 (sept stations), AK7 (sept stations) et AK8 (trois stations ; figure IV.2).

Les stations de la radiale AK4 se situent au niveau du site de dépôt d'expérimentation biologique appelé MABIO. Sur ce site, quatre périodes de clapages de 250 000 m^3 ont eu lieu de façon saisonnières sur une surface rectangulaire de 0,98 km^2 : du 16 avril au 14 mai 2012 pour le printemps, du 1er au 26 juillet 2012 pour l'été, du 1er octobre au 16 novembre 2012 pour l'automne et du 24 janvier au 21 février 2013 pour l'hiver (tableau IV.1). Sur ce site expérimental, les sédiments clapés sont déposés en couche fine et sont répartis sur l'ensemble de la zone de dépôt. Des suivis de macrofaune benthique et des prélèvements sédimentaires ont été réalisés avant, pendant et après ces opérations de clapage. La période étudiée s'étend d'avril 2010 à mars 2015, avec deux prélèvements avant le début des clapages (avril 2010 et novembre 2011), sept prélèvements pendant les dépôts expérimentaux (mai, juin, juillet, octobre et novembre 2012, ainsi que janvier et mars 2013) et cinq prélèvements après les dépôts (mai, août et novembre 2013, ainsi que mars 2014 et mars 2015 ; tableau IV.1).

Les stations de la radiale AK7 se situent au niveau du site de dépôt d'expérimentation sédimentaire appelé MASED sur lequel duquel 1 million de m^3 a été déposé sur une durée de 7 mois, formant un dépôt conique (a l'inverse de la radiale AK4, où les sédiments sont étalés) de 5 m environ : du 13 mai au 1er juillet, du 26 juillet au 9 octobre et du 22 novembre au 15 décembre 2012 (tableau IV.1). Les dates de prélèvements sédimentaires et de macrofaune benthique sont les mêmes que celles effectuées sur la radiale AK4 (tableau IV.1).

Initialement, les calculs concernant le site du Machu ont été réalisés en prenant en compte neuf stations : six stations pour MABIO (stations impactées : AK4 C et D ; stations non-impactées : AK4 A et F et stations sous-influence : AK4 B et F) et trois stations pour MASED (station impactée : AK7 D ; station non-impactée : AK7 A et station sous-influence : AK7 C). Cependant, des calculs et des tests statistiques réalisés au préalable (non présentés ici) ont mis en évidence la non-nécessité d'utiliser des stations de référence. Leur localisation dans la zone de gradient d'impact (car sous-influence indirecte des dépôts), ne permet pas de souligner l'impact des clapage. Les scores calculés montrent des valeurs intermédiaire entre les sites impactés et les sites non-impactés et

n'apportent pas d'informations complémentaires sur l'impact du clapage. Ainsi, dans ce présent document, les calculs ont été réalisés sur les stations impactées et non-impactées, pour chacune des deux radiales (2 stations sur AK7 et 4 stations sur AK4). Le nombre de stations impactées et non-impactées est le même pour chaque site (figure IV.2).

Tableau IV.1 – Récapitulatif des périodes de prélèvements des différentes données associées aux calculs des indices et de l'indicateur concernant le site du Machu, pour compréhension des graphiques et indication des volumes clapés cumulés en fonction des dates de prélèvements benthos (en m^3). B : benthos ; D : drifting ; I : ichtyofaune ; R : « resistance to landfill » ou résistance à l'enfouissement ; S : sédiment ; T : « thickness » ou épaisseur du dépôt. En gris : période de clapage.

Dates	**MABIO**		**MASED**	
	Prélèvements	**Clapages**	**Prélèvements**	**Clapages**
Avr. 2010	B + I + S +T + D + R		B + S + T + D + R	
Juil. 2010	I			
Oct. 2010	I			
Jan. 2011	I			
Nov. 2011	B + S + T + D + R		B + S +T + D + R	
Mai 2012	B + I + S +T + D + R	228400	B + S + D + R	
Juin 2012	B + I + S + D + R		B + S + D + R	242500
Juil. 2012	B + I + S + D + R	502900	B + S + T + D + R	
Août 2012	T			
Oct. 2012	B + I + S + T + D + R		B + S + D + R	927600
Nov. 2012	B + I + S + D + R	729500	B + S + D + R	
Dec. 2012			T	
Jan. 2013	B + I + S + D + R		B + S + D + R	1002400
Fév. 2013	I			
Mars 2013	B + S + D + R	999800	B + S + D + R	
Avr. 2013	I			
Mai 2013	B + S + T + D + R		B + S + D + R	
Juil. 2013	I + T			
Août 2013	B + S + D + R		B + S + D + R	
Sep. 2013	T			
Oct. 2013	I		T	
Nov. 2013	B + S + D + R		B + S + D + R	
Janv. 2014	I			
Mars 2014	B + S + D + R		B + S + D + R	
Avr. 2014	T			
Juil. 2014	I			
Sep. 2014	T		T	
Nov. 2014	I			
Fév. 2015	I			
Mars 2015	B + S + D + R		B + S + T + D + R	
Mai 2015	I			
Déc. 2016	T			

Concernant les données de l'ichtyofaune, elles sont issus des suivis réalisés sur la radiale MABIO (pas de données sur MASED), par la CSLN. Deux traits de chaluts ont été réalisés en parallèle des prélèvements de macrofaune benthique (de 2010 à 2015 c'est-à-dire avant, pendant et après les périodes de clapages). Leur relative proximité avec les stations échantillonnées pour le benthos et la fréquence régulière des prélèvements, permet de disposer de données assez précises, pouvant être exploitées pour les calculs de l'indice ichtyofaune. Au total 19 périodes sont échantillonnées (méthodologie à retrouver dans la publication de Pezy *et al.*, 2017b).

Les données bathymétriques sont issus des suivis du GPMR, réalisés lors des expérimentations de clapage. Sur la radiale MABIO, dix suivis bathymétriques ont été réalisés, à l'aide d'un radar multi-faisceaux : un suivi avant le début des expérimentations, en novembre 2011, trois suivis pendant les expérimentations, en mai et août 2012, ainsi qu'en octobre 2012 et six suivis après les dépôts expérimentaux : mai, juillet et septembre 2013, avril et septembre 2014, ainsi qu'en décembre 2016. Sur la radiale MASED, sept suivis ont été réalisés. Un suivi avant les expérimentations, en novembre 2011, deux suivis pendant les dépôts, en juillet et décembre 2012 et quatre suivis après les dépôts, en septembre 2013, septembre 2014, mars 2015 et décembre 2016 (tableau IV.1).

IV.2.1.2 Le site d'Octeville

Les informations relatives à la description du site sont présentées dans le chapitre I. L'indicateur a été développé en début de thèse, sur les données disponibles à cette période, c'est à dire sur les données de la CSLN, de 2003 à 2014. Puis lorsque des données plus récentes ont été disponibles, les calculs ont été prolongés avec les données du bureau d'étude IDRA, de 2015 à 2017. De plus, pour étudier plus précisément la réaction des scores et l'efficacité des seuils définis, les indices et l'indicateur ont été calculés indépendamment sur les stations définies pour l'expérimentation présentée dans le chapitre III.

a) Méthodologie sur la période de 2003 à 2017

Initialement, les calculs ont été réalisés, en prenant en compte neuf stations, dont trois sur la zone impactée (site de dépôt), trois sur la zone sous-influence (au nord) et trois

en zone non-impactée (au sud). Cependant, pour les mêmes raisons que celles énoncées précédemment pour le site du Machu, les stations sous-influence ne sont pas présentées ici. De plus, au vu des résultats progressivement acquis au cours la thèse et présentés dans les chapitres II et III, il est apparu que la catégorisation des stations (sous-influence et non-impactée) n'était pas satisfaisante. En effet, les stations en zone sud avaient été sélectionnées en tant que stations non-impactées, en considérant l'orientation générale des courants, orientés vers le nord. Cependant, l'étude géochimique et biologique (chapitres II et III) ont révélé des pourcentages de vase élevés et un possible impact du dépôt en zone sud. Ainsi, au vue de ces résultats, les scores des indices et de l'indicateur ont été recalculés. Quatre stations dites impactées (NR100, R13, R12 et ND102), localisées dans la zone nord et sud-ouest du dépôt et quatre stations considérées comme non-impactées (R23, R21, R32 et R42), localisées au nord de la zone de dépôt, ont été sélectionnées, au vu des résultats du chapitre II et III. Ces stations ont l'avantage d'avoir été échantillonnées annuellement de 2003 jusqu'à 2017 (figure IV.2). Les dates de prélèvements sont les mêmes que celles indiquées dans le chapitre III, tableau III.21. Les prélèvements sont fais en automne.

Les volumes clapés pris en compte pour la mise en place de l'indicateur, concernent les volumes issus de l'entretien des bassins et chenaux de navigation ainsi que ceux issus des travaux d'extension du port. Seuls les volumes clapés sur les casiers associés aux stations étudiées ont été pris en compte : casiers BJ, CJ, BK et CK pour la station NR100, localisée au centre des quatre casiers ; casiers FJ et FK pour la station R13, localisée entre ces deux casiers ; casiers HJ, IJ, HK et IK pour la station R12, localisée au centre des quatre casiers ; casier ND102 pour la station du même nom). Les volumes sont calculés en fonction des dates de prélèvements (du jour de la campagne de prélèvement précédente à la veille de la campagne suivante).

Pour l'ichtyofaune, aucun trait n'est effectué sur la partie directement impactée par les clapages, mais uniquement sur la zone sous-influence et non-impactée. L'indice D^2SI-I, ne sera donc pas calculé sur le site d'Octeville.

Les données bathymétriques sont issues des campagnes de suivis du GPMH et sont obtenues à l'aide d'un radar multi-faisceaux. Ces campagnes sont réalisées une fois par

an, en automne, sur l'ensemble de la zone, entre la port du Havre et le port d'Antifer. Les dépôts sont étalés sur l'ensemble de la zone de clapage, pour minimiser l'augmentation de la couche sédimentaire de surface. La bathymétrie moyenne sur le site de dépôt au niveau des stations utilisées pour les calculs est de 17 et de 19 m au niveau des stations utilisées en zone nord, de 2003 à 2017.

b) Méthodologie sur la période expérimentale

Les calculs sont réalisés distinctement sur les stations utilisées lors des expérimentations (chapitre III) ; GJ, HK et IJ. Ces stations impactées sont comparées avec la station R21, en zone nord, considérée comme non-impactée. Cette station est sélectionnée au vu de sa composition faunistique et sédimentaire comparable avec les stations de la zone de dépôt (voir chapitre III).

Concernant les volumes clapés pour les calculs de l'indicateur entre 2016 et 2017, il s'agit des volumes déposés sur chaque casier, durant l'expérimentation (chapitre III, figure III.2).

Le D^2SI-I et le D^2SI-T ne seront pas calculés pour la partie Octeville expérimentale, puisqu'il n'y a pas de données ichtyofaune sur le site de dépôt ni de bathymétrie précise, réalisée aux dates de prélèvements.

IV.2.1.3 Élaboration de l'indicateur et des différents indices

Des tests préliminaires ont été réalisés afin d'orienter les calculs des indices et de l'indicateur. Ils ne sont pas présentés dans ce présent document, mais sont disponibles dans leur intégralité, sur demande, dans le rapport transmis à l'AFB (Baux *et al.*, 2017a).

Pour résumer, l'indicateur calculé est le D^2SI (Dredge Disposal Sediment Index). Il se calcule en comparant un site impacté et un site non-impacté. Le choix des stations impactées et non-impactées est capital à la bonne utilisation de l'indicateur. La sélection des stations doit être bien réfléchie avant l'application de l'indicateur. En effet, **les stations non-impactées doivent être initialement similaires aux stations impactées** (en termes de communautés et de conditions hydrosédimentaires). Il est donc nécessaire de connaître le site d'étude au préalable. De plus, **un même nombre de**

stations impactées (I) et non-impactées (NI) doit être considéré. En effet, les valeurs de l'indicateur sont sensibles à cette égalité ou quasi-égalité du nombre de stations impactées et non-impactées (tests et essais réalisés dans le rapport de Baux *et al.*, 2017a). Il est également essentiel que **les différents paramètres mesurés (macrofaune benthique, ichtyofaune, nature des sédiments et bathymétrie) soient échantillonnés à la même période**, ou le plus proche possible dans le temps. L'indice peut être calculé avec un minimum d'une station impactée et une station non-impactée mais, dans les milieux à forte variabilité naturelle, il est recommandé d'augmenter le nombre de stations impactées et non-impactées pour minimiser les variations non liées aux clapages. Enfin, les tests préliminaires, effectués sur le site d'Octeville, ont mis en évidence le fait que **les stations sous-influences sont peu pertinentes pour mettre en évidence un impact**. L'impact étant indirect sur les stations sous-influences, il n'y a pas de signal fort concernant l'impact du clapage.

L'indicateur est élaboré pour permettre un suivi temporel de l'impact. Il est donc préférable d'avoir des données de type BACI (Before-After-Control-Impact) sur le site étudié.

IV.2.2 Détails de calcul de l'indicateur

Cette partie présente la méthode de calcul de l'indicateur et des différents indices à partir d'exemples théoriques simples. La démarche utilisée pour la mise en place des seuils est également présentée pour chaque indice. De plus, les résultats de calculs des indices et de l'indicateur sur les deux sites étudiés sont illustrés.

Pour des raisons de clarté du rapport, tous les graphiques illustrant les résultats sont réalisés suivant le même schéma. C'est-à-dire, **les dates en abscisses, les scores de chaque indice en ordonnées à gauche et les volumes clapés (m^3) en ordonnées à droite.** De plus, le code couleur utilisé par la DCE (Directive Cadre sur l'Eau) pour qualifier l'état écologique d'un écosystème, est appliqué sur chaque graphique afin de qualifier l'intensité de l'impact lié au clapage (bleu : normal ; vert : légèrement impacté ; jaune : moyennement impacté ; orange : fortement impacté ; rouge : très fortement

impacté).

IV.2.2.1 D²SI-Benthos

Le D²SI-B se calcule après plusieurs étapes d'attribution de scores. Il est basé sur un ratio d'abondance des taxa des stations impactées et non-impactées et prend aussi bien en compte la disparition (ou l'apparition) de taxa sur le site impacté et non-impacté.

Pour chaque site, il est nécessaire de constituer un tableau de données comportant les données d'abondances par dates, pour chaque taxa de macrofaune benthique pour l'ensemble des stations impactées et non-impactées. Il est conseillé de regrouper les taxa dont la détermination est incertaine ou dont la confusion est probable, par genres ou familles ou classés à un rang taxonomique supérieur (c'est par exemple le cas des nemertes). Un test préliminaire, comparant l'utilisation soit des genres soit des espèces (taxonomie précise) pour la macrofaune benthique, a été réalisé et ne montre pas de différences significatives (test de Kruskal-Wallis, p-value $= 0,42$). Il est donc possible d'utiliser des données au rang du genre.

Les calculs du D²SI-Benthos ont été réalisés sur des données homogénéisées : un regroupement d'espèces a été effectué pour chaque site étudié et seuls les taxa présentant une abondance totale supérieure à $20\,\mathrm{ind\,m^{-2}}$ et une occurrence supérieure à 4 ont été conservés afin de minimiser l'importance des taxa les plus rares ou moins abondants. Sur le site d'Octeville, la base de données créée contient 143 taxa. Sur le site du Machu, la base de données contient 87 taxa sur MABIO et 73 taxa sur MASED.

Les étapes 1, 2 et 3 sont à réaliser pour chaque période (dates) étudiée de façon distincte.

a) Étape 1

La somme des abondances est calculée pour chaque taxon et le ratio de la somme de la station impactée sur celle de la station non-impactée est calculé pour chaque taxon à chaque date (tableau IV.2).

Tableau IV.2 – Exemple théorique du calcul de la première étape du D²SI-Benthos.

	Stations impactées				Stations non-impactées				
	I_1	I_2	I_3	Somme I	NI_1	NI_2	NI_3	Somme NI	**Ratio I/NI**
Taxon 1	0	0	0	0	30	20	40	90	0/90
Taxon 2	5	10	10	25	20	10	40	70	25/70
Taxon X	XI_1	XI_2	XI_3	XI	XNI_1	XNI_2	XNI_3	XNI	XI / XNI

b) Étape 2

Les valeurs du ratio « somme XI / somme XNI » sont triées du plus petit au plus grand et un premier score (anciennement DSD-Index, ici appelé score 1 ; Dauvin *et al.*, 2018) est attribué en fonction du ratio. Ce score est compris entre 0 et 10. La somme de ces scores, attribués à chaque taxon est ensuite effectuée. La valeur obtenue est divisée par la richesse taxonomique présente à la date n, sur les stations impactées et non-impactées (donc uniquement sur les espèces communes aux deux type de stations. Cette richesse taxonomique peut donc être différente à chaque date ; tableau IV.3).

Tableau IV.3 – Attribution de scores en fonction du ratio calculé pour le D²SI-Benthos (Dauvin *et al.*, 2018). NC : non calculable.

Ratio I/NI	**Groupes**	**Score par taxa**
0	Taxa présent uniquement dans les stations NI	10
]0 - 0,2]	> 5 fois plus importantes	9
]0,2 - 0,4]	> 2,5 à 5 fois plus importantes	8
]0,4 - 0,6]	> 1,75 à 2,5 fois plus importantes	7
]0,6 - 0,8]	Abondances > 1,25 à 1,75 fois plus importantes que dans	6
]0,8 - 1]	dans les > 1 à 1,25 fois plus importantes les stations	5
]1 - 2]	stations NI > 1 à 2 fois plus importantes I	4
]2 - 4]	> 2 à 4 fois plus importantes	3
]4 - 10]	> 4 à 10 fois plus importantes	2
>10	> 10 fois plus importantes	1
NC	Taxa présent uniquement dans les stations I	0

c) Étape 3

L'étape 3 permet d'attribuer le dernier score du D²SI-B (qui sera utilisé pour le calcul de l'indicateur final), en fonction de la somme des scores attribués précédemment (score 1), divisée par la richesse taxonomique (obtenue à l'étape précédente pour chaque date).

Cette étape a fait l'objet de plusieurs réflexions et tests pour sa calibration.

- **1ère version du score :** Score entre 0 et 4 dans les deux sens en considérant une relation linéaire entre l'intensité de la pression et l'impact. Cependant les tests statistiques préliminaires ont montré que la relation n'est pas linéaire, mais plutôt exponentielle ou logarithmique.
- **2ème version du score :** Score toujours compris entre 0 et 4 dans les deux sens mais avec des tailles des classes moyennes plus importantes, afin de mieux appréhender la variabilité naturelle.
- **3ème version du score :** Enfin, une dernière version du score a été mise en place et est appliquée ici (tableau IV.4). Le score varie cette fois-ci de 0 à 1, (tous les scores de chaque indice sont compris entre 0 et 1, afin d'avoir un score final allant de 0 à 10 pour l'indicateur) toujours dans les deux sens. **Il est conçu de façon à donner un poids plus important aux classes moyennes (liée à la prise en compte des variations naturelles dans un état normal non perturbé par les clapages), avec des classes resserrées en début d'impact (effets initiaux des clapages).**

Tableau IV.4 – Score final du D²SI-Benthos et classification de l'impact.

Score 1 / S	Score D²SI-B	Impact
[10 – 8]	1	Très fortement impacté
]8 – 7]	0,75	Fortement impacté
]7 – 6,5]	0,50	Moyennement impacté
]6,5 – 6]	0,25	Légèrement impacté
]6 – 4]	0	Normal
]4 – 3,5]	0,25	Légèrement impacté
]3,5 – 3]	0,50	Moyennement impacté
]3 – 2]	0,75	Fortement impacté
]2 – 0]	1	Très fortement impacté

Une autre alternative de calcul a été envisagée et consiste à attribuer un score par taxon (Baux *et al.*, 2017a). A l'étape 2, les scores sont alors établis de façon à avoir une répartition des ratios d'abondances symétriques (score bilatéral, symétrique par rapport à la classe centrale). Le score varie donc de 0 à 1 vers le haut et de 0 à 1 vers le bas.

Les classes du ratio I/NI ont un intervalle de 0,1, hormis pour la classe centrale qui a un intervalle de 0,2. Cette classe représente de faibles différences entre les stations impactées et non-impactées et a un score de 0. Elle permet de mettre en évidence les variations naturelles présentes sur le site. Un score de 1 est attribué, si la totalité des espèces présentes sur les stations impactées (ou sur les stations non-impactées) ont disparu. La moyenne des scores par espèce est ensuite calculée et un score final est attribué. Ce score est unilatéral et varie de 0 à 1, avec des classes d'intervalle égal à 0,2.

Toutefois, après application sur les sites de clapage, cette alternative n'a pas été retenue, car ne permet pas de rendre compte de l'impact. L'impact étant fort avant, pendant et après les clapages. L'idée peut être conservée, mais un travail de seuillage des scores doit être mené, ultérieurement.

d) Application sur les sites de clapage

Les résultats du calcul du D^2SI-B (figure IV.3) pour les deux sites expérimentaux du Machu montrent un impact immédiat des clapages sur les communautés benthiques, avec une augmentation du score passant de 0 à 1 pendant les périodes de clapage sur MASED et entre 1 et 0,75 sur MABIO. Entre chaque campagnes de clapage, le score décroit. Il existe des corrélations significatives entre les volumes clapés et les scores du D^2SI-B pour les deux radiales (tableau IV.5). L'impact est cependant plus marqué au niveau de MASED, où les dépôts sont coniques et donc concentrés sur une petit surface. On constate également des variations naturelles présentes, avec un score qui ré-augmente ponctuellement après l'arrêt des expérimentations de clapage, sur MABIO et sur MASED. Mais, bien qu'il y ait ces variations naturelles, l'impact s'estompe et le score revient à 0, plusieurs mois après l'arrêt des clapages, pour les deux radiales, indiquant ainsi la bonne capacité de résilience des communautés benthiques du Machu (en accord avec les observations de Marmin, 2013 ; Marmin *et al.*, 2016 ; Pezy *et al.*, 2017b), pour le niveau d'impact subi et une bonne réaction de l'indice, en lien avec les clapages.

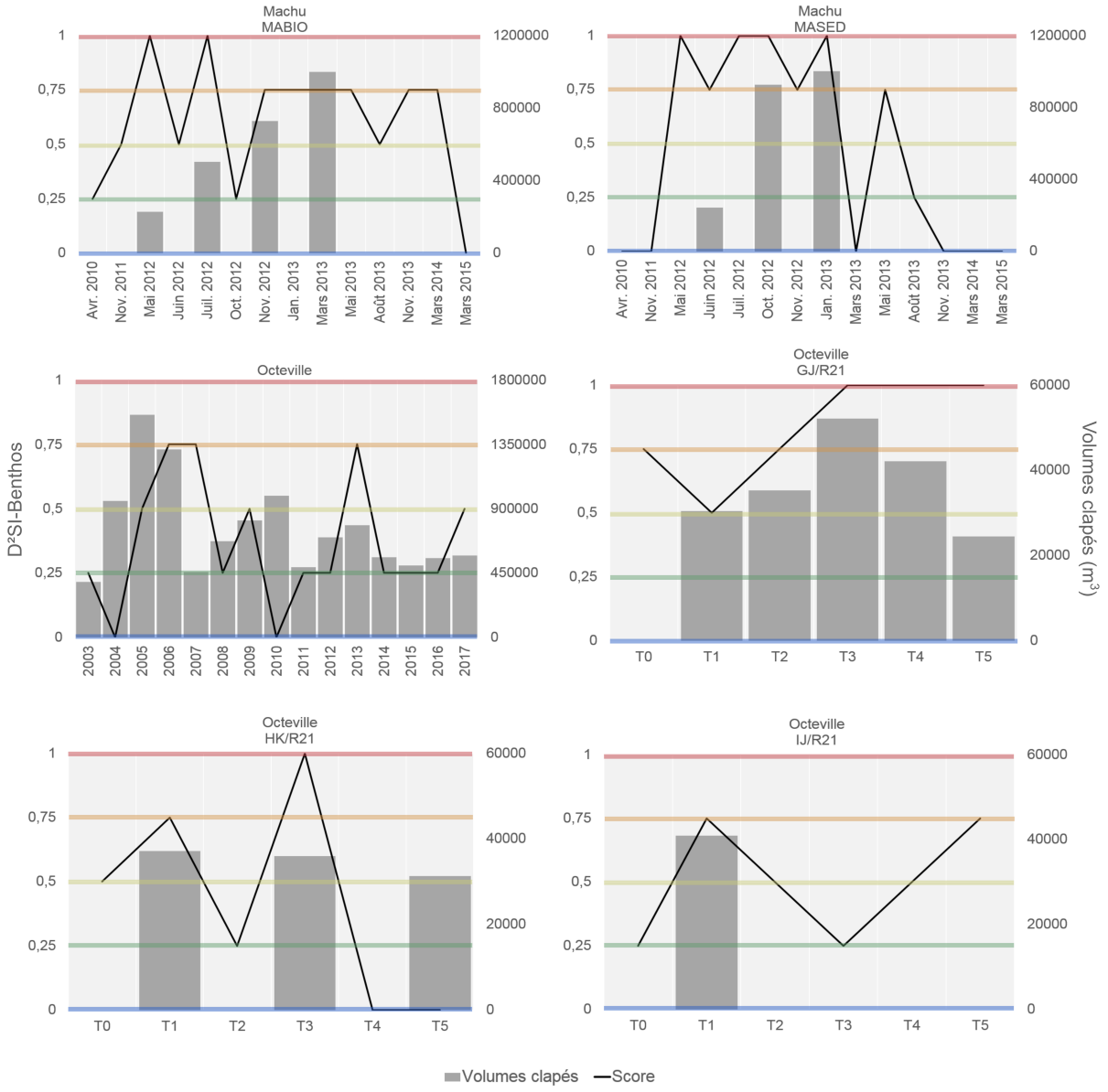


Figure IV.3 – Scores du D²SI-Benthos et classification de l'impact, pour les sites du Machu (radiales MABIO et MASED) et d'Octeville (Octeville de 2003 à 2017 et Octeville de 2016 à 2017, pour les trois casiers concernés par l'expérimentation présentée dans le chapitre III, GJ,HK et IJ).

Tableau IV.5 – Corrélations (rang de Spearman) et significativités associées entre les volumes clapés et le D²SI-Benthos, pour l'ensemble des sites et périodes étudiées. *** : p-value $= 0,001$; ** : p-value $= 0,01$; * : p-value $= 0,05$; . : p-value $= 0,1$.

	Machu		**Octeville**			
	MABIO	MASED	2003-2017	GJ/R21	HK/R21	IJ/R21
D²SI-B	0,60 *	0,54 *	0,078	0,43	0,59	0,55

Pour Octeville, concernant le suivi de 2003 à 2017, la réaction de l'indice, en lien avec les volumes clapés, n'est pas aussi distincte que pour le site expérimental du Machu.

Les volumes clapés ne sont pas corrélés avec les scores (tableau IV.5). On note une augmentation du score en 2005, 2006 et 2007, période de grand déséquilibre au sein de la communauté, suite probablement à la mise en service de Port 2000, comme l'on montré les résultats de l'étude menée dans le chapitre III (communauté dominée par un faible nombre d'espèces dont la polychète *O. fusiformis*). Le score diminue ensuite progressivement, lorsque la communauté devient plus hétérogène, avec parfois, quelques augmentations ponctuelles du score (2009, 2011, 2013 et 2014), probablement liées aux forçages environnementaux. Dans l'ensemble, le score est moins élevé que celui des radiales du Machu. Le site d'Octeville est utilisé depuis 1947, avec depuis quelques années, des dépôts étalés selon un système de casiers. De plus, l'échelle est à considérer puisque les volumes déposés sur le site d'Octeville sont relativement homogènes depuis la fin des travaux de Port 2000, avec des volumes entre 1,5 et 2,5 millions de m^3 déposés chaque année sur l'ensemble du site. L'impact semble donc réduit, avec des communautés adaptées aux conditions environnementales naturelles et anthropiques de la zone.

Concernant les expérimentations sur Octeville, le score réagit globalement bien en lien avec les volumes et les périodes de clapage (corrélations assez fortes mais non-significatives ; tableau IV.5). La casier GJ, clapé expérimentalement tous les trois mois, montrent des valeurs d'indice qui augmentent graduellement jusqu'à se stabiliser à une valeur de score égale à 1, à partir de T3 (dès le troisième clapage expérimental). Pour rappel, dans le chapitre III, la campagne T0 a montré de très faibles abondances, qui se traduisent ici par un score de 0,75. L'impact est donc fort pour ce casier, avec cette fréquence élevée de clapage. Au niveau du casier HK, le score réagit bien également et montre un baisse drastique du score entre chaque période de clapage. A la fin des expérimentations, le score atteint la valeur de 0, ceci malgré un clapage en T5, probablement lié à la période de recrutement notée en septembre 2017 (c'est à dire en T5, voir chapitre III). Concernant le casier IJ, la réaction du score est plus complexe, avec une augmentation visible lors du clapage, suivi d'une diminution progressive du score, mettant en évidence une bonne réactivité de l'indice. Cependant, on observe une augmentation en T4 et T5, sans lien apparent avec le clapage.

Ainsi, il apparait une bonne réponse n de l'indice D²SI-B, avec des augmentations du score lors des périodes de clapage et des diminutions entre les périodes de clapages et suite à l'arrêt de ceux-ci, mettant en évidence une assez bonne estimation de l'impact par l'indice proposé. Toutefois, il existe des variations naturelles qui influent sur la valeur du score de l'indice et complexifie l'interprétation et la mise en place de seuils.

IV.2.2.2 D²SI-Ichtyofaune

a) Méthodologie de calcul

Tout comme pour le calcul du D²SI-B, il faut disposer de données d'abondances des taxa d'ichtyofaune pour chaque date et par zone d'impact (impactée et non-impactée). Des tests statistiques ont été réalisés pour connaître le degré de sélection à faire sur les espèces bentho-démersales (ANOVA, sur le site de MABIO ; Baux *et al.*, 2017a). Les résultats ont mis en évidence des différences significatives de scores (p-value = 0,002) entre une sélection drastique (uniquement trois espèces dominantes à plus de 90 %) et aucune sélection, reflétant qu'une sélection trop importante peu influencer le score du D²SI-I. A l'inverse, il n'y a pas de différences significatives entre une sélection moyenne (sélection de cinq espèces) et aucune sélection (19 espèces). Ainsi, si un tri doit être opéré, celui-ci doit être fait de manière raisonnée. De ce fait, ont été pris en compte, l'ensemble des taxa bentho-démersaux, pour les calculs sur le site du Machu.

De plus, si les données disponibles sont fiables et concernent les mêmes zones impactées et non-impactées que celles utilisées pour les autres indices, alors il peut être intégré dans le calcul du D²SI. Dans le cas contraire (pas de données acquises sur le site, échantillonnage non régulier...), il est préconisé de ne pas intégrer cet indice au calcul final.

La méthode utilisée pour le calcul du D²SI-I est la même que celle utilisée pour le calcul du D²SI-B. L'attribution du score final est également identique (tableau IV.4).

b) Application sur les sites de clapage

Il y a une très grande variabilité temporelle de cet indice, avec des valeurs fortes avant et après l'arrêt des dépôts (figure IV.4). Il n'y a pas de réelle corrélation mise en évidence

entre les volumes clapés et les scores établis ($\rho = 0,26$). Les espèces bentho-démersales sont très mobiles et bien qu'elles soient attirées par la disponibilité de la nourriture lors des clapages, il est complexe de faire le lien entre la présence et l'abondance des espèces sur le site avec les clapages (impact indirect sur ce compartiment). L'indice établi n'est pas représentatif de la pression de clapage, dans l'état actuel. Des tests ont été réalisés en ne sélectionnant que les trois espèces dominantes sur le site (Limande, Sole et Plie), mais les scores obtenus sont similaires à ceux présentés avec l'ensemble des espèces bentho-démersales (figure IV.4). **Cet indice nécessite donc encore d'être travaillé afin de répondre au mieux à la pression induite par le clapage.**

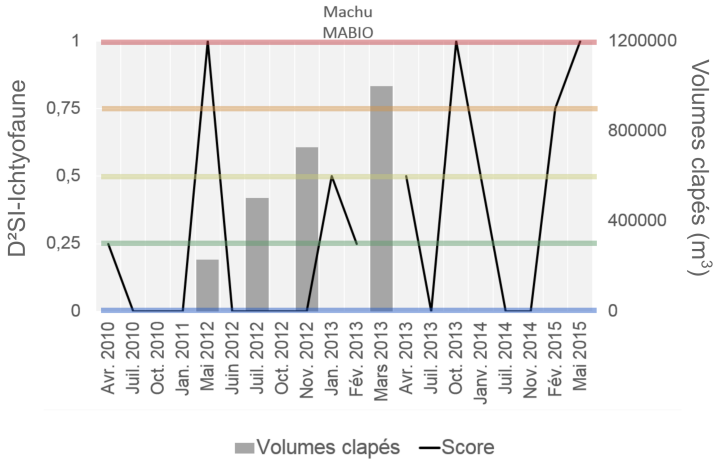


Figure IV.4 – Scores du D²SI-Ichtyofaune et classification de l'impact, pour la radiale MABIO du site du Machu.

IV.2.2.3 D²SI-Sediment (sédiment)

a) Méthodologie de calcul

Cet indice a pour objectif d'identifier la différence entre le sédiment déposé et le sédiment en place, quelle que soit la nature du sédiment autochtone et celle déposée.

Le raisonnement est le suivant : l'impact est important si l'on dépose du sable sur de la vase ou de la vase sur du sable. De plus, l'impact est plus grand si 5 % de vases sont ajoutés à un sédiment qui en contient déjà 3 %. A l'inverse, l'ajout de 10 % de vases à un sédiment qui en contient 50 % sera plus faiblement impactant. D'une manière générale et, dans le cas de la Baie de Seine Orientale, c'est le dépôt de vase qui a un impact

important. Ainsi, il a été choisi de réaliser le calcul en considérant le pourcentage de particules fines (<63 µm). Cette démarche fonctionne également si le clapage a lieu sur des sédiments non-envasés. Cependant, dans le cas d'un clapage de sédiments propres (avec 0 % de vases) sur un sédiment également dépourvu de vase, il faudra s'intéresser aux variations des taux de sédiments grossiers. Une connaissance préalable du site d'étude est donc nécessaire pour choisir la fraction granulométrique suceptible d'avoir un impact pour la macrofaune benthique.

Le calcul de l'indice est le suivant (équation IV.1) :

$$\boxed{D^2SI - S = \left| \frac{\%I - \%NI}{\%I + \%NI} \right|} \quad \text{(IV.1)}$$

Avec

%I = Taux de vase sur les stations impactées à la date n

%NI = Taux de vase sur les stations non-impactées à la date n

Un score est ensuite attribué. Celui-ci est compris entre 0 et 1, selon un gradient d'impact (tableau IV.6).

Tableau IV.6 – Score final du D^2SI-Sediment et classification de l'impact.

D^2SI-S	**Score D^2SI-S**	**Impact**
$[0 - 0,1[$	0	Normal
$[0,1 - 0,3[$	0,25	Légèrement impacté
$[0,3 - 0,5[$	0,50	Moyennement impacté
$[0,5 - 0,7[$	0,75	Fortement impacté
$> 0,7$	1	Très fortement impacté

b) Application sur les sites de clapage

Que cela soit pour MABIO ou MASED (figure IV.5), il y a une modification sédimentaire plus importante, caractérisée par une augmentation du score du D^2SI-S au moment des clapages. L'impact est encore visible deux ans après la période de clapage, avec un score qui reste élevé sur les deux radiales. L'indice mis en place n'indique pas de retour à l'état avant clapage, à la différence de l'indice D^2SI-B. Les corrélations entre les

volumes clapés et les scores sont faibles, probablement en lien avec cet impact persistant (tableau IV.7).

Tableau IV.7 – Corrélations (rang de Spearman) et significativités associées entre les volumes clapés et le D²SI-Sediment, pour l'ensemble des sites et périodes étudiées. *** : p-value = 0,001 ; ** : p-value = 0,01 ; * : p-value = 0,05 ; . : p-value = 0,1.

	Machu		**Octeville**			
	MABIO	MASED	2003-2017	GJ/R21	HK/R21	IJ/R21
D²SI-S	0,32	0,25	-0,18	-0,31	-0,11	-0,20

Pour le site d'Octeville de 2003 à 2017 (figure IV.5), les scores sont assez faibles (entre 0 et 0,25 en majorité), ce qui met en évidence, peu de changements sédimentaires. Le site étant utilisé depuis de nombreuses années, les fonds sont en majorité déjà composés de vase. Les volumes clapés présentent des corrélations négatives avec les scores (tableau IV.7), ce qui semble indiquer que plus il y a d'apports de sédiments issus des clapages, moins il y a de modifications sédimentaires. Le clapage sur du long terme, comme celui réalisé sur le site d'Octeville, pourrait donc homogénéiser les sédiments. Toutefois, il y a une augmentation du score, visible en 2004, date de début des travaux d'agrandissements portuaires (Port 2000), où le sédiment déposé était composé d'une fraction plus importante de sables et de débris de construction (en moyenne, 76 % de particules <63 µm en 2003, contre seulement 14 % en 2004, sur les stations étudiées de la zone de dépôt). Bien que ces sédiments aient été déposés au sud de la zone de dépôt, un impact résiduel pourrait expliquer cette augmentation de score en 2004. D'autres augmentations ponctuelles du score sont observées en 2011, 2013 et 2015. En 2011, un envasement est observé sur la zone nord, non-impactée (en moyenne 59 % de particules <63 µm sur les stations non-impactées, contre 45 % en zone impactée). En 2013 et 2015, l'écart est plus prononcé entre la zone non-impactée et la zone impactée, avec un pourcentage de vase nettement supérieur en zone de dépôt (en moyenne 46 % en zone impactée contre 27 % en zone non-impactée en 2013 et 41 % en zone impactée contre 13 % en zone non-impactée en 2015).

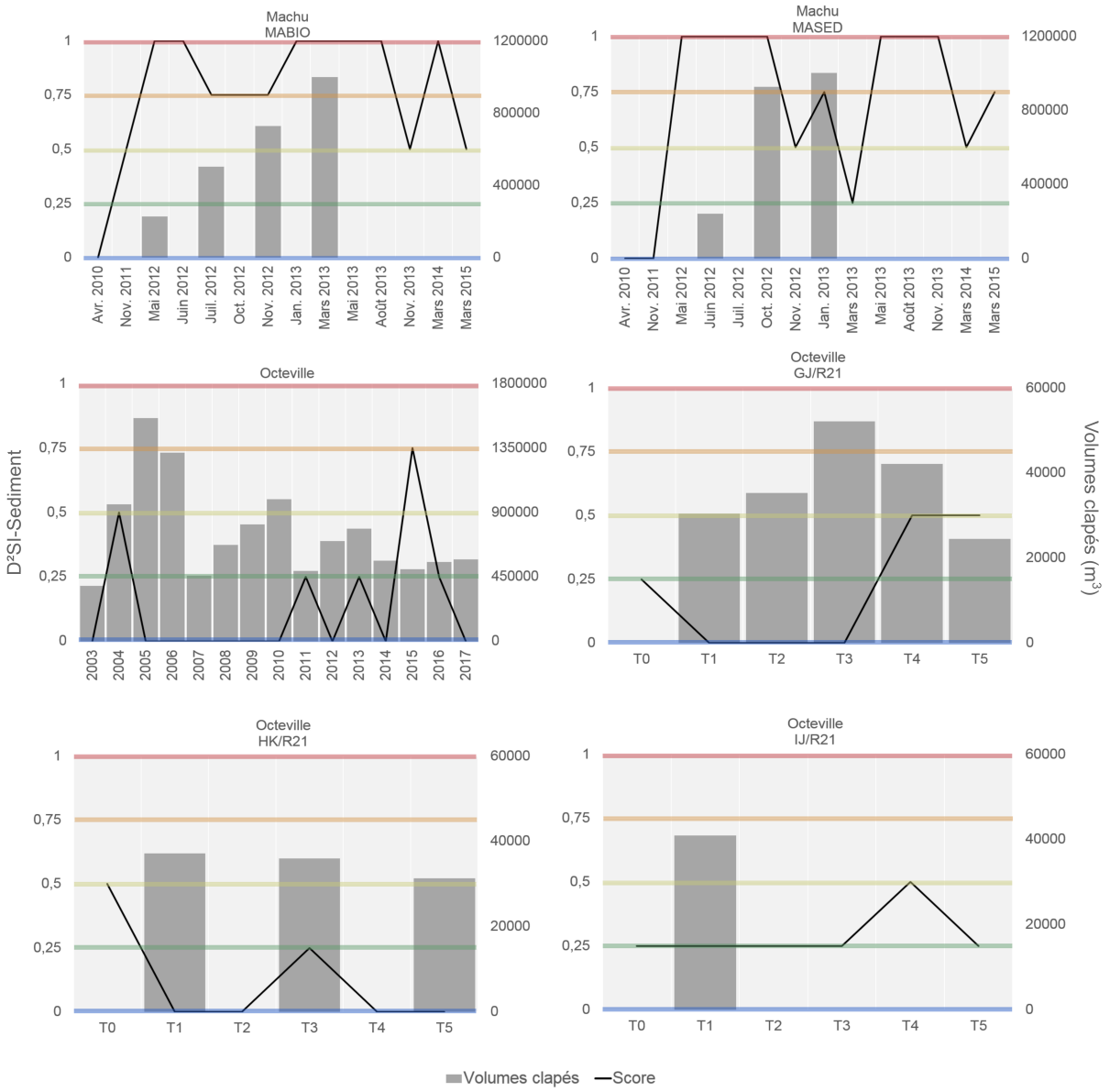


Figure IV.5 – Scores du D²SI-Sediment et classification de l'impact, pour les sites du Machu (radiales MABIO et MASED) et d'Octeville (Octeville de 2003 à 2017 et Octeville de 2016 à 2017, pour les trois casiers concernés par l'expérimentation présentée dans le chapitre III).

Concernant la période expérimentale sur le site d'Octeville (figure IV.5), la variation du score est plus compliqué, puisqu'un taux élevé de vase est présent constamment sur l'ensemble des trois casiers étudiés, ainsi que sur la station non-impactée (entre 27 et 33 % de particules <63 µm sur R21 entre T0 et T5). Les variations du score semblent donc refléter des envasements ponctuels liés aux apports naturels et anthropiques. Les corrélations sont négatives entre les volumes clapés et les scores, pour les trois casiers étudiés, comme pour le suivi Octeville 2003-2017 (tableau IV.7). La zone étant composée

d'un part importante de vase, les valeurs de score restent faibles, indiquant peut de changement sédimentaires.

L'indice D²SI-S mis en place permet de mettre en évidence les modifications sédimentaires de manière correcte. Il permet également de rendre compte de l'impact persistant après l'arrêt des clapages, au vu de la modification sédimentaire engendrée. Toutefois, l'indice ne permet pas de faire la distinction entre les changements liés à l'activité anthropique et ceux liés aux forçages naturels. Il est également sensible à un envasement ponctuel sur la zone non-impactée, sans cibler précisément les modifications sédimentaires de la zone de dépôt.

IV.2.2.4 D²SI-Thickness (épaisseur)

a) Méthodologie de calcul

Les données utilisées pour le calcul du D²SI-T sont les données bathymétriques. L'idéal étant de disposer de ces données avant clapage (donnée « initiale »), à chaque prélèvement (ou échantillonnées à des dates proches) et de disposer des différentiels bathymétriques les plus précis possible. Pour le site du Machu, étant donné que ce site a été étudié selon la méthode BACI (Before-After-Control-Impact ; Marmin *et al.*, 2014), il existe des données bathymétriques avant, pendant et après les clapages. Ce n'est pas le cas du site d'Octeville, utilisé depuis de nombreuses années. La bathymétrie initiale choisie correspond à celle de l'année 2001 et 2002.

Les données bathymétriques sont utilisées pour obtenir, de manière indirecte, l'épaisseur enregistrée *in situ* (les volumes clapés ayant une fraction dispersée en dehors de la zone de dépôt). Le calcul de l'indice prend en compte l'accumulation des dépôts au cours du temps entre chaque date étudiée, mais également par rapport à un état de « référence » (équation IV.2 et figure IV.6). Une valeur de D²SI-T est obtenue pour chaque date.

$$\boxed{D^2SI - T = (THn_I - THn_{NI}) + (e^{(Thn_I - Thn_{NI})} - 1)}$$

Avec

THn = Epaisseur du dépôt enregistrée depuis l'état « initial » :

THn = Bathy avant clapage (B) – Bathy enregistrée à la date n (B_n)

Thn = Différentiel bathymétrique à la date n :

Thn = Bathy enregistrée à la date n – Bathy enregistrée à la date n+1 (B_{n+1})

(IV.2)

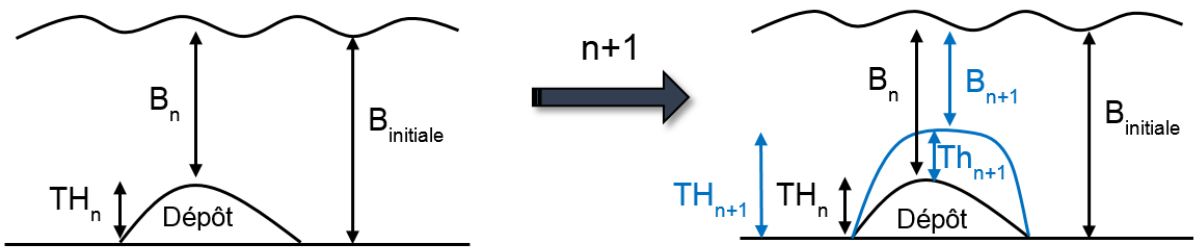


Figure IV.6 – Représentation schématique des données bathymétriques utilisées et des calculs du D^2SI-Thickness, a la date n et à n+1.

Pour une compréhension plus facile, un exemple est présenté dans le tableau IV.8.

Tableau IV.8 – Exemple de calcul du D^2SI-Thickness

	Bathymétrie avant clapage	**Bathymétrie n**	**Bathymétrie n+1**
Station I	19,5	18,5	17,9
Station NI	20,0	19,9	19,7

D'après cet exemple, le calcul du D^2SI-T à la date n et la date n+1 est le suivant :

$$D^2SI - T_n = [(19,5 - 18,5) - (20,0 - 19,9)] + (e^{(19,5-18,5)-(20,0-19,9)} - 1) = 2,36$$

$$D^2SI - T_{n+1} = [(19,5 - 17,9) - (20,0 - 19,7)] + (e^{(18,5-17,9)-(19,9-19,7)} - 1) = 1,79$$

Le score final varie de 0 à 1, selon le même gradient d'impact que précédemment (tableau IV.9).

Tableau IV.9 – Score final du D²SI-Thickness et classification de l'impact.

D²SI-T	Score D²SI-T	Impact
$\leqslant 0$	0	Normal
$]0-2[$	0,25	Légèrement impacté
$[2-4[$	0,50	Moyennement impacté
$[4-6[$	0,75	Fortement impacté
> 6	1	Très fortement impacté

b) Application sur les sites de clapage

Il n'existe pas de mesures bathymétriques précises sur le site d'Octeville pendant les expérimentations de 2016 et 2017 (uniquement données bathymétriques annuelles, peu cohérentes avec l'expérimentation aux périodes étudiées plus précises). L'indice D²SI n'est pas calculé pour les casier GJ, HK et IJ. De plus, pour le site du Machu, les mesures bathymétriques ne sont pas toutes réalisées au même moment que les échantillonnages benthiques. Il y a donc des périodes où les dates ne sont pas communes, visibles sur les graphiques, par des points non-reliés (figure IV.7).

Au niveau du Machu, le score du D²SI-T met en évidence la différence d'impact entre les deux types de dépôts (figure IV.7). En effet, l'impact est modéré sur la radiale MABIO là où le clapage est étalé (valeurs bathymétriques moyennes égales à 13 m avant, pendant et après les clapages), contrairement à MASED où le clapage est massif, concentré en un point et de forme conique (valeurs bathymétriques égales à environ 16 m avant les clapages et diminution de la bathymétrie jusqu'à environ 12 m pendant et après les clapages). Il y a, de manière générale, sur Machu, une bonne réactivité de l'indice, avec une augmentation marquée de l'épaisseur du dépôt et un impact qui semble durable dans le temps, même après l'arrêt des clapages (accumulation de sédiment *via* le clapage et érosion d'une partie par l'hydrodynamisme).

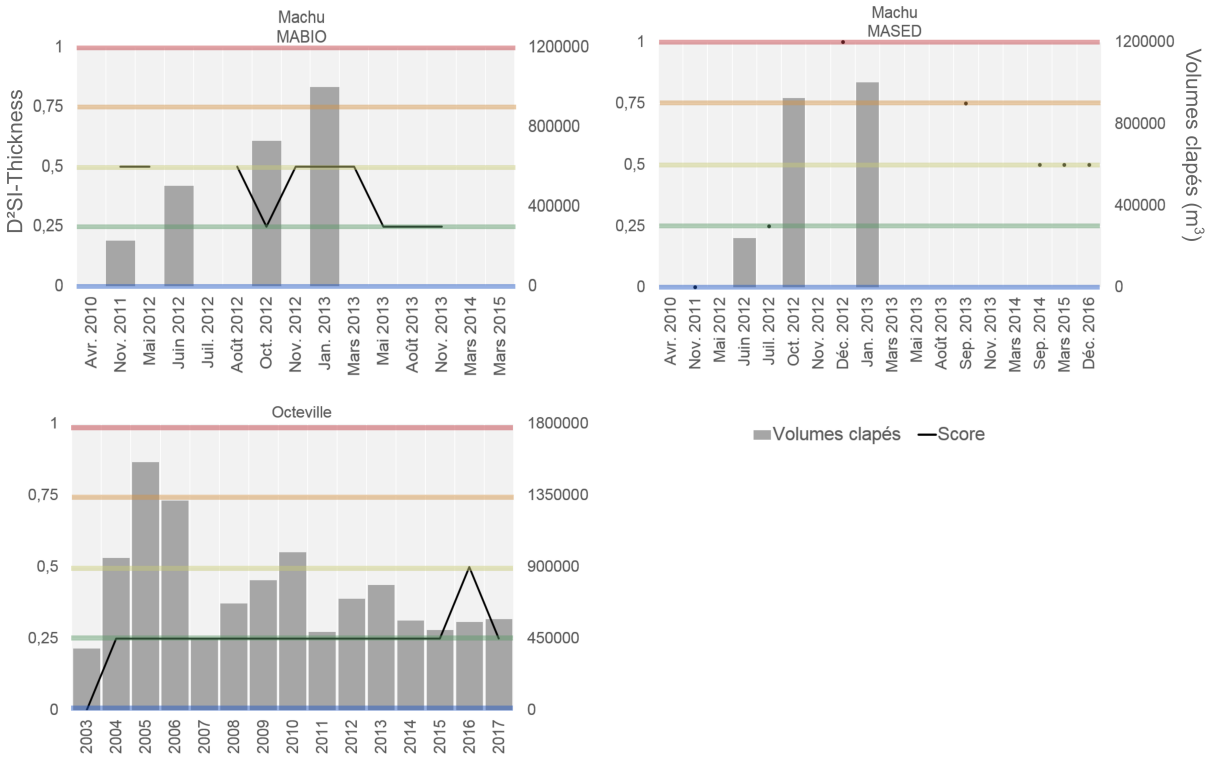


Figure IV.7 – Scores du D²SI-Thickness et classification de l'impact, pour les sites du Machu (radiales MABIO et MASED) et d'Octeville (Octeville de 2003 à 2017).

Sur le site d'Octeville, de 2003 à 2017 (figure IV.7), l'impact est beaucoup plus modéré, avec des scores n'allant pas au-dessus de 0,25 (hormis en 2016). Il est important de noter que les pratiques du GPMH, concernant les dépôts, ont évolué au cours du temps (voir chapitre I). Depuis quelques années, l'étalement des sédiments sur l'ensemble de la zone de dépôt et le fort hydrodynamisme présent dans cette zone, ont permis une diminution faible de la hauteur d'eau (en moyenne 18 m en 2003 et 16 m en 2017, sur les stations impactées). De plus, les sédiments déposés sont très rapidement remobilisés *via* le fort hydrodynamisme présent. L'augmentation du score en 2016 semble être dû à un écart plus important entre la bathymétrie du site impacté et du site non-impacté par rapport aux autres années (1,8 m en 2016), ce qui entraîne une valeur plus élevée lors de la soustraction entre les différentiels bathymétriques. De plus, le score attribué est à la limite, puisque le calcul du D²SI-T donne une valeur de 2,1 qui équivaut à un score de 0,50.

Tableau IV.10 – Corrélations (rang de Spearman) et significativités associées entre les volumes clapés et le D²SI-T, pour le site du Machu (MASED et MABIO) ainsi que pour le site d'Octeville (suivi de 2003 à 2017 uniquement). *** : p-value = 0,001 ; ** : p-value = 0,01 ; * : p-value = 0,05 ; . : p-value = 0,1.

	Machu		**Octeville**
	MABIO	MASED	2003-2017
D²SI-T	0,46	0,12	0,17

L'indice D²SI-T élaboré, est en cohérence avec les observations faites sur chacun des sites étudiés. Il permet de mettre en évidence une augmentation de l'épaisseur du sédiment, en lien avec le clapage. Toutefois, les corrélations entre les volumes clapés et les scores sont assez faibles pour l'ensemble des sites (tableau IV.10). Les calibrations de l'indices doivent encore être améliorés. De plus, cet indice nécessite de disposer de données bathymétriques avant le début des clapages et de données fiables et précises, ce qui n'est pas toujours le cas, au vu de la complexité d'étude de la bathymétrie et des longues années d'utilisation de certains sites.

IV.2.2.5 D²SI-Resistance to landfill et D²SI-Drifting

Les traits d'histoire de vie rassemblent l'ensemble des informations qualitatives et quantitatives associées à la biologie des organismes et à leurs relations avec l'environnement. Les traits sont décrits comme caractérisant le cycle de vie, les potentialités de résistance ou de résilience mais aussi la morphologie, la physiologie ou le comportement d'un taxon. Ces informations s'avèrent très utiles pour diagnostiquer l'impact des pollutions sur les populations d'espèces témoins tels que les macro-invertébrés ou les « poissons ». L'utilisation des traits biologiques et écologiques dans l'évaluation de la qualité des habitats marins est relativement récente et présente des perspectives intéressantes (Dauvin *et al.*, 2017b ;a). Plusieurs auteurs ont émis l'hypothèse d'une modification spécifique des combinaisons de traits d'histoire de vie des communautés dans les écosystèmes perturbés, en fonction de la nature et de l'intensité de la perturbation (Usseglio-Polatera *et al.*, 2000 ; Bremner *et al.*, 2003 ; Bolam *et al.*, 2006a ; Bremner

et al., 2006 ; Dauvin *et al.*, 2017b ;a). Dans le calcul de l'indicateur D^2SI, deux traits d'histoires de vie ont été sélectionnés, en lien avec la pression de clapage étudiée.

Il s'agit, d'une part, de la capacité de résistance des espèces, lorsque la couche sédimentaire augmente, suite à l'immersion de sédiment (« resistance to landfill »). Certaines espèces résistent mieux que d'autre, grâce notamment, à leur capacité de migrations verticales (Maurer et Aprill, 1979 ; Maurer *et al.*, 1981a ;b ; 1982 ; Hall, 1994 ; Miller *et al.*, 2002 ; Janson, 2007). Celle-ci est peu décrite dans la bibliographie et les informations relatives à chaque espèce sont souvent issues d'expérimentations en laboratoire ou d'études en milieu naturel, sur un petit nombre d'espèces (Oliver *et al.*, 1977 ; Trevor, 1978 ; EPA, 1989 ; Chandrasekara et Frid, 1998 ; Essink, 1999 ; Bolam *et al.*, 2004 ; Powilleit *et al.*, 2006 ; 2009).

D'autre part, il s'agit de la capacité de « drifting ». Celle-ci fait référence à la capacité de recolonisation des sites impactés, par les organismes benthiques juvéniles ou adultes, suite à leur déplacement actif ou passif, par le fond. Trois modes de recolonisation d'un site perturbé sont possibles : (1) les migrations nycthémérales du suprabenthos (migration jour/nuit), en quelques heures ou quelques jours (c'est le cas par exemple pour le cumacé *Diastylis* spp. ; (2) La dérive ou « drifting », qui correspond à l'apport de juvéniles ou d'adultes de l'extérieur vers l'intérieur du site impacté *via* un « flux » important d'individus (comme par exemple pour le bivalve *Abra alba*, sur le site du Machu ; Marmin, 2013) ; (3) la recolonisation par les larves. Le « drifting », a été sélectionnée car il représente une part importante des phénomènes de recolonisation en baie de Seine (Olivier *et al.*, 1996b ; Desroy et Retière, 2001 ; Janson, 2007 ; Marmin, 2013).

Pour ces deux traits sélectionnés, une modalité a été attribuée à chaque taxon suite à des recherches bibliographiques et parfois, lorsque l'information est inexistante, à des dires d'experts (tableau IV.11). Les modalités ont été complétées sur les taxa dont l'abondance dans les trois sites de dépôts (de la baie de Seine Orientale) représente 95 % de l'abondance totale. Ces deux traits s'appliquent ici à 46 taxa sur Octeville, 40 taxa sur MABIO et 35 taxa sur MASED, représentant un total de 52 taxa. La base de données créée renseigne ces deux traits pour 52 taxa (tableau IV.12).

Tableau IV.11 – Modalités et correspondances pour les deux traits d'histoire de vie (résistance à l'enfouissement et drifting) sélectionnés dans le calcul du D^2SI.

Résistance à l'enfouissement	
cm	**Modalités**
< 3	1
$]3 - 10]$	2
$]10 - 30]$	3
$]30 - 50]$	4
> 50	5
Drifting	
Degré	**Modalités**
Important	3
Faible ou possible	2
inexistant	1

Tableau IV.12 – Liste des 52 espèces et modalités associées pour les deux traits d'histoire de vie (résistance à l'enfouissement et difting) sélectionnés dans le calcul du D^2SI.

Espèces	**Résistance à l'enfouissement**	**Drifting**
Abludomelita obtusata	1	2
Abra alba	4	3
Acrocnida barchiata	5	3
Ampelisca brevicornis	1	3
Ampelisca tenuicornis	1	3
Ampharete baltica	2	1
Aphelochaeta marioni	2	1
Capitella spp.	3	1
Caulleriella alata	2	2
Chaetozone gibber	2	2
Corbula gibba	3	1
Diastylis bradyi	2	3
Donax vittatus	3	2
Echinocardium cordatum	5	1
Ensis directus	5	1

Tableau IV.12 – Suite de la liste des 52 espèces et modalités associées pour les deux traits d'histoire de vie (résistance à l'enfouissement et difting) sélectionnés dans le calcul du D^2SI.

Espèces	**Résistance à l'enfouissement**	**Drifting**
Eteone longa	4	2
Euclymene oerstedii	2	1
Eumida bahusiensis	2	2
Fabulina fabula	4	3
Glycinde nordmanni	4	2
Goniadella bobrezkii	2	2
Hilbigneris gracilis	4	2
Kirkegaardia spp.	2	1
Kurtiella bidentata	3	3
Lagis koreni	2	3
Lanice conchilega	2	2
Magelona filiformis	4	1
Magelona johnstoni	4	1
Magelona mirabilis	4	1
Mediomastus fragilis	3	1
Melinna palmata	2	1
Nemertea	5	1
Nephtys cirrosa	3	2
Nephtys hombergii	3	2
Notomastus latericeus	3	2
Nucula nitidosa	5	3
Ophiura ophiura	5	3
Owenia fusiformis	2	3
Pariambus typicus	1	3
Phaxas pellucidus	4	3

Tableau IV.12 – Suite de la liste des 52 espèces et modalités associées pour les deux traits d'histoire de vie (résistance à l'enfouissement et difting) sélectionnés dans le calcul du D^2SI.

Espèces	Résistance à l'enfouissement	Drifting
Pholoe spp.	3	3
Phoronis psammophila	2	1
Photis longicaudata	1	3
Phyllodoce maculata	3	2
Phyllodoce mucosa	3	2
Scalibregma inflatum	2	2
Spio martinensis	2	2
Spiophanes bombyx	2	2
Spisula subtruncata	4	3
Tellimya ferruginosa	3	3
Thracia phaseolina	3	1
Tritia reticulata	3	2

a) D^2SI-Resistance to landfill

Le calcul de cet indice se base sur le principe suivant : les espèces les moins capables de résister à l'enfouissement vont disparaitre suite au clapage, ce qui va augmenter la proportion d'espèces qui ont une capacité plus forte de résistance à l'enfouissement. Il prend en compte le pourcentage des taxa du groupe 1 et 2 (tableau IV.11), puisque ce sont ces deux groupes qui seront les plus sensibles lors d'un dépôt de sédiment. Les pourcentages respectifs des groupes 1 et 2 (% G1 et % G2) sont calculés par rapport à l'ensemble des taxa pouvant être inclus dans un groupe (sur les taxa représentant 95 % de l'abondance, dont le trait d'histoire de vie a pu être attribué). Les taxa qui ne sont pas catégorisés dans un groupe, sont exclus du calcul, car il n'est pas possible de savoir si les taxa qui n'ont aucun groupe attribué, sont sensibles ou résistants (équation IV.3). Un score est attribué pour chaque date étudiée, en fonction des résultats du calcul (tableau

IV.13).

$$\boxed{D^2SI - R = 1 - \sum(\%G1 + \%G2)}$$

Avec

$$\%G1 = \frac{\sum \text{taxa groupe 1}}{\sum \text{taxa groupe 1, 2, 3, 4, 5}}$$

$$\%G2 = \frac{\sum \text{taxa groupe 2}}{\sum \text{taxa groupe 1, 2, 3, 4, 5}} \quad \text{(IV.3)}$$

Tableau IV.13 – Score final du D²SI-Resistance to landfill et classification de l'impact.

D²SI-T	Score D²SI-T	Impact
$[0,0-0,1[$	0	Normal
$[0,1-0,3[$	0,25	Légèrement impacté
$[0,3-0,5[$	0,50	Moyennement impacté
$[0,5-0,7[$	0,75	Fortement impacté
$[0,7-1[$	1	Très fortement impacté

Une méthode de calcul alternative est envisagée, avec l'intégration d'un facteur avec un ratio d'abondance (équation IV.4). Le score attribué reste le même (tableau IV.13).

$$\boxed{D^2SI - R = [\frac{A_{NI} - A_I}{A_{NI}}] \times [1 - \sum(\%G1 + \%G2)]}$$

Avec

$A_{NI} = \sum$ taxa groupes 1, 2, 3, 4, 5 pour les stations non-impactées

$A_{NI} = \sum$ taxa groupes 1, 2, 3, 4, 5 pour les stations impactées (IV.4)

Après des tests sur les sites de clapage, cette alternative montre une meilleure réaction de l'indice vis-à-vis des clapages. Cependant le facteur ajouté influence le calcul avec un poids important et l'information obtenue n'est pas représentative de l'impact du clapage mais d'une différence d'abondances des taxa entre les stations impactées et non-impactées.

Cette version alternative de l'indice, n'a donc pas été conservée à ce stade de la réflexion.

b) Application du D²SI-Resistance to landfill sur les sites de clapage

L'indice est calculé de façon distincte sur les stations impactées et non-impactées (contrairement aux autres indices, où un ratio est réalisé). Les résultats des scores des deux zones (impactée et non-impactée) sont présentés séparément sur chaque graphique pour comparaison (figure IV.8).

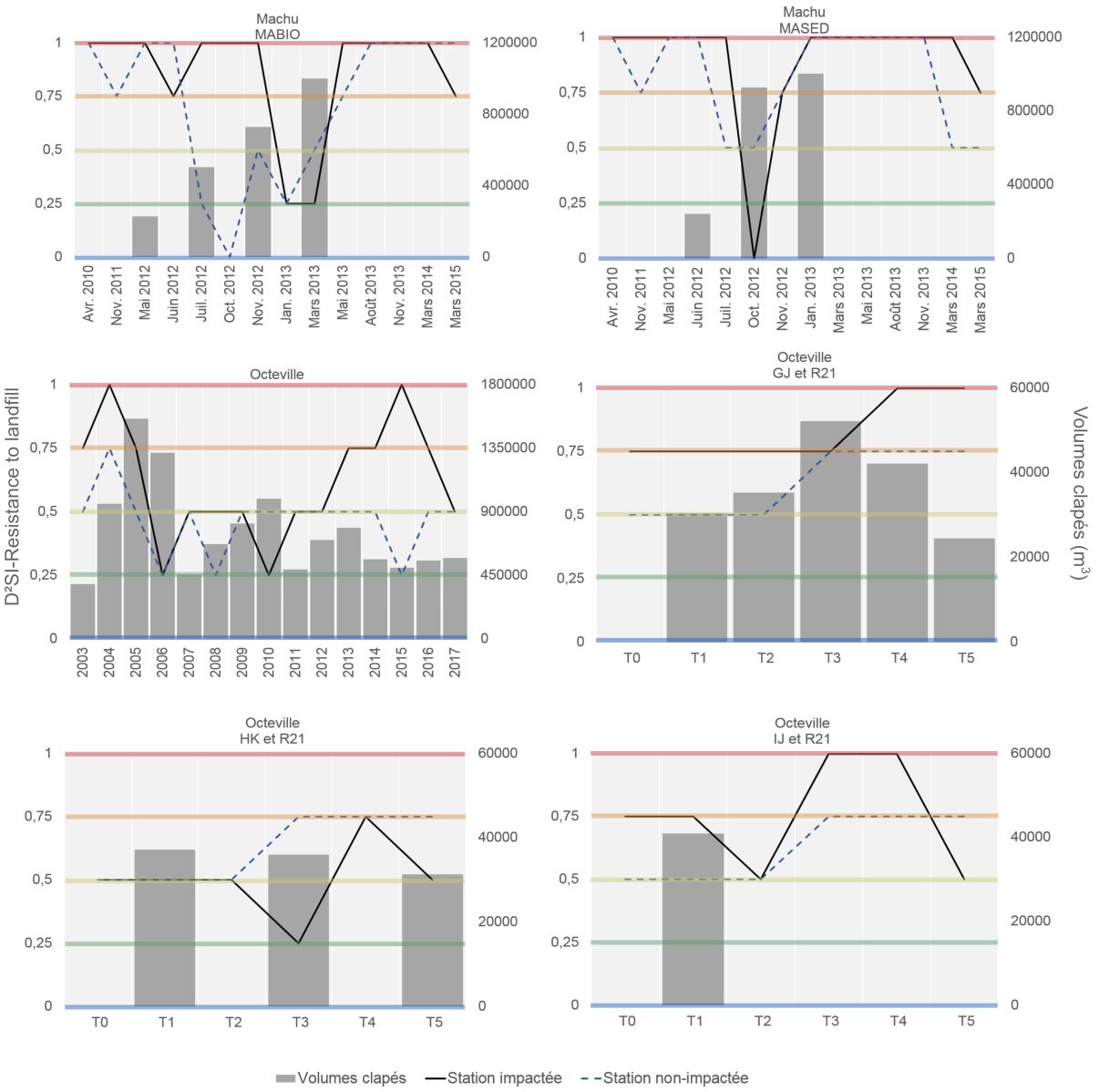


Figure IV.8 – Scores du D²SI-Resistance to landfill et classification de l'impact, pour les sites du Machu (radiales MABIO et MASED) et d'Octeville (Octeville de 2003 à 2017 et Octeville de 2016 à 2017, pour les trois casiers concernés par l'expérimentation présentée dans le chapitre III).

D'une manière générale, la tendance du score du D²SI-R ne semble pas liée aux volumes clapés. En effet, pour MABIO et MASED (figure IV.8), le score est élevé avant et après les clapages. La communauté présente est en effet composée d'espèces inféodées aux conditions environnementale de la baie de Seine Orientale. Il s'agit d'une communauté résistante à l'envasement. On note une diminution des scores pendant les clapages, reflétant en réalité une diminution des abondances des taxa résistants à l'enfouissement (corrélations négatives entre les volumes clapés et les scores calculés ; tableau IV.14).

Pour Octeville, de 2003 à 2017 et pour la période expérimentale (figure IV.8), les observations sont similaires. Il existe de grandes fluctuations de l'indice, difficile à mettre en parallèle avec les opérations de clapage. Le casier HK est le seul a montrer une corrélation positive relativement forte entre les volumes clapés et les scores (tableau IV.14), avec des valeurs inférieures lors des périodes de clapages, reflétant un nombre plus important d'espèces sensibles lors des clapages, en contradiction avec l'hypothèse de départ. Cette corrélation n'est cependant pas significative.

De plus, si on compare les valeurs de l'indice entre les stations impactées et non-impactées (courbe en pointillée ; figure IV.8), on observe de grandes variations des scores même sur la zone non-impactée, avec ponctuellement, des scores plus élevés sur cette zone. Il y a donc déjà une communauté résistante à l'augmentation de la couche sédimentaire sur l'ensemble de la baie de Seine Orientale.

Tableau IV.14 – Corrélations (rang de Spearman) et significativités associées entre les volumes clapés et le D²SI-Resistance to landfill, pour l'ensemble des sites et périodes étudiées. *** : p-value = 0,001 ; ** : p-value = 0,01 ; * : p-value = 0,05 ; . : p-value = 0,1.

	Machu		**Octeville**			
	MABIO	MASED	2003-2017	GJ/R21	HK/R21	IJ/R21
D²SI-R	-0,028	-0,21	-0,23	-0,00	0,54	0,00

Cet indice semble donc peu adapté à la partie orientale de la baie de Seine du fait de la présence d'une communauté composée d'espèces résistantes et pionnières, qui semblent déjà adaptée aux particularités hydro-sédimentaires de cette zone.

c) D²SI-Drifting

Le calcul proposé prend en compte le pourcentage d'espèces sensibles, de groupes 1 ou 2 (tableau IV.11, puisque ce sont ces deux groupes qui seront les plus fragiles, car dotés d'une faible capacité de drifting (équation IV.5). Le score attribué suite au calcul est identique à celui du D²SI-R (tableau IV.13).

$$\boxed{\mathrm{D^2SI-D} = [1 - \sum(\%\mathrm{G1} + \%\mathrm{G2})]}$$

Avec

(IV.5)

$$\%\mathrm{G1} = \frac{\sum \text{taxa groupe 1}}{\sum \text{taxa groupe 1, 2, 3}}$$

$$\%\mathrm{G2} = \frac{\sum \text{taxa groupe 2}}{\sum \text{taxa groupe 1, 2, 3}}$$

d) Application du D²SI-Drifting sur les sites de clapage

Comme pour l'indice précédent, celui-ci est calculé de façon distincte sur les stations impactées et non-impactées. Les résultats des scores des deux zones (impactée et non-impactée) sont présentés séparément sur chaque graphique pour comparaison (figure IV.9).

Sur le site du Machu (figure IV.9), les scores augmentent lors des périodes de clapage. Ils sont supérieurs sur la zone impactée, par rapport à ceux de la zone non-impactée, pendant cette période. Sur les deux radiales, le score redescend à 0,25 après l'arrêt des clapages. Ils semblent donc que le nombre d'espèces capables de « drifting » augmentent lors des périodes de clapage ou deviennent dominantes par rapport aux autres espèces, sur le site du Machu. Les corrélations entre les volumes clapés et les scores sont toutefois peu élevées (tableau IV.15), ne permettant pas de faire le lien direct entre le drifting et les volumes clapés.

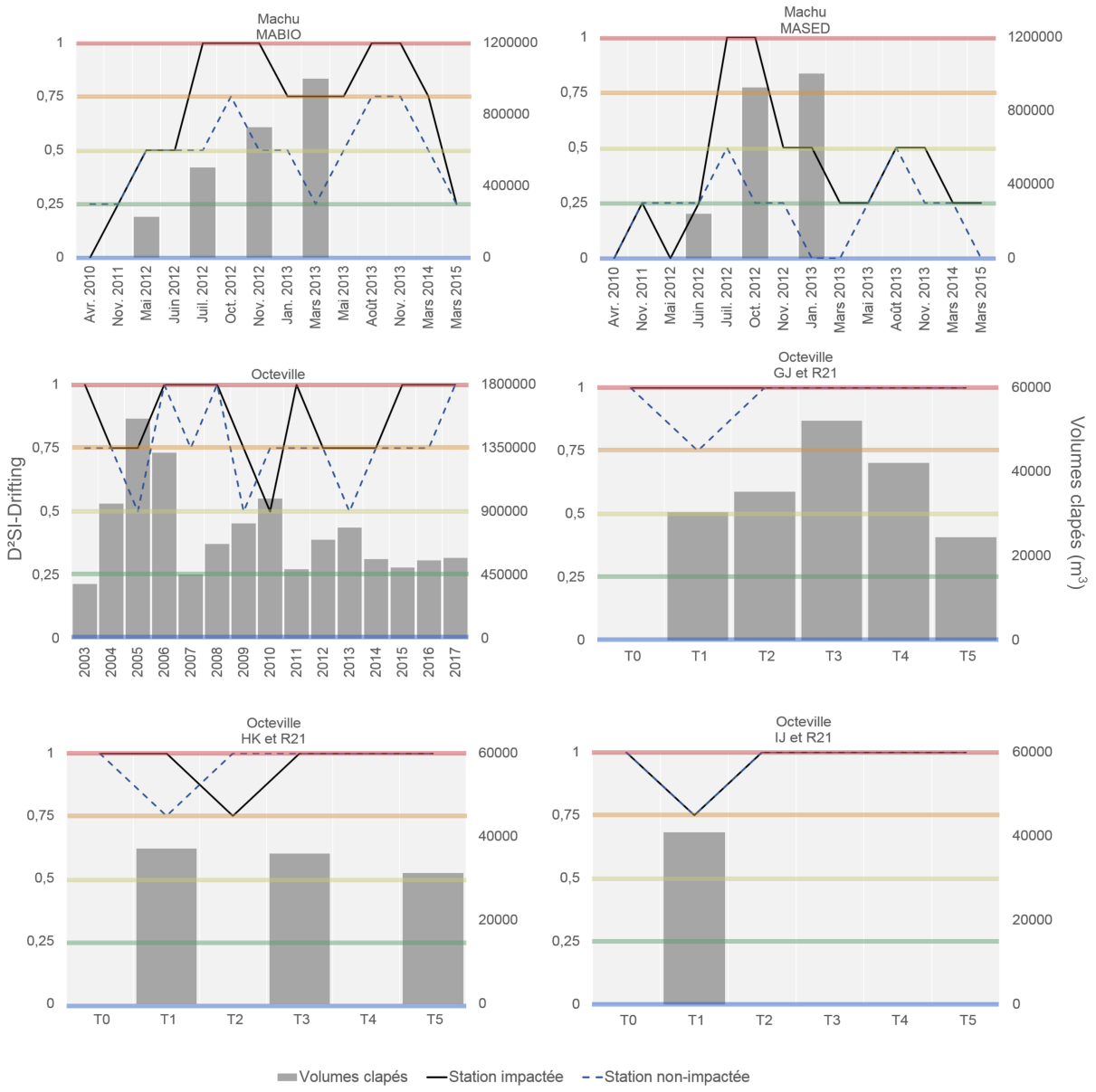


Figure IV.9 – Scores du D²SI-Drifting et classification de l'impact, pour les sites du Machu (radiales MABIO et MASED) et d'Octeville (Octeville de 2003 à 2017 et Octeville de 2016 à 2017, pour les trois casiers concernés par l'expérimentation présentée dans le chapitre III).

Tableau IV.15 – Corrélations (rang de Spearman) et significativités associées entre les volumes clapés et le D²SI-Drifting, pour l'ensemble des sites et périodes étudiées. *** : p-value = 0,001 ; ** : p-value = 0,01 ; * : p-value = 0,05 ; . : p-value = 0,1.

	Machu		**Octeville**			
	MABIO	MASED	2003-2017	GJ/R21	HK/R21	IJ/R21
D²SI-D	0,073	0,35	-0,63 *	NA	0,42	-1,00 ***

Sur Octeville de 2003 à 2017 et l'expérimentation (figure IV.9), l'interprétation est plus difficile, avec un score élevé la plupart du temps, sans lien apparent avec les volumes déposés. Pour le suivi de 2003 à 2017, la corrélation est négative et significative entre les volumes clapés et les scores calculés ($\rho = -0,63^*$; tableau IV.15), indiquant que plus il y a de volumes déposés, moins il y a d'espèces qui possèdent de bonnes capacités de drifting. C'est l'inverse sur le casier HK ($\rho = 0,42$; tableau IV.15), où lors des périodes de clapage, il y a une augmentation du nombre d'espèces qui possèdent de bonnes capacités de drifting. Globalement, ce site abrite plusieurs espèces dominantes toute l'année, qui possèdent une forte capacité de drifting (modalité de 3), tel que les polychètes *O. fusiformis* et *P. baltica*, ainsi que le bivalve *A. alba* ou encore l'ophiure *A. brachiata*. Ces espèces sont particulièrement bien adaptées aux apports fréquents de vase et sont capables de recoloniser un site perturbé, en très peu de temps. Il est donc complexe d'étudier l'impact du clapage avec cet indice.

Comme précédemment, cet indice semble donc peu adapté pour décrire l'impact du clapage, dans cette partie de la baie de Seine, du fait de la présence d'une communauté composée d'espèces très bien adaptées au conditions hydrosédimentaires, avec un fort potentiel de recolonisation des espèces dominantes.

IV.2.2.6 Indicateur final D²SI : Dredge Disposal Sediment Index

a) Méthodologie de calcul

Le score final D²SI est calculé à partir des scores des indices (D²SI-B « Benthos » ; D²SI-I « Ichtyofaune » ; D²SI-S « Sédiment » ; D²SI-T « Thickness » ; D²SI-R « Résistance to landfill » et D²SI-D « Drifting »).

Le D²SI est calculé en appliquant des pondérations aux indices en fonction de leur sensibilité de réponse lors des clapages (figure IV.1). Les pondérations ont été définies initialement sur les trois sites de dépôt de la baie de Seine Orientale (dont Kannik). L'indice benthos a été pondéré fortement, du fait de la bonne représentation de l'intensité de la pression de clapage par la macrofaune benthique (Baux *et al.*, 2017a). L'indice

ichtyofaune n'a été pondéré que faiblement car les tests statistiques préliminaires ont révélé des difficultés pour mettre en avant l'impact du clapage, lié probablement à la forte mobilité des espèces démersales. Les indices sédimentaires, D^2SI-S et D^2SI-T ont été pondérés de manière moyenne étant donné leur importance dans la mise en place d'un indicateur spécifique à la pression de clapage, mais en prenant en compte le fait que les données recueillies sont moins précises (selon les méthodes d'analyses granulométriques par tamisage ou granulolaser et analyses bathymétriques réalisées à faible fréquence par rapport aux campagnes d'échantillonnages). Enfin, les indices de traits d'histoire de vie D^2SI-R et D^2SI-D sont faiblement pondérés du fait de leur faible pertinence au niveau de ces trois sites (dont le site du Kannik ; résultats des tests préliminaires, Baux *et al.*, 2017a) et étant donné que les modalités sont établis à partir d'une bibliographie relativement pauvre. Leur place dans le calcul de l'indicateur est à discuter, de même que la pondération des différents indices, qui n'est pas fixée de manière définitive. L'indicateur est modulable. Il est possible d'enlever ou de rajouter des indices en fonction de la question posée et de la zone d'étude, à condition que la pondération soit ajustée. Le résultat du calcul (équation IV.6) correspond au score final et permet d'évaluer le degré d'impact du clapage, dans la zone étudiée (tableau IV.16).

$$\mathbf{D^2SI} = \frac{\mathbf{DSI_B \times 3 + DSI_I \times 1 + DSI_S \times 2 + DSI_T \times 2 + DSI_R \times 1 + DSI_D \times 1}}{\mathbf{10}} \tag{IV.6}$$

Tableau IV.16 – Score final du D^2SI-Final et classification de l'impact.

$\mathbf{D^2SI}$	**Impact**
$[0,0-0,2[$	Normal
$[0,1-0,4[$	Légèrement impacté
$[0,4-0,6[$	Moyennement impacté
$[0,6-0,8[$	Fortement impacté
$[0,8-1]$	Très fortement impacté

b) Application sur les sites de clapage

Pour MASED et Octeville, l'indicateur est calculé sans l'indice D²SI-I. Pour la partie Octeville expérimentation (GJ, HK et IJ), l'indicateur est également calculé sans le D²SI-T (figure IV.10).

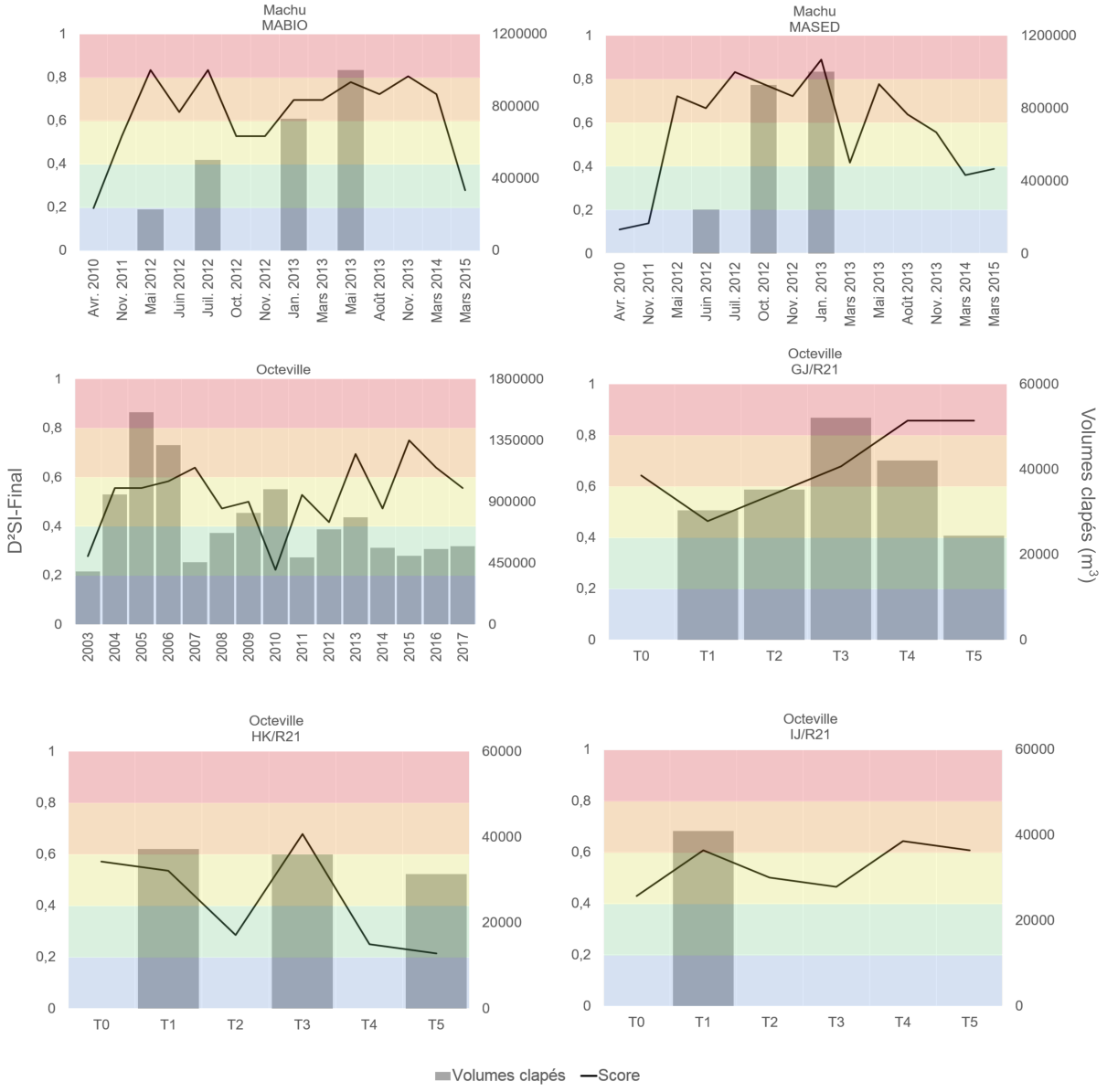


Figure IV.10 – Scores du D²SI-Final et classification de l'impact, pour les sites du Machu (radiales MABIO et MASED) et d'Octeville (Octeville de 2003 à 2017 et Octeville de 2016 à 2017, pour les trois casiers concernés par l'expérimentation présentée dans le chapitre III).

De manière générale, l'indicateur répond bien à la perturbation induite par le dépôt de sédiment (figure IV.10). Une augmentation des scores est visible lors des clapages. Les scores sont élevés lorsque l'intensité des clapages augmente et diminuent avec l'arrêt des dépôts. Ceci est bien observé sur le site du Machu où il existe des corrélations relativement fortes et significatives entre les volumes clapés et le D^2SI, sur les deux radiales ($\rho = 0,56^*$ sur MABIO et $\rho = 0,51^*$ sur MASED ; tableau IV.17). Un test statistique non-paramétrique (Kruskal-Wallis) a été réalisé sur les deux radiales MABIO et MASED pour étudier les différences de score du D^2SI entre les périodes étudiées (avant, pendant et après les clapages). Le test révèle des différences significatives de scores avant et pendant les clapages, mais aucune différence significative pendant et après les clapages, ni avant et après les clapages (p-value KW $= 0,006$). L'indice met donc bien en évidence un impact du clapage suite aux dépôts de sédiments, sur le site expérimentale du Machu. De plus, sur la radiale MABIO, où les dépôts ont été étalés, un retour à l'état avant clapage est retrouvé. Lorsque le dépôt est de forme conique (dépôt en un point), l'impact semble persister dans le temps (MASED). Celui-ci peut être expliqué par plusieurs facteurs :

- Une diminution de la hauteur d'eau due au dôme créé lors des dépôts et qui persiste après clapage.
- Une modification sédimentaire dans la zone de dépôt, due à une différence entre les sédiments en place et les sédiments clapés.
- Une modification des habitats benthiques en lien avec le changement de substrat et la sensibilité de certaines espèces à résister à l'enfouissement ou le manque de capacité de recolonisation après impact.

L'indice est moins pertinent sur le site d'Octeville (corrélations faibles ; tableau IV.17), probablement en lien avec l'utilisation du site depuis une longue période de temps, avec une adaptation de la communauté présente et une homogénéisation des fonds au cours du temps (présence de vase sableuse sur l'ensemble du site). De plus les méthodes de clapages utilisées par le GPMH ce sont progressivement améliorées, afin de minimiser l'impact généré par le dépôt de sédiment. La fréquence de clapage semble être un critère

à prendre en compte, puisque la station expérimentale GJ du site d'Octeville, clapée tous les trois mois, présente des scores élevés, par rapport aux deux autres stations HK (clapée tout les six mois) et IJ (clapée en début d'expérience). Néanmoins, les tests statistiques réalisés ne mettent pas en évidence de différences significatives (p-value KW $= 0,09$)

Tableau IV.17 – Corrélations (rang de Spearman) et significativités associées entre les volumes clapés et le D²SI-Final, pour l'ensemble des sites et périodes étudiées. *** : p-value $= 0,001$; ** : p-value $= 0,01$; * : p-value $= 0,05$; . : p-value $= 0,1$.

	Machu		**Octeville**			
	MABIO	MASED	2003-2017	GJ/R21	HK/R21	IJ/R21
D²SI	0,56 *	0,51 *	-0,074	0,17	0,27	0,27

L'indicateur mis en place permet de bien identifier la pression de clapage, avec des augmentations de scores lors des périodes de dépôt. Cet indicateur varie d'un site à l'autre et dépend à la fois, de la quantité déposée, de la méthode (conique ou étalée) et des paramètres environnementaux qui peuvent jouer un rôle important. La démarche BACI (Before-After-Conrol-Impact) utilisée sur le site du Machu, permet d'étudier précisément l'impact induit par le dépôt de sédiments et facilite la mise en place d'indicateurs.

IV.2.3 Validation de l'indice et tests

IV.2.3.1 D²SI et indices alternatifs

Dans les sections précédentes, il a été mentionné pour le D²SI-B, le D²SI-R et le D²SI-D, des méthodes de calculs alternatives, après diverses réflexions pour améliorer la réaction des ces indices et de l'indicateur final. Ces méthodes n'ont pas été présentées (voir Baux *et al.*, 2017a), mais il est proposé ici de donner les résultats des calculs du D²SI final sur le site du Machu, en prenant en compte les méthodes alternatives des trois indices. Ainsi une comparaison des scores du D²SI final est réalisée en prenant en compte :

- le D²SI-B, le D²SI-R et le D²SI-D alternatifs pour calculer **le D²SI alternatif**.
- le D²SI-B initial ainsi que le D²SI-R et le D²SI-D alternatifs, pour calculer **le D²SI semi-alternatif**.

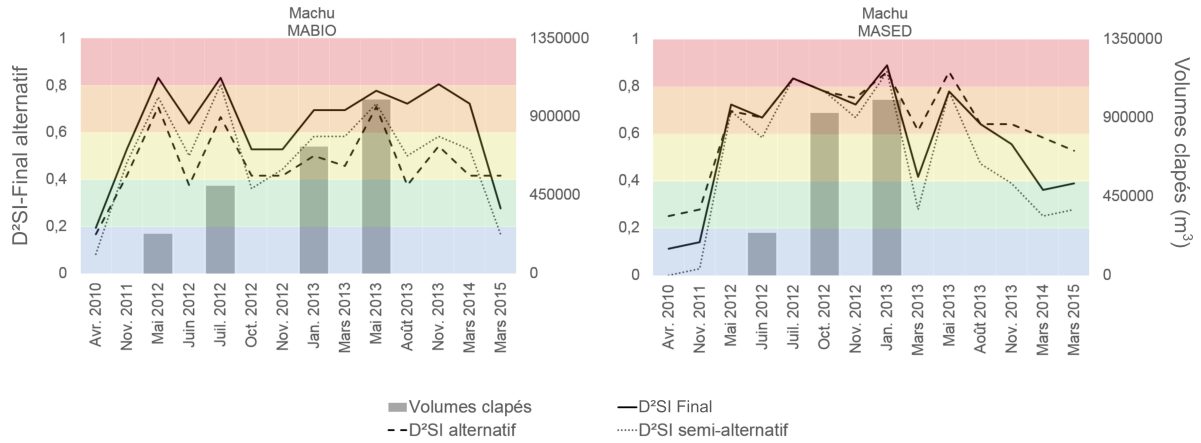


Figure IV.11 – Scores du D²SI-Final, du D²SI-Final alternatif et du D²SI-Final semi-alternatif, avec la classification de l'impact, pour les sites du Machu (radiales MABIO et MASED).

Des corrélations (méthode de Spearman) sont également réalisées pour les deux radiales, afin d'étudier les différences entre les trois types d'indicateurs calculés (D²SI-final, alternatif ou semi-alternatif).

Graphiquement, très peu de différences sont notées d'une méthode à l'autre (figure IV.11). Les corrélations sont très bonnes entre le D²SI initial et les deux autres méthodes de calcul (tableau IV.18). L'impact du clapage semble être mis en évidence de la même manière quelle que soit la méthode de calcul utilisée pour les indices D²SI-B, D²SI-R et D²SI-D. Cependant, de nombreux tests et de multiples calibrations doivent être réalisés concernant les méthodes de calculs alternatives proposées, pour valider ou non leur utilisation.

Tableau IV.18 – Corrélations (rang de Spearman) et significativité associée, pour la comparaison des méthodes de calcul du D²SI sur le site du Machu (MABIO et MASED). *** : p-value $= 0,001$; ** : p-value $= 0,01$; * : p-value $= 0,05$; . : p-value $= 0,1$.

	D²SI-Final	**D²SI-Final**
D²SI alternatif	0,73 **	0,98 ***
D²SI semi-alternatif	0,93 ***	1,00 ***
	MABIO	**MASED**

IV.2.3.2 Importance des pondérations

Les indices sont pondérés différemment selon leur importance, déterminée d'après la connaissance de la zone et des effets de l'impact des dépôts sédimentaires en mer, ainsi que selon l'existence et la fiabilité des données disponibles. Pour rappel, l'indice D^2SI-B est fortement pondéré (par trois) car le benthos est un très bon indicateur de la perturbation du milieux ; le D^2SI-I est faiblement pondéré (par un), car les zones d'échantillonnages et les dates de prélèvements sont parfois éloignées des prélèvements benthiques, voir inexistantes ; le D^2SI-S et le D^2SI-T sont pondérés modérément car il n'existe pas toujours de données bathymétriques précises et que les analyses sédimentaires peuvent être réalisées par plusieurs méthodes (tamis, granulomètre laser...) ou prélevés avec différents engins, parfois peu comparables ; le D^2SI-R et le D^2SI-D sont faiblement pondérés car il existe peu de données concernant ces deux traits d'histoire de vie, limitant leur utilisation à un nombre restreint d'espèces.

Les calculs du D^2SI ont été réalisés avec et sans pondérations, afin de comparer les résultats, sur le site du Machu (MABIO et MASED). Ce site a été choisi car il existe des données avant, pendant et après les clapages, permettant de comparer l'état du site à ces trois périodes, en illustrant parfaitement la méthode BACI. Le niveau de classification de l'impact est présenté dans le tableau IV.19, pour l'ensemble des périodes étudiées, sur MABIO et MASED.

La pondération des indices dans le calcul du D^2SI modifie ponctuellement l'interprétation. De manière générale, l'impact semble amoindri au seuil inférieur si le calcul est réalisé avec des pondérations (de « faiblement impacté » à « normal », de « fortement impacté » à « faiblement impacté » ... ; tableau IV.19), sur MASED et MABIO.

Tableau IV.19 – Comparaison de l'intensité de l'impact issue des calculs des scores du D²SI, avec et sans pondération des indices, pour le site du Machu (MABIO et MASED). Coloration en fonction de la classification de l'impact.

Radiales	Dates	Périodes	Sans pond.	Avec pond.
MASED	Avr. 2010	Avant	Légèrement	Normal
	Nov. 2011			
	Mai 2012	Pendant	Fortement	Fortement
	Juin 2012			
	Juil. 2012		Très fortement	Très fortement
	Oct. 2012		Fortement	Fortement
	Nov. 2012			
	Jan. 2013		Très fortement	Très fortement
	Mars 2013	Après	Moyennement	Moyennement
	Mai 2013		Fortement	Fortement
	Août 2013			
	Nov. 2013			Moyennement
	Mars 2014		Moyennement	Légèrement
	Mars 2015			
MABIO	Avr. 2010	Avant	Légèrement	Normal
	Nov. 2011		Moyennement	Moyennement
	Mai 2012	Pendant	Très fortement	Très fortement
	Juin 2012		Fortement	Fortement
	Juil. 2012		Très fortement	Très fortement
	Oct. 2012		Fortement	Moyennement
	Nov. 2012			
	Jan. 2013			
	Mars 2013	Après		Fortement
	Mai 2013		Très fortement	
	Août 2013			
	Nov. 2013			Très fortement
	Mars 2014		Fortement	Fortement
	Mars 2015		Légèrement	Légèrement

IV.2.3.3 Importance de chaque indice dans le calcul de l'indicateur

L'indicateur a initialement été crée à partir de l'indice benthos (D²SI-B), en partant du principe démontré par plusieurs travaux, que les espèces de macrofaune benthique sont les premières impactées par l'apport de sédiments, lors des opérations clapage (Leathem *et al.*, 1973 ; Oliver *et al.*, 1977 ; Bolam *et al.*, 2006a ; Powilleit *et al.*, 2006 ; Hermand, 2008 ; Powilleit *et al.*, 2009 ; Vivan *et al.*, 2009 ; Marmin, 2013 ; Marmin *et al.*, 2014). Cet indice présente en effet de très bonnes corrélations avec l'indicateur D²SI sur les trois sites étudiés (0,83 sur MABIO, 0,91 sur MASED et 0,52 sur Octeville ; tableau IV.20) et

montre des variations en fonction des périodes de clapage (figure IV.3). De plus, lorsque l'indicateur est calculé sans l'indice D^2SI-B (figure IV.12), les valeurs sont généralement plus faibles, diminuant ainsi le degré d'impact (hormis vers la fin du suivi sur MASED, ou les valeurs sont supérieures). Cet indice apparait donc essentiel dans le calcul du D^2SI final.

L'indice D^2SI-S permet de prendre en compte le pourcentage de modification engendrée par l'apport d'un sédiment de nature différente à celui en place, avant les clapages. Cet indice fonctionne bien dans le cas d'étude de type BACI, puisqu'une modification sédimentaire est engendrée par l'apport de sédiments portuaires plus fins, comme c'est le cas au niveau du site du Machu (sédiments plus grossiers avant clapages ; Marmin, 2013 et Marmin *et al.*, 2016). Cet indice est moins indicatif sur le site d'Octeville (figure IV.5), utilisé depuis de nombreuses années et soumis à des apports additionnels de particules fines issues de la Seine. De bonnes corrélations sont toutefois mises en évidence sur l'ensemble des sites étudiés, entre le D^2SI et le D^2SI-S (tableau IV.20). Lorsque l'indicateur est calculé sans cet indice, les valeurs du D^2SI sont généralement sous-estimées (comme pour le D2SI-B) sur le site du Machu (figure IV.12). C'est l'inverse sur le site d'Octeville, avec une forte sur-estimation du degré d'impact par rapport au D^2SI initial. Le site d'Octeville présente en effet de faibles variations sédimentaires entre 2003 et 2017, avec un pourcentage élevé de vase (particules <63 µm sur l'ensemble du site. Cet indice influence le calcul de l'indicateur lorsqu'il n'y a pas une différence sédimentaire marquée, engendrée par le clapage.

Le D^2SI-T montre une corrélation forte avec l'indicateur sur la radiale MABIO et des corrélations moyennes avec la radiale MASED et le site d'Octeville (tableau IV.20). Les calculs du D^2SI sans l'indice D^2SI-T montrent en effet des valeurs proches de celles obtenues avec le calcul du D^2SI initial, sur MABIO (figure IV.12), les dépôts étant étalés et ne générant qu'un faible impact sur la bathymétrie (Marmin, 2013). Les valeurs sont plus éloignées et élevées sur MASED en début de suivi, en lien avec l'augmentation brutale de la bathymétrie lors des deux premières opérations de clapages expérimentales (Marmin, 2013). Sur Octeville pour la globalité du suivi, les valeurs sont également plus élevées

lorsque le calcul est réalisé sans le D^2SI-T, mais la tendance reste équivalente à celle obtenue avec le D^2SI-Final, avec toutefois, des augmentations ponctuelles de l'indication d'impact. Le D^2SI-T apporte des informations sur la variation d'épaisseur de la couche sédimentaire au fur-et-à-mesure des dépôts et par rapport à un état « avant clapage ». Des variations importantes dans l'interprétation du D^2SI-Final sont notées, dans le cas où cet indice n'est pas pris en compte.

Le D^2SI-R et le D^2SI-D ont montré des réactions difficiles à interpréter (figures IV.8 et IV.9). Leur importance dans le calcul du D^2SI est variable selon les sites étudiés. Leur absence dans le calcul de l'indicateur final n'induit pas de changements fondamentaux sur le site du Machu (faibles corrélations, tableau IV.20 et peu de variations de scores, figure IV.12). Les valeurs sont parfois relativement fortement sous-estimées sur le site d'Octeville, avec une tendance modifiée pour le calcul sans le D^2SI-D. Globalement, ces deux indices peuvent fournir une information importante sur le degré d'adaptation des communautés benthiques étudiées, mais l'interprétation de l'indice reste difficile, probablement en lien avec les variations naturelles existantes.

Enfin, le faible nombre de tests sur le D^2SI-I ne permet pas de conclure sur l'efficacité de cet indice pour caractériser l'impact induit par les clapages. L'attraction ou la répulsion des espèces bentho-demersales suite au dépôt de particules fines et de sédiments riches en matière organique sont des phénomènes difficiles à appréhender, au vu de la grande mobilité de ces espèces et probablement de leur adaptations aux conditions particulières de la baie de Seine Orientale. Sur MABIO, le degré d'impact n'est pas modifié lorsque cet indice n'est pas inclu dans le calcul final (hormis pour juillet 2012).

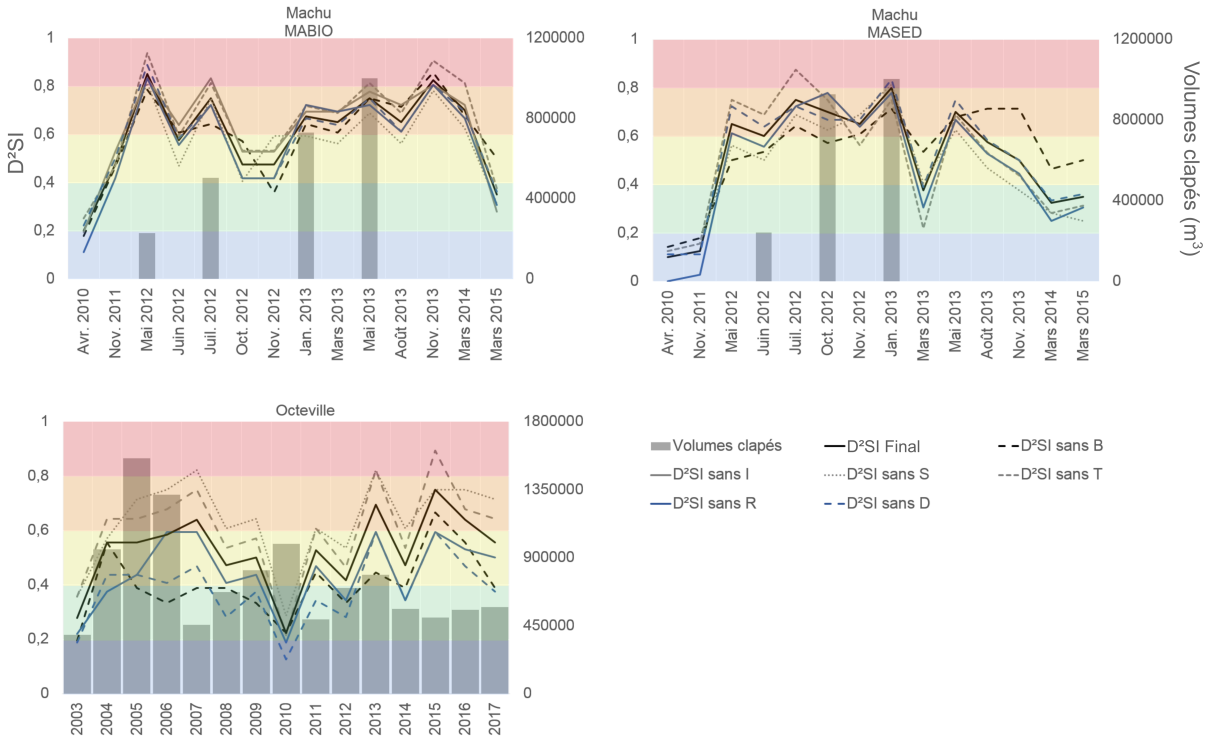


Figure IV.12 – Comparaison des scores du D²SI final après élimination des indices pondérés un à un, dans le calcul, pour les trois sites étudiés. Le D²SI-Final correspond au D²SI calculé avec l'ensemble des indices, pour chaque site.

Tableau IV.20 – Corrélations (rang de Spearman) et significativités associées entre le D²SI et les différents indices, pour l'ensemble des sites et périodes étudiées. *** : p-value $= 0,001$; ** : p-value $= 0,01$; * : p-value $= 0,05$; . : p-value $= 0,1$.

	Machu		**Octeville**			
	MABIO	MASED	2003-2017	GJ/R21	HK/R21	IJ/R21
D²SI-B	0,83 ***	0,91 ***	0,52 *	0,94 *	0,93 **	0,73
D²SI-I	0,27	–	–	–	–	–
D²SI-S	0,69 **	0,65 *	0,59 *	0,81 *	0,78 .	0,66
D²SI-T	0,66 **	0,38	0,45	–	–	–
D²SI-R	0,23	-0,14	0,38	0,84 *	-0,68	0,061
D²SI-D	0,45	0,59 *	0,37	–	0,13	-0,27

En définitif, les valeurs du D²SI sont proches et les tendances similaires quels que soient les indices inclus dans le calcul. Les indices caractérisant la macrofaune benthique, le type sédimentaire et l'épaisseur de la couche sédimentaire (D²SI-B, D²SI-S et D²SI-T) peuvent cependant modifier ponctuellement l'interprétation relative à l'impact du clapage. A ce stade, un travail complémentaire est nécessaire pour affiner les calculs et les seuils

des différents indices. Une réflexion autour du lien entre ces différents indices et l'impact induit par la pression de clapage, ainsi que éventuellement, l'intégration d'autres paramètres, doit être menée.

IV.2.4 Synthèse du projet INDICLAP

La méthode BACI menée sur le site du Machu permet d'identifier avec précision le lien entre la pression induite par le dépôt de sédiment en mer et différents paramètres physiques et biologiques du milieu. A partir des données recueillies sur ce site et de celles issues d'autres sites de clapage en baie de Seine Orientale (Octeville et Kannik), un nouvel indicateur est proposé, le D^2SI (« Dredge Disposal Sediment Index »), pour permettre d'associer un degré d'impact selon la pression subit par le système.

Cet indicateur se compose de six indices qui permettent de prendre en compte la macrofaune benthique (D^2SI-B), l'ichtyofaune (D^2SI-I), le pourcentage de modification sédimentaire (D^2SI-S), l'épaisseur de la couche sédimentaire accumulée (D^2SI-T) ainsi que deux traits d'histoire de vie, la résistance des espèces benthiques face à l'augmentation de la couche sédimentaire (D^2SI-R) et la capacité de recolonisation par les juvéniles et les adultes par « drifting »(D^2SI-D). La valeur de l'indicateur, pour une période donnée, est obtenue par l'attribution progressive de scores à chaque indice pondéré.

Les applications et les différents tests effectués sur les sites de dépôt de sédiments présents en baie de Seine Orientale, révèlent une bonne réponse de l'indicateur face à la pression de clapage. Sur le site expérimental du Machu, l'indicateur met en évidence la perturbation induite par le clapage dès le début des dépôts, avec une augmentation de ses valeurs et du degré d'impact associé. L'indicateur permet également de mettre en évidence la durabilité de l'impact, après l'arrêt des dépôts et la comparaison des différentes méthodes de clapage utilisées (dépôt étalé ou concentré en un point), en accord avec les résultats de l'étude de Marmin (2013).

Toutefois, la réponse de l'indicateur est différente d'un site à l'autre et l'interprétation s'avère plus complexe lorsqu'il s'agit d'un site utilisé depuis une longue période de temps et sans information sur les habitats benthiques avant la mise en place du site, comme c'est

le cas sur celui d'Octeville. Sur ce site, la fréquence répétée des clapages depuis 1947, l'évolution des méthodes de dépôts par le GPMH pour en minimiser l'impact ainsi que les conditions hydrodynamiques particulières de la baie de Seine, ont permis d'une part, la création d'une zone de sédiments vaso-sableux relativement homogène sur l'ensemble de la zone sans modifications brusques de la bathymétrie et de l'épaisseur de la couche sédimentaire de surface (dépôts étalés), et d'autre part l'implantation d'une communauté benthique adaptée à ce type d'environnement, avec des capacités de résistance et de recolonisation rapide, donc de bonnes capacités de résilience (Pezy *et al.*, 2017b ; 2018).

L'indicateur répond donc à la problématique posée. Toutefois, une application du D^2SI sur d'autres sites de clapage aux conditions hydrosédimentaires similaires (autres Grands Ports Maritimes situés en estuaires, tel que ceux de Nantes Saint-Nazaire et Bordeaux ou autres sites de clapage de plus petits volumes)sont indispensables pour calibrer l'indicateur. Des modifications peuvent encore être apportées, avec par exemple, une d'autres méthodes alternatives (D^2SI-B alternatif...) complémentaires de celles proposées. La discussion reste ouverte quant à la pertinence de certains indices tels que le « drifting » ou la « resistance to landfill », dans le contexte hydro-sédimentaire de la baie de Seine Orientale (forte capacité de résistance et de recolonisation des espèces benthiques, sur l'ensemble de la baie). De même, les échelles de scores de chacun des indices et de l'indicateur final ont été calibrées uniquement sur la base des données issues des trois sites de clapages et ces échelles seront certainement amenées à évoluer avec la prise en compte d'autres sites de clapage.

※※※

IV.3 Modélisation Ecopath : modèle de réseau trophique

Cette partie présente le principe de la modélisation numérique des réseaux trophiques par l'utilisation du logiciel Ecopath et les résultats des modèles réalisés sur le site d'Octeville. Une comparaison est faite avec les résultats des deux modèles mis en place récemment sur le site du Machu (Pezy *et al.*, 2017b ; 2018).

Les modèles Ecopath sur le site d'Octeville, réalisés dans le cadre du projet INDICLAP, ont été créés par Aurore Raoux, qui a travaillé sur cette technique de modélisation lors de ses travaux de thèse (Raoux, 2017 ; Raoux *et al.*, 2017 ; 2018).

IV.3.1 Méthodologie

Un réseau trophique est défini comme l'ensemble des organismes, de la matière organique et des interactions dans le cycle de nutrition au sein d'un écosystème. La notion de réseau s'est petit à petit substituée à celle de « chaîne alimentaire », car les relations entre les différents compartiments sont complexes et non linéaires. Le réseau trophique est généralement considéré en étudiant les flux de matière et d'énergie entre les différentes espèces d'un système, car constitue les principales interactions écologiques au sein d'un écosystème. De manière synthétique, le réseau trophique est une carte qui décrit quel type d'organisme d'une communauté, se nourrit de quel autre type. Ainsi, mieux comprendre ces transferts entre les éléments qui composent un écosystème est un des défis principaux auquel les écologues doivent faire face (Raoux, 2017 ; Raoux *et al.*, 2017 ; 2018).

De manière plus formelle, la modélisation des réseaux trophiques des systèmes naturels peut être résumée selon quatre principaux principes :

- Quantifier les flux de matière et d'énergie au sein de l'écosystème.
- Evaluer le rôle et l'importance des différents compartiments considérés.

- Evaluer la réponse de la chaîne trophique face à un éventuel changement des conditions.
- Faciliter la législation relative à l'environnement, notamment concernant la gestion des zones protégées.

Il existe deux grands types de modèle de réseau trophique : ceux dit « dynamiques », prenant en compte la dynamique temporelle et ceux dit « à l'état stable » ou « statiques » (Raoux *et al.*, 2017).

IV.3.1.1 Modèle Ecopath with Ecosim (EwE)

Les modèles développés ont été construits en utilisant le logiciel Ecopath with Ecosim (EwE) qui a été développé par Christensen et Pauly (1992). **Le module Ecopath donne une image instantanée des flux formant le réseau trophique.** Le module Ecosim est un module dynamique qui peut prendre en compte la variabilité des facteurs par l'intégration de séries temporelles (Walters *et al.*, 1997). Ce dernier peut servir de base au développement d'un modèle spatial, appelé Ecospace (Christensen et Walters, 2004a ; Christensen *et al.*, 2014). Le logiciel EwE permet de comprendre l'organisation et le fonctionnement trophique d'un écosystème en le considérant dans sa totalité. **L'ensemble de la biomasse de l'écosystème est ainsi répartie entre différentes boîtes trophiques appelées compartiments ou groupes fonctionnels.** Ces compartiments ou groupes fonctionnels peuvent être constitués d'une seule espèce (monospécifique) et/ou de plusieurs espèces ayant un régime alimentaire commun. Le logiciel nécessite d'estimer pour chaque compartiment trophique, son régime alimentaire (représenté par le pourcentage d'occurrence de chaque groupe dans le bol alimentaire[2] des autres) ainsi que trois des quatre paramètres suivants : biomasse, productivité (production/biomasse), le taux de consommation (consommation/biomasse) et l'efficacité écotrophique (fraction de la production consommée dans le réseau trophique). Enfin, les captures par pêche de chaque compartiment doivent également être estimées, c'est a dire la prédation par l'Homme (Raoux, 2017).

2. Bol alimentaire : relatif à la manière de s'alimenter

Ecopath est basé sur deux équations caractérisant chaque compartiment trophique. La première équation (équation IV.7) est l'équation des flux de carbon sortant qui décrit, pour chaque compartiment, le devenir de sa production. Cette équation suppose un équilibre des masses, c'est-à-dire que, la production d'un compartiment est égale aux pertes de ce même compartiment, à l'accumulation de biomasse et à la migration, ou encore ce qui est produit est égal à ce qui est consommé. La deuxième équation (équation IV.8) indique comment est utilisée la consommation de chaque compartiment et caractérise ainsi le lien vers les niveaux trophiques inférieurs.

$$\begin{aligned}\textbf{Production} = \textbf{Mortalité par prédation} + \textbf{Captures par pêches} \\ + \textbf{Accumulation de biomasse} + \textbf{Migration nette} + \textbf{Autres mortalités}\end{aligned} \tag{IV.7}$$

$$\begin{aligned}\textbf{Consommation} = \textbf{Production} + \textbf{Respiration} \\ + \textbf{Nourriture non-assimilée}\end{aligned} \tag{IV.8}$$

Le modèle permet de quantifier, par méthode inverse, les flux entre les différents groupes trophiques, en supposant un état d'équilibre des masses sur une période donnée. Il considère que la variation de biomasse est nulle. Ainsi l'écosystème est modélisé à l'état stable. Les deux équations linéaires mentionnées ci-dessus (équations IV.7 et IV.8) sont résolues par algèbre matriciel pour produire des estimations de flux qui équilibrent les entrées et les sorties. **Tout paramètre manquant fait l'objet d'une estimation. Cette approche permet de quantifier les flux de matière et d'énergie au sein de l'écosystème, d'évaluer le rôle des différents compartiments et d'estimer la réponse de la chaîne trophique face aux changements.** De plus, le logiciel Ecopath permet de **quantifier des incertitudes** dans les paramètres d'entrée par le biais d'un Pedigree (figure IV.13). Ce dernier juge également la qualité du modèle Ecopath sur la base de l'origine des données utilisées lors de sa construction. Celle-ci est codée à l'aide de tableaux prédéfinis et fournis dans le

guide de l'utilisateur Ecopath (Christensen et Walters, 2004b), pour chaque compartiment et pour chaque paramètre d'entrée : B (biomasse), P/B (production/biomasse), Q/B (consommation/biomasse) et Y (captures). Une fois les tableaux remplis, **un indice de Pedigree** global à l'échelle du modèle est calculé par le logiciel.

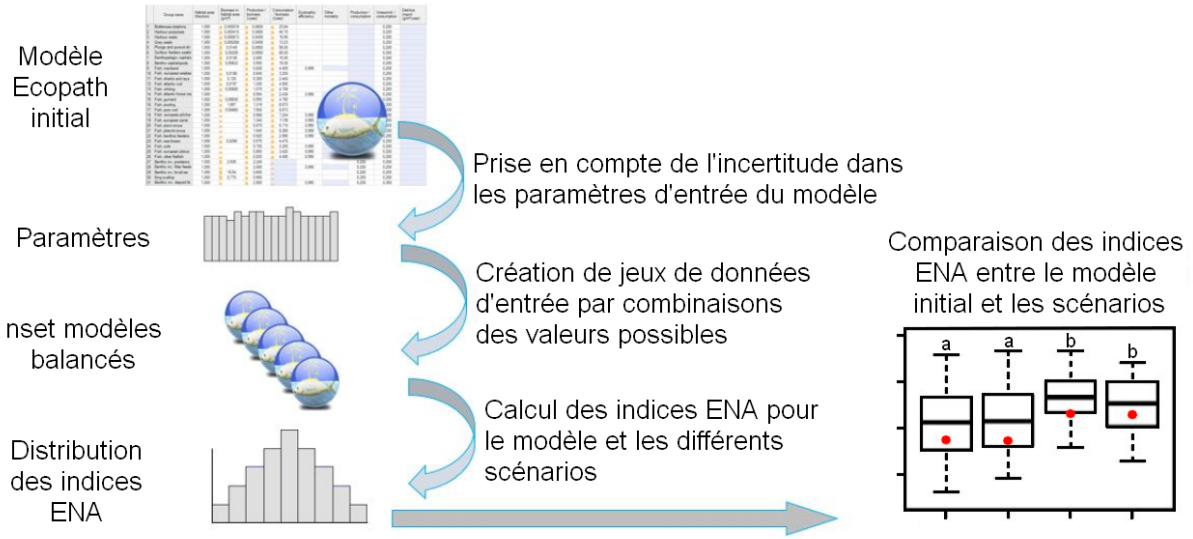


Figure IV.13 – Schéma synoptique présentant la démarche de prise en compte de l'incertitude dans les paramètres d'entrée du modèle Ecopath pour le calcul des indices ENA (indices de l'analyse des réseaux écologiques ; Raoux, 2017 modifié de Guesnet *et al.*, 2015).

Le modèle temporel Ecosim permet d'appréhender les variations temporelles de la biomasse de l'ensemble des groupes trophiques, les changements dans la distribution des flux trophiques aussi bien que l'évaluation au fil du temps des indicateurs de santé écosystémiques, basés sur le fonctionnement du réseau trophique. De plus, Ecosim permet de réaliser des simulations à partir de scénarios théoriques, et de décrire la dynamique de variations des indicateurs de fonctionnement sous forme d'une projection dans le futur.

Dans le cadre de cette étude, les modules Ecosim et Ecospace, n'ont pas été utilisés.

Les sorties du modèle Ecopath permettent de calculer un certain nombre d'indices écologiques développés en particulier par Ulanowicz (1986) : les indices de l'analyse des réseaux écologiques (ENA).

IV.3.1.2 Indices de l'analyse des réseaux écologiques (ENA)

Les indices de l'analyse des réseaux écologiques ou « Ecological Network Analysis »(ENA) en Anglais, permettent de caractériser la structure et le fonctionnement des écosystèmes (Ulanowicz, 1986). Ces analyses ont déjà été appliquées sur des systèmes côtiers et marins afin d'évaluer les changements dans la structure et le fonctionnement des écosystèmes en baie de Seine (Rybarczyk et Elkaim, 2003 ; Tecchio *et al.*, 2015 ; Raoux *et al.*, 2017 ; Raoux, 2017 ; Raoux *et al.*, 2018 ; Pezy *et al.*, 2017b ; 2018).

Les indices suivants ont été calculés avec le module Network Analysis qui est intégré dans le logiciel Ecopath with Ecosim :

- **Le flux total du système (T..)** correspond à la somme de tous les flux du système. Cet indice permet de quantifier la quantité de matière transitant dans le système et donc, son activité totale.
- **L'indice d'omnivorie (SOI)** pour Omnivory Index correspond à la variance entre les niveaux trophiques des différentes proies d'un prédateur donné. Cet indice est proche de zéro lorsque le prédateur ne se nourrit que d'un seul niveau trophique et présente une valeur élevée lorsque le prédateur se nourrit de plusieurs niveaux trophiques. C'est également un indicateur de la structure et de la complexité du réseau trophique. En effet, une valeur élevée de SOI correspond à une structure en réseau alors qu'une valeur faible de SOI est associée à une structure en chaîne (Libralato, 2008).
- **L'indice de recyclage de Finn (FCI)** indique la proportion totale d'énergie recyclée par rapport au flux totaux du système (Finn, 1976). Il mesure l'importance relative des cycles par rapport au débit total, reflétant ainsi la complexité des liens internes au sein de l'écosystème. Une valeur élevée du FCI est supposée indiquer un écosystème mature (Pranovi et Link, 2009).
- **L'ascendence (A)** correspond à une mesure de l'activité et de l'organisation au sein du système (Ulanowicz, 1986). Cet indice a été développé afin d'évaluer le développement du système et sa maturité. l'ascendance (A) est toujours compris

entre 0 et C (Capacité de développement correspondant à la valeur maximale possible de l'ascendance ; Ulanowicz (1986)).

– **Le rapport détritivorie sur herbivorie (D/H)** se base sur une linéarisation du réseau trophique appelée chaîne de Lindeman et calcule le ratio entre les flux de consommation de détritus (D) et les flux de consommation d'autotrophes (H), permettant ainsi de caractériser la base du réseau (Ulanowicz, 1986).

IV.3.1.3 Présentation des différents groupes fonctionnels

Les paragraphes suivants présentent la méthodologie pour la construction des modèles Ecopath ainsi que les principaux résultats. **L'objectif de cette étude est d'analyser la structure et le fonctionnement du système de la zone impactée et de la zone non-impactée au niveau du site de dépôt de dragage d'Octeville.**

La composition des groupes trophiques des modèles Ecopath a été réalisée en se basant sur les caractéristiques biologiques et écologiques des espèces et notamment leur régime alimentaire. **Au total, quinze compartiments sont retenus, dont quatre pour l'ichtyofaune (ou « poissons »), sept pour les invertébrés marins, un pour le zooplancton, un pour les bactéries, un pour les producteurs primaires et un pour les détritus.**

a) Compartiments ichtyofaune (« poissons »)

Les « poissons » ont été échantillonnés par la Cellule de Suivi du Littoral Normand (CSLN) à l'aide d'un chalut de fond à panneaux présentant une ouverture d'environ 8 m. Trois traits de chaluts ont été réalisés dans la zone non-impactée (F, G, H) et deux traits de chaluts, à proximité de la zone impactée (C et E ; figure IV.14). Ces deux derniers traits seront considérés en tant que traits impactés, puisqu'il n'existe pas de données plus précises sur le site de dépôt. Ces prélèvements ont été effectués en mars, juin, août et novembre 2016 ainsi qu'en mars, juin, septembre et décembre 2017. Ces traits ont été réalisés à contre-courant à une vitesse de 3 - 3,5 nœuds (parfois moins selon la force du courant) pendant une période de 15 min.

A l'intérieur du modèle, les « poissons » ont été répartis en quatre groupes : piscivores, démersaux, se nourrissant du benthopélagos et planctophages. Les poids frais (en $kg\,km^{-2}$) sont convertis en Poids Sec Libre de Cendre (PSLC) puis en carbone en utilisant respectivement un facteur de conversion de 0,35 (Boet *et al.*, 1999). Les P/B et Q/B de l'ichtyofaune sont issus de Mackinson et Daskalov (2007). Enfin, la matrice des régimes alimentaires a été construite à partir de l'étude des contenus stomacaux réalisée dans le cadre de la thèse de **?**.

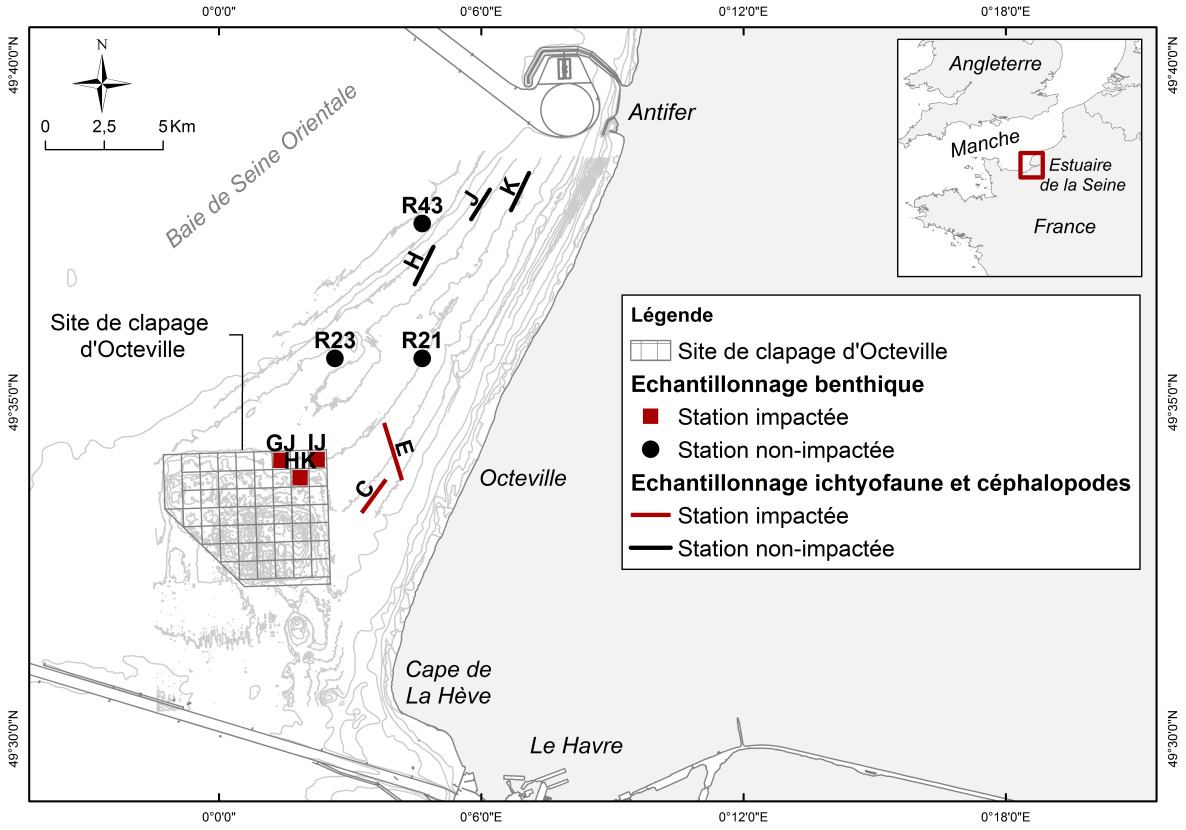


Figure IV.14 – Localisation du site de clapage d'Octeville dans la partie orientale de la baie de Seine et plan d'échantillonnage des traits de chaluts et stations benthiques de la zone non impactée et impactée.

b) Compartiments invertébrés

Les Céphalopodes : Les biomasses des céphalopodes sont également issues des campagnes réalisées par la CSLN en 2016 et 2017. Les poids frais des céphalopodes (en $kg\,km^{-2}$) sont convertis en poids secs et en teneur en carbone, en utilisant un facteur de conversion de 0,192 et 0,402 respectivement (Brey *et al.*, 2010 ; Brey, 2012). Les P/B et

les Q/B correspondent aux données du modèle Ecopath de la Manche Orientale développé par Carpentier *et al.* (2009). Enfin, la matrice des régimes alimentaires des céphalopodes a été construite à partir de la bibliographie (Daly *et al.*, 2001 ; De Pierrepont *et al.*, 2005).

Les invertébrés benthiques : Ils ont été échantillonnés à l'aide d'une Benne Smith McIntyre (trois réplicats à chaque station) au cours de six campagnes : trois campagnes en août, octobre et décembre 2016 et trois campagnes en avril, juin et septembre 2017 (même campagnes de prélèvements que celles présentées dans le chapitre III). Les prélèvements benthiques ont été réalisés au niveau de trois stations dans la zone non-impactée (R23, R21, R43) et de trois stations dans la zone impactées (GJ, IJ, HK) (figure IV.14). **Le compartiment benthique a été divisé en cinq groupes trophiques :** nécrophages/omnivores, prédateurs, filtreurs, déposivores sélectifs et déposivores non sélectifs. Les poids secs libres de cendres (PSLC en $g\,m^{-2}$) sont convertis en teneur en carbone en utilisant un facteur de 0,518 (Brey, 2001). Les P/B et Q/B sont issus de la base de données de la thèse de Garcia (2010).

La méiofaune : Les valeurs de biomasses annuelles moyennes de la méiofaune ainsi que le P/B et Q/B ont été obtenues à partir de la bibliographie (Gerlach, 1971 ; Rybarczyk et Elkaim, 2003).

c) Zooplancton

La biomasse et les paramètres associés, pour le compartiment zooplanctonique, sont également issus de la bibliographie (Wang, 2000 ; Rybarczyk et Elkaim, 2003).

d) Compartiments bactérien, phytoplanctonique et détritique

De même, la biomasse et les paramètres associés pour le compartiment bactérien, la production primaire et le compartiment détritique n'ont pas non plus été mesurés dans le cadre de cette étude. Les données sont donc également issues de la bibliographie (bactéries : McIntyre, 1978 et Chardy, 1987 ; Phytoplancton : Rybarczyk et Elkaim, 2003 et Hoch, 1998 ; Détritus : Pauly *et al.*, 1993).

IV.3.1.4 Équilibrage du modèle

Les modèles sont considérés comme équilibrés lorsque la valeur d'Efficacité Ecotrophique (EE, fraction de la production d'un compartiment qui va être utilisée dans l'ensemble du système) de chaque groupe est inférieur à 1 et que l'équilibre des masses est respecté. Pour ceci, il a fallu modifier certains paramètres (préférences trophiques) pour permettre l'équilibre des masses ($0<EE<1$). La plupart des compartiments n'ont nécessité que des modifications mineures, les biomasses des proies permettant dans la majorité des cas de soutenir les biomasses des prédateurs. A l'exception du groupe des « poissons » planctophages dont les biomasses étaient trop faibles pour pouvoir supporter l'ensemble des pressions de prédation que ce groupe subi. Afin que ce compartiment puisse soutenir les biomasses de ses prédateurs une EE de 0,90 a été imposée. La biomasse estimée par le modèle était plus élevée que la biomasse initiale entrée lors de la construction du modèle. Cela peut s'expliquer en partie par le fait que le chalut déployé lors des campagnes de la CSLN n'était pas entièrement adapté à la capture de ces espèces de « poissons » planctophages, dont l'abondance est susceptible d'avoir été sous-estimée.

IV.3.2 Résultats des deux modèles Ecopath Octeville (zone impactée et non-impactée)

Le pedigree calculé pour le modèle initial est de 0,5. D'après Morissette (2007), cette valeur indique que les données d'entrée du modèle sont de bonnes qualités en comparaison avec les autres pedigrees de modèles existants.

IV.3.2.1 Biomasses et niveaux trophiques

Le groupe fonctionnel dominant la biomasse au niveau de la zone non-impactée est le groupe des « invertébrés benthiques déposivores sélectifs » (dominé majoritairement par *Owenia fusiformis* et *Abra alba*) qui représente environ 30 % de la biomasse totale vivante (tableau IV.21). Les deuxième et troisième

groupes fonctionnels dominant la biomasse au niveau de la zone non-impactée sont le phytoplancton et le groupe des « invertébrés benthiques filtreurs » (dominé majoritairement par *Pecten maximus* et *Acanthocardia echinata*) qui représentent respectivement environ 24 % et 20 % de la biomasse totale vivante.

En revanche, **au niveau de la zone impactée c'est le compartiment phytoplanctonique qui domine suivi par les « invertébrés benthiques déposivores sélectifs » (dominé majoritairement par *Owenia fusiformis*)**, les filtreurs et les bactéries, qui représentent respectivement environ 26 % et 11 % de la biomasse totale vivante (tableau IV.21).

Les résultats mettent également en évidence que la biomasse totale vivante est plus élevée dans la zone non-impactée que la zone impactée. En effet, la biomasse totale vivante est plus importante (d'environ 31 %) dans la zone non-impactée que la zone impactée (tableau IV.21). Cette biomasse totale vivante, plus importante dans la zone non-impactée, est principalement liée à une biomasse plus importante des invertébrés benthiques filtreurs, des déposivores sélectifs et des omnivores nécrophages, dont les biomasses sont multipliées respectivement par environ 2,45, 2 et 1,44, entre la zone impactée et la zone non-impactée.

Le niveau trophique des groupes fonctionnels varie d'un niveau trophique de 1 pour les producteurs primaires et les détritus à un maximum de 4,40 pour les « poissons » piscivores localisés au niveau de la zone non-impactée et de 4,38 pour les « poissons » piscivores de la zone impactée (figure IV.15 et tableau IV.21). Les « poissons » démersaux se retrouvent en deuxième position avec un niveau trophique proche de 4 dans les deux zones et sont suivis par les céphalopodes (TL= 3,90). **Ainsi, quelle que soit la zone considérée, les « poissons » piscivores présentent les niveaux trophiques les plus élevés et sont suivis par les « poissons » démersaux et les céphalopodes.**

IV.3.2.2 Structure et fonctionnement des deux zones

Les résultats des indices de l'analyse des réseaux écologiques mettent en évidence une activité totale du système (T..), une ascendance (A) et un

Tableau IV.21 – Biomasses (en $g\,C\,m^{-2}$) et niveaux trophiques (TL) des groupes fonctionnels (O/Scv : omnivores et nécrophages ; FF : filtreurs, sDF : déposivores sélectifs, nsDF : déposivores non-sélectifs) des deux modèles Ecopath Octeville (zone impactée et non-impactée.

	Biomasse		**TL**	
	Non-impactée	**Impactée**	**Non-impactée**	**Impactée**
Cephalopods	0,00014	0,00013	3,90	3,90
Fish piscivorous	0,004	0,007	4,40	4,38
Fish demersal	0,045	0,058	4,04	4,03
Fish benthic feeders	0,298	0,267	3,34	3,33
Fish planktivorous	0,00521	0,00836	3,15	3,15
Benthic invertebrates, O/Scv	1,480	0,724	3,06	3,04
Benthic invertebrates, P	1,324	1,019	3,19	3,19
Benthic invertebrates, FF	6,690	2,733	2,27	2,27
Benthic invertebrates, sDF	9,550	6,617	2,22	2,21
Benthic invertebrates, nsDF	0,923	1,008	2,22	2,22
Meiofauna	0,377	0,377	2,26	2,26
Zooplankton	1,715	1,715	2,15	2,15
Bacteria	2,800	2,800	2,00	2,00
Phytoplancton	8,170	8,170	1,00	1,00
Detritus	9,050	9,050	1,00	1,00

recyclage plus élevé dans la zone non-impactée que dans la zone impactée. En effet, les valeurs des indices T.., A et FCI présentent une augmentation respective d'environ 1,57 %, 4 % et 0,7 % entre la zone impactée et la zone non-impactée (tableau IV.22). **En revanche, l'indice d'omnivorie du système, qui est un indicateur de la structure et de la complexité du réseau trophique, ne présente pas de différences entre les deux zones.**

Enfin, les résultats mettent également en évidence **un rapport détritivorie sur herbivorie plus important dans la zone non-impactée que la zone impactée** (tableau IV.22). En effet, la valeur du rapport détritivorie sur herbivorie présente une augmentation d'environ 7,5 % entre la zone impactée et la zone non-impactée.

IV.3.3 Comparaison des modèles Octeville avec les modèles Machu

Les indices de l'analyse des réseaux, issus des deux modèles réalisés dans cette étude, sur le site d'Octeville, peuvent être comparés à ceux issus d'autres modèles EwE, construits

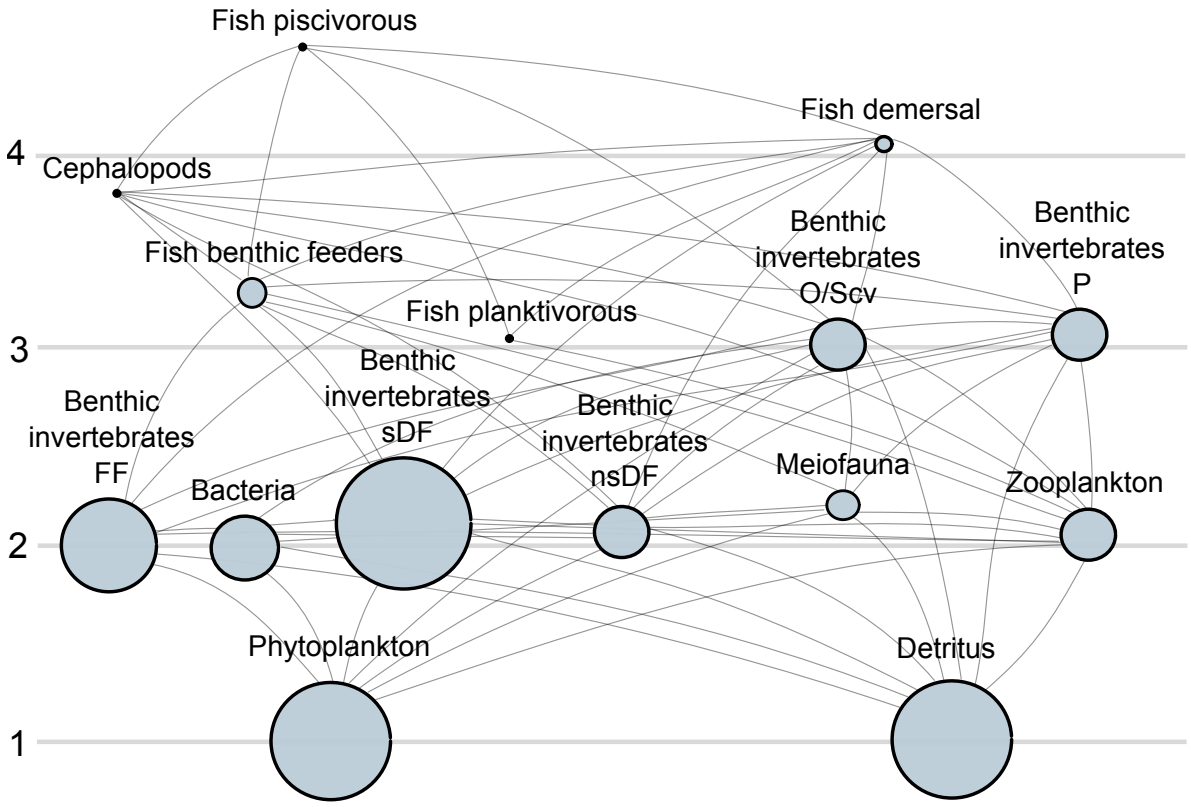


Figure IV.15 – Flux, biomasses (indiquées par la taille des ronds) et niveaux trophiques (1 à > 4) de l'écosystème de la zone non-impactée, à la sortie du modèle Ecopath.

Tableau IV.22 – Indices ENA et ratio pour les modèles des deux zones du site d'Octeville. Avec T.. : Activité totale du système (en $g\,C\,m^{-2}\,an^{-1}$) ; SOI : Indice d'omnivorie du système (en %) ; A : Ascendance (en $g\,C\,m^{-2}\,an^{-1}$) ; FCI : Indice de recyclage (en %) ; Biomasse totale vivante (en $g\,C\,m^{-2}$) ; D/H rapport détritivorie sur herbivorie.

ENA	**Non-impactée**	**Impactée**
T..	2013	1982
SOI	0,20	0,20
A	2308	2219
FCI	23,16	23,00
D/H	1,42	1,32

en baie de Seine Orientale, sur le site du Machu et ayant analysés les impacts de dépôts de dragage sur le fonctionnement et la structure de l'écosystème (Pezy *et al.*, 2017b ; 2018).

IV.3.3.1 Présentation des modèles utilisés pour la comparaison

L'étude réalisée par Pezy *et al.* (2017b), analyse les impacts de dépôts de dragage du site expérimental du Machu (Grand Port Maritime de Rouen, figure IV.2), situé en

baie de Seine Orientale, sur l'écosystème. Pour rappel, ce site a été étudié par (Marmin, 2013) lors de ses travaux de thèse, pour étudier, en partie, l'impact du clapage sur les communautés benthiques, selon deux méthodes de dépôt : dépôts étalés en fine épaisseur sur une surface de 98 ha, dans la zone nommée MABIO *versus* sédiments déposés en un point unique (pour former un dépôt conique), sur une zone circulaire de 5 m nommée MASED (figure **??**). Dans cette étude, une comparaison est réalisée selon les trois période distinctes : avant, pendant et après les clapages.

Dans l'étude menée par Pezy *et al.* (2017b), la structure et le fonctionnement de l'écosystème du site du Machu a été modélisée et analysée, avant et après les dépôts. Ainsi deux modèles ont été construits (tableau IV.23) : un modèle avant dépôt et un modèle après dépôt. Ces deux modèles sont composés de 16 compartiments allant du phytoplancton jusqu'aux céphalopodes.

De même, les résultats du modèle réalisé sur le site d'Octeville sont comparés avec un autre modèle complémentaire au précédent (Pezy *et al.*, 2018). Pour celui-ci, un zoom est réalisé sur la zone MABIO, selon trois zones : une zone non-impactée, une zone d'influence et une zone impactée. Trois modèles ont ainsi été construits sur cette radiale (tableau IV.23). Ces modèles sont similaires aux modèles Machu (avant et après dépôts de Pezy *et al.*, 2017b) en termes d'agrégation et de nombre de compartiments.

IV.3.3.2 Comparaison des indices de l'analyse des réseaux trophiques

Les indices de l'analyse des réseaux, révèlent que les activités les plus fortes (par m^2) sont observées au niveau de la zone non-impactée et impactée du site de dépôt de dragage d'Octeville (tableau IV.23). Par ailleurs, ces deux zones présentent également une ascendance (A) plus élevée que les autres systèmes. Cette différence peut s'expliquer, entre autres, par le fait que les modèle du site d'Octeville présentent des biomasses totales vivantes les plus élevées, par rapport aux autres écosystèmes (tableau IV.23). La zone non-impactée du site de dépôt de dragage d'Octeville présente une biomasse totale vivante de 33,38 g C m^{-2} an^{-1} alors que la zone non-impactée du site MABIO présente une biomasse totale vivante de 13,96 g C m^{-2} an^{-1}.

Cette comparaison se vérifie également pour la zone impactée du site d'Octeville.

En ce qui concerne l'indice d'Omnivorie du Système (SOI), les différents écosystèmes présentent des valeurs de SOI élevées indiquant un structuration en réseau (Libralato *et al.*, 2006 ; Libralato, 2008).

Par ailleurs, les valeurs de l'indice de recyclage FCI mettent en évidence un recyclage plus élevé au niveau de la zone non-impactée et impactée du site de dépôt de dragage d'Octeville par rapport aux autres systèmes. Ce résultat peut s'expliquer, entre autre, par le fait que ces deux zones présentent une biomasse plus élevée d'invertébrés filtreurs par rapport aux autres écosystèmes. En effet, dans les travaux de Raoux *et al.* (2017), une simulation de l'effet récif, en lien avec l'implantation d'éoliennes en mer sur le site de Courseulles-sur-Mer, en baie de Seine, a été réalisée et à permis de mettre en évidence une forte activité de recyclage liée à une biomasse élevée d'organismes filtreurs (bivalves).

Tableau IV.23 – Comparaison des valeurs des indices ENA du modèle Ecopath réalisé sur le site d'Octeville avec ceux réalisés sur le site du Machu (Pezy *et al.*, 2017b ; 2018). Avec T.. : activité totale du système (en $g\,C\,m^{-2}\,an^{-1}$) ; SOI : indice d'omnivorie du système (en %) ; A : ascendance (en $g\,C\,m^{-2}\,an^{-1}$) ; FCI : indice de recyclage (en %) ; Biomasse totale (en $g\,C\,m^{-2}$), ZNI : zone non-impactée ; ZInf : zone d'influence ; ZI : zone impactée.

Modèle Ecopath		T..	A	FCI	SOI	Biomasse tot
Machu	Avant dépôt	1130	1130	12	22	20,71
	Après dépôt	1144	1138	10	25	22,36
MABIO	ZNI	982	1089	9	24	13,96
	ZInf	1194	1170	13	21	21,76
	ZI	949	1061	9	23	13,41
Octeville	ZNI	2013	2308	23	20	33,38
	ZI	1982	2219	23	20	25,50

De plus, les travaux de Pezy *et al.* (2018) ont permis de mettre en évidence une augmentation de la biomasse de la macrofaune benthique et de l'ichtyofaune ainsi qu'une augmentation du FCI et du SOI, au niveau de la zone d'influence du Machu, illustrant ainsi la théorie de la perturbation intermédiaire. **Dans le modèle Octeville, les valeurs obtenues pour les différents indices de l'analyse des réseaux écologiques sont très proches entre la zone non-impactée et la zone impactée.** De même de faibles variations entre les valeurs des indices ENA sont observées avant et après clapage, au

niveau du site Machu.

IV.3.4 Synthèse de la modélisation Ecopath

De manière générale, le benthos a largement été sous-estimé en termes de flux de carbone, dans les modèles développés depuis 1980, pouvant être ignoré ou considéré comme composante marginale de l'écosystème restreint à un compartiment détritique avec un taux de reminéralisation (Chardy, 1987), apparaissant souvent avec une très faible résolution sous forme de « boîte noire ». Dans les eaux côtières françaises, certains auteurs se sont attachés à remédier à ce constat. De fait quelques modèles à l'état stable, centrés sur le compartiment benthique ont été réalisées afin de mieux détailler le rôle de ce compartiment au sein de l'ensemble de l'écosystème (Chardy, 1987 ; Améziane *et al.*, 1993 ; Garcia, 2010), puis plusieurs modèles Ecopath ont intégré ce compartiment benthique, avec un poids plus important (Chardy, 1987 ; Christensen et Pauly, 1992 ; Christensen et Walters, 2004a ; Pezy *et al.*, 2017b ; Raoux *et al.*, 2017 ; Pezy *et al.*, 2018).

En baie de Seine Orientale, des modèles Ecopath ont été réalisés sur le site du Machu (GPMR) et, dans le cadre du projet INDICLAP intégré à ce travail de thèse, sur le site d'Octeville (GPMH), deux sites de dépôt de dragage, dont l'un sur la communauté des sables moyens à *Nephtys cirrosa* (Machu) et l'autre sur la communauté des sables envasés à *Abra alba* (Octeville). Les dragages du GPMR sont réalisés dans le chenal de navigation où se dépose essentiellement du sable. Ce sédiment est déposé sur le site du Machu, dont les fonds sont majoritairement sableux. De même, le GPMH drague les sédiments accumulés dans les bassins portuaires et les chenaux d'accès, où se dépose préférentiellement du matériel fin (vase). Ces sédiments sont déposés sur le site d'Octeville, dont les fonds sont essentiellement constitués de sédiment envasé. Les deux sites ont été bien choisis puisqu'il existe peu de différence sédimentaire entre le sédiment dragué et celui du site de clapage. C'est une des recommandations lors de la recherche du site de dépôt : la même nature sédimentologique entre les sédiments du site de dépôt et ceux qui sont dragués.

Le modèle du Machu permet d'étudier le réseau trophique selon la méthode BACI (avant, pendant et après dépôts) et d'étudier les différences entre les zones impactées,

sous-influences et non-impactées. Le modèle sur le site d'Octeville, ne permet que l'étude entre la zone impactée et non-impactée, mais apporte une vision de l'intégralité du réseau trophique, mise en évidence pour la première fois dans cette zone en lien avec la pression de clapage.

Sur le site du Machu, d'après les travaux de Pezy *et al.* (2017b ; 2018), les résultats ont montré qu'il existait peu de modifications dans la structure et le fonctionnement de l'écosystème pendant et après les opérations de clapage, mettant en évidence une récupération et une résilience rapide du système après l'arrêt des dépôts.

Sur le site d'Octeville, peu de différences sont observées entre la zone impactée et la zone non-impactée, bien que la zone non-impactée présente globalement des biomasses et des valeurs d'indices ENA plus élevées. L'écosystème de cette zone put-être qualifié de stable.

La comparaison des deux sites met en évidence des valeurs plus fortes de biomasses et d'indices ENA sur le site d'Octeville et notamment sur la zone non-impactée. Toutefois, sur les deux sites, l'impact est local et le stress semble peu important sur les communautés benthiques, qui présentent une forte résilience dans cette partie de la baie de Seine, qui est connue pour être une zone naturellement à fort hydrodynamisme, soumises à de nombreuses pressions anthropiques (Dauvin, 2006).

IV.4 Conclusion

L'indicateur D^2SI (Dredge Disposal Sediment Index) a été créé dans le cadre du projet INDICLAP, suite à l'appel d'offre de l'Agence Française pour la Biodiversité (AFB), dont le but est de mettre en place un indicateur spécifique de la pression de clapage, selon la démarche DPSIR.

L'indicateur a été développé en baie de Seine Orientale, initialement sur trois sites de dépôts (Kannik et Machu, sites utilisés par le GPMR et Octeville, site utilisé par le GPMH), aux caractéristiques et méthodes de clapages différentes (substrats, volumes et types sédimentaires clapés, intensité des clapages, gestion générale de la zone ...). **Cette**

diversité de sites ainsi que les connaissances faunistiques et sédimentaires de la baie de Seine Orientale, ont permis de proposer un indicateur vers un indicateur multicritère, prenant en compte, à la fois, l'aspect sédimentaire (pourcentage de vase), bathymétrique (épaisseur du dépôt), faunistique (faune benthique et ichtyofaune) et intégrant également deux traits d'histoire de vie liés directement au comportement de certaines espèces face, et suite, au clapage (résistance à l'enfouissement et drifting). De plus, la réalisation des modèles de réseaux trophiques Ecopath sur le site du Machu et d'Octeville, effectués de manière intégrée au projet, ont permis d'étudier le fonctionnement trophique de l'écosystème benthique et l'ensemble du réseau trophique, en lien avec la pression de clapage. Cette approche a permis d'étudier l'impact des dépôts de sédiments en mer et de comparer les différents sites (volumes, fréquences et modes de clapage), permettant de valider les choix effectués dans le développement de l'indicateur D^2SI.

Le D^2SI élaboré et testé sur les trois sites de clapages, permet de qualifier relativement bien l'intensité liée à la pression de clapage sur ces sites et répond donc bien à la problématique posée. Le site du Machu est un site déterminant pour la mise en place et les tests de l'indicateur, puisqu'il s'agit d'un site expérimental avec une approche de type BACI (Before-After-Control-Impact). Le site d'Octeville a, quant à lui, permis d'appliquer et de comparer la réactivité de l'indicateur, sur une zone clapées historiquement.

L'application de de cet indicateur sur d'autres sites de clapages aux conditions environnementales similaires permettraient sans doute de mieux appréhender la réaction des indices en lien avec le clapage, amenant à des alternatives de calculs plus efficaces, ainsi qu'une calibration des scores plus représentatives des changements induits par les clapages et de la variabilité naturelle.

A retenir

→ Un indicateur D^2SI (Dredge Disposal Sediment Index) spécifique de la pression de clapage a été mis en place dans le cadre du projet INDICLAP (INDIcateur de CLAPage).

→ Il a été développé sur les sites de clapages de la baie de Seine Orientale (Machu, Kannik et Octeville).

→ L'indicateur est multicritères et prend en compte les paramètres bio-sédimentaires pouvant varier sous la pression exercée par les clapages.

→ L'indicateur créé révèle une bonne réactivité en lien avec la pression de clapage.

→ Des différences sont observés entre les deux sites de dépôts étudiés dans ce chapitre (Machu et Octeville).

→ Le site du Machu, étudié expérimentalement par la méthode BACI, et un atout majeur pour la mise en place de l'indicateur et les tests associés, en permettant d'étudier la réaction de l'indicateur avant, pendant et après les dépôts.

→ Le site d'Octeville, utilisé historiquement, permet l'application de l'indicateur, en conditions plus réalistes, mais rend son interprétation parfois plus difficile.

→ Un application sur d'autres sites de clapage permettrait d'ajuster l'indicateur.

→ Un modèle de réseau trophique Ecopath, modélisant les flux entre les différents compartiments de l'écosystème à été réalisé, en lien avec ce projet.

→ L'écosystème de la baie de Seine Orientale possède une forte capacité de résilience, permettant de minimiser l'impact engendré par les clapages.

Conclusions générales

Les impacts engendrés par les immersions de sédiments de dragage sur l'environnement physique et biologique marin, sont relativement bien connus à ce jour (Leathem *et al.*, 1973 ; Maurer *et al.*, 1981a ; 1982 ; Oliver *et al.*, 1977 ; Van Dolah *et al.*, 1984 ; Harvey *et al.*, 1998 ; Smith et Rule, 2001 ; Bolam *et al.*, 2006a ; Powilleit *et al.*, 2009 ; Vivan *et al.*, 2009). Ceux-ci dépendent de la quantité de sédiments déposés et de la turbidité résultant, de la taille des particules, du temps d'élimination, de la profondeur d'eau, des courants, ainsi que de la similitude entre les sédiments clapés et ceux des sites d'accueil (Essink, 1999 ; Powilleit *et al.*, 2006). L'ensemble de ces paramètres, couplés aux caractéristiques hydro-bio-sédimentaires propres à chaque zone de dépôt, contraint l'évaluation de l'impact induit, au cas par cas (Harvey *et al.*, 1998 ; Bolam *et al.*, 2006b ; Hermand, 2008 ; Marmin *et al.*, 2014). De plus, le site de dépôt d'Octeville est peu comparable avec les données bibliographiques car la plupart des études sont limitées dans le temps et concernent des volumes clapés faibles (environ 1 million de m^3 ; Van Dolah *et al.*, 1984 ; Olenin, 1992 ; Smith et Rule, 2001 ; Bolam *et al.*, 2006a ; Vivan *et al.*, 2009 ; Marmin, 2013) en comparaison de ceux déposés sur ce site (2 à 2,5 million de m^3 par an).

Ainsi, **ce mémoire de thèse présente une vision intégrée** permettant d'étudier l'impact du dépôt de sédiment en mer sur le site d'Octeville, par le Grand Port Maritime du Havre (GPMH). L'étude sédimentaire, couplée à celle de la macrofaune benthique et le développement de nouveaux outils, permettent de mieux comprendre les mécanismes opérant dans la zone entre le cap de La Hève et le cap d'Antifer (partie orientale de la baie de Seine), pour définir ensuite le niveau d'impact engendré par l'apport de sédiments fins issus des bassins et chenaux portuaires.

Complexité du système étudié

Les bassins portuaires sont majoritairement composés de sédiments fins vaseux, résultants du **mélange entre les sédiments autochtones, les apports fluviaux et les apports marins. A ce mélange, s'ajoute les conditions hydrodynamiques spécifiques des bassins portuaires endigués.** Ceux-ci offrent un environnement calme avec de faibles apports d'oxygène et des sédiments riches en matière organique, qui

deviennent la force motrice de la plupart des réactions diagénétiques primaires (Kasten et Jørgensen, 2000). La minéralisation de la matière est alors réalisée en conditions anoxiques et engendre des processus de sulfato-réduction et le rejet de sulfures dans les sédiments portuaires (Jørgensen, 1977). Ce sédiment portuaire, riche en matière organique, en sulfures et en plomb est régulièrement extrait des bassins, par des dragues aspiratrices en marche ou des dragues à bennes, qui prélèvent le sédiment de surface et le sédiment plus profond (sillons creusés à -1 m maximum), puis le clape sur le site de dépôt de clapage d'Octeville. Ce sédiment, une fois déposé dans l'environnement dynamique en mer ouverte, va être dispersé et oxygéné permettant la dégradation de la matière organique par divers processus physico-chimiques, éliminant ainsi la signature chimique des sédiments portuaires. La fréquence élevée des clapages permet cependant d'apporter régulièrement du sédiment enrichi en sulfures, en plomb et en matière organique, ce qui permet de retrouver le signal chimique des sédiments portuaires, sur le site de dépôt d'Octeville.

Le dépôt de dragage d'Octeville, utilisé par le GPMH depuis 1947, se compose principalement d'un mélange de vases (>75 % de fraction <63 µm) et de vases sableuses, avec également des sables vaseux ainsi que des sédiments plus grossiers, dans la partie sud-est du dépôt, reflet des dépôts historiques, qui ont participé à la formation d'un dôme sous-marin. Le relief créé par les dépôts accumulés, influe aujourd'hui la vitesse des courants et donc la remise en suspension ou le dépôt localisé de particules fines, sur la zone étudiée. L'étude sédimentaire et géochimique a mis en évidence **la complexité du système entre le cap de La Hève et le port d'Antifer, avec la présence d'une mosaïque de substrats**, composés par des sédiments grossiers (galets, graviers), sableux et glauconieux (enrichis en silicium et arsenic) le long de la bande côtière, des sédiments sableux (enrichis en silicium) unimodaux, dans la zone du large au nord-ouest ainsi qu'au sud-ouest et des sédiments hétérométriques à dominance vases sableuses sur le reste de la zone étudiée, en accord avec les observations de Lesourd *et al.* (2001). **Les apports constants de particules fines issues de la Seine, du domaine marin et du port engendrent la formation d'une couche de surface mobile, variable dans le temps et l'espace, qui intègre graduellement la matrice sédimentaire pour**

former ce sédiment hétérométrique.

La communauté benthique installée sur ce substrat correspond à celle des sables fins plus ou moins envasés à *Abra alba-Lagis koreni* (habitats EUNIS « A5.244 : *S. subtruncata* et *N. hombergii* des sables envasés peu profonds »), présente depuis de longues années et très bien décrite dans la bibliographie (Gentil, 1976 ; Ménard *et al.*, 1989 ; Dauvin et Gillet, 1991 ; Gentil et Cabioch, 1997 ; Thiébaut *et al.*, 1997 ; Alizier, 2011). Celle-ci est riche est diversifié mais présente toutefois **des variations temporelles marquées au cours d'une année, dépendantes des périodes de reproduction et de l'efficacité du recrutement des espèces dominantes.** Les recrutements peuvent être intenses et de courtes durées, provoquant des alternances très rapides entre les espèces, ce qui complexifie l'étude de cette communauté. De plus, depuis 2003, des variations au sein de la communauté ont été identifiées, avec des changements d'abondances parfois brutaux, en lien probablement avec la diminution des débits de la Seine et la création de nouveaux aménagements portuaires (Port2000). Ces dernières années, une régression des abondances est observée pour plusieurs espèces, visible sur l'ensemble de la baie de Seine Orientale.

Impact visible et localisé

Les dépôts de sédiments fins par le GPMH ont un impact sur la composition sédimentaire et la faune, à l'échelle locale. Le clapage apporte des particules fines de nature différente (enrichis en Si, Pb et M.O.) par rapport au sédiment autochtone et participe à l'envasement de la zone de dépôt. L'étude sédimentaire et géochimique a permis de mettre en évidence **l'existence d'une zone à l'équilibre dynamique au nord de la zone de dépôt, avec la présence de deux gradients de COT (Carbone Organique Total) opposés et perpendiculaires à la côte.** Au large et le long du littoral, les sédiments sont pauvres en matière organique et sont soumis à un niveau élevé d'énergie, sous l'influence de la marée pour les sédiments du large et sous l'influence de la houle pour les sédiments côtiers. Les deux gradients convergent dans une zone d'énergie minimale où les sédiments sont enrichis en matière organique. La limite d'action dominante

houle-marée est située le long de la courbe bathymétrique des 15 m. **Cet équilibre est rompu à proximité de la zone de dépôt où le gradient de COT n'est plus présent. Cette rupture permet de délimiter la zone d'impact des clapages au nord.** L'impact du dépôt de sédiment en mer est présent mais reste limité à la zone de dépôt et ses environs proches. La délimitation de la zone d'impact au sud est plus difficile à définir. Un enrichissement en matière organique est observé entre la zone de dépôt et le chenal d'entrée du port, qui peut être le résultat (1) des dispersions de sédiments clapés, vers le sud, (2) d'apports de la Seine, vers le nord-ouest ou (3) de remise en suspensions ou de déplacement de particules contenues dans le chenal. **L'impact du clapage est donc visible mais reste limitée à la zone de clapage et sa proximité ainsi que, probablement la zone sud.** D'après les résultats, la bande côtière ne semble pas subir d'apports de particules fines issus des clapages.

L'apport répété de sédiments fins, perturbe la macrofaune benthique localisée sur la zone de dépôt. Cet impact est d'abord dépendant des volumes clapés et du type sédimentaire déposé. Pendant la 1ère phase d'agrandissement du Port (Port 2000) durant laquelle de grands volumes de sédiments ont été déposés, avec une partie de ces sédiments composée de matériel sédimentaire grossier (sable et gravier, différent du substrat de la zone de dépôt), la communauté a montré un grand déséquilibre avec la dominance marquée de seulement trois espèces (la polychète *K. dorsobranchialis*, le bivalve *K. bidentata* et l'ophiure *A. brachiata*). La période suivante est marquée par la présence supplémentaire et en fortes abondances de la polychète *O. fusiformis*, connue pour ses capacités de stabilisation du sédiment permettant la colonisation du site par d'autres espèces. **Progressivement, la communauté s'est enrichie, permettant l'amélioration de l'état écologique du site de clapage et de l'ensemble de la zone entre la cap de La Hève et le port d'Antifer. L'expérimentation menée sur le site de clapage a permis de mettre en évidence des différences en terme de richesse taxonomique et d'abondance entre la zone clapée et les zones non-clapées, ainsi que des corrélations négatives entre les volumes clapés et ces deux descripteurs.** Les résultats de la totalité de l'étude faunistique ont mis en

évidence la présence d'une même communauté sur l'ensemble de la zone étudiée et face à l'estuaire de la Seine, avec de fortes capacités de résistance et de résilience, mettant en avant, un impact du clapage modéré. **Cette communauté est particulièrement bien inféodée à cette zone** et supporte très bien les conditions hydrodynamiques particulières et les apports fréquents de particules fines issus des clapages et de la Seine. La modélisation du réseau trophique va dans le même sens et met en évidence peu de différences entre le réseau trophique de la zone impactée et celui de la zone non-impactée. **L'écosystème est stable (sur la période étudiée, entre 2016 et 2017)** et présente des valeurs de biomasses et d'indices ENA fortes en comparaison d'autres modèles réalisés sur un autre site de dépôt en baie de Seine (site du Machu, GPMR). **L'indicateur développé dans ce mémoire décrit également un impact faible des clapages réalisés par le GPMH, du fait de la faible épaisseur déposée, de la similarité entre les sédiments dragués et ceux de la zone de dépôt et de la fréquence espacée des dépôts.**

Contribution de ce travail pour l'étude de l'impact des clapages

Le développement d'outils relatifs à l'étude d'une pression en particulier est un enjeu majeur à l'heure actuelle, en lien avec l'augmentation croissante des activités anthropiques. Les nouvelles approches méthodologies illustrées dans ce mémoire ont permis d'appréhender l'impact du clapage sous un angle différent.

La connaissance de la composition géochimique des sédiments portuaires, estuariens et de la zone entre le cap de La Hève et Antifer, ont permis de mettre en évidence différents traceurs sédimentaires, permettant de **différencier, pour la première fois en baie de Seine, les sédiments clapés des sédiments autochtones.** Cette méthode nécessite un effort d'échantillonnage et d'analyse important pour obtenir des résultats à échelle spatiale fine, mais **apporte des informations intéressantes sur la dynamique sédimentaire et l'impact de l'apport de particules fines allochtones, dans un**

système à fort hydrodynamisme.

L'indicateur D^2SI (Dredge Disposal Sediment) a été élaboré dans le cadre du projet INDICLAP (INDIcateur de CLAPage), en partenariat avec l'Agence Française pour la Biodiversité (AFB) et la Cellule du Suivi du Littoral Normand (CSLN). Le développement d'indicateurs spécifiques d'une pression devient essentiel pour mieux comprendre et minimiser les impacts engendrés. Le mémoire propose **une nouvelle forme d'indicateur multicritères, qui intègre plusieurs compartiments faunistiques (benthos et ichtyofaune), paramètres abiotiques (épaisseur déposée, bathymétrie, nature du sédiment déposé par rapport au sédiment en place) et descripteurs biologiques et comportementaux des espèces dominantes (résistance face à l'augmentation de la couche sédimentaire et capacité de recolonisation).** Les résultats des premiers tests ont montré une bonne estimation de l'impact par l'indicateur, sur le site de dépôt de dragage du GPMR, où de nombreuses informations sont disponibles du fait de la démarche de type BACI (Before-After-Control-Impact) appliquée sur ce site expérimental. Des tests supplémentaires sur d'autres sites de clapage doivent être effectués, mais cet indicateur semble prometteur.

Enfin, le développement de modèle de réseau trophique Ecopath, intégrant l'ensemble de l'écosystème dont la faune benthique, apparaît être une bonne approche, en parallèle des méthodes descriptives « classiques ». **L'étude du fonctionnement trophique en lien avec la pression de clapage apporte, pour la première fois sur ce site, une vision globale de la stabilité des réseaux trophiques sur la zone impactée par les clapage et sur celle non-impactée et permet une comparaison des deux.** L'avantage de la modélisation trophique est qu'elle permet, lorsque plusieurs modèles sont développés sur différentes sites avec les mêmes compartiments intégrés aux modèles, de réaliser une comparaison des sites et des pressions.

Recommandations et perspectives

Ce mémoire contribue à l'amélioration des connaissances concernant les impacts engendrés par les immersions de matériel de dragage, sur le site de dépôt d'Octeville,

temporellement et spatialement. Au vu des résultats de ce mémoire, plusieurs recommandations peuvent être faites, pour une gestion efficace et durable de la zone entre la cap de La Hève et le port d'Antifer, ainsi que pour de futures études.

La méthode de clapage utilisée aujourd'hui par le GPMH, consistant à étaler les dépôts sur l'ensemble du site (clapage par zone alternée), laissant un temps de repos par casier (pas de clapage pendant six mois), semble être une technique adéquate pour favoriser la recolonisation rapide des espèces macrobenthiques. Les expérimentations ont montré qu'un dépôt d'épaisseur modérée et étalée est favorable et minimise l'impact sur la macrofaune benthique. Cependant, l'impact du clapage sur ce compartiment apparaît augmenter lors des périodes estivales et début d'automne, où le recrutement est effectif pour plusieurs espèces. **La diminution des volumes déposés à cette période pourrait minimiser l'impact subi par la macrofaune benthique et assurer la pérennité de sa dynamique.**

De plus, les résultats ont mis en évidence des variations importantes d'abondances en période de recrutement (essentiellement en été et automne). Les abondances de la faune benthique, à cette période, peuvent donc être très différents selon la date des prélèvements (si prélèvements entre septembre et janvier, par exemple). Pour obtenir un échantillonnage représentatif de la macrofaune benthique du site entre le cap de La Hève et le port d'Antifer, il apparaît préférable d'effectuer le suivi **en privilégiant un échantillonnage hivernal (février-mars), en dehors des périodes de recrutement** des espèces dominantes. **Un seul échantillonnage annuel semble suffisant.** Toutefois, au vu des variations rapides d'abondances qui peuvent avoir lieu, il est nécessaire de grouper cet échantillonnage sur une courte période, pour l'ensemble de la zone étudiée (échantillonnage sur le mois). **Un échantillonnage trop étalé dans le temps, n'a pas de sens pour le suivi à long terme des assemblages benthiques.**

Le développement de l'indicateur, l'expérimentation de clapage et l'étude géochimique, ont mis en évidence un gradient d'impact sur la zone d'étude. L'échantillonnage sur la zone de transition, dite « sous-influence » n'apporte pas d'informations majeures concernant l'état du système. **Les échantillonnages doivent être réalisés sur la**

zone impactée et celle non-impactée, afin d'établir une comparaison de ces deux zones et de suivre l'évolution de l'état écologique. De plus, au sud du site de dépôt, une zone avec un pourcentage élevé de matière organique a été observé, qui regroupe de nombreuses espèces opportunistes et peu d'amphipodes, signe d'un probable déséquilibre, dont il est préférable d'en suivre l'évolution. Il apparait également important d'obtenir des informations temporelles sur l'assemblage faunistique localisé au nord-est, à proximité du port d'Antifer, où les abondances de l'amphipode *A. tenuicornis* sont élevées et très différentes du reste de la zone d'étude. De plus, lors de la phase de développement de l'indicateur, des tests ont mis en évidence la nécessité d'**utiliser un même nombre de stations sur chacune de ces deux zones (impactée et non-impactée).** Ainsi, d'après les résultats de ce mémoire, **il est recommandé d'établir un protocole de suivi hivernal des communautés benthiques et du sédiment associé, en définissant un même nombre de stations localisées sur la zone de dépôt, sur la zone sud-est et sur celle au nord-ouest, non-impactée par les clapages.** Une dernière recommandation pour l'étude de la macrofaune benthique concerne le choix des identificateurs. Des différences fortes ont été observées lors du changement de prestataire par le port entre 2014 et 2015. Celles-ci peuvent être en lien avec les paramètres environnementaux, mais la différence de détermination de la faune est sans doute importante. **Dans la mesure du possible, il est en effet préférable de conserver le même opérateur pour l'identification de la macrofaune benthique, afin d'éviter les biais concernant la détermination précise des espèces.**

L'étude du réseau trophique par la modélisation Ecopath a mis en évidence la nécessité d'obtenir des informations sur plusieurs compartiments trophiques. En effet, à ce jour, le compartiment benthique et l'ichtyofaune sont assez bien documentés sur la zone d'étude. Les stations de prélèvements sont toutefois différentes entre les deux compartiments, ce qui en complexifie la mise en relation. Privilégier l'acquisition de données sur des stations communes, améliorait la précision de l'étude qui en découle. **Les compartiments détritiques, bactériens, phyto-zooplanctoniques et la meiofaune benthique sont peu renseignés à ce jour, dans la partie orientale**

de la baie de Seine. Les données utilisées sont souvent anciennes ou issues de zones parfois éloignées, ce qui les rendent peu pertinentes par rapport aux données accumulées sur le long terme pour le benthos et l'ichtyofaune.

L'étude sédimentaire a montré l'intérêt de l'utilisation de la benne Shipeck. Les couches sédimentaires superposées restent identifiables sans que le sédiment soit mélangé (ce qui n'est pas le cas avec des bennes Van Veen ou Smith McIntyre par exemple). Cet engin permet de différencier la couche mobile de surface et celle sous-jacente et apparaît adéquat pour l'étude des faciès sédimentaires en superposition ainsi que pour décrire les habitats benthiques, avec précisions, sans augmenter considérablement l'effort d'échantillonnage. La benne Shipeck est toutefois inadaptée pour l'échantillonnage du benthos. Il est ainsi recommandé d'utiliser la benne Shipeck pour l'échantillonnage sédimentaire et des bennes de type Van Veen ou Smith McIntyre pour les échantillonnages benthiques.

L'étude sédimentaire et géochimique a permis de définir sept traceurs sédimentaires, suffisants pour caractériser la zone entre le cap de la Hève et le port d'Antifer. Dans le cas d'une réitération de cette même étude dans cette zone, ces sept éléments chimiques pourront être réutilisés. **Celle-ci nécessite de disposer d'informations d'une part, sur les sédiments de la zone de dépôt ainsi que de sa proximité et d'autre part, sur les sédiments dragués (bassins, chenaux et estuaire).** L'effort d'échantillonnage réalisé a permis de mettre en évidence la dynamique sédimentaire et l'influence du clapage. Un effort d'échantillonnage plus faible, à l'échelle de celui réalisé lors des deux suivis avant et après clapage (36 stations) n'est pas recommandé, car il s'est avéré peu informatif. **Il est donc essentiel de conserver un plan d'échantillonnage synoptique**, englobant l'ensemble de la zone étudiée. L'information spatiale apparaît prioritaire.**Il semble que les valeurs de COT soient relativement stables dans le temps.** Une superposition des stations utilisées pour l'étude géochimique, avec celles utilisées pour les expérimentations de clapage, montrent une stabilité des valeurs de COT entre janvier 2016 (échantillonnage sédimentaire sur les 179 stations) et celles des six campagnes de suivis benthos (août, octobre et

décembre 2016, ainsi que avril, juin et septembre 2017 ; voir annexes). Toutefois cette stabilité temporelle reste à verifier. De plus, **la dynamique de plusieurs zones n'a pu être clairement identifiée.** Il serait donc intéressant de continuer cette étude, en réalisant un échantillonnage au large, à l'ouest et sud-ouest de la zone de dépôt, afin de compléter l'orientation des gradients de COT, dans cette zone. **Ces travaux pourrait également permettre d'étudier la dispersion des particules fines issues des clapages, vers l'ouest (quelle direction exacte et sur quelle distance ?).** De même, l'impact du clapage sur la zone sud n'est pas clairement identifié. **Des prélèvements supplémentaires pourraient permettre de comprendre l'origine de l'enrichissement en matière organique dans cette zone (particules fines clapés qui se dispersent vers le sud ou matières organiques issues de la Seine et/ou du chenal, transportées vers le nord ?).**

Pour terminer, le nouvel indicateur (D^2SI) multicritère présenté dans ce mémoire apporte une nouvelle approche, intégrants à la fois des paramètres physiques et biologiques. Le développement d'indicateurs spécifiques d'une pression donnée est aujourd'hui nécessaire pour la compréhension des impacts engendrés par celles-ci. **L'utilisation de ce nouvel outil sur le site de dépôt d'Octeville et sur d'autres sites de dépôt similaires, est encouragée, afin d'étudier et d'affiner sa pertinence.**

Annexes

Publications

Baux N., Murat A., Faivre Q., Lesourd S., Poizot E., Méar Y., Brasselet S., Dauvin J.C. (In submission). Sediment dynamic equilibrium, a for assessing a coastal anthropogenic disturbance using geochemical markers. Application to the eastern part of the bay of Seine. *Continental Shelf Research.*

Foveau A., Pezy J.P., **Baux N.**, Baffreau A., Bachelet Q., Chouquet B., Dancie C., Ruellet T., Dauvin J.C. (2018). Range extension of the tanaid Zeuxo holdichi (Bamber, 1990) along the northern coasts of France ? *Cahier de Biologie Marine*, 59. 329-333.

Méar Y., Poizot E., Murat A., Beryouni K., **Baux N.**, Dauvin J.C. (2018). Improving the monitoring of a dumping site in a dynamic environment. Example of the Octeville site (Bay of Seine, English Channel). *Marine Pollution Bulletin*, 129. 425-437.

Dauvin J.C., Baffreau A., **Baux N.**, Pezy J.P., Marmin S., (2018). Dredge Spoil Disposal (DSD) Index. *Marine Pollution Bulletin*, 129. 102-105.

Baux N., Pezy J.P., Bachelet Q., Baffreau A., Méar Y., Poizot E., Guyonnet B. et Dauvin J.C. (2017). Soft bottom macrobenthic communities in a semi-enclosed Bay bordering the English Channel : The Rade de Cherbourg. *Regional Studies in Marine Science*, 9. 106-116.

Liste d'espèces

Abludomelita gladiosa
Abludomelita obtusata
Abra alba
Acanthocardia aculeata
Acanthocardia echinata
Achelia echinata
Acidostoma obesum
Acrocnida brachiata
Acromegalomma vesiculosum
Ampelisca brevicornis
Ampelisca diadema
Ampelisca tenuicornis
Ampharete baltica
Amphipholis squamata
Amphitritides gracilis
Anoplodactylus petiolatus
Antalis vulgaris
Aonides oxycephala
Aphrodita aculeata
Apolochus neapolitanus
Asterias rubens
Asthenognathus atlanticus
Bathyporeia tenuipes
Bispira fabricii
Bodotria arenosa
Bodotria pulchella
Buccinum undatum
Callianassa subterranea
Capitella capitata
Caulleriella alata
Cerastoderma edule
Cereus pedunculatus
Cerianthus lloydii
Chaetozone gibber
Cheirocratus intermedius
Cirratulus cirratus
Corbula gibba
Corystes cassivelaunus
Crepidula fornicata
Diastylis bradyi
Diastylis laevis
Dipolydora giardi
Donax vittatus
Ebalia tumefacta
Echinocardium cordatum
Echiura
Edwardsia californica
Ensis leei
Ericthonius punctatus
Eteone flava
Eteone longa
Eudorella truncatula
Eulalia viridis
Eumida bahusiensis
Eumida sanguinea
Eunereis longissima
Eupolymnia nebulosa
Eurydice pulchra
Fabulina fabula
Gammaropsis maculata
Gastrosaccus spinifer
Gattyana cirrhosa
Glycera fallax
Glycera tridactyla
Glycinde nordmanni
Harmothoe spp.
Hilbigneris gracilis
Hippolyte varians
Inachus sp.
Kirkegaardia dorsobranchialis
Kurtiella bidentata
Lagis koreni
Lanice conchilega
Laonice bahusiensis
Leptoplana
Leucothoe incisa
Leucothoe richiardii
Liocarcinus spp.
Liocarcinus depurator
Liocarcinus holsatus
Liocarcinus marmoreus
Liocarcinus pusillus
Lumbrineris latreilli
Lutraria angustior
Lutraria lutraria
Macropodia spp.
Mactra stultorum
Magelona filiformis
Magelona johnstoni
Maldanidae

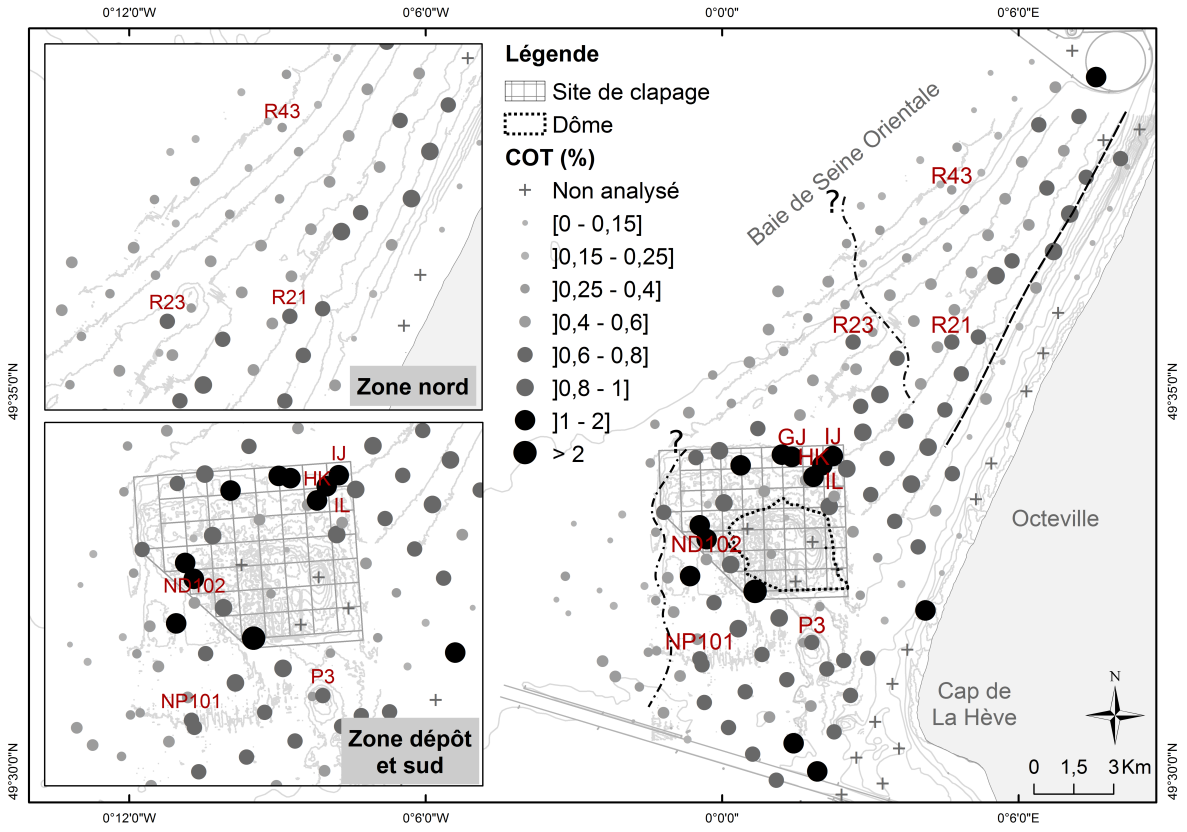
Malmgrenia spp.
Malmgrenia marphysae
Marphysa bellii
Mediomastus fragilis
Melinna palmata
Monocorophium sextonae
Myrianida
Mysta picta
Mytilus edulis
Nebalia troncosoi
Necora puber
Nemertea
Nephtys assimilis
Nephtys caeca
Nephtys cirrosa
Nephtys hombergii
Notomastus latericeus
Nototropis vedlomensis
Nucula nitidosa
Nymphon brevirostre
Ophiura albida
Ophiura ophiura
Orchomenella nana
Owenia fusiformis
Oxydromus flexuosus
Pagurus bernhardus
Pandalina brevirostris
Paradoneis lyra
Paranaitis kosteriensis
Pariambus typicus
Pecten maximus
Phaxas pellucidus
Philocheras bispinosus bispinosus
Philocheras trispinosus
Pholoe baltica
Phoronis psammophila
Photis longicaudata
Phtisica marina
Phyllodoce groenlandica
Phyllodoce longipes
Phyllodoce maculata
Phyllodoce mucosa
Pinnotheres pisum
Pisidia longicornis
Pista cristata
Poecilochaetus serpens
Polycirrus medusa
Processa modica modica
Protodorvillea kefersteini
Pseudopolydora pulchra
Pseudoprotella phasma
Rissoides desmaresti
Sabella pavonina
Sabellaria spinulosa
Scalibregma celticum
Scalibregma inflatum
Schistomeringos neglecta
Scoloplos armiger
Sigalion sp.
Sipuncula
Spio decorata
Spiophanes bombyx
Spirobranchus sp.
Spisula subtruncata
Stenothoe marina
Sthenelais boa
Streptosyllis websteri
Syllis sp.
Syllis hyalina
Tanaopsis graciloides
Tellimya ferruginosa
Terebellides stroemii
Thelepus cincinnatus
Thracia pubescens
Tritia pygmaea
Tubulanus polymorphus
Upogebia deltaura
Urothoe brevicornis
Urothoe elegans
Urothoe pulchella

Il s'agit de la liste des espèces identifiées sur les dix stations utilisées pour l'expérimentation Octeville (chapitre III). Les données complètes (avec les abondances,

les stations et les coordonnées) ont été intégrées à la base de donnée MABES.

Stabilité du COT

Superposition des valeurs de COT mesurées sur les échantillons du suivis sédimentaire (chapitre II) avec celles mesurées lors du suivi benthique (chapitre III). Les prélèvements sédimentaire concernent 179 stations, échantillonnées à la benne Shipeck en janvier-février 2016. Les échantillons sédimentaires récoltés lors du suivi benthique concernent 10 stations, prélevées à la benne SmithMcIntyre, en août, octobre et décembre 2016, ainsi qu'en avril, juin et septembre 2017. La moyenne des valeurs de COT sont présentées sur le graphique suivant. Le tableau présente les valeurs de COT mesurées de T1 à T5, pour les dix stations utilisées dans le cadre de l'expérimentation de clapage (chapitre III).



Stations	T1	T2	T3	T4	T5	Moy
R23	0,68212	0,5491	0,65192	0,86568	0,5947	0,668704
R21	0,78091	0,95352	0,7899	0,68458	0,76757	0,795296
P3	0,75874	0,69097	0,55768	0,96828	0,78049	0,751232
GJ	1,2433	1,3452	1,4458	1,1033	1,5311	1,33374
HK	1,1665	1,1896	1,4867	0,69545	1,0546	1,11857
IJ	1,4707	1,5165	0,86975	1,1433	0,9423	1,18851
IL	0,53764	0,40648	0,61769	0,40866	0,67235	0,528564
ND102	0,48992	0,48031	0,45949	0,40839	0,30801	0,429224
NP101	0,67934	0,84246	0,76201	0,708325	0,66899	0,732225
R43	0,43163	0,36407	0,34003	0,41314	0,44698	0,39917

Bibliographie

Alizier, S. (2011). Echelles spatio-temporelles d'observation des relations macrobenthos-sédiments : organisation et changements à long terme (1988-2009) des communautés benthiques subtidales de la partie orientale de la baie de Seine. Thèse de doctorat, Université de Lille 1.

Alzieu, C., Bocquene, G., Delesmont, R., Dhainaut-Courtois, N., Empis, A., Forget, J., Glemarec, M., Pavillon, J. F., Pruvot, C. et Quiniou, F. (2002). Evaluation des risques liés à l'immersion des boues de dragage des ports maritimes. Colloque pnetox, Paris 3 et 4.

Ambrogi, R. et Occhipinti Ambrogi, A. (1987). Temporal variations of secondary production in the marine bivalve *Spisula subtruncata* off the Po River delta (Italy). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 25(3):369–379.

Améziane, N., Chardy, P. et Dauvin, J. C. (1993). Modelling carbon flows in soft-bottom communities from the bay of Morlaix, western English Channel. Rapport technique, International Symposium Series. Biology and Ecology of Shallow Coastal Waters.

Antit, M., Urra, J., Marina, P. et Azzouna, A. (2017). Les Phariadae (Mollusques, Bivalves) de la baie de Tunis, Tunisie (Méditerranée occidentale). *Journal of New Sciences*, 46(1):1–7.

Artelia (2013). Réhabilitation des vasières de l'estuaire de la Seine. Tranche conditionnelle : influence des clapages d'Octeville sur la zone côtière entre le Havre et Antifer. Rapport interne 171 3203 R5, Artelia.

Avoine, J. (1986). Sediment exchanges between the Seine estuary and its adjacent shelf. *Journal of the Geological Society*, 144:135–148.

Avoine, J. (1994). Synthèse des connaissances sur l'estuaire de la Seine. Partie 2. Rapport, Ifremer/Port Autonome du Havre.

Avoine, J., Allen, G. P., Nichols, M., Salomon, J. C. et Larsonneur, C. (1981). Suspended-sediment transport in the Seine estuary, France : effect of man-made modifications on estuary—shelf sedimentology. *Marine Geology*, 40(1-2):119–137.

Baffreau, A., Pezy, J. P., Dancie, C., Chouquet, B., Hacquebart, P., Poisson, E., Foveau, A., Joncourt, Y., Duhamel, S., Navon, M., Marmin, S. et Dauvin, J. C. (2017). Mapping benthic communities : an indispensable tool for the preservation and management of the eco socio-system in the bay of Seine. *Regional Studies in Marine Science*, 9:162–173.

Bakalem, A., Ruellet, T. et Dauvin, J. C. (2009). Benthic indices and ecological quality of shallow Algeria fine sand communauty. *Ecological Indicators*, 9(1):395–408.

Banerjee, S., Bansal, U. et Vilas Thorat, A. (2016). A review on palaeogeographic implications and temporal variation in glaucony composition. *Journal of Palaeogeography*, 5:43–71.

Barnay, A. S. (2003). Structure des peuplements de sables fins plus ou moins envasés en Manche : échelles spatiales et biodiversité. Thèse de doctorat, Université Paris VI.

Barnay, A. S., Ellien, C., Gentil, F. et Thiébaut, E. (2003). A model study on variations in larval supply : are populations of the polychaete *Owenia fusiformis* in the English Channel open or closed ? *Helgoland Marine Research*, 56(4):229–237.

Barringer, J. L., Mumford, A., Young, L. Y., Reilly, P. A., Bonin, J. L. et Rosman, R. (2010). Pathways for arsenic from sediments to groundwater to streams : biogeochemical processes in the Inner Coastal Plain, New Jersey, USA. *Water Research*, 44(19):5532–5544.

Barringer, J. L., Szabo, Z., Barringer, T. H. et Holmes, C. W. (2001). Mobility of arsenic in agricultural and wetlands soils and sediments, Northern Coastal Plain of New Jersey. *US Geological Survey Report. Retrieved March*, 7:1–2013.

Baux, N., Martinez, M., Dauvin, J. C., Pezy, J. P., Raoux, A., Braffreau, A., Chouquet, B., Balay, P. et Dancie, C. (2017a). Rapport final INDICLAP. Rapport technique, Agence Française pour la Biodiversité.

Baux, N., Pezy, J. P., Bachelet, Q., Baffreau, A., Méar, Y., Poizot, E., Guyonnet, B. et Dauvin, J. C. (2017b). Soft bottom macrobenthic communities in a semi-enclosed bay bordering the English Channel : The Rade de Cherbourg. *Regional Studies in Marine Science*, 9:106–116.

Bayon, G., Pierre, C., Etoubleau, J., Voisset, M., Cauquil, E., Marsset, T., Sultan, N., Le Drezen, E. et Fouquet, Y. (2007). Sr/Ca and Mg/Ca ratios in Niger Delta sediments : Implications for authigenic carbonate genesis in cold seep environments. *Marine Geology*, 241(1):93–109.

Benabdellouahed, M., Dugué, O., Tessier, B., Thinon, I. et Guennoc, P. (2013). Evolution pléistocène de la Seine fluviatile préservée en Baie de Seine. *Quaternaire. Revue de l'Association française pour l'étude du Quaternaire*, 24(3):267–277.

Boet, P., Legèr, M. et Le Pichon, C. (1999). Modélisation du compartiment piscicole : Test d'un modèle bioénergétique pour mieux cerner la biomasse piscicole d'un bief de la Seine. Rapport interne, Cemagref.

Bolam, S. G., Rees, H. L., Somerfield, P., Smith, R., Clarke, K. R., Warwick, R. M., Atkins, M. et Garnacho, E. (2006a). 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(1):415–426.

Bolam, S. G., Schratzberger, M. et Whomersley, P. (2006b). Macro- and meiofaunal recolonisation of dredged material used for habitat enhancement : Temporal patterns in community development. *Marine Pollution Bulletin*, 52(12):1746–1755.

Bolam, S. G., Whomersley, P. et Schratzberger, M. (2004). Macrofaunal recolonization on intertidal mudflats : effect of sediment organic and sand content. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 306(2):157–180.

Boos, K. et Franke, H.-D. (2006). Brittle stars (Echinodermata : Ophiuroidea) in the German Bight (North Sea)—species diversity during the past 130 years. *Journal of the Marine Biological Association of the UK*, 86(05):1187.

Borja, A., Franco, J. et Pérez, V. (2000). A marine biotic index to establish the ecological quality of soft-bottom benthos within european estuarine and coastal environments. *Marine Pollution Bulletin*, 40(12):1100–1114.

Borja, A., Franco, J., Valencia, V., Bald, J., Muxika, I., Belzunce, M. J. et Solaun, O. (2004). Implementation of the european water framework directive from the Basque country (northern spain) : a methodological approach. *Marine Pollution Bulletin*, 48(3–4):209–2018.

Bourgoin, A. et Guillou, M. (1990). Variations in the reproductive cycle of *Acrocnida brachiata* (Echinodermata : Ophiuroidea) according to environment in the Bay of Douarnenez (Brittany). *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 70(1):57.

Bourgoin, A. et Guillou, M. (1994). Arm regeneration in two populations of *Acrocnida brachiata* (Montagu) (Echinodermata : Ophiuroidea) in Douarnenez Bay, (Brittany : France) : An ecological significance. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 184(1):123–139.

Bourgoin, A., Guillou, M. et Glémarec, M. (1991). Environmental instability and demographic variability in *Acrocnida brachiata* (Echinodermata : Ophiuroidea) in Douarnenez Bay (Brittany : France). *Marine Ecology*, 12(2):89–104.

Boutin, R. (2000). Amelioration des connaisssances sur les rejets par clapage de type vase. *VI èmes Journées Nationnales Génie Civil - Génie Côtier, Caen, France (17-19 Mai 2000)*, pages 623–633.

Bracken, L. J. et Wainwright, J. (2006). Geomorphological equilibrium : myth and metaphor ? *Transactions of the Institute of British Geographers*, 31(2):167–178.

Brasselet, S. (2014). Dragages d'entretien du Grand Port Maritime du Havre. Arrêté interpréfectoral du 26/10/2009 : Renouvellement de l'autorisation de dragage et de l'immersion des produits de dragages d'entretien du GPMH. Demande de

renouvellement. Rapport interne 2014-080-A, Grand Port Maritime du Havre (GPMH) - Service Accès et Environnement Maritime.

Brasselet, S. (2015). Dragages d'entretien du Grand Port Maritime du Havre. Synthèse des suivis - Année 2015. Rapport interne, Grand Port Maritime du Havre - Service AEM.

Bremner, J., Rogers, S. I. et 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., Rogers, S. I. et Frid, C. L. J. (2006). Methods for describing ecological functioning of marine benthic assemblages using biological traits analysis (BTA). *Ecological Indicators*, 6(3):609–622.

Brey, T. (2001). Population dynamics in benthic invertebrates. *A virtual handbook*.

Brey, T. (2012). A multi-parameter artificial neural network model to estimate macrobenthic invertebrate productivity and production. *Limnology and Oceanography : Methods*, 10(8):581–589.

Brey, T., Müller-Wiegmann, C., Zittier, Z. M. C. et Hagen, W. (2010). Body composition in aquatic organisms — A global data bank of relationships between mass, elemental composition and energy content. *Journal of Sea Research*, 64(3):334–340.

Brunel, P., Besner, M., Messier, D., Poirier, L., Granger, D. et Weinstein, M. (1978). Le traîneau suprabenthique MACER-GIROQ : appareil amélioré pour l'échantillonnage quantitatif étagé de la petite faune nageuse an voisinage du fond. The MACER-GIROQ Suprabenthic Sled : an improved device for quantitative two-level sampling of the small swimming fauna near the bottom. *Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie und Hydrographie*, 63(6):815–829.

Cabioch, L. (1968). Contribution à la connaissance des peuplements benthiques de la Manche occidentale. *Cahier de Biologie Marine*, 9:1–724.

Cabioch, L. et Gentil, F. (1977). Le macrobenthos des fonds meubles de la Manche : distribution générale et écologie. *Biology of Benthic Organisms. Pergamon Press. Editor : Keegan, B.F. and Ceidigh, P.O. and Boaden, O.J.S.*

Cachot, J. (2009). La génotoxicité. Quel risque pour les espèces aquatiques. Fascicule Seine Aval, Gip Seine-Aval.

Cardoso, J. F. M. F., Witte, J. I. J. et Van der Veer, H. W. (2007). Growth and reproduction of the bivalve *Spisula subtruncata* (da Costa) in Dutch coastal waters. *Journal of Sea Research*, 57(4):316–324.

Carpentier, A., Martin, C. S. et Vaz, S. (2009). Channel habitat atlas for marine resource management, final report. Atlas des habitats des resources marines de la Manche orientale, rapport final (CHARM phase II). Interreg 3a Programme. 64, IFREMER.

Chandrasekara, W. U. et Frid, C. L. J. (1998). A laboratory assessment of the survival and vertical movement of two epibenthic gastropod species, *Hydrobia ulvae* (Pennant) and *Littorina littorea* (Linnaeus), after burial in sediment. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 221(2):191–207.

Chardy, P. (1987). Modèle de simulation du système benthique des sédiments grossiers du golfe normand-breton (Manche). *Oceanologica acta*, 10(4):421–434.

Chauchat, J. (2007). Contribution à la modélisation diphasique du transport sédimentaire en milieux côtiers et estuariens. Thèse de doctorat, Université de Caen.

Chauvin, P., Freger, G. et Guyader, J. (1986). Synthèse des connaissances sur les effets du dépôt de dragage d'Octeville. *Acte de colloque-GRECO Manche*, 4:465–470.

Christensen, V., Coll, M., Steenbeek, J., Buszowski, J., Chagaris, D. et Walters, C. J. (2014). Representing variable habitat quality in a spatial food web model. *Ecosystems*, 17(8):1397–1412.

Christensen, V. et Pauly, D. (1992). ECOPATH II — a software for balancing steady-state ecosystem models and calculating network characteristics. *Ecological Modelling*, 61(3):169–185.

Christensen, V. et Walters, C. J. (2004a). Ecopath with Ecosim : methods, capabilities and limitations. *Ecological Modelling*, 172(2):109–139.

Christensen, V. et Walters, C. J. (2004b). Ecopath with Ecosim : methods, capabilities and limitations. *Ecological modelling*, 172(2-4):109–139.

Clarke, K. R. (1993). Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology*, 18(1):117–143.

Clarke, K. R. et Warwick, R. M. (2001). Change in marine communities : an approach to statistical analysis and interpretation. Primer-e limited, Plymouth Marine Laboratory.

Cordonnier, T. (2005). Disturbance, diversity and permanence of structures in forest ecosystems. Thèse de doctorat, Université Paris XI - Département Ecologie, Systématique et Evolution.

Cossa, D., Elbaz-Poulichet, F., Gnassia-Barelli, M. et Romeo, M. (1993). Le plomb en milieu marin. Biogeochimie et ecotoxicologie. *Repères Ocean. IFREMER*, 3:3–77.

Crevel, L. (1985). La dynamique sedimentaire en baie de Seine nord-orientale, fluctuations et evolution de la couverture meuble. *La Baie de Seine. Colloque National du CNRS, 24-26 avril 1985*, 4:193–200.

Croudace, I. W., Rindby, A. et Rothwell, R. G. (2006). Description and evaluation of a new multi-function X-ray core scanner. *Geological Society, London, Special Publications*, 267:51–63.

Cugier, P., Ménesguen, A. et Guillaud, J. F. (2005). Three-dimensional (3D) ecological modelling of the Bay of Seine (English Channel, France). *Journal of Sea Research*, 54(1):104–124.

Cuven, S., Francus, P. et Lamoureux, S. F. (2010). Estimation of grain size variability with micro X-Ray fluorescence in laminated lacustrine sediments, Cape Bounty, Canadian High Arctic. *Journal of Paleolimnology*, 44(3):803–817.

Daly, H. I., Pierce, G. J., Santos, M. B., Royer, J., Cho, S. K., Stowasser, G., Robin, J. P. et Henderson, S. M. (2001). Impact of cephalopods in the food chain and their interaction with the environment. Cephalopod consumption by trawl caught fish in Scottish and English Channel waters. *Fisheries Research*, 52:51–64.

Dancie, C. (2015). Suivi des sédiments et des peuplements benthiques sur le site d'immersion d'Octeville. Rapport pluriannuel 2014. Rapport technique, Cellule du Suivi du Littoral Normand (CSLN) pour le Grand Port Maritime du Havre (GPMH).

Dauvin, J. et Ruellet, T. (2007). Polychaete/amphipod ratio revisited. *Marine Pollution Bulletin*, 55:215–224.

Dauvin, J. C. (1982). Impact of Amoco Cadiz oil spill on the muddy fine sand *Abra alba* and *Melinna palmata* community from the Bay of Morlaix. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 14:517–531.

Dauvin, J. C. (1986). Biologie, dynamique et production d'une population d'*Abra alba* (Wood) (Mollusque-Bivalve) de la baie de Morlaix (Manche occidentale). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 97(2):151–180.

Dauvin, J. C. (1990). Recrutement méiobenthique des principales espèces de polychétes et de mollusques bivalves d'un peuplement subtidal de sédiments fins de la Manche occidentale. *Cahier de Biologie Marine*, 31:201–224.

Dauvin, J. C. (1992). Cinétique de recrutement et croissance des juvéniles d'*Owenia fisuformis* Delle Chiaje en baie de Seine (Manche orientale). *Oceanologica Acta*, 15(2): 187–196.

Dauvin, J. C. (1993). Le benthos : témoin des variations de l'environnement. *Oceanis*, 19:25–53.

Dauvin, J. C. (1997). Les biocénoses marines et littorales françaises des côtes atlantiques, Manche et Mer du Nord. Synthèse, menaces et perspectives, Muséum national d'Histoire naturelle, Paris.

Dauvin, J. C. (1998). The fine sand *Abra alba* community of the bay of Morlaix twenty years after the Amoco Cadiz oil spill. *Marine Pollution Bulletin*, 36(9):669–676.

Dauvin, J. C. (2006). The Seine estuary, a highly developed area. Seine-aval special issue, North Atlantic Estuaries, Problems and Perspectives.

Dauvin, J. C. (2007). Paradox of estuarine quality : benthic indicators and indices, consensus or debate for the future. *Marine Pollution Bulletin*, 55(1-6):271–281.

Dauvin, J. C. (2008). The main characteristics, problems and prospects for Western European coastal seas. *Marine Pollution Bulletin*, 57(1):22–40.

Dauvin, J. C. (2012). Are the eastern and western basins of the English Channel two separate ecosystems ? *Marine Pollution Bulletin*, 64(3):463–471.

Dauvin, J. C. (2015). History of benthic research in the English Channel : from general patterns of communities to habitat mosaic description. *Journal of Sea Research*, 100(1): 32–45.

Dauvin, J. C. (2018a). Chapter 6 : The English Channel : la Manche. Chapitre 6, World Seas : An Environmental Evaluation.

Dauvin, J. C. (2018b). Twenty years of application of polychaete/amphipod ratios to assess diverse human pressures in estuarine and coastal marine environments : a review. *Ecological Indicators*, 95:427–435.

Dauvin, J. C., Alizier, A. S., Rolet, C., Bakalem, A., Bellan, G., Gesteira, J. L. G., Grimes, S., De la Ossa Carretero, J. A. et Del Pilar Ruso, Y. (2012a). Response of different benthic indices to diverse human pressures. *Ecological Indicators*, 12(1):143–153.

Dauvin, J. C., Alizier, S., Vallet, C. et Ruellet, T. (2010). Does the Port 2000 harbour construction have an effect on the Seine estuary suprabenthic community ? *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 86(1):42–50.

Dauvin, J. C., Andrade, H., De la Ossa Carretero, J. A., Del Pilar Ruso, Y. et Riera, R. (2016). Polychaete/amphipod ratios : An approach to validating simple benthic indicators. *Ecological Indicators*, 63(1):89–99.

Dauvin, J. C., Bakalem, A., Baffreau, A., Delecrin, C., Bellan, G., Lardicci, C., Balestri, E., Sardá, R. et Grimes, S. (2017a). The well sorted fine sand community from the western Mediterranean Sea : A resistant and resilient marine habitat under diverse human pressures. *Environmental Pollution*, 224:336–351.

Dauvin, J. C., Bakalem, A., Baffreau, A. et Grimes, S. (2017b). Benthic ecological status of Algerian harbours. *Marine Pollution Bulletin*, 125(1):378–388.

Dauvin, J. C., Baux, N. et Pezy, J. P. (2018). Dredge Spoil Disposal (DSD) Index. *Marine Pollution Bulletin*, 129(1):102–105.

Dauvin, J. C., Brind'Amour, A., Cuvilliez, A., Dancie, C., Desroy, N., Le Hir, P., Lesourd, S., Méar, Y. et Morin, J. (2012b). Projet COLMATAGE, couplages bio-morpho-sédimentaires et dynamique à long terme des habitats et peuplements benthiques et ichtyologiques en Seine aval. Seine aval 4, Gip Seine-Aval.

Dauvin, J. C. et Desroy, N. (2005). The food web in the lower part of the Seine estuary : a synthesis of existing knowledge. *Hydrobiologia*, 540(1-3):13–27.

Dauvin, J. C., Desroy, N., Denis, L. et Ruellet, T. (2008). Does the *Phaeocystis* bloom affect the diel migration of the suprabenthos community ? *Marine Pollution Bulletin*, 56(1):77–87.

Dauvin, J. C., Desroy, N., Janson, A. L., Vallet, C. et Duhamel, S. (2006). Recent changes in estuarine benthic and suprabenthic communities resulting from the development of harbour infrastructure. *Marine Pollution Bulletin*, 53(1):80–90.

Dauvin, J. C. et Gentil, F. (1989). Long-term changes in populations of subtidal bivalves (*Abra alba* and *A. prismatica*) from the Bay of Morlaix (Western English Channel). *Marine Biology*, 103:63–73.

Dauvin, J. C. et Gillet, P. (1991). Spatio-temporal variability in population structure of *Owenia fusiformis* Delle Chiaje (Annelida : Polychaeta) from the bay of Seine (eastern English Channel). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 152:105–122.

Dauvin, J. C., Iglesias, A. et Lorgeré, J. C. (1994). Circalittoral suprabenthic coarse sand community from the western English Channel. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 74(3):543–562.

Dauvin, J. C. et Lozachmeur, O. (2006). Mer côtière à forte pression anthropique propice au développement d'un gestion integrée : exemple du bassin oriental de la Manche (Atlantique nord-est). *Vertigo*, 7(1):1–14.

Dauvin, J. C. et Pezy, J. P. (2013). Long-term changes of the Seine estuary suprabenthos (1996–2012). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 448:93–103.

Dauvin, J. C. et 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., Ruellet, T., Thiébaut, E., Gentil, F., Desroy, N., Janson, A. L., Duhamel, S., Jourde, J. et Simon, S. (2007). The presence of *Melinna palmata* (annelida : Polychaeta) and *Ensis directus* (mollusca : Bivalvia) related to sedimentary changes in the bay of Seine (English Channel, France). *Cahier de Biologie Marine*, 48:391–401.

Dauvin, J. C., Thiébaut, E. et Wang, Z. (1998). Short-term changes in the mesozooplanktonic community in the Seine ROFI (Region Of Freshwater Influence)(eastern English Channel). *Journal of Plankton Research*, 20(6):1145–1167.

Dauvin, J. C. et Zouhiri, S. (1996). Suprabenthic crustacean fauna of a dense *Ampelisca* community from the English Channel. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 76(4):909–929.

David, V. (2017). Traitement de données en sciences environnementales. Collection écologie, ISTE editions.

De-la Ossa-Carretero, J. A. et Dauvin, J. C. (2010). A comparaison of two biotic indices, AMBI and BOPA/BO2A, for assessing the Ecological Quality Status (EcoQS) of benthic macro-invertebrates. *Transit Waters Bulletin*, 1:12–24.

De Pierrepont, J. F. D., Dubois, B., Desormonts, S., Santos, M. B. et Robin, J. P. (2005). Stomach contents of English Channel cetaceans stranded on the coast of Normandy. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 85(6):1539–1546.

de Villiers, S., Greaves, M. et Elderfield, H. (2002). An intensity ratio calibration method for the accurate determination of Mg/Ca and Sr/Ca of marine carbonates by ICP-AES. *Geochemistry, Geophysics, Geosystems*, 3:1–14.

Delavenne, J., Marchal, P. et Vaz, S. (2013). Defining a pelagic typology of the eastern English Channel. *Continental Shelf Research*, 52:87–96.

Deloffre, J. (2005). La sédimentation fine sur les vasières intertidales en estuaires macrotidaux. Thèse de doctorat, Université de Rouen.

Denis, L. et Desroy, N. (2008). Consequences of spring phytodetritus sedimentation on the benthic compartment along a depth gradient in the Eastern English Channel. *Marine Pollution Bulletin*, 56(11):1844–1854.

Desprez, M. (2000). Physical and biological impact of marine aggregate extraction along the French coast of the Eastern English Channel : short- and long-term post-dredging restoration. *ICES Journal of Marine Science*, 57(5):1428–1438.

Desroy, N., Janson, A. L., Denis, L., Charrier, G., Lesourd, S. et Dauvin, J. C. (2007). The intra-annual variability of soft-bottom macrobenthos abundance patterns in the North Channel of the Seine estuary. *Hydrobiologica*, 188:173–188.

Desroy, N. et Retière, C. (2001). Long-term changes in muddy fine sand community of the Rance Basin : role of recruitment. *Journal of the Marine Biological Association of the UK*, 81(4):553–564.

DIREN (2003). L'estuaire et les marais de la basse Seine - Tableau d'assemblage des cartes au 1/50000 ème du site du réseau Natura 2000 - Zone de Protéction Spéciale FR2310044. Rapport, DIREN Haute-Normandie.

DREAL (2009). Directive Habitats Faune Flore - baie de Seine Orientale FR2502021. Rapport de synthèse, Direction Régionale de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement.

Dubrulle, C., Lesueur, P., Boust, D., Dugué, O., Poupinet, N. et Lafite, R. (2007). Source discrimination of fine-grained deposits occurring on marine beaches : the Calvados beaches (eastern Bay of the Seine, France). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 72:138–154.

Dubrulle-Brunaud, C. (2007). Les sédiments fins dans un système macrotidal actuel (continuum Seine-Baie de Seine) : caractérisation géochimiques et minéralogiques, identification des sources. Thèse de doctorat, Université de Rouen.

Dupont, J. P., Lafite, R., Huault, M. F., Hommeril, P. et Meyer, R. (1994). Continental/marine ratio changes in suspended and settled matter across a macrotidal estuary (the Seine estuary, northwestern France). *Marine Geology*, 120(1):27–40.

Eastwood, P. D., Mills, C. M., Aldridge, J. N., Houghton, C. A. et Rogers, S. I. (2007). Human activities in UK offshore waters : an assessment of direct, physical pressure on the seabed. *ICES Journal of Marine Science*, 64(3):453–463.

Eckman, J. E., Nowell, A. R. M. et Jumars, P. A. (1981). Sediment destabilization by animal tubes. *Journal of Marine Research*, 39:361–374.

Elineau, S. (2013). Le risque naturel côtier sur la communauté d'agglomération du Havre (Haute-Normandie) : une évaluation des aléas. Thèse de doctorat, Le Havre Université.

Elkaim, B. et Irlinger, J. P. (1987). Contribution à l'étude de la dynamique des populations de *Pectinaria koreni* Malmgren (Polychète) en Baie de Seine Orientale. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 107(2):171–197.

EPA (1989). Characteristics and effects of dredged material disposal in the marine environment. Rapport technique, United States Environmental Protection Agency.

Essink, K. (1999). Ecological effects of dumping of dredged sediments ; options for management. *Journal of Coastal Conservation*, 5(1):69–80.

Farrell, K. M., Harris, W. B., Mallinson, D. J., Culver, S. J., Riggs, S. R., Pierson, J., Self-Trail, J. M. et Lautier, J. C. (2012). Standardizing texture and facies codes for a process-based classification of clastic sediment and rock. *Journal of Sedimentary Research*, 82(6):364–378.

Fisson, C. (2014). Qualité des eaux de l'estuaire de la Seine. Fascicule seine aval, 3.2., Gip Seine-aval.

Fisson, C. (2017). Impact de la Crue de juin 2016 sur l'estuaire de la Seine. Fascicule Seine Aval, Gip Seine-Aval.

Folk, R. L. (1954). The distinction between grain size and mineral composition in sedimentary-rock nomenclature. *The Journal of Geology*, 62(4):344–359.

Folk, R. L. (1966). A review of grain-size parameters. *Sedimentology*, 6(2):73–93.

Folk, R. L. et Ward, W. C. (1957). Brazos River Bar : a study in the significance of grain size parameters. *Journal of Sedimentary Research*, 27(1):3–26.

Foveau, A. (2009). Habitats et communautés benthiques du bassin orientale de la Manche : état des lieux au début du XXIéme siècle. Thèse de doctorat, Université de Lille 1.

Fraschetti, S., Covazzi, A., Chiantore, M. et Albertelli, G. (1997). Life-history traits of the bivalve *Spisula subtruncata* (da Costa) in the Ligurian Sea (North-Western Mediterranean) : The contribution of newly settled juveniles. *Scientia Marina*, 61:25–32.

Garcia, C. (2010). Approche fonctionnelle des communautés benthiques du bassin oriental de la Manche et du sud de la Mer du Nord. Thèse de doctorat, Université des Sciences et Technologies de Lille.

Garnaud, S. (2003). La sédimentation fine sur une plate-forme interne actuelle macrotidale : la Baie de Seine sud-orientale (France). Thèse de doctorat, Université de Caen.

Garrels, R. M. et Christ, C. L. (1965). Solutions, minerals, and equilibria. Livre, Harper and Row, New-York.

Gaudin, F. (2017). Effets du changement climatique sur la distribution de la macrofaune benthique en Manche. Thèse de doctorat, Université de Pierre et Marie Curie.

Gentil, F. (1976). Distribution des peuplements benthiques en baie de Seine. Thèse de doctorat, Université Paris VI.

Gentil, F. et Cabioch, L. (1997). Carte des peuplements macrobenthiques de la baie de Seine et Manche centrale sud. Rapport, Observatoire Océanologique de Roscoff.

Gentil, F. et Dauvin, J. C. (1989). Etude allométrique de la polychète *Owenia fusiformis* Delle Chaje. *Journal de Recherche Océanographique*, 1 et 2:58–60.

Gerlach, S. A. (1971). On the importance of marine meiofauna for benthos communities. *Oecologia*, 6(2):176–190.

Gilbert, G. K. (1877). Report on the geology of the Henry Mountains. Livre, United States Geographical and Geological Survey of the Rocky Mountains Region. Washington, DC.

GIP Seine-Aval (2008). Blooms phytoplanctoniques et phycotoxicité en Baie de Seine. Rapport, Gip Seine-Aval.

Goldberg, E. D., Griffin, J. J., Hodge, V., Koide, M. et Windom, H. (1979). Pollution history of the Savannah River estuary. *Environmental Science and Technology*, 13(5):588–594.

Grimm, V., Schmidt, E. et Wissel, C. (1992). On the application of stability concepts in ecology. *Ecological Modelling*, 63(1–4):143–161.

Guesnet, V., Lassalle, G., Chaalali, A., Kearney, K., Saint-Béat, B., Karimi, B., Grami, B., Tecchio, S., Niquil, N. et Lobry, J. (2015). Incorporating food-web parameter uncertainty into Ecopath-derived ecological network indicators. *Ecological Modelling*, 313:29–40.

Hall, S. J. (1994). Physical disturbance and marine benthic communities : life in unconsolidated sediments. *Oceanography and Marine Biology*, 32:179–239.

Hamon, D., Morizur, Y. et Quéro, J. C. (1997). Effets de la pêche : Les biocénoses marines et littorales françaises des côtes Atlantiques, Manche et Mer du Nord, synthèse, menaces et perspectives. *Patrimoines Naturels*, 28:218–228.

Harvey, M., Gauthier, D. et Munro, J. (1998). Temporal changes in the composition and abundance of the macro-benthic invertebrate communities at dredged material disposal sites in the anse à Beaufils, baie des Chaleurs, eastern Canada. *Marine Pollution Bulletin*, 36(1):41–55.

Hermand, R. (2008). Réponse d'une communauté macrobenthique méditerranéenne soumise à des apports sédimentaires allochtones naturels ou anthropiques. Thèse de doctorat, Université de la Méditérranée (Ais-Marseille II).

Hily, C. (1984). Variabilité de la macrofaune benthique dans les milieux hypertrophiques de la rade de Brest. Thèse de doctorat, Université de Bretagne Occidentale.

Hily, C. et Le Bris, H. (1984). Dynamics of an *Abra alba* population (bivalve-scrobiculariidae) in the Bay of Brest. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 19(4):463–475.

Hoch, T. (1998). Modélisation du réseau trophique pélagique et de la production primaire en Manche. *Oceanologica Acta*, 21(6):871–885.

Holling, C. S. (1973). Resilience and stability of ecological systems. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 4:1–23.

Hotelling, H. (1933). Analysis of a complex of statistical variables into principal components. *Journal of Educational Psychology*, 24:417–520.

Janson, A. L. (2007). Evolution de la biodiversité benthique des vasières subtidales de l'estuaire de la Seine en réponse à la dynamique sédimentaire. De l'approche descriptive à l'approche fonctionnelle. Thèse de doctorat, Université de Rouen.

Jenkins, R. et Vries, J. L. (1969). Practical X-Ray Spectrometry. Rapport technique, Philips technical library. Springer-Verlag New York INC.

Jennings, S., Dinmore, T. A., Duplisea, D. E., Warr, K. J. et Lancaster, J. E. (2001a). Trawling disturbance can modify benthic production processes. *Journal of Animal Ecology*, 70:459–475.

Jennings, S. et Kaiser, M. J. (1998). The effects of fishing on marine ecosystems. *Advances in Marine Biology*, 34:202–352.

Jennings, S., Pinnegar, J. K., Polunin, N. V. C. et Warr, K. J. (2001b). Impacts of trawling disturbance on the trophic structure of benthic invertebrate communities. *Marine Ecology Progress Series*, 213:127–142.

Jørgensen, B. B. (1977). The sulfur cycle of a coastal marine sediment (Limfjorden, Denmark)1. *Limnology and Oceanography*, 22(5):814–832.

Kasten, S. et Jørgensen, B. B. (2000). Sulfate reduction in marine sediments. Livre, Schulz H.D., Zabel M. (eds). Marine Geochemistry. Springer, Berlin, Heidelberg.

Kopp, D., Lefebvre, S., Cachera, M., Villanueva, M. C. et Ernande, B. (2015). Reorganization of a marine trophic network along an inshore–offshore gradient due

to stronger pelagic–benthic coupling in coastal areas. *Progress in Oceanography*, 130: 157–171.

Kristensen, P. (2004). The DPSIR framework. Workshop on a comprehensive/detailed assessment of the vulnerability of water resources to environmental change in africa using river basin approach, European topic Centre on water, European Environment Agency.

Kruskal, J. B. (1964). Nonmetric multidimensional scaling : A numerical method. *Psychometrika*, 29(2):115–129.

Lambert, R., Retière, C. et Lagadeuc, Y. (1996). Metamorphosis of *Pectinaria Koreni* (Annelida : Polychaeta) and recruitment of an isolated population in the English Channel. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 76(1): 23–36.

Larsonneur, C. (1971). Manche centrale et baie de Seine : géologie du substratum et des dépôts meubles. Thèse de doctorat, Université de Caen Normandie.

Larsonneur, C. et Hommeril, P. (1967). Sédiments et sedimentation dans la partie orientale de la baie de Seine. *Revue des sociétés savantes de Haute-Normandie*, 47: 45–448.

Larsonneur, C., Horn, R., Auffret, J. P., Hommeril, P. et Moal, A. (1975). Géologie de la partie méridionale de la Manche centrale. *Phil. Trans. R. Soc. Lond. A*, 279(1288):145–153.

Larsonneur, C. et Walker, P. (1982). Le golfe "Normand-Breton" : synthèse sédimentologique. Livre, Laboratoire de géologie marine, Université de Caen.

LCHF (1973). Etude du littoral entre Le Havre et Antifer. Rapport interne, Laboratoire Central d'hydraulique de France.

Le Hir, P., Ficht, A., Silva-Jacinto, R., Lesueur, P., Dupont, J. P., Lafite, R., Brenon, L. Thouvenin, B. et Cugier, P. (2001). Fine sediment transport and accumulations at the mouth of the seine estuary (france). *Estuaries*, 24(6B):950–963.

Le Hir, P., Salomon, J. C., Le Provost, C., Charbert d'Hieres, G. et Mauvais, J. L. (1986). Approche de la circulation résiduelle en baie de Seine. Acte de colloque, GRECO-Manche.

Leathem, W., Kinner, P., Maurer, D., Biggs, R. et Treasure, W. (1973). Effect of spoil disposal on benthic invertebrates. *Marine Pollution Bulletin*, 4(8):122–125.

Lee, S. V. et Cundy, A. B. (2001). Heavy Metal Contamination and Mixing Processes in Sediments from the Humber Estuary, Eastern England. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 53(5):619–636.

Leri, A. C., Hakala, J. A., Marcus, M. A., Lanzirotti, A., Reddy, C. M. et Myneni, S. C. B. (2010). Natural organobromine in marine sediments : new evidence of biogeochemical Br cycling. *Global Biogeochemical Cycles*, 24(4).

Leri, A. C., Mayer, L. M., Thornton, K. R. et Ravel, B. (2014). Bromination of marine particulate organic matter through oxidative mechanisms. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 142:53–63.

Lesourd, S. (2000). Processus d'envasement d'un estuaire macrotidal : zoom temporel du siècle à l'heure ; application à l'estuaire de la Seine. Thèse de doctorat, Université de Caen Basse-Normandie.

Lesourd, S., Lesueur, P., Brun-Cottan, J. C., Auffret, J. P., Poupinet, N. et Laignel, B. (2001). Morphosedimentary evolution of the macrotidal Seine estuary subjected to human impact. *Estuaries*, 24(6B):940–949.

Lesourd, S., Lesueur, P., Brun-Cottan, J. C., Garnaud, S. et Poupinet, N. (2003). Seasonal variations in the characteristics of superficial sediments in a macrotidal estuary (the Seine inlet, France). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 58(1):3–16.

Lesourd, S., Lesueur, P., Fisson, C. et Dauvin, J. C. (2016). Sediment evolution in the mouth of the Seine estuary (France) : a long-term monitoring during the last 150 years. *Comptes Rendus Geoscience*, 348(6):442–450.

Lewis, P. D. et Menzies, G. E. (2015). Vibrational spectra, principal components analysis and the horseshoe effect. *Vibrational Spectroscopy*, 81:62–67.

Libralato, S. (2008). System omnivory index. *Ecological indicators*, 4:3472–3477.

Libralato, S., Christensen, V. et Pauly, D. (2006). A method for identifying keystone species in food web models. *Ecological Modelling*, 195(3):153–171.

Lindeque, P. K., Dimond, A., Harmer, R. A., Parry, H. E., Pemberton, K. L. et Fileman, E. S. (2015). Feeding selectivity of bivalve larvae on natural plankton assemblages in the Western English Channel. *Marine Biology*, 162(2):291–308.

Mackinson, S. et Daskalov, G. (2007). An ecosystem model of the North Sea to support an ecosystem approach to fisheries management : description and parameterisation. Science Series Technical Report 142, Cefas.

Maggi, P., Truquet, P., Mornet, F. et Lassus, P. (1992). Distribution verticale, à basse et pleine mers, du phytoplancton estival en baie de Seine (juillet 1991 - campagne DINOSEINE 1). Del/92.06/nantes, IFREMER.

Mahé, K., Méhault, S., Rostiaux, E., Biais, G., Coppin, F., Vaz, S. et Delpech, J. P. (2007). Evaluation des ressources halieutiques par les campagnes scientifiques françaises. Façades « Manche-Est » et « Loire-Gironde ». Rapport technique, IFREMER.

Mahjoor, A. S., Karimi, M. et Rastegarlari, A. (2009). Mineralogical and geochemical characteristics of clay deposits from South Abarkouh district of clay deposit (Central Iran) and their applications. *Journal of Applied Sciences*, 9(4):601–614.

Maison de l'Estuaire (2006). Document d'objectifs du site Natura 2000 estuaire de Seine FR2300121. Rapport de synthèse, Maison de l' Estuaire.

Méar, Y., Poizot, E., Murat, A., Beryouni, K., Baux, N. et Dauvin, J. C. (2018). Improving the monitoring of a dumping site in a dynamic environment. Example of the Octeville site (bay of Seine, English Channel). *Marine Pollution Bulletin*, 129(2): 425–437.

Méar, Y., Poizot, E., Murat, A., Lesueur, P. et Thomas, M. (2006). Fine-grained sediment spatial distribution on the basis of a geostatistical analysis : example of the eastern Bay of the Seine (France). *Continental Shelf Research*, 26(19):2335–2351.

Marmin, S. (2013). Impacts biosédimentaires des expérimentations de clapages en baie de Seine, sur la communauté des sables moyens propres à *Nephtys cirrosa*. Thèse de doctorat, Université Caen-Normandie.

Marmin, S., Dauvin, J. C. et Lesueur, P. (2014). Collaborative approach for the management of harbour-dredged sediment in the Bay of Seine (France). *Ocean and Coastal Management*, 102:328–339.

Marmin, S., Lesueur, P., Dauvin, J. C., Samson, S., Tournier, P., Gallicher Lavanne, A., Dubrulle-Brunaud, C. et 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.

Maurer, D. et Aprill, G. (1979). Intertidal benthic invertebrates and sediment stability at the mouth of Delaware Bay. *Internationnale Revue der Gesamten Hydrobiologie*, 64:379–403.

Maurer, D., Keck, R. T., Tinsman, J. C. et Leathem, W. A. (1981a). Vertical migration and mortality of benthos in dredged material : Part II—Crustacea. *Marine Environmental Research*, 5(4):301–317.

Maurer, D., Keck, R. T., Tinsman, J. C. et Leathem, W. A. (1981b). Vertical migration and mortality of benthos in dredged material—part I : Mollusca. *Marine Environmental Research*, 4(4):299–319.

Maurer, D., Keck, R. T., Tinsman, J. C. et Leathem, W. A. (1982). Vertical migration and mortality of benthos in dredged material : Part III—polychaeta. *Marine Environmental Research*, 6(1):49–68.

Mayer, L. M., Macko, S. A., Mook, W. H. et Murray, S. (1981). The distribution of bromine in coastal sediments and its use as a source indicator for organic matter. *Organic Geochemistry*, 3:37–42.

Mayer, L. M., Schick, L. L., Allison, M. A., Ruttenberg, K. C. et Bentley, S. J. (2007). Marine *vs* terrigenous organic matter in Louisiana coastal sediments : the uses of bromine : organic carbon ratios. *Marine Chemistry*, 107(2):244–254.

McIntyre, A. D. (1978). The benthos of the western North Sea. *International Council for the Exploration of the Sea, Charlottenlund (Denmark). Symposium on North Sea Fish Stocks : Recent Changes and their Causes. Aarhus (Denmark).*

McRae, S. G. (1972). Glauconite. *Earth-Science Reviews*, 8(4):397–440.

Michez, N., Bajjouk, T., Aish, A., Andersen, A. C., Argall, E., Baffreau, A., Blanchet, H., Chauvet, P., Dauvin, J. C., De Casamajor, M. N., Derrien-Courtel, S., Dubois, S. F., Fabri, M. C., Houbin, C., Legall, L., Menot, L., Rolet, C., Sauriau, P. G., Thiébaut, E., Tourolle, J. et Van den Beld, I. (2015). Typologie des habitats marins benthiques de la Manche, de la Mer du Nord et de l'Atlantique. Rapport spn 2015, Service du Patrimoine Naturel.

Miller, D. C., Muir, C. L. et Hauser, O. A. (2002). Detrimental effects on sedimentation on marine benthos : what can be learned from natural processes rates ? *Ecological Engineering*, 19:211–232.

Ménard, F., Gentil, F. et Dauvin, J. C. (1989). Population dynamics and secondary production of *Owenia fusiformis* Delle Chiaje (Polychaeta) from the Bay of Seine (eastern English Channel). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 133(3):151–167.

Mohlenberg, F. et Kiorboe, T. (1981). Growth and energetics in *Spisula subtruncata* (da Costa) and the effect of suspended bottom material. *Ophelia*, 20(1):79–90.

Morin, J., Duhamel, S., De Roton, G., Minier, C., Bacq, N. et Dégremont, C. (2010). Poissons, habitats et ressources halieutiques : cas de l'estuaire de la Seine. Fascicules Seine-Aval 2.5, Gip Seine-Aval.

Morissette, L. (2007). Complexity, cost and quality of ecosystem models and their impact on resilience : a comparative analysis, with emphasis on marine mammals and the Gulf of St. Lawrence. Thèse de doctorat, University of British Columbia.

Mouny, P. et Dauvin, J. C. (2002). Environmental control of mesozooplankton community structure in the Seine estuary (English Channel). *Oceanologica Acta*, 25(1):13–22.

Mumford, A. C., Barringer, J. L., Benzel, W. M., Reilly, P. A. et Young, L. Y. (2012). Microbial transformations of arsenic : mobilization from glauconitic sediments to water. *Water Research*, 46(9):2859–2868.

Murat, A., Méar, Y., Poizot, E., Dauvin, J. C. et Beryouni, K. (2016). Silting up and development of anoxic conditions enhanced by high abundance of the geoengineer species *Ophiothrix fragilis*. *Continental Shelf Research*, 118:11–22.

Muxika, I., Borja, A. et 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.

Napoléon, C. (2012). Evolution spatio-temporelle de la production primaire et des communautés phytoplanconique en manche. Thèse de doctorat, Université de Caen Normandie.

Navon, M. (2016). Hétérogénéité sédimentaire et micro-habitats benthiques : Approche in situ et expérimentale. Thèse de doctorat, Université de Caen Normandie.

Nicolaidou, A. (1982). Life history and productivity of *Pectinaria koreni* Malmgren (Polychaeta). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 17(1):31–43.

Nilsen, R. et Holthe, T. (1985). Arctic and Scandinavian Oweniidae (Polychaeta) with a description of *Myriochele fragilis* sp.n., and comments on the phylogeny of the family. *Sarsia*, 70(1):17–32.

Noffke, A., Hertweck, G., Kroncke, I. et Wehrmann, A. (2009). Particle size selection and tube structure of the polychaete *Owenia fusiformis*. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 81(2):160–168.

Olenin, S. (1992). Changes in a south-eastern Baltic soft-bottom community induced by dredged spoil dumping. *International Symposium Series*, pages 119–123.

Oliveira, A., Rocha, F., Rodrigues, A., Jouanneau, J., Dias, A., Weber, O. et Gomes, C. (2002). Clay minerals from the sedimentary cover from the Northwest Iberian shelf. *Progress in Oceanography*, 52(2):233–247.

Oliver, J. S., Slattery, P. N., Hulberg, L. W. et Nybakken, J. W. (1977). Patterns of succession in benthic infaunal communities following dredging and dredged material disposal in Monterey Bay. Technical report. dredge material research program, U.S. Army Engineer Waterways.

Olivier, F., Desroy, N. et Retière, C. (1996a). Habitat selection and adult-recruit interactions in *Pectinaria koreni* (Malmgren) (Annelida : Polychaeta) post-larval populations : Results of flume experiments. *Journal of Sea Research*, 36(3):217–226.

Olivier, F., Vallet, C., Dauvin, J. C. et Retière, C. (1996b). 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(1): 89–109.

Paulmier, G. et Joly, J. P. (1986). Les phenomenes d'eaux colorées en baie de Seine. *Acte de colloque-GRECO Manche*, 4:477–484.

Pauly, D., Soriano-bartza, M. et Palomaresa, M. L. D. (1993). Improved construction, parametrization and interpretation of steady-state ecosystem models. *In V. Christensen and D. Pauly (eds.) Trophic models of aquatic ecosystems. ICLARM Conf. Proc.*, 26:1–13.

Pearson, K. (1901). On lines and planes of closet fit to systems of points in space. *The London, Edinburgh, and Dublin Philosophical Magazine and Journal of Science*, 2(11):559–572.

Perillo, G. M. E. (1995). Chapter 1 geomorphology and sedimentology of estuaries : an introduction. *In Developments in Sedimentology*, volume 53, pages 1–16. Elsevier.

Pezy, J. P. (2017). Approche écosystémique d'un futur parc éolien en Manche orientale : exemple du site de Dieppe-Le Tréport. Thèse de doctorat, Université de Caen Normandie.

Pezy, J. P., Baffreau, A. et Dauvin, J. C. (2017a). What are the factors driving long-term changes of the suprabenthos in the Seine estuary ? *Marine Pollution Bulletin*, 118:307–318.

Pezy, J. P., Raoux, A., Marmin, S., Balay, P., Niquil, N. et Dauvin, J. C. (2017b). Before-After analysis of the trophic network of an experimental dumping site in the eastern part of the Bay of Seine (English Channel). *Marine Pollution Bulletin*, 118(1): 101–111.

Pezy, J. P., Raoux, A., Marmin, S., Balay, P., Niquil, N. et Dauvin, J. C. (2018). Short-term response of subtidal soft-bottom community to dredge deposit of spoil estuarine sediment supports the Intermediate Disturbance Hypothesis. *Ecological Indicators*, Soumis.

Powilleit, M., Graf, G., Kleine, J., Riethmüller, R., Stockmann, K., Wetzel, M. A. et Koop, J. H. E. (2009). Experiments on the survival of six brackish macro-invertebrates from the Baltic Sea after dredged spoil coverage and its implications for the field. *Journal of Marine Systems*, 75(3–4):441–451.

Powilleit, M., Kleine, J. et 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(4):386–396.

Pranovi, F. et Link, J. S. (2009). Ecosystem exploitation and trophodynamic indicators : A comparison between the Northern Adriatic Sea and Southern New England. comparative Marine Ecosystem Structure and Function : Descriptors and Characteristics. *Progress in Oceanography*, 81(1):149–164.

Price, N. B. et Calvert, S. E. (1977). The contrasting geochemical behaviours of iodine and bromine in recent sediments from the Namibian shelf. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 41(12):1769–1775.

Raoux, A. (2017). Approche écosystémique des Energies Marines Renouvelables : étude des effets sur le réseau trophique de la construction du parc éolien au large de Courseulles-sur-Mer et du cumul d'impacts. Thèse de doctorat, Université Caen-Normandie.

Raoux, A., Dambacher, J. M., Pezy, J. P., Mazé, C., Dauvin, J. C. et Niquil, N. (2018). Assessing cumulative socio-ecological impacts of offshore wind farm development in the Bay of Seine (English Channel). *Marine Policy*, 89:11–20.

Raoux, A., Tecchio, S., Pezy, J. P., Lassalle, G., Degraer, S., Wilhelmsson, D., Cachera, M., Ernande, B., Le Guen, C., Haraldsson, M., Grangeré, K., Le Loc'h, F., Dauvin, J. C. et Niquil, N. (2017). Benthic and fish aggregation inside an offshore wind farm : Which effects on the trophic web functioning ? *Ecological Indicators*, 72:33–46.

Reynolds, R. C. (1963). Potassium-rubidium ratios aud polymorphism in illites and microclines from the clay size fractions of proterozoic carbonate rocks. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 27(11):1097–1112.

Roberts, R. D., Gregory, M. R. et Foster, B. A. (1998). Developing an efficient macrofauna monitoring index from an impact study — A dredge spoil example. *Marine Pollution Bulletin*, 36(3):231–235.

Rothwell, R. G. (2006). New techniques in sediment core analysis. Rapport technique, Geological Society of London.

Rybarczyk, H. et Elkaim, B. (2003). An analysis of the trophic network of a macrotidal estuary : the Seine Estuary (Eastern Channel, Normandy, France). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 58(4):775–791.

Salomon, J. C. et Breton, M. (1991). An atlas of long-term currents in the English Channel. *Oceanologica Acta*, 16(5-6):439–448.

Santschi, P. H., Guo, L., Asbill, S., Allison, M., Britt Kepple, A. et Wen, L. S. (2001). Accumulation rates and sources of sediments and organic carbon on the Palos Verdes shelf based on radioisotopic tracers (137Cs, 239,240Pu, 210Pb, 234Th, 238U and 14C). *Marine Chemistry*, 73(2):125–152.

Shannon, C. E. (1948). A mathematical theory of communication. *The Bell System Technical Journal*, 27(1):379–656.

Shapiro, S. S. et Wilk, M. B. (1965). An analysis of variance test for normality (complete samples). *Biometrika*, 52(3–4):591–611.

Shaw, T. J., Gieskes, J. M. et Jahnke, R. A. (1990). Early diagenesis in differing depositional environments : the response of transition metals in pore water. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 54(5):1233–1246.

Shepard, F. P. (1954). Nomenclature based on sand-silt-clay ratios. *Journal of Sedimentary Research*, 24(3):151–158.

Simboura, N. et Zenetos, A. (2002). Benthic indicators to use in Ecological Quality classification of Mediterranean soft bottom marine ecosystems, including a new Biotic Index. *Mediterranean Marine Science*, 3(2):77–111.

Skold, M. et Rosenberg, R. (1996). Arm regeneration frequency in eight species of ophiuroidea (Echinodermata) from European sea areas. *Journal of Sea Research*, 35(4): 353–362.

Skrabal, S. A. et Terry, C. M. (2002). Distributions of dissolved titanium in porewaters of estuarine and coastal marine sediments. *Marine Chemistry*, 77(2):109–122.

Smith, J. E. (1968). Torrey canyon pollution and marine life. a report by the Plymouth Laboratory of the Marine Biological Association of the United Kingdom. Report. in press., Cambridge University, UK.

Smith, S. D. A. et 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(11):1040–1048.

Spencer, K. L., Cundy, A. B. et Croudace, I. W. (2003). Heavy metal distribution and early-diagenesis in salt marsh sediments from the Medway Estuary, Kent, UK. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 57(1-2):43–54.

Stephens, S. R., Alloway, B. J., Parker, A., Carter, J. E. et Hodson, M. E. (2001). Changes in the leachability of metals from dredged canal sediments during drying and oxidation. *Environmental Pollution*, 114(3):407–413.

Syms, C. (2008). Principal Components Analysis. Encyclopedia of Ecology. Livre, Academic Press. Editor : Jørgensen, Sven Erik and Fath, B.D.

Tecchio, S., Rius, A. T., Dauvin, J. C., Lobry, J., Lassalle, G., Morin, J., Bacq, N., Cachera, M., Chaalali, A., Villanueva, M. C. et Niquil, N. (2015). The mosaic of habitats of the Seine estuary : insights from food-web modelling and network analysis. *Ecological Modelling*, 312:91–101.

Thiébaut, E., Cabioch, L., Dauvin, J. C., Retière, C. et Gentil, F. (1997). Spatio-temporal persistence of the *Abra alba - Pectinaria koreni* muddy-fine sand community of the Estern Bay of Seine. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 77:1165–1185.

Thiébaut, E., Dauvin, J. C. et Lagadeuc, Y. (1992). Transport of *Owenia fusiformis* larvae (Annelida : Polychaeta) in the Bay of Seine. I. Vertical distribution in relation to water column stratification and ontogenic vertical migration. *Marine Ecology Progress Series*, 80:29–39.

Thorel, M., Claquin, P., Schapira, M., Le Gendre, R., Riou, P., Goux, D., Le Roy, B., Raimbault, V., Deton-Cabanillas, A. F., Bazin, P., Kientz-Bouchart, V. et Fauchot, J. (2017). Nutrient ratios influence variability in *Pseudo-nitzschia* species diversity and particulate domoic acid production in the bay of Seine (France). *Harmful Algae*, 68:192–205.

Tirard, C., Abbadie, L., Laloi, D. et Koubbi, P. (2016). Ecologie. Tout en fiches, Dunod.

Trevor, J. H. (1978). The dynamics and mechanical energy expenditure of the polychaetes *Nephtys cirrosa*, Nereis diversicolor and Arenicola marina during burrowing. *Estuarine and Coastal Marine Science*, 6(6):605–619.

Ulanowicz, R. E. (1986). *Growth and development : ecosystems phenomenology*. Springer Science and Business Media.

Usseglio-Polatera, P., Bournaud, M., Richoux, P. et Tachet, H. (2000). Biological and ecological traits of benthic freshwater macroinvertebrates : relationships and definition of group with similar traits. *Fresh. Biol.*, 43:175–205.

Vallet, C. (1997). Le compartiment suprabenthique des fonds circalittoraux de la Manche : composition faunistique et quantitative, et rôle dans les transferts benthos-pélagos. Thèse de doctorat, Université de Paris VI.

Van Dolah, R. F., Calder, D. R. et Knott, D. M. (1984). Effects of dredging and open-water disposal on benthic macroinvertebrates in a South Carolina Estuary. *Estuaries*, 7(1):1–28.

Vaz, S., Carpentier, A. et Coppin, F. (2007). Eastern English Channel fish assemblages : measuring the structuring effect of habitats on distinct sub-communities. *ICES Journal of Marine Science*, 64(2):271–287.

Videau, C., Ryckaert, M. et L'helguen, S. (1998). Phytoplancton en baie de Seine. Influence du panache fluvial sur la production primaire. *Oceanologica Acta*, 21(6): 907–921.

Vincent, C., Heinrich, H., Edwards, A., Nygaard, K. et Haythornthwaite, J. (2002). Guidance on typology, classification and reference conditions for transitional and coastal waters. Commission européenne, CIS WG 2.4 (COAST).

Vivan, J. M., Di Domenico, M. et De Almeida, T. C. M. (2009). Effects of dredge material disposal on benthic macrofauna near Itajai Harbour (Santa Catarina ; south Brazil). *Ecological Engineering*, 35(10):1435–1443.

Vrel, A. (2012). Reconstitution de l'historique des apports en radionucléides et contaminants métalliques à l'estuaire fluvial de la Seine par l'analyse de leur enregistrement sédimentaire. Thèse de doctorat, Université de Caen Normandie.

Waeles, B. (2005). Modelisation morphodynamique de l'embouchure de la Seine. Thèse de doctorat, Université de Caen.

Wagenaar, W. A. et Padmos, P. (1971). Quentitative interpretationof stress in Kruskal's multidimentional scaling technique. *British journal of Mathematical and Statistical Psychology*, 24(1):101–110.

Walters, C., Christensen, V. et Pauly, D. (1997). Structuring dynamic models of exploited ecosystems from trophic mass-balance assessments. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 7(2):139–172.

Wang, Z. (2000). Variations à court-terme de la faune planctonique et suprabenthique en baie de Seine dans la zone sous influence d'apports d'eau douce en conditions printanières. Thèse de doctorat, Université des Sciences et Technologies de Lille.

Wang, Z. et Dauvin, J. C. (1994). The suprabenthic crustacean fauna of the infralittoral fine sand community from the bay of Seine (Eastern English Channel) : composition, swimming activity and diurnal variation. *Cahiers de Biologie Marine*, 35:135–155.

Wang, Z., Dauvin, J. C. et Thiébaut (1994). Preliminary data on the near-bottom meso- and macrozzoplancktonic fauna from the eastern bay of Seine : faunistic composition, vertical distribution and density variation. *Cahiers de Biologie Marine*, 35:157–176.

Weaver, C. E. (1967). Potassium, illite and the ocean. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 31(11):2181–2196.

Webb, C. M. et Tyler, P. A. (1985). Post-larval development of the common north-west European brittle stars *Ophiura ophiura*, *O. albida* and *Acrocnida brachiata* (Echinodermata : Ophiuroidea). *Marine Biology*, 89(3):281–292.

Weltje, G. J. et Tjallingii, R. (2008). Calibration of XRF core scanners for quantitative geochemical logging of sediment cores : theory and application. *Earth and Planetary Science Letters*, 274(3):423–438.

Wentworth, C. K. (1922). A scale of grade and class terms for clastic sediments. *The Journal of Geology*, 30(5):377–392.

Wilhelmsson, D. et Malm, T. (2008). Fouling assemblages on offshore wind power plants and adjacent substrata. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 79(3):459–466.

Wilson, D. P. et Sa, M. (1932). On the mitraria larvae of *Owenia fusiformis* Delle Chiaje. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B Biologie Science*, 221:231–334.

Witt, J., Schroeder, A., Knust, R. et Arntz, W. E. (2004). The impact of harbour sludge disposal on benthic macrofauna communities in the Weser estuary. *Helgoland Marine Research*, 58(2):1–117.

Worm, B., Barbier, E. B., Beaumont, N., Duffy, J. E., Folke, C., Halpern, B. S., Jackson, J. B. C., Lotze, H. K., Micheli, F., Palumbi, S. R., Sala, E., Selkoe, K. A., Stachowicz, J. et Watson, R. (2006). Impacts of Biodiversity Loss on Ocean Ecosystem Services. *Science*, 314(5800):787–790.

Zouhiri, S. (1999). Composition qualitative de la faune démersale et structures trophiques du suprabenthos en trois sites de l'Atlantique Nord-Est (Manche, Golfe

de Gascogne et seamounts du sud des Acores). Thèse de doctorat, Muséum National d'Histoire Naturelle.

Glossaire

Anaérobie : dépourvu d'oxygène.

Anthropique : lié aux activités humaines, relatif à l'action de l'Homme.

Assemblage : est l'expression utilisée pour décrire l'ensemble d'espèces composant un groupe d'organismes vivant ensemble dans un habitat.

Bactéries : micro-organismes unicellulaires formant un règne autonome, considéré comme ni animal ni végétal, de formes très variées, pouvant vivre aux dépens de matière organique en provoquant leur décomposition ou comme parasites de l'Homme, des animaux, des plantes.

Bathymétrie : équivalent sous-marin de la topographie, c'est-à-dire description du relief immergé grâce aux mesures de profondeurs.

Benthique : qualifie les organismes qui se situent sur le fond ou à proximité immédiate.

Benthos : Ensemble des organismes vivant en relation étroite avec les fonds subaquatiques, comprenant notamment le phytobenthos (végétaux) et le zoobenthos (animaux).

Biocénose : groupement d'organismes vivants liés par des relations d'interdépendance dans un biotope dont les caractéristiques dominantes sont relativement homogènes ; chaque biocénose comprend notamment la phytocénose, (végétaux), et la zoocénose (animaux). La notion de « communauté » au sens « phytosociologique » du terme est très proche.

Biodiversité : diversité de la vie sur Terre à tous les niveaux : gènes, espèces, populations et écosystèmes. Elle se caractérise à toutes échelles de temps et d'espace et englobe les processus naturels et les interactions au sein de ces niveaux d'organisation.

Biotique : se dit d'un facteur lié aux êtres vivants présents dans l'écosystème.

Bouchon vaseux : zone dans l'embouchure d'un estuaire où les sédiments fins en

suspension sont fortement concentrés.

Clapage : Action de déposer des sédiments de dragage en mer.

Communauté : groupement d'êtres vivants partageant un environnement commun de façon permanente et qui se maintiennent et se reproduisent.

Compartiment benthique : qui concerne l'ensemble des organismes benthiques.

Compartiment biologique : D'une manière schématique, un écosystème aquatique peut être divisé en trois compartiments biologiques : les producteurs (essentiellement les végétaux), les décomposeurs (micro-organismes ou champignons qui recyclent la matière organique) et les consommateurs (organismes qui se nourrissent des autres).

Contaminant : composé chimique présent dans l'environnement sans provoquer d'effets toxiques pour l'écosystème. Il devient un « polluant » dès qu'il est toxique pour le milieu où il se trouve.

Concentration : quantité d'un élément ou d'une substance par unité de volume ou de poids.

Crue : augmentation importante du débit des cours d'eau. Pour la Seine, on parle de crue au delà de $1\,000\,\mathrm{m^3\,s^{-1}}$.

Dépôt de dragage / site de clapage : aire de déversement des produits de dragage.

Dérive littorale : migration progressive, le long du littoral, de masses de sédiments sous l'action de houles obliques.

Détritique : sédiment formé de débris, autres que ceux d'un organisme vivant. Le terme s'applique aux différents produits de l'érosion terrestre ou marine. Les sédiments détritiques sont à l'origine des dépôts meubles de particules d'origine minérale ou organique sur le fond.

Détritivores : organismes qui s'alimentent en ingérant la matière organique « morte » laissée par les producteurs primaires ou par les consommateurs.

Dragage : opération qui consiste à extraire les matériaux situés sur le fond d'un plan d'eau. L'objectif peut être de réaliser des travaux de génie portuaire (creusement de bassins ou de chenaux), d'entretenir les chenaux fluviaux ou maritimes empruntés par les navires lorsqu'ils ont été comblés par les sédiments, d'effectuer des opérations de remblaiement pour reconstituer les plages ou de gagner des terres sur la mer.

Ecosystème : est un ensemble formé par une communauté d'êtres vivants en interrelation (biocénose) avec son environnement (biotope). Les composants de

l'écosystème développent un dense réseau de d'interactions, d'échanges d'énergie, d'information et de matière permettant le maintien et le développement de la vie.

Estuaire : embouchure d'un fleuve ; zone de mélange entre les eaux douces et les eaux marines dont les caractéristiques physico-chimiques sont différentes.

Eutrophisation : accumulation, à température élevée, de débris organiques putrescibles dans les eaux stagnantes, provoquant la désoxygénation des eaux profondes.

Exhaussement : augmentation de la hauteur, élévation.

Flot : Correspond à la période de marée montante.

Forçage : action qui agit (qui force) un système dynamique (océan, atmosphère, activités humaines...) et peut perturber son état d'équilibre.

Géochimie : étude de la composition chimique des sédiments et roches terrestres.

Granulométrie : étude de la distribution statistique des tailles de grains.

Guilde : ensemble d'espèces appartenant à un même groupe taxonomique ou fonctionnel.

Habitat : ensemble de conditions environnementales (biotiques et abiotiques) dans lesquels un organisme ou une communauté peuvent survivre et se développer.

Halieutique : qui concerne la pêche. Ce terme est employé pour qualifier une ressource marine exploitable ou la science de l'exploitation des ressources vivantes aquatiques.

Hydrodynamisme : mouvements des fluides (l'eau en général) : l'étude de la dynamique des fluides nécessite la prise en compte de diverses propriétés de ceux-ci : vitesse, densité, viscosité, préssion et température.

Ichtyofaune : partie de la faune rassemblant les « poissons ». Le groupe des « poissons » n'est plus reconnu comme un groupe (monophylétique) selon la classification phylogénétique.

Illites : groupe de minéraux argileux non gonflants, structurellement proches des micas et autres silicates.

Indicateur : outil d'évaluation et d'aide à la décision.

Indicateur biologique : organismes ou ensemble d'organismes qui, par référence à des variables biochimiques, cytologiques, physiologiques, éthologiques ou écologiques, permettent de façon pratique, de caractériser l'état d'un écosystème et de mettre en évidence aussi précocement que possible ses modifications, naturelles ou provoquées.

Intertidal : partie du littoral située entre les limites extrêmes des plus hautes et des

plus basses marées (zone de balancement des marées, qui découvre à marée basse).

Jusant : Correspond à la période de marée descendante.

Juvénile : organisme vivant qui n'a pas encore atteint la taille adulte, la maturité sexuelle et/ou la morphologie adulte.

Larve : forme différente de l'adulte qu'affectent certains animaux au cours de la première phase de leur développement.

Macrobenthos : organismes benthiques dont la taille est supérieure à 1 mm.

Marée : variation de la hauteur du niveau des mers et des océans, causée par des forces gravitationnelles dues à la Lune et au Soleil et une force d'inertie due à la révolution de la Terre autour du centre de gravité du couple Terre-Lune, le tout conjugué à la rotation de la terre sur son axe. Plus simplement, mouvements journaliers d'oscillations de la mer.

Marnage : différence entre le niveau de pleine mer et le niveau de basse mer.

Matière en suspension (MES) : concentration de l'eau en particules organiques et minérales, que l'on peut retenir par filtration en laboratoire ou mesurer en mer via une sonde CTD.

Méiobenthos : organismes benthiques animaux et végétaux dont la taille est comprise entre 63 µm et 1 mm.

Méroplancton ou « plancton temporaire » : organisme dont une partie seulement du cycle de vie se déroule dans le compartiment planctonique (souvent la phase larvaire).

Nycthéméral : les migrations nycthémérales correspondent aux déplacements de certains organismes aquatiques du fond vers la surface. Il s'agit d'un phénomène rythmique d'une période de 24 h.

Pélagique : qualifie les organismes qui vivent dans la colonne d'eau, sans lien étroit avec le fond.

Pélagos : par opposition au benthos, ensemble des organismes aquatiques vivant sans lien étroit avec le fond.

Pélite / fraction pélitique : particules fines inférieures à 50 ou 63 µm, constitutives des vases littorales.

Phytoplancton : ensemble des organismes végétaux vivant en suspension dans l'eau et capable de réaliser la photosynthèse.

Plancton : ensemble des organismes pélagiques flottant plus ou moins passivement dans les eaux douces ou marines, comprenant le phytoplancton (végétaux) et le

zooplancton (animaux).

Pollution : introduction par l'Homme, directement ou indirectement, de substances ou d'énergie dans l'environnement marin, ayant pour conséquences des effets néfastes, tels que des nuisances pour les ressources vivantes, des risques pour la santé humaine, des entraves aux activités maritimes, l'altération de la qualité de l'eau de mer et la réduction des agréments.

Pondérations : consiste à donner aux valeurs qui les composent un poids différent, en fonction des divers critères qui rendent compte de l'importance relative de chacun des éléments.

Production primaire : synthèse autotrophique de matière organique, essentiellement due, en zone océanique, au phytoplancton.

Productivité : production potentielle maximale d'un écosystème.

Réaction d'oxydoréduction ou réaction redox : réaction chimique au cours de laquelle se produit le transfère d'électrons. L'espèce chimique qui capte les électrons est appelée « oxydant », celle qui les cède, est nommée « réducteur ».

Recrutement : individu qui au terme de sa phase juvénile rejoint l'ensemble des individus d'une population.

Réseau trophique : ensemble des organismes et de la matière organique en interaction dans le cycle de nutrition au sein d'un écosystème. La notion de réseau s'est petit à petit substituée à celle de chaîne alimentaire, tant les relations sont complexes et non linéaires.

Résilience : capacité d'un écosystème à absorber une perturbation (retour à l'état avant perturbation).

Résistance : capacité d'un écosystème à résister à une perturbation sans changer d'état.

Smectites : groupe de minéraux argileux constitués de feuillets.

Stabilité d'un écosystème : capacité de l'écosystème à maintenir son état sur la durée en dépit des forces externes et internes qui l'éloignent de cet état.

Structure des communautés : ensemble des attributs structurels qui décrivent la communauté. Le nombre d'espèces, leur abondance, leur biomasse, leur gamme de taille sont par exemple des attributs structurels classiquement utilisés.

Subtidal : zone située en dessous de la zone de balancement des marées et ne

découvrant pas à marée basse.

Suprabenthos : espèce benthique pouvant réaliser des migrations dans la colonne d'eau.

Taxon : unité systématique représentée par un groupe d'organismes, à chaque niveau de classification (tel que famille, genre, espèce).

Taxonomique : relatif à la classification systématique des êtres vivants (en espèces, genres, familles...).

Trophique : qui concerne la nutrition des organismes.

Turbidité : phénomène d'opacification de l'eau lié à sa charge en particules de toutes natures.

Zooplancton : plancton animal.

Abréviations et acronymes

AMBI : AZTI Marine Biotic Index.

BACI : Before-After-Control-Impact.

BO2A : Benthic Opportunistic Annelida/ Amphipoda index.

CIFRE : Convention Industrielle de Formation par la Recherche.

CPUE : Capture Par Unité d'Effort.

DCE : Directive Cadre sur l'Eau.

EE : Ecotrophic Efficiency.

ENA : Ecological Network analysis .

EUNIS : EUropean Nature Information System.

EwE : Ecopath with Ecosim.

GPMH : Grand Port Maritime du Havre.

GPMR : Grand Port Maritime de Rouen.

H' : indice de Shannon-Wienner.

HAP : Hydrocarbure Aromatique Polycyclique.

INDICLAP : INDIcateur de CLAPage.

M.O. : Matière Organique.

PCB : Polychlorobiphényles.

SHOM : Service Hydrographique et Océanographique de la Marine.

TBT : Tributylétain.

WORMS : World Registrer of Marine Species.

Dynamique d'habitats benthiques sous contraintes anthropiques : le cas du site de dépôt d'Octeville

Résumé

L'objectif de la thèse est d'évaluer l'impact de l'immersion des sédiments de dragage du Grand Port Maritime du Havre (GPMH) sur l'environnement faunistique et sédimentaire à proximité du site de clapage d'Octeville (baie de Seine Orientale), en proposant une démarche scientifique originale, apportant une vision intégrée par (1) l'utilisation de marqueurs géochimiques couplés à une étude sédimentaire (2) l'étude de la dynamique spatiale et temporelle de la macrofaune benthique en lien avec une expérimentation *in situ* (3) la mise en place d'un nouvel indicateur multicritères spécifique de la pression de clapage (4) l'étude de l'ensemble du réseau trophique *via* le développement d'un modèle ECOPATH.

D'une part, les résultats ont mis en évidence l'existence d'une zone à l'équilibre sédimentaire au nord-ouest, avec deux gradients opposés de COT, contrôlés par les courants de marée et de houle. De plus, il est possible d'identifier les sédiments portuaires grâce à leur composition chimique différente. La zone impactée par les clapages est relativement restreinte. D'autre part, la macrofaune benthique apparaît peu impactée par les clapages. La communauté est particulièrement bien inféodée à l'environnement bio-hydro-sédimentaire de la zone d'étude. Des variations d'abondances et de dominances ont été observées depuis 2003. De plus, le nouvel indicateur proposé permet de classer l'impact engendré par les dépôts de sédiments en mer. Le réseau trophique est actuellement stable sur la zone impactée comme sur celle non-impactée par le clapage.

Mots-clés : Impact du clapage, baie de Seine Orientale, macrofaune benthique, géochimie, sédimentologie, indicateur multicritères, modèle de réseau trophique Ecopath.

Abstract

The aim of this thesis is to assess the impact of dumping by Le Havre harbour on the faunistic and sedimentary environment near the Octeville dumping site (Eastern part of the bay of Seine). This thesis propose an original scientific approach, including an integrated view (1) by the use of geochemical markers coupled with a sedimentary study (2) a study of the spatial and temporal benthic macrofauna dynamics with an experimentation *in situ* (3) the creation of a new multicriteria specific indicator of the dumping pressure and (4) a study of the food web with the development of an ECOPATH model.

On the one hand, the results showed the existence of a sedimentary equilibrium area in the north-west, with two opposite TOC gradients, controlled by tidal and swell. Harbour sediments can be identified by their different chemical compositions. The area impacted by the dumping is limited. On the other hand, the benthic macrofauna appears less impacted by the dumping. The community is adapted in the bio-hydro-sedimentary environment of the study area. Variations in abundance and dominance have been observed since 2003. In addition, a new indicator allows the classification of dumping impact. The food web is currently stable in both impacted and not impacted areas.

Keywords : Dumping impact, Eastern part of the bay of Seine, benthic macrofauna, geochemistry, sedimentology, multicriteria indicator, Ecopath food web model.