



HAL
open science

Impacts biosédimentaires des expérimentations de clapages en baie de Seine sur la communauté des sables moyens propres à *Nephtys cirrosa*

Stella Marmin

► **To cite this version:**

Stella Marmin. Impacts biosédimentaires des expérimentations de clapages en baie de Seine sur la communauté des sables moyens propres à *Nephtys cirrosa*. *Ecologie, Environnement*. Université de Caen Basse-Normandie, 2013. Français. NNT : 2013CAEN2071 . tel-01922183

HAL Id: tel-01922183

<https://normandie-univ.hal.science/tel-01922183>

Submitted on 14 Nov 2018

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.

Université de Caen Basse-Normandie

Ecole doctorale : *Structure, Information, Matière et Matériaux*

Thèse de doctorat

présentée et soutenue le *20 décembre 2013*

par

Stella MARMIN

pour obtenir le

Doctorat de l'Université de Caen Basse-Normandie

Spécialité : *Terre Solide et Enveloppes Superficielles*

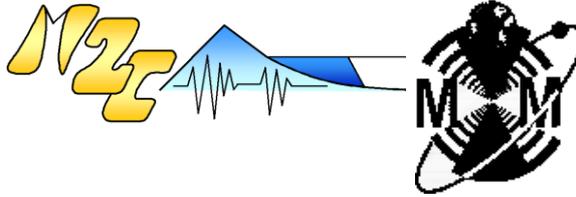
**Impacts biosédimentaires des expérimentations de clapages
en baie de Seine sur la communauté
des sables moyens propres à *Nephtys cirrosa***

Directeur de thèse : *Pr Jean Claude DAUVIN*

Co-directeur de thèse : *Pr Patrick LESUEUR*

Membres du jury

Dr Eric THIEBAUT, Maître de Conférences, HDR, Université Pierre et Marie Curie	(rapporteur)
Dr Gert VAN HOEY, Chercheur, Université de Gand, Belgique	(rapporteur)
Pr Lionel DENIS, Professeur, Université des Sciences et Technologie de Lille	(examineur)
Dr Yann MEAR, Maître de Conférences, HDR, INTECHMER/CNAM	(examineur)
Mme Sandrine SAMSON, Chef du service Environnement, Grand Port Maritime de Rouen	(Responsable CIFRE, invitée)
Pr Jean-Claude DAUVIN, Professeur, Université de Caen Basse-Normandie	(directeur de thèse)
Pr Patrick LESUEUR, Professeur, Université de Caen Basse-Normandie	(co-directeur de thèse)



Ce travail a été financé par le Grand Port Maritime de Rouen dans le cadre d'une bourse de thèse CIFRE et en collaboration avec l'université de Caen Basse Normandie et le laboratoire Morphodynamique Continentale et Côtière de Caen.



Remerciements

Ces travaux de recherches s'inscrivent dans le projet d'expérimentation de clapage des sédiments de dragage d'entretien du Grand Port Maritime de Rouen en baie de Seine orientale. Abordé à travers une approche pluridisciplinaire, ce projet m'a permis de travailler en collaboration avec de nombreuses personnes. Ce manuscrit me permet aujourd'hui de remercier toutes les personnes qui m'ont aidée et soutenue.

Je commencerais tout d'abord par mes deux directeurs de thèse. Un grand merci aux professeurs Jean Claude Dauvin et Patrick Lesueur pour m'avoir accordée leur confiance pour réaliser ce travail de thèse. Merci pour votre disponibilité et votre écoute pendant ces trois années. Merci pour vos enseignements, le partage de vos connaissances, votre expérience et votre expertise en écologie benthique et en sédimentologie.

Toute ma gratitude va également au personnel du Grand Port Maritime de Rouen et spécialement aux membres du service ENVironnement (ENV) et du Service du Chenal et à l'Aide à la Navigation (SCAN). Merci notamment à Sandrine Samson, Claire Berreville et Patrice Tournier pour leur disponibilité, nos échanges lors des réunions faites au port de Rouen et au laboratoire M2C qui m'ont permis d'apprendre sur le travail en entreprise en lien avec les problématiques environnementales.

Un grand merci aux membres du jury : Dr Eric Thiébaud, Dr Gert Van Hoey, Pr Lionel Denis, Dr Yann Méar et Sandrine Samson pour avoir accepté de lire et d'évaluer mon travail de doctorat.

A l'occasion de mon travail de thèse, j'ai été amenée à organiser et réaliser de nombreuses campagnes de prélèvements en mer. Je remercie les membres d'équipage du *Celcic Warrior* et du *Côtes de la Manche* pour le bon déroulement et la bonne ambiance lors des sorties. Les missions en mer n'ont pas toujours été simples à organiser, suite à plusieurs aléas, il a fallu parfois les reprogrammer. A cette occasion, je remercie tout particulièrement le capitaine du *Celtic Warrior*, Olivier Mesnil-le Bail pour sa compréhension, son dévouement et sa réactivité.

J'exprime ma reconnaissance au personnel du M2C pour l'aide et le soutien apportés durant ces trois années de thèse. Merci à Franck Lelong et Alain Pupin pour la préparation du matériel océanographique avant chaque mission en mer. Merci à Carole Brunaud et Coralie Thouroude pour leur travail concernant les analyses granulométriques. Merci à Sylain Haquin pour la réalisation de matériel nécessaire pour mes manip en laboratoire. Je n'oublie pas les nombreuses personnes : le personnel technique, les doctorants et les stagiaires qui m'ont accompagné en mer pour réaliser les prélèvements.

En raison d'un nombre très important d'échantillons à analyser, trois personnes ont été recrutées pour m'aider au tri et à la détermination de la macrofaune benthique. Je souhaite remercier Maxime Navon, Jean Philippe Pezy et Alexandrine Baffreau pour leur aide, leur sérieux et leur rigueur qui ont permis que ce travail aboutisse dans les meilleurs délais. Merci aussi à Maxime Navon de m'avoir aidé lors des manip en laboratoire concernant l'analyse des flux à l'interface eau-sédiment et d'avoir accepté de travailler la nuit quand cela était nécessaire.

Merci aux doctorants, aux stagiaires, aux contractuels du M2C, à mes deux coloc Sophie Lozach et Lucille Furgerot et mes amis caennais pour la bonne ambiance et les petites soirées organisées qui permettaient de bien décompresser. Merci également aux doctorats et docteurs de la station marine de Wimereux pour leur gentillesse et les bons moments passés ensemble avant mon départ à Caen et lorsque je revenais "en visite" pour le week end et les vacances.

Merci à mes amis "nordiques" Marylou, Nico, Olivier et Sophie pour notre belle amitié si précieuse même lorsque je me suis exilée en Normandie !!!

Je dédie ce mémoire à ma petite famille et à Djalal. Merci pour tout ce que vous m'apportez, votre soutien, votre présence et votre amour, vous êtes ma bouffée d'oxygène!!!! Merci à ma petite sœur Nini d'avoir relu mon manuscrit. J'ai hâte de vivre à nouveau des moments aussi forts que celui-ci avec vous, mais je crois que Nini est sur le point de concrétiser un très beau projet...

Table des matières

Liste des figures	5
Liste des tableaux	12
Introduction générale.....	15

Chapitre I : Contexte général de la baie de Seine orientale et des opérations de clapages.	21
1. Caractéristiques physiques de la baie de Seine orientale	23
1.1. Forçages hydrodynamiques	23
1.2. Gradients et dynamique sédimentaire	25
2. Communautés benthiques en baie de Seine orientale.....	29
3. Contexte des opérations de dragages/clapages en baie de Seine orientale.....	32
3.1. Patrimoine naturel et contraintes anthropiques.....	32
3.2. La problématique des immersions des sédiments de dragages en baie de Seine orientale.....	37

Chapitre II : Variabilité biosédimentaire naturelle de la communauté des sables moyens propres à <i>Nephtys cirrosa</i> avant les expérimentations de clapages menés sur le site de Machu.	45
1. Introduction	46
2. Méthodologie : stratégie et plan d'échantillonnage	48
2.1. Stratégie de mise en place des stations de prélèvements	48
2.2. Localisation de la zone de dragage	51
2.3. Echantillonnage : calendrier et méthodes	51
2.4. Traitements des échantillons.....	54
2.5. Traitement et analyses des données	61

3. Résultats.....	64
3.1. Caractéristiques sédimentaires et physico-chimiques du site de Machu avant les expérimentations de clapages	64
3.2. Caractéristiques biologiques du site de Machu avant les expérimentations de clapages.....	71
4. Discussion.....	81
4.1. Environnement sédimentaire et physico-chimique de la zone de Machu avant clapages.....	81
4.2. La communauté des sables moyens propres à <i>Nephtys cirrosa</i>	84
4.3. Potentiel de récupération de la communauté macrobenthique.....	86

Chapitre III : Variabilité biosédimentaire à petites échelles spatio-temporelles de la communauté des sables moyens propres à <i>Nephtys cirrosa</i> pendant les expérimentations de clapages.	
1. Introduction	90
2. Méthodologie : stratégie et plan d'échantillonnage	91
2.1. Objectifs.....	91
2.2. Procédure	92
2.3. Traitements des échantillons.....	97
2.4. Traitements et analyses de données	97
3. Résultats.....	98
3.1. Sédiment	98
3.2. Macrobenthos.....	110
4. Discussion.....	124
4.1. Evolution de la sédimentologie et de la morphologie des fonds sur le site de Machu	124
4.2. Evolution des caractéristiques physico-chimiques sur le site de Machu	127

4.3. Evolution des communautés benthiques sur le site de Machu.....	129
---	-----

Chapitre IV : Relation entre la macrofaune benthique et les caractéristiques sédimentaires et physico-chimiques du site de Machu.	135
--	-----

1. Introduction	136
-----------------------	-----

2. Matrice de corrélation.....	137
--------------------------------	-----

2.1. Méthodologie	137
-------------------------	-----

2.2. Résultats.....	139
---------------------	-----

3. Procédure BIO-ENV.....	145
---------------------------	-----

3.1. Méthodologie	145
-------------------------	-----

3.2. Résultats.....	148
---------------------	-----

4. Etat écologique des communautés.....	150
---	-----

4.1. Classement des espèces en groupes écologiques	150
--	-----

4.2. Indice biotique : AMBI.....	151
----------------------------------	-----

4.3. Indice biotique modifié : M-AMBI.....	153
--	-----

4.4. Résultats.....	153
---------------------	-----

5. Discussion.....	161
--------------------	-----

5.1. Distribution des taxa dominants et influence des paramètres sédimentaires et physico-chimiques	161
---	-----

5.2. Quid des autres suivis étudiés dans le cadre des expérimentations de clapages sur le site de Machu ?	165
---	-----

5.3. Le site de Machu : une zone propice aux futurs clapages ?.....	169
---	-----

Chapitre V : Recommandations pour minimiser les impacts des clapages et favoriser une récupération rapide des habitats benthiques sur le secteur de Machu.....	173
--	-----

1. Impacts potentiels des clapages sur l'environnement marin.....	174
---	-----

1.1. Incidences des opérations de clapages sur le milieu physique	174
1.2. Incidences des opérations de clapages sur la qualité chimique du milieu	177
1.3. Incidences des opérations de clapages sur le milieu vivant.....	178
1.4. Processus de recolonisation des écosystèmes impactés.....	180
2. Recommandations pour les futurs clapages en baie de Seine	186
2.1. Choix du site de clapages.....	186
2.2. Modalités de dépôt des opérations de clapages	189
2.3. Fréquence des opérations de clapages	190
3. Proposition d'un protocole de gestion des sédiments dragués adapté aux futurs clapages en baie de Seine	191
3.1. Complexité de gestion des sédiments dragués.....	191
3.2. Exploitation de la future zone de clapages du GPMR	192
4. Proposition d'un protocole de suivi biosédimentaire adapté aux futurs clapages en baie de Seine	195
4.1. Stratégie d'échantillonnage	195

Conclusions générales et perspectives	203
Bibliographie.....	211
Publications et colloques.....	231
Annexes.....	235

Liste des figures

Chapitre I

Figure I.1. Carte de la Manche illustrant les délimitations des bassins occidental et oriental selon Cabioch (1968).....	22
Figure I.2. Roses de courant en baie de Seine, d'après Le Hir et L'Yavanc, 1985.....	24
Figure I.3. Hydrologie de la Seine à Poses (source : GPMR, GIP Seine Aval).	25
Figure I.4. Cartographie des faciès sédimentaires de la baie de Seine orientale [données sédimentaires acquises entre 1993 et 1996 ; d'après Lesourd (2001)].	26
Figure I.5. Schéma synthétique des mouvements sédimentaires en baie de Seine orientale et au niveau de l'estuaire de la Seine (Avoine, 1986).....	29
Figure I.6. Localisation des sites NATURA 2000 en baie de Seine orientale et dans l'estuaire de Seine.....	33
Figure I.7. Localisation des zones NATURA 2000, des contraintes anthropiques (zones d'attente des GPM de Rouen et du Havre, sites actuels de dépôts de sédiments, zone d'extraction de granulats marins) en baie de Seine orientale ainsi que les surcoûts économiques (pourcentages sur la carte) engendrés par l'externalisation des immersions vers le large.	36
Figure I.8. Volumes de sédiments dragués dans le chenal de navigation puis clapés sur les sites d'expérimentation hydrosédimentaire et biologique entre le 16 avril 2012 et 21 février 2013.	40
Figure I.9. Schéma explicatif des sept suivis mis en place autour du projet d'expérimentations de clapages en baie de Seine. Dans le cadre de mon travail de thèse, les suivis "Evolution biosédimentaire" et "Incidences sur les habitats NATURA 2000" (entouré en noir sur le schéma). Le suivi réalisé sur la zone NATURA 2000 ne sera pas détaillée dans mon manuscrit.	43

Chapitre II

Figure II.1. Localisation des sites de clapages expérimentaux et résultat de la modélisation de l'évolution de la bathymétrie après clapage ponctuel de 1 million de tonne de sédiment (Sogreah, 2008).	49
Figure II.2. Localisation des 17 stations échantillonnées sur la zone de Machu avant les expérimentations de clapages entre avril 2010 et novembre 2011. Ces mêmes stations seront ensuite échantillonnées durant les clapages en 2012-2013.....	50

Figure II.3. Localisation des zones de dragages situées dans le chenal de navigation du GPMR : zones de l'Engainement et de la Brèche.	51
Figure II.4. Photographies des bateaux océanographiques utilisés lors des campagnes de prélèvements. A gauche : le Côtes de la Manche, navire océanographique de l'INSU, à droite : le Celtic Warrior.	52
Figure II.5. Photographies des engins de prélèvements (A : carottier Reineck ; C : benne Van Veen), (B) sous échantillonnage d'une carotte de sédiment issue d'un prélèvement au carottier Reineck, (D) tamisage du sédiment issu d'un prélèvement effectué à la benne Van Veen.	54
Figure II.6. (A) Dispositif d'incubation des carottes de sédiment : photographie d'ensemble, (B) photographie du système de fermeture hermétique des carottes et des sorties pour l'échantillonnage et (C) représentation schématique.	58
Figure II.7. Protocole de sous-échantillonnage des carottes sédimentaires pour l'analyse de la macrofaune, des composés dissous (ammonium et oxygène), de la porosité et la matière organique.	60
Figure II.8. Représentation graphique des distributions granulométriques en courbe de fréquence (histogramme) et en courbe de fréquence cumulée pour les zones de la Brèche et de l'Engainement échantillonnées à partir du puits de la drague Laval en juillet 2011.	65
Figure II.9. Distribution spatiale des classes granulométriques des 17 stations situées sur la future zone d'expérimentations de clapages en avril 2010 et novembre 2011 (en gris = sables grossiers, en jaune = sables moyens et en bleu = sables fins).	66
Figure II.10. Evolution de la granulométrie des stations AK4D, AK7D et AK8B entre avril 2010 et novembre 2011.	68
Figure II.11. Flux totaux moyens d'oxygène (\pm écart-type moyen) à l'interface eau-sédiment entre avril 2010 et mars 2011 des stations AK4D, AK7D et AK8.	69
Figure II.12. Flux totaux moyens d'ammonium (\pm écart-type moyen) à l'interface eau-sédiment entre avril 2010 et mars 2011 des stations AK4D, AK7D et AK8B.	69
Figure II.13. Porosité moyenne \pm écart-type mesurée au sein des trois stations AK4D, AK7D et AK8B entre avril 2010 et mars 2011.	70
Figure II.14. Variabilité spatiale de la richesse spécifique (nb d'espèces.0, 3 m ⁻²) sur la zone de Machu en : (A) avril 2010 et (B) novembre 2011.	71
Figure II.15. Distribution spatiale de l'abondance (ind.0,3 m ⁻²) sur la zone de Machu en : (A) avril 2010 et (B) novembre 2011.	72

Figure II.16. Contribution relative (en pourcentage) des annélides polychètes, crustacés, mollusques, échinodermes et divers (nemertea, phoronida, cnidaria, chordata) aux mois d'avril 2010 et novembre 2011 pour les 17 stations échantillonnées sur la zone de Machu.	73
Figure II.17. Courbe de dominance cumulée issue des données d'abondance totale des 17 stations échantillonnées en avril 2010 et novembre 2011.	74
Figure II.18. Photographies de la macrofaune benthique dominante en avril 2010 et novembre 2011 (de gauche à droite et de haut en bas, <i>Nephtys cirrosa</i> , <i>Magelona johnstoni.</i> , <i>Caulleriella alata</i> , proboscis de <i>Nephtys cirrosa</i> , <i>Urothoe elegans</i> , <i>Abra alba</i>).....	75
Figure II.19. Variation temporelle de la richesse spécifique (A) de l'abondance (B), de la diversité de Shannon (H' ; C) et de l'indice de Pielou (J' ; D) aux stations AK4D, AK7D et AK8B entre avril 2010 et novembre 2011.....	77
Figure II.20. Courbe de dominance cumulée issue des données d'abondance totale des trois stations centrales échantillonnées entre avril 2010 et novembre 2011.....	78
Figure II.21. n-MDS établie à partir des données d'abondance des trois stations centrales (AK4D, AK7D et AK8B) des trois radiales AK7, AK7 et AK8. Les différents symboles correspondent à la date d'échantillonnage.....	78
Figure II.22. Corrélation entre les flux totaux d'oxygène moyens ($\mu\text{mol.h}^{-1}.\text{m}^{-2}$) et l'abondance ($\text{ind}.0.3\text{m}^{-2}$) pour les trois stations centrales des trois radiales AK4D, AK7D et AK8B.	83

Chapitre III

Figure III.1. Calendrier des sept campagnes de prélèvements (en noir) réalisés durant les expérimentations de clapages entre le 25 mai 2012 et 15 mars 2013 sur les sites d'expérimentations biologique (MABIO) et hydrosédimentaire (MASED). Les campagnes de prélèvements pré-clapages réalisées sur les 17 stations de Machu sont rappelées (en bleu). Pour chaque échantillonnage, le volume de sédiment clapé sur les sites de MABIO et MASED sont mentionnés (en italique).	94
Figure III.2. Courbes des fréquences cumulées des fractions granulométriques pour les 17 stations AK échantillonnées entre avril 2010 et mars 2013. Les traits pleins correspondent à la période d'échantillonnage de pré-clapages (avril 2010 et novembre 2011) et les pointillés correspondent à la période d'échantillonnage entre le début et la fin des expérimentations de clapages sur les sites d'expérimentations biologique et hydrosédimentaire (entre mai 2012 et mars 2013).	101
Figure III.3. Distribution spatiale des classes granulométriques des 17 stations situées sur la zone de Machu entre mai 2012 et mars 2013 (en noir = graviers, en gris = sables grossiers, en jaune = sables moyens, en bleu = sables fins et en rose = vases).	104

Figure III.4. Comparaison des courbes granulométriques de fréquence simple des suivis effectués entre novembre 2011 et mars 2013 sur les trois stations des zones de clapages : AK4C, AK4D et AK7D. (en vert transparent = novembre 2011, en orange = mai 2012, en gris = juin 2012, en rouge = juillet 2012, en violet = octobre 2012, en bleu = novembre 2012, en jaune = janvier 2013 et en noir = mars 2013).....	106
Figure III.5. Evolution temporelle de la teneur en matière organique pour la radiale (A) AK4, (B) AK7 et (C) AK8 entre mai 2012 et mars 2013, (D) teneur moyenne de la matière organique (\pm écart-type) dans le sédiment superficiel des 17 stations présentes sur le site de Machu pendant les expérimentations sur l'ensemble du suivi durant la période de clapages.....	107
Figure III.6. Porosité moyenne \pm écart-type moyen des trois stations AK4D, AK7D et AK8B pendant les immersions de sédiments entre mai 2012 et janvier 2013.....	108
Figure III.7. Flux totaux moyens d'oxygène (\pm écart-type moyen) à l'interface eau-sédiment des stations AK4D, AK7D et AK8B entre mai 2012 et janvier 2013.....	108
Figure III.8. Flux totaux d'ammonium (\pm écart-type moyen) à l'interface eau-sédiment des stations AK4D, AK7D et AK8B entre mai 2012 et janvier 2013.	109
Figure III.9. Distribution spatiale de la richesse spécifique (nb d'espèces.0,3m ⁻²) au sein de la zone d'expérimentations de clapages entre mai 2012 et mars 2013.....	112
Figure III.10. Distribution spatiale de l'abondance (ind.0,3m ⁻²) au sein de la zone d'expérimentations de clapages entre mai 2012 et mars 2013.....	114
Figure III.11. Abondance moyenne (\pm écart-type), richesse spécifique moyenne (\pm écart-type), indice de Piélou moyen et indice de diversité de Shannon moyen (\pm écart-type) des organismes benthiques de avril 2010 à mars 2013 : en gris = stations de clapages, en noir = stations de référence.....	115
Figure III.12. Contribution relative (en pourcentage) des annélides polychètes, crustacés, mollusques, échinodermes et divers (nemertea, phoronida, cnidaria, chordata...) entre mai 2012 et mars 2013 pour les 17 stations échantillonnées sur la zone de Machu. Les encadrés rouges mettent en évidence les stations de clapages.	117
Figure III.13. Contribution relative (%) des cinq espèces dominantes au sein des stations de clapages et des stations de référence entre mai 2012 et mars 2013.....	119
Figure III.14. Contribution relative (%) des quatre groupes trophiques retenus au sein des 17 stations présentes sur le site de Machu entre mai 2012 et mars 2013. Les groupes trophiques sont notés : DS&M = dépositivores de surface et mixtes, C&O = carnivores, omnivores et nécrophages, DSS = dépositivores de surface et S = suspensivores.....	120

- Figure III.15. n-MDS des 17 stations situées sur le site de Machu à partir des données d'abondance durant les clapages : (A) mai 2012, (B) juin 2012, (C) juillet 2012, (D) octobre 2012, (E) novembre 2012, (F) janvier 2013, (G) mars 2013 et (H) toutes dates, de mai 2012 à mars 2013. Les symboles indiquent la distance depuis les sites de clapages : (*) sur les zones de clapages, (▼) 500 m, (△) 1 km, et (◇) 1,5km et (●) stations de référence. 121
- Figure III.16. n-MDS des 17 stations situées sur le site de Machu à partir des données d'abondance : (●) avant les clapages en avril 2010 et (△) après la fin des clapages en mars 2013. Les labels indiquent la distance par rapport aux sites de clapages : (500) à 500 m, (1000) à 1km, (1500) à 1,5 km, (ref) stations de référence, (MABIO-AK4C) station AK4C présente sur le site de clapages MABIO, (MABIO-AK4D) station AK4D présente sur le site de clapages MABIO et (MASED-AK7D) station AK7D localisée sur le site d'immersions MASED. 123
- Figure III.17. Evolution bathymétrique des sites d'expérimentations de clapages entre l'état de référence (novembre 2011) et la fin des immersions (décembre 2012 pour le site de MASED et mai 2013 pour le site de MABIO) (source : GPMR). 125
- Figure III.18. Coupes transversales (W-E) et longitudinales (N-S) des sites d'expérimentations de clapages : MASED (bathymétrie du 12 décembre 2012) et MABIO (bathymétrie du 7 mai 2013) (source : GPMR). 126
- Figure III.19. Photographies des stations : (A) AK4D, novembre 2011 ; (B) AK8B, novembre 2011 ; (C) station AK4D, juin 2012 ; (D) station AK7D, juin 2012, (E) station AK8B, juillet 2012 et (F) station AK7D, février 2013. 127
- Figure III.20. Débits de la Seine à Poses entre avril 2012 et juin 2013 (source : GIP Seine Aval) 129
- Figure III.21. Photographie des mollusques bivalves *Abra alba* échantillonnés en juillet 2012. 132
- Figure IV.1. Droites de régression des relations significatives entre les facteurs biotiques (% *Abra alba* et la richesse spécifique) et les variables sédimentaires et physico-chimiques. 145

Chapitre IV

- Figure IV.2. Schéma des différentes étapes permettant d'établir une relation entre les données biotiques et les variables environnementales (d'après Clarke et Ainsworth, 1993 ; tiré de Grall et Coïc, 2006). 146
- Figure IV.3. Contribution des cinq groupes écologiques et valeur moyenne de l'indice biotique AMBI (point fushia) pour les 17 stations de la zone de Machu entre avril 2010 et novembre 2011 (situation avant clapages). 154

Figure IV.4. Contribution des cinq groupes écologiques et valeur moyenne de l'indice biotique AMBI (point fushia) pour les 17 stations de la zone de Machu pour les périodes de mai 2012 et novembre 2012 (situation pendant clapages).....	155
Figure IV.5. Contribution des cinq groupes écologiques et valeur moyenne de l'indice biotique AMBI (point fushia) pour les 17 stations de la zone de Machu entre mai 2012 et mars 2013 (situation pendant clapages).....	156
Figure IV.6. Classification des 17 stations du site de Machu en lien avec la distribution de l'AMBI moyen en situation de pré-clapages.	157
Figure IV.7. Classification des 17 stations du site de Machu en lien avec la distribution de l'AMBI moyen en situation de clapages (mai 2012 et novembre 2012)	157
Figure IV.8. Classification des 17 stations du site de Machu en lien avec la distribution de l'AMBI moyen en situation de clapages (de mai 2012 à mars 2013).	158
Figure IV.9. Distribution de l'indice biotique modifié M-AMBI des 17 stations du site de Machu en situation de pré-clapages. Les valeurs en vert correspondent à un état écologique défini comme bon. Les valeurs en bleu correspondent à un état écologique défini comme très bon.	158
Figure IV.10. Distribution de l'indice biotique modifié M-AMBI des 17 stations du site de Machu en situation de clapages (mai 2012 et novembre 2012). Les valeurs en vert correspondent à un état écologique défini comme bon. Les valeurs en bleu correspondent à un état écologique défini comme très bon.....	159
Figure IV.11. Distribution de l'indice biotique M-AMBI des 17 stations du site de Machu en situation de clapages. La valeur en vert correspond à un état écologique défini comme bon. Les valeurs en bleu correspondent à un état écologique défini comme très bon.....	159

Chapitre V

Figure V.1. Modèle conceptuel des impacts environnementaux potentiels présents sur le site de réception des sédiments dragués (adapté de Elliott et Hemingway, 2002)	176
Figure V.2. Evolution et différents stades de recolonisation de la macrofaune benthique suite à des perturbations environnementales (cas des activités de clapages) (Basé à partir des travaux de Pearson et Rosenberg, 1978 ; Rhoads, 1978, tiré de Newell et al., 1998)	182
Figure V.3. Synthèse des zones de contraintes nautiques, des zones d'intérêt biologique et délimitation (en rouge) de la zone de moindre contrainte, retenue pour être la future zone d'immersion des sédiments de dragage du GPMR.....	192

Figure V.4. Délimitation de six bandes (B1 à B6) pour les futurs clapages, exploitées durant différentes phases (T1 à T6)..... 194

Figure V.5. Schéma des différents échantillonnages à réaliser lors des différentes phases d'exploitations (T1 à T6) des bandes de clapages. Les stations de prélèvements symbolisées par les croix rouges sont localisées par la bande en cours d'exploitation de clapages pour la phase concernée (Tn). Les croix bleues sont situées sur la bande contiguë à la bande d'exploitation en cours et les croix vertes sur la bande qui n'est exploitée.
..... 195

Liste des tableaux

Chapitre II

Tableau II.1. Périodes, profondeurs des stations de prélèvements et types de prélèvements réalisés sur les 17 stations du site de Machu entre avril 2010 et novembre 2011. Type de prélèvement effectué = M : prélèvement de la macrofaune, S : prélèvement de sédiment pour l'analyse de la matière organique, Q : analyse de la qualité du sédiment (teneur en carbone et azote), G : prélèvement pour la granulométrie, C : prélèvement de carottes de sédiment pour les analyses physico-chimiques (porosité, ammonium, oxygène), - : pas de prélèvement.....	53
Tableau II.2. Classification granulométrique de Wentworth (1922) modifiée par Folk (1954), Folk et Ward (1957) et Folk (1966). Les coupures granulométriques sont précisés ci-contre.....	61
Tableau II.3. Mode principal et proportion de fines (%) des 17 stations en avril 2010 et novembre 2011...	67
Tableau II.4. Résultats des analyses statistiques. Les différents groupes obtenus après des tests post-hoc sont identifiées entre parenthèses, et les valeurs sont classés à partir minimal (Min) de valeurs maximales (MAX). (ns: non significatif, * p <0,05, ** p <0,01; *** p <0,001).....	70
Tableau II.5. Résultats de l'analyse de SIMPER issus des données d'abondances des trois stations centrales des trois radiales entre avril 2010 et novembre 2011. Le tableau illustre les 15 espèces contribuant le plus à la similitude entre les deux groupes définis depuis la n-MDS et le dendrogramme. Les valeurs en gras correspondent aux espèces présentes à la fois dans les deux groupes.....	80

Chapitre III

Tableau III.1. Date, profondeurs des stations de prélèvements et types de prélèvements réalisés sur les 17 stations sur Machu entre mai 2012 et mars 2013. Type de prélèvement effectué = M : prélèvement de la macrofaune, S : prélèvement de sédiment pour l'analyse de la matière organique totale, Q : analyse de la qualité du sédiment (teneur en carbone et azote), G : prélèvement pour la granulométrie, C : prélèvement de carottes de sédiment pour les analyses physico-chimiques (porosité, ammonium, oxygène).....	96
Tableau III.2. Résultats de l'analyse de variance à deux facteurs (ANOVA) pour les paramètres faunistiques de la communauté macrobenthique sur les stations de référence et les stations de clapages de mai 2012 à mars 2013. Des relations significatives (p<0,05) sont indiquées en gras.....	116
Tableau III.3. Contributions relatives (en pourcentage) des 10 espèces dominantes entre mai 2012 et mars 2013 à l'échelle des 17 stations AK situées sur la zone d'expérimentations de Machu. Les espèces communes aux sept dates d'échantillonnage sont indiquées en gras.....	118

Chapitre IV

- Tableau IV.1. Matrice de corrélation entre les paramètres faunistiques généraux pris deux à deux. Les chiffres en gras correspondent à un coefficient de corrélation r significatif (les astérisques indiquent les seuils de significativité ; $p < 0,001 = ***$, ns = non significatif). 139
- Tableau IV.2. Matrice de corrélation (Pearson) des paramètres faunistiques généraux (densité totale (N), richesse spécifique (S), indice d'équitabilité de Pielou (J'), indice de diversité de Shannon (H') avec les fréquences relatives des 5 taxa dominants (% *A. alba* = % *Abra alba*, % *M. johnstoni* = % *Magelona johnstoni*, % *M. filiformis* = % *Magelona filiformis*, % *N. cirrosa* = % *Nephtys cirrosa*, % *O. fusiformis* = % *Owenia fusiformis*), les fréquences relatives des différents groupes trophiques (% C&O = % carnivores et omnivores, % DS&M = % dépositivores de surface et mixte, % Susp = % suspensivores, % DSS = % dépositivores de surface), les paramètres sédimentaires (% Gr = % graviers, % SG = % sables grossiers, % SM = % sables moyens, % SF = % sables fins, % Fines, % MO = % matière organique) et le paramètre distance..... 141
- Tableau IV.3. Matrice de corrélation entre les paramètres faunistiques de la macrofaune pris deux à deux. Les chiffres en gras correspondent à un coefficient de corrélation r significatif (les astérisques indiquent les seuils de significativité ; $p < 0,001 = ***$, ns = non significatif). 142
- Tableau IV.4. Matrice de corrélation (Pearson) des paramètres faunistiques généraux (indice d'équitabilité de Pielou (J'), densité totale (N), richesse spécifique (S)), les fréquences relatives des 5 taxa dominants (% *A. alba* = % *Abra alba*, % *M. johnstoni* = % *Magelona johnstoni*, % *M. filiformis* = % *Magelona filiformis*, % *N. cirrosa* = % *Nephtys cirrosa*, % *S. bombyx* = % *Spiophanes bombyx*) avec les fréquences relatives des différents groupes trophiques (% C&O = % carnivores et omnivores, % DS&M = % dépositivores de surface et mixte, % Susp = % suspensivores, % DSS = % dépositivores de surface), les paramètres sédimentaires (% Gr = % graviers, % SG = % sables grossiers, % SM = % sables moyens, % SF = % sables fins, % Fines % MO = % matière organique, % TOC = carbone organique total, %TON = % azote organique total) et les paramètres physico-chimiques (NH4 = flux totaux en ammonium, Ox = flux totaux en oxygène, Poro = porosité)..... 143
- Tableau IV.5. Résultats des analyses BIOENV montrant les combinaisons de variables environnementales, conforme aux meilleures corrélations existantes entre les matrices de similarité des facteurs biotiques (abondances) et abiotiques pour chaque période d'échantillonnage, mesurés selon la méthode de corrélation de rang de Spearman pondérée (p_w). 150
- Tableau IV.6. Equivalences entre les valeurs de l'AMBI, la classification du site, l'état écologique définis par la Directive Cadre Eau ainsi que l'état des communautés d'après Borja et al. (2000) et Borja et al. (2004)..... 152

Tableau IV.7. Equivalences entre les valeurs du M-AMBI et les différents états écologiques (d'après Muxika et al., 2007) 153

Tableau IV.8. Concentrations en chlorophylle *a* et phéopigments sur la station AK4D en situation de pré-clapages (novembre 2011) et de clapages (mai 2012 à février 2013) à différentes profondeurs (source : GPMR)..... 166

Chapitre V

Tableau V.1. Temps de récupération de la communauté benthique suite à des dépôts de matériel de dragages sur des sites présentant des caractéristiques différentes. 183

Tableau V.2. Dimensions (longueur et largeur maximales ; km) et surface (km²) des bandes (B1 à B6) de clapages. 193

Tableau V.3. Tableau récapitulatif du nombre de stations d'échantillonnage et leur localisation durant les différentes phases d'exploitation des bandes pour les futurs clapages en baie de Seine. 198

Introduction générale

Introduction générale

Les zones côtières et estuariennes, interfaces entre environnements continentaux et marins sont des espaces conflictuels où de nombreuses activités humaines se côtoient et se superposent. Cette configuration donne lieu à de nombreuses controverses, compte tenu des multiples et diverses contradictions qui régissent la gestion et les intérêts de la population qui vit dans ces zones (Dauvin et al., 2004 ; Dauvin et Lozachmeur, 2006). La Manche est l'une des mers les plus fréquentées, le trafic maritime y est très intense, près de 20% du trafic mondial, ce qui représente le passage de 500 navires commerciaux et 90 à 120 ferries par jour entre le continent européen, le Royaume-Uni et les îles Anglo-normandes (Buléon et Shurmer-Smith, 2008). Il s'y ajoutera d'ici quelques années, des espaces dédiés à l'implantation des éoliennes offshore. En Manche, la pression humaine accrue sur ce territoire a créé de nombreux conflits d'intérêts (Dauvin et Lozachmeur, 2006 ; Dauvin, 2012). Comme d'autres mers régionales du monde, les activités liées à l'Homme (par exemple, la pêche, l'exploitation conchylicole, l'urbanisation des zones touristiques, le développement des infrastructures portuaires, l'extraction de granulats, le clapage de sédiments en mer...) sont omniprésents (Buléon et Shurmer-Smith, 2008). Sur la route de la Mer du Nord, deux des principaux ports français sont situés sur l'estuaire de la Seine : Le Havre, à l'embouchure et Rouen, 120 km en amont. Ces ports sont des sites économiques d'importance majeure, au débouché du corridor du Bassin de Paris et de l'agglomération parisienne (> 16 millions d'habitants), qui concentrent une très importante part de l'activité économique (40 %), de l'activité agricole (30 %) et de la population (25 %) françaises (Seine-aval.crihan.fr).

Sous la pression de l'Union européenne, l'administration française et l'organisation non gouvernementale de protection de l'environnement demandent au Grand Port Maritime du Havre (GPMH) et au Grand Port Maritime de Rouen (GPMR) d'intégrer leur projet dans une gestion globale de l'estuaire de la Seine. Cette démarche similaire à la GIZC (Gestion Intégrée des Zones Côtières) est un processus dynamique de gestion et d'utilisation durables des zones côtières, prenant en compte simultanément la fragilité des écosystèmes et des paysages côtiers, la diversité des activités et des usages, leurs interactions, la vocation maritime de certains d'entre eux, ainsi que leurs impacts à la fois sur la partie marine et la partie terrestre.

Au débouché de la principale région céréalière française (la Beauce), le Grand Port Maritime de Rouen (GPMR) est le principal port européen d'exportation des céréales et un important port pour les hydrocarbures. Dans le contexte international de l'accroissement de la taille des

navires, le GPMR se doit de maintenir dans son chenal d'accès une hauteur d'eau suffisante pour permettre la navigation en toute sécurité. Ainsi, 4,5 millions de m³ de sédiments récents sont dragués chaque année pour l'entretien des fonds de la partie aval de son chenal de navigation. Ces importantes quantités sont jusqu'alors immergées en mer sur un site défini au préalable (le Kannik) ; **on parle alors de clapage**. Cependant, ce site actuel d'immersion des déblais de dragages arrive à saturation en 2014, nécessitant la recherche d'un site alternatif à l'extérieur de l'estuaire. D'autres sites substitutifs ont été étudiés et un projet d'expérimentations de clapages de sédiments a été réalisé dans le secteur admis comme le meilleur compromis : **le site de Machu en baie de Seine orientale**. Outre vérifier les résultats de la modélisation hydrosédimentaire des immersions, l'expérimentation envisagée a pour objet de caractériser l'impact de clapages répétés sur le milieu vivant dans le secteur retenu, dont évaluer la capacité de résistance et de résilience des communautés benthiques et rechercher les pratiques de clapages minimisant leurs impacts.

Le macrozoobenthos est en effet connu pour être un bon indicateur des changements naturels et anthropiques dans les écosystèmes marins (Dauvin, 1993). Les instances européennes en 2000, ont adopté comme outil de diagnostic de l'état des milieux estuariens et côtiers, l'utilisation d'indices biotiques basés sur les communautés d'invertébrés benthiques (Borja et al., 2000 ; Simboura et Zenetos, 2002 ; Dauvin et Ruellet, 2007 ; Blanchet et al., 2008). En effet, les organismes benthiques vivent dans les sédiments et sont ainsi exposés aux contaminants chimiques et aux stress hypoxiques. Leur sédentarité et leur durée de vie leur permettent de refléter les conditions environnementales proches sur plusieurs années. Certaines de ces espèces sont commercialisées ou sont les proies de nombreuses espèces de prédateurs supérieurs. Enfin, de par leur activité de bioturbation et de nutrition, ils participent aux flux géochimiques à l'interface eau-sédiment. Le benthos se révèle d'ailleurs beaucoup mieux adapté que les autres groupes biologiques (plancton, poissons, ou oiseaux marins) pour mesurer les stress environnementaux, ce maillon intégrant à la fois les variations et les perturbations de la colonne d'eau et de la colonne sédimentaire (Dauvin, 1993). Les contraintes abiotiques majeures auxquelles sont soumises les communautés benthiques sont essentiellement les changements climatiques et l'anthropisation sous toutes ses formes. Le climat (température) règle la distribution biogéographique et bathymétrique des communautés animales à l'échelle de l'océan mondial. Les pollutions, c'est à dire l'introduction dans le milieu marin d'éléments étrangers dont la nature et les quantités peuvent être très variables, et les autres perturbations anthropiques provoquent au sein des communautés benthiques un déséquilibre temporaire ou permanent modifiant les conditions physico-chimiques, y compris

sédimentaires du milieu ; elles se répercutent alors sur la composition qualitative et quantitative des communautés (Hermand, 2008 ; Ware et al., 2010) qui vont donc servir de témoins des atteintes à l'environnement marin.

Lors des immersions de sédiments de dragage, des incidences négatives et immédiates sur la macrofaune benthique peuvent avoir lieu (Bolam et Rees, 2003 ; Stronkhorst, 2003 ; Bolam et al., 2006a et b ; Ware et al., 2010). Plusieurs études ont montré que les dépôts de déblais de dragage créent une perturbation et modifient les facteurs physiques pour des écosystèmes situés à proximité immédiate du dépôt, affectant généralement à la fois la structure et le fonctionnement des communautés benthiques (Van Dolah et al., 1984 ; Smith et Rule, 2001 ; Bolam et al., 2006a et b). Une analyse de la bibliographie permet de montrer que l'impact des clapages sur la macrofaune benthique dépend 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 et de la similitude des sédiments clapés avec ceux des sites d'accueil (Essink, 1999 ; Powilleit et al., 2006). Néanmoins, les effets des dépôts de sédiments en mer sur les communautés benthiques diffèrent grandement d'un site à l'autre (Harvey et al., 1998 ; Cruz-Motta et Collins 2004 ; Powilleit et al., 2006 ; Hermand, 2008). Ainsi, des conclusions générales sont difficiles à établir, ce qui suggère que les évaluations doivent être effectuées au cas par cas (Harvey et al., 1998 ; Simonini et al., 2005b ; Bolam et al., 2006a). Cependant, plusieurs références bibliographiques suggèrent que les espèces benthiques vivant dans des habitats instables (estuariers, zones de fort hydrodynamisme), c'est-à-dire dans des milieux stressants, sont plus aptes à supporter une perturbation que les espèces vivant dans des milieux plus stables (zones profondes et systèmes euhalins). Bolam et Rees (2003), dans leur revue, montrent que la recolonisation de la macrofaune benthique sur une zone de clapages dans un milieu relativement non stressé se fait en moyenne en neuf mois alors que dans un milieu stable, la recolonisation de la macrofaune benthique prend entre une et quatre années.

Cependant, la majorité des études sont limitées dans le temps et rares sont celles qui étudient l'impact des clapages sur la macrofaune benthique à la fois : (1) avant, (2) pendant et (3) après les immersions (Powilleit et al., 2006). Généralement, les études sont effectuées quelques temps après l'arrêt des immersions de sédiments, alors que la restauration de la communauté benthique est déjà partielle ou complète. De plus, très peu d'études concernent l'immersion de quantités supérieures à un million de m³ de sédiments (Hermand, 2008).

L'objectif général de mon mémoire de thèse est d'évaluer l'impact des immersions des matériaux de dragage du chenal aval du Port de Rouen sur la communauté benthique en deux sites voisins d'expérimentations de clapages en baie de Seine, sur la base d'une comparaison de multiples paramètres avant/pendant/après les dépôts.

Pour atteindre cet objectif, un suivi benthique de type Before-After-Control-Impact (BACI) a été mis en place durant 23 mois sur les deux sites expérimentaux et leurs zones d'influence, en comparaison avec un site de référence présentant les mêmes caractéristiques sédimentaires que les deux sites expérimentaux. Douze campagnes de prélèvements ont été réalisées entre avril 2010 et mars 2013, dont cinq effectuées avant le début des opérations de clapages. Le but est d'observer la variabilité spatio-temporelle des sites d'expérimentations du site de Machu, en prenant en compte les échelles de temps saisonnière et pluriannuelle afin de mesurer la variabilité des communautés benthiques et des caractéristiques sédimentaires et physico-chimiques du site de Machu dans des conditions naturelles (avant les immersions) puis pendant les différentes phases (avant/après) des clapages expérimentaux.

Pour répondre à cet objectif, les chapitres de ma thèse s'articulent de la manière suivante :

Le **chapitre 1** présente les caractéristiques générales de la baie de Seine orientale pour comprendre la distribution des communautés benthiques dans le secteur de Machu, impacté en 2012-2013 par les immersions de déblais de dragages. La problématique des clapages en baie de Seine ainsi que le projet d'expérimentations de clapages du GPMR sont aussi expliqués dans ce premier chapitre.

Le **chapitre 2** concerne l'étude de la variabilité naturelle du site de Machu avant les expérimentations, dans le but de mieux suivre l'impact des immersions sur l'écosystème benthique, comme il est logique d'opérer (Zimmerman et al., 2003 ; Ware et al., 2010). Pour ce faire, l'évolution des caractéristiques sédimentaires et des processus géochimiques intégrés au fonctionnement de l'écosystème ainsi que les caractéristiques faunistiques, ont été étudiées afin d'obtenir des valeurs de référence avant les immersions. Cette étude a permis de mettre en place un protocole de suivi adapté aux conditions du milieu pour ensuite étudier de manière optimale l'impact des clapages sur la communauté des sables moyens propres à *Nephtys cirrosa* caractérisant les fonds du site de Machu.

Le **chapitre 3** étudie l'impact des expérimentations de clapages à petites échelles spatio-temporelles. Il s'agit de décrire la distribution spatiale des caractéristiques sédimentaires et physico-chimiques associées aux assemblages benthiques du site d'expérimentations de

Machu en relation avec la localisation des immersions. De plus, ces séries de clapages expérimentaux permettent de mesurer l'influence des dépôts sédimentaires sur la survie de la macrofaune benthique à laquelle fait suite la réponse géochimique et macrobenthique.

Le **chapitre 4** porte sur les relations et les interactions entre les communautés benthiques et les paramètres abiotiques. Son but est de connaître les indicateurs qui expliquent le mieux l'impact et l'évolution des expérimentations de clapages en baie de Seine orientale sur le site de Machu.

Une synthèse bibliographique concernant l'impact des immersions de sédiments dans les zones côtières est enfin détaillée dans le **chapitre 5**. Elle a pour but d'aider à l'élaboration du futur protocole, en prenant en compte l'ensemble des résultats obtenus durant cette présente étude biosédimentaire. Le **chapitre 5** fournit donc un ensemble de recommandations pour la gestion des futures immersions de sédiments dans les zones côtières concernées en cherchant à minimiser l'impact de cette perturbation anthropique sur les écosystèmes marins. Un protocole de gestion adapté regroupe un ensemble de variables, d'indicateurs qu'il est préconisé de suivre sur le long terme dans le cadre de la problématique des clapages en baie de Seine orientale.

Chapitre I :

**Contexte général de la baie de Seine orientale
et des opérations de clapages.**

Chapitre I : Contexte général de la baie de Seine orientale et des opérations de clapages

Géographiquement, la Manche est une mer épicontinentale peu profonde, qui s'étend sur plus de 77000 km², bordée par deux pays maritimes : le Royaume-Uni et la France. Ses principales caractéristiques ont été décrites dans des articles qui soulignent les particularités des deux sous-bassins de la Manche (Figure I.1) : les bassins occidental et oriental caractérisés par deux écosystèmes distincts nécessitant des gestions différentes, avec l'importance du régime hydrodynamique sur la structure et le fonctionnement d'une mer de type mégatidal (Reid et al., 1993 ; OSPAR, 2000 ; Paphitis et al., 2010 ; Dauvin, 2012). Le bassin occidental a une profondeur moyenne de 80 m, délimité à l'ouest par le cap de la Hague et la pointe Bill de Portland en Grande-Bretagne ; il est largement influencé par les eaux atlantiques. Le bassin oriental a une profondeur moyenne de 50 m ; il est limité à l'est par une ligne entre Calais et Douvres, plus continental et largement influencé par les apports fluviaux de la Seine et les estuaires picards (Somme, Canche et Authie). La baie de Seine forme un quadrilatère approximatif de 5000 km², ne dépassant 30 m de profondeur qu'au NW, dans l'axe de la paléovallée de la Seine. Elle est délimitée à l'ouest par la pointe de Barfleur, au sud par les côtes du Calvados et à l'est par les côtes du Pays de Caux, du Havre à Antifer (Figure I.1).

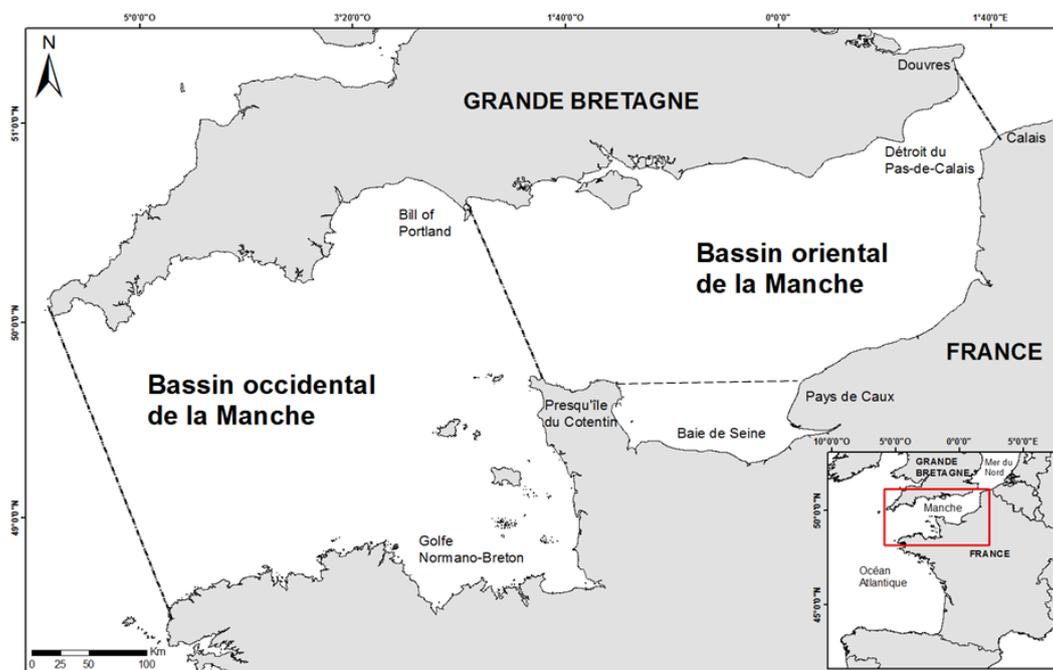


Figure I.1. Carte de la Manche illustrant les délimitations des bassins occidental et oriental selon Cabioc'h (1968).

1. Caractéristiques physiques de la baie de Seine orientale

1.1. Forçages hydrodynamiques

1.1.1. Hydrodynamisme marin

De nombreuses mesures et travaux de modélisations ont permis de mettre en évidence les principales caractéristiques de l'hydrologie et l'hydrodynamisme des masses d'eau en Manche. L'hydrodynamisme y est intense, principalement dû à l'intensité des courants de marées, eux même dépendants de la morphologie générale des fonds et de la côte. La baie de Seine est caractérisée par un régime de type macrotidal, le marnage y dépassant 7 m en période de vives eaux. Le forçage principal de marée est un forçage de type semi-diurne. Les courants de marée s'orientent majoritairement vers le nord-est, en période de flot, et vers le sud-ouest après la « renverse des courants », en période de jusant. Mais le bilan résiduel entre ces deux mouvements contraires est en faveur d'un mouvement de la masse d'eau vers le nord-est.

Au niveau de la baie de Seine, les vitesses des courants de marée sont les plus fortes au nord-ouest vers le détroit du Cotentin et au nord du Pays de Caux [plus de 3 noeuds ($1,53 \text{ m.s}^{-1}$) en surface lors des vives-eaux moyennes], elles sont comprises entre 1 et 2 noeuds (respectivement équivalent à $0,51 \text{ m.s}^{-1}$ et $1,02 \text{ m.s}^{-1}$) dans la partie méridionale de la baie, puis diminuent graduellement d'intensité vers la baie des Veys et vers la baie de Seine Orientale (Salomon et Breton, 1991, 1993). Dans l'ensemble de la Baie de Seine orientale à l'exception des plus faibles fonds proches du Calvados et du Pays de Caux où les courants sont canalisés par la morphologie, les courants sont giratoires (Figure I.2 ; Le Hir et L'Yavanc, 1985).

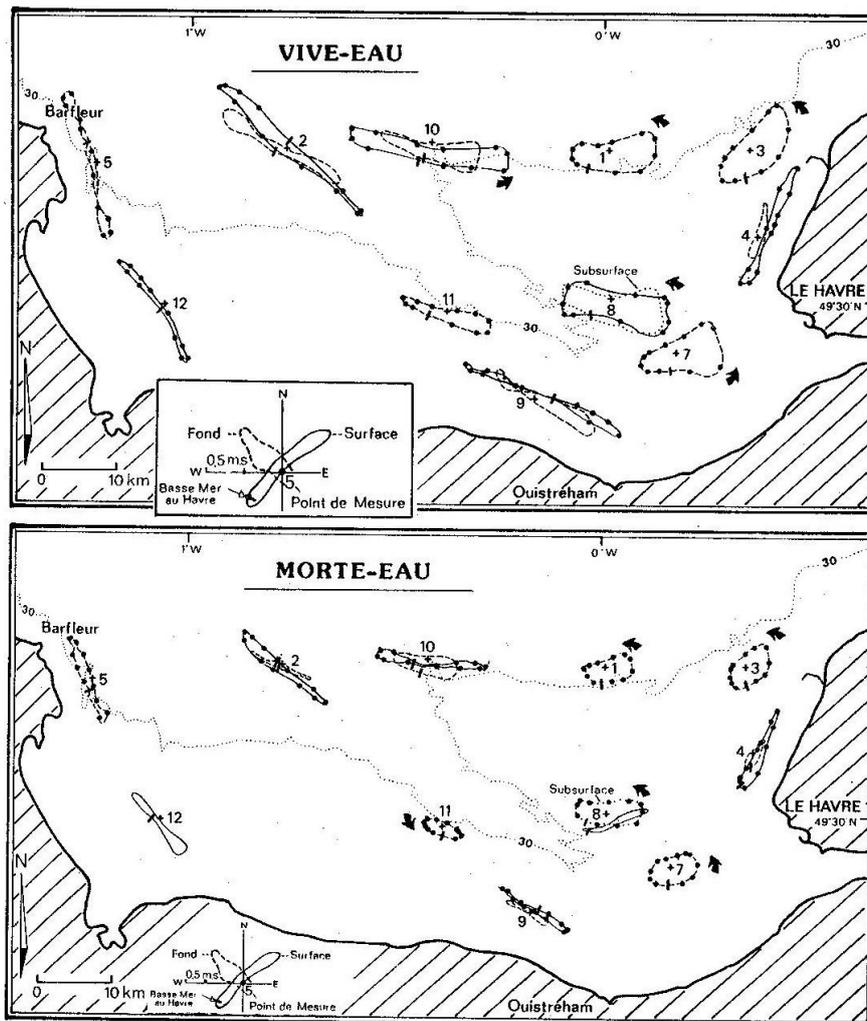


Figure I.2. Roses de courant de marée en baie de Seine, d'après Le Hir et L'Yavanc, 1985.

L'agitation en baie de Seine orientale est produite par les vents de secteurs sud-ouest à nord-ouest soufflant en Manche ouest et en baie de Seine, complétée par une houle résiduelle provenant d'Atlantique dont la hauteur excède rarement 1 m. Il existe donc des courants induits par les vents, agissant sur les fonds surtout au niveau des plus faibles profondeurs, mais les courants de marée restent le facteur dominant à l'échelle de la baie de Seine.

1.1.2. Données hydrologiques

Les débits de la Seine mesurés à Poses (à 160 km en amont de l'embouchure) lors des 30 dernières années conduisent aux débits caractéristiques suivants (source : GPMR) :

- ❖ débit moyen : $416 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$,
- ❖ débit moyen à l'étiage (mai à octobre) : $250 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$,
- ❖ débit maximal instantané connu (en 1964) : $2800 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$,

❖ débit minimal instantané connu (en 1992) : $40 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$

Il est à noter que durant la dernière décennie, l'hydrologie de la Seine (Figure I.3) a connu une situation assez particulière avec des débits mensuels importants au début de la construction de Port 2000 (2001 à 2003) suivis d'années aux débits très faibles en 2004 et 2005, d'années moyennes en 2006, 2007 et 2008, sans véritable crue (crue : débits $> 1000 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$). Notons qu'une étude menée par ARTELIA¹ en 2008 a montré que l'influence de l'hydrologie de la Seine reste négligeable sur l'hydrodynamisme de ma zone d'étude. En revanche, elle influe sur la distribution de la salinité à l'ouest de l'estuaire de Seine jusqu'au méridien d'Ouistreham en baie de Seine.

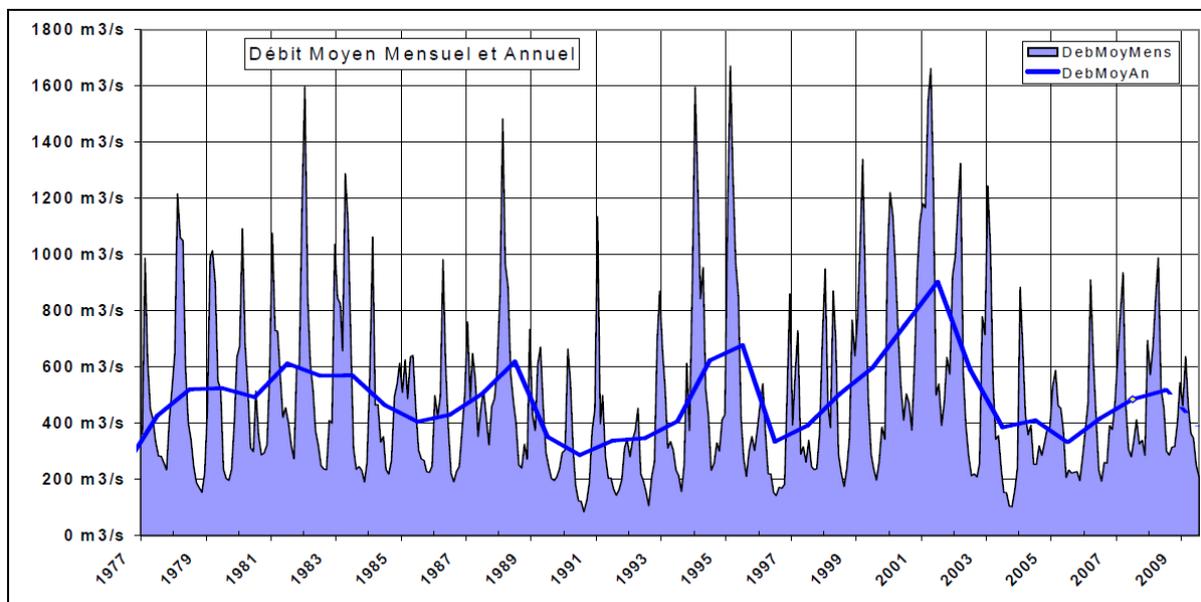


Figure I.3. Débit moyen de la Seine à Poses (source : GPMR, GIP Seine Aval).

1.2. Gradients et dynamique sédimentaire

1.2.1. Couverture sédimentaire

Dans cette mer macrotidale, les sédiments superficiels du bassin oriental de la Manche sont distribués en épandages sédimentaires horizontaux caractérisés par un gradient granulométrique qui correspond à l'amortissement progressif de la vitesse des courants de

¹ En juin 2008, les directions de COTEBA et SOGREAH se sont associés pour former le groupe actuel ARTELIA.

marée. En Manche, le sédiment s'affine du large vers les côtes (Vaslet et al., 1978 ; Larsonneur et al., 1982 ; Méar et al., 2003). Les sédiments grossiers composés de cailloutis, de graviers et de sables très grossiers se situent au nord, de la presqu'île du Cotentin jusqu'au large des côtes de Haute-Normandie (Cap d'Antifer) et au centre du détroit du Pas-de-Calais, soit là où les courants de marées sont les plus intenses. A l'échelle de la baie de Seine, la répartition des sédiments est aussi dépendante de l'intensité des courants. Ainsi, les sédiments localisés à l'embouchure de la Seine sont composés de sables fins et de sables fins sablo-vaseux. La dernière cartographie des faciès sédimentaires à l'échelle de la baie de Seine orientale (Figure I.4) a été établie par Lesourd (2001) avant la construction de Port 2000 ; elle succédait à la cartographie des faciès sédimentaires d'Avoine (1981).

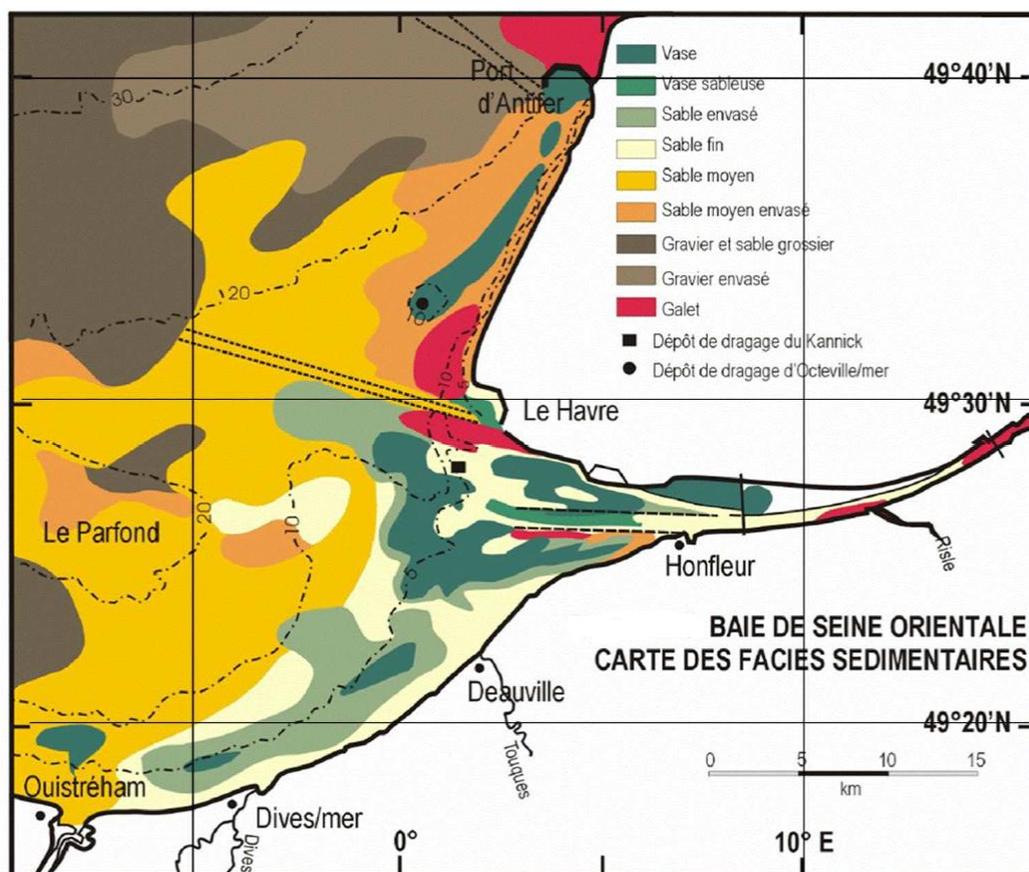


Figure I.4. Cartographie des faciès sédimentaires de la baie de Seine orientale [données sédimentaires acquises entre 1993 et 1996 ; d'après Lesourd (2001)].

La comparaison des deux cartographies montre une stabilité d'ensemble des principaux faciès, malgré une tendance à l'envasement de l'embouchure. Le faciès grossier, composé de cailloutis et de galets, se situe dans la partie externe de la baie de Seine, dans les zones de fortes intensités hydrodynamiques. Le faciès sableux est observé à de plus faibles profondeurs, sur les fonds subtidiaux. Les sédiments de sables fins et les sables fins sablo-

vaseux dominant également au niveau de l'embouchure de Seine, aux faibles profondeurs. Les sédiments s'ordonnent selon un gradient d'affinement d'ouest en est ; la couverture à dominante sableuse au large passe rapidement à une couverture vaseuse lorsqu'on se rapproche de l'estuaire de la Seine (fort gradient d'envasement). Ils sont grossiers et localement envasés au sud-ouest, et plus fins le long des côtes du Calvados. Le faciès sédimentaire des sables envasés couvre des surfaces importantes au large des côtes du nord et du sud. Cet envasement se rencontre également sous forme de quelques taches locales en baie de Seine (zone faiblement envasée du Parfond). Le faciès sablo-vaseux / vases sableuses caractérise les zones d'envasement temporaire. La répartition des deux derniers faciès a davantage évolué par rapport aux faciès plus grossiers : les domaines vaseux se sont largement étendus dans l'estuaire. Les variations sédimentaires saisonnières ont fait l'objet de peu d'études. Lesourd et al. (2003), a montré que les variations saisonnières du régime sédimentaire de l'embouchure de la Seine ont une période de l'ordre de trois ans liée aux conditions hydro-météorologiques. Dans le cadre des travaux du PNEC², des suivis ont permis de comprendre les processus de dépôts des matériaux fins sur les fonds subtidiaux (< 10 m) de la baie de Seine sud-orientale (Garnaud et al., 2003).

Les particules de vase présentes au sein de l'estuaire de la Seine proviennent essentiellement du fleuve Seine, mais subissent des processus très complexes. Les apports de particules fines par le fleuve et évalués au barrage de Poses (limite amont de la marée dynamique) sont en moyenne de l'ordre de 6.10^5 tonnes.an⁻¹, mais varient entre $1,3.10^5$ tonnes.an⁻¹ et $1,7.10^6$ tonnes.an⁻¹ (Lesourd, 2000). Les apports de particules fines silto-argileuses en aval de Poses, via les affluents de la Seine ou dus à l'érosion des vases intra-estuariennes existent mais représentent une importance secondaire (Lesueur et Lesourd, 1999). De même les quantités de particules fines d'origine marine qui intègrent le stock de matières en suspension (M.E.S.) estuariennes existent, mais sont considérées comme négligeables devant les quantités qui transitent au barrage de Poses.

Des placages éphémères de vases sont observés sur les fonds marins côtiers, au sud de l'embouchure de la Seine (jusqu'à 5 cm d'épaisseur). Ces dépôts vaseux se forment surtout à la suite de crues hivernales, au printemps (Garnaud et al., 2003). Ces placages sont mobiles, du fait de l'agitation de la mer sur les petits fonds. Les dépôts vaseux sont entraînés vers le littoral par les houles de tempête, et une partie des matériaux fins participe à réalimenter le

² Programme National d'Environnement Côtier

stock sédimentaire intra-estuarien, notamment le bouchon vaseux. L'envasement en baie de Seine sud-orientale est donc conditionné par la durée et l'intensité de la crue hivernale, et par la quantité de matériel fin disponible.

Plus récemment, dans le cadre du projet COLMATAGE, une étude a été menée pour compléter la description des fonds sédimentaires du système baie de Seine orientale / embouchure et de mieux comprendre sa structuration en échantillonnant un ensemble de 48 stations en 2008 et 2009. Dans son ensemble, cette étude a mis en évidence un affinement sédimentaire connu en relation avec une diminution des courants de marée du large vers les milieux côtiers moins profonds (Avoine, 1981 ; Lesourd, 2000), accompagné d'une certaine hétérogénéité sédimentaire horizontale. Cette observation avait déjà été mise en évidence lors d'études antérieures au niveau de l'embouchure de Seine (Lesourd, 2000 ; Janson, 2007) et en baie de Seine sud-orientale (Avoine, 1981 ; 1994). Une analyse photographique des échantillons de sédiment prises au moment des prélèvements lors des campagnes en 2008-2009 a montré qu'il existait une hétérogénéité sédimentaire verticale liée à la texture et à la stratification verticale des sédiments (Alizier, 2011) traduisant une dynamique de transport complexe.

1.2.2. Mouvements sédimentaires en baie de Seine orientale

Les mouvements des sables en baie de Seine sont assez bien connus ; leur déplacement (Figure I.5) en direction de l'estuaire s'effectue par charriage sous l'action dominante des courants de flot, contribuant ainsi au comblement de l'estuaire (Avoine, 1986). Dans l'embouchure, les houles viennent renforcer l'action des courants en accentuant le transit sédimentaire vers l'amont. Des expériences réalisées à l'aide de traceurs radioactifs ont permis de quantifier les transits sédimentaires et de fixer la limite d'action des courants de marée et de houles en fonction de la nature des dépôts et de leur profondeur (Avoine et al., 1986). Le mouvement général des sables, sous l'action des courants de marée alternatifs a été mis en évidence. La prédominance du flot sur le jusant et le mouvement sédimentaire résultant, parallèle à la côte, d'ouest en est sont observés. Au total, le transit observé, principalement lié à la prédominance des courants de flot, entraîne, par charriage, de faibles quantités de sables en direction de l'estuaire. Le débit volumique mesuré est au maximum de $1,5 \cdot 10^{-2} \text{m}^3 \cdot \text{ml}^{-1} \cdot \text{j}^{-1}$.

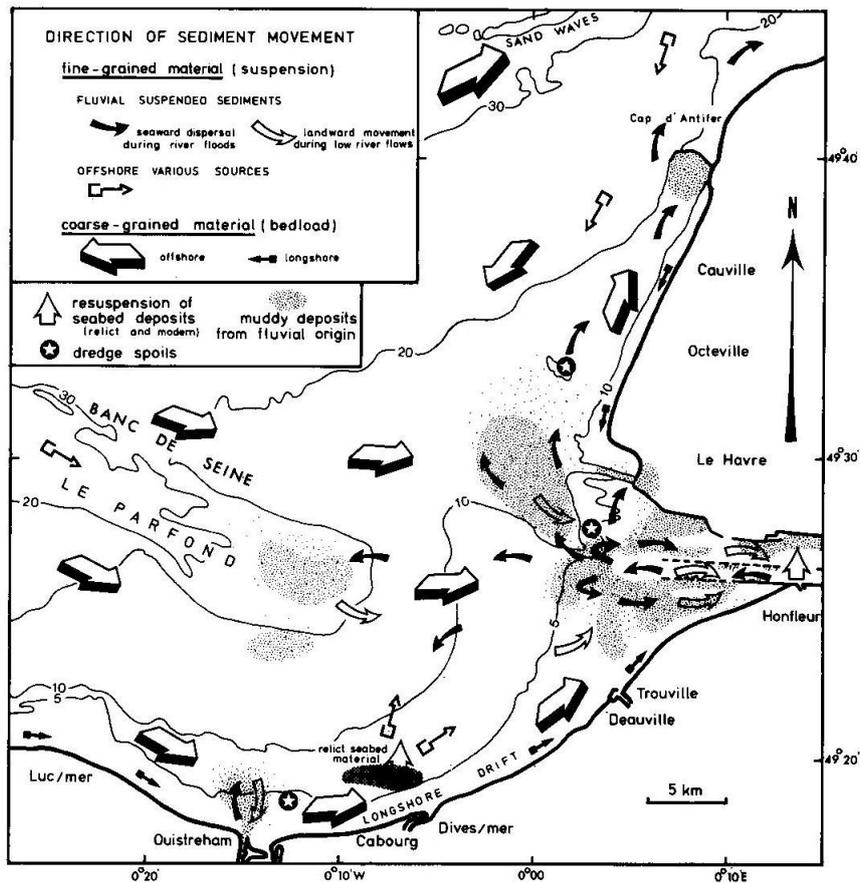


Figure I.5. Schéma synthétique des mouvements sédimentaires en baie de Seine orientale et au niveau de l'estuaire de la Seine (Avoine, 1986).

2. Communautés benthiques en baie de Seine orientale

Le bassin oriental de la Manche est caractérisé par un gradient hydrodynamique particulier, responsable de différents ensembles sédimentaires. La distribution des communautés benthiques en Manche - baie de Seine est liée à ces unités sédimentaires distinctes. La partie orientale de la baie de Seine a fait l'objet de nombreuses études benthiques. La première prospection du macrobenthos à l'échelle de la baie de Seine a été réalisée par Gentil (1976) à partir d'échantillons récoltés de 1971 à 1975 par dragage, méthode rendant les observations qualitatives. Par la suite, de nombreuses études sont venues compléter et affiner ces observations.

En baie de Seine, six communautés macrobenthiques peuvent être regroupées en deux grands ensembles bio-sédimentaires : l'ensemble des fonds grossiers (cailloutis plus ou moins graveleux, graviers plus ou moins ensablés) et celui des fonds sableux (sables fins à moyens dunaires, sables fins plus ou moins envasés, sédiments hétérogènes envasés et vases

estuariennes). Leur répartition de la macrofaune benthique est donc directement liée au double gradient sédimentaire et hydrologique qui la caractérise. En baie de Seine orientale, Cabioch et Gentil (1997 ; Figure I.6) ont identifié quatre principales communautés benthiques : (1) la communauté des sables fins à moyens propres dunaires à *Ophelia borealis*, (2) la communauté des sables fins à très fins envasés à *Abra alba* – *Lagis koreni*, (3) la communauté des sédiments hétérogènes plus ou moins envasés présente le long de la côte du Pays de Caux entre le cap de la Hève et le cap d'Antifer, (4) la communauté des vases d'estuaire à *Macoma baltica* dans les chenaux nord et sud de l'embouchure (Cabioch et Gentil, 1975 ; Gentil, 1976).

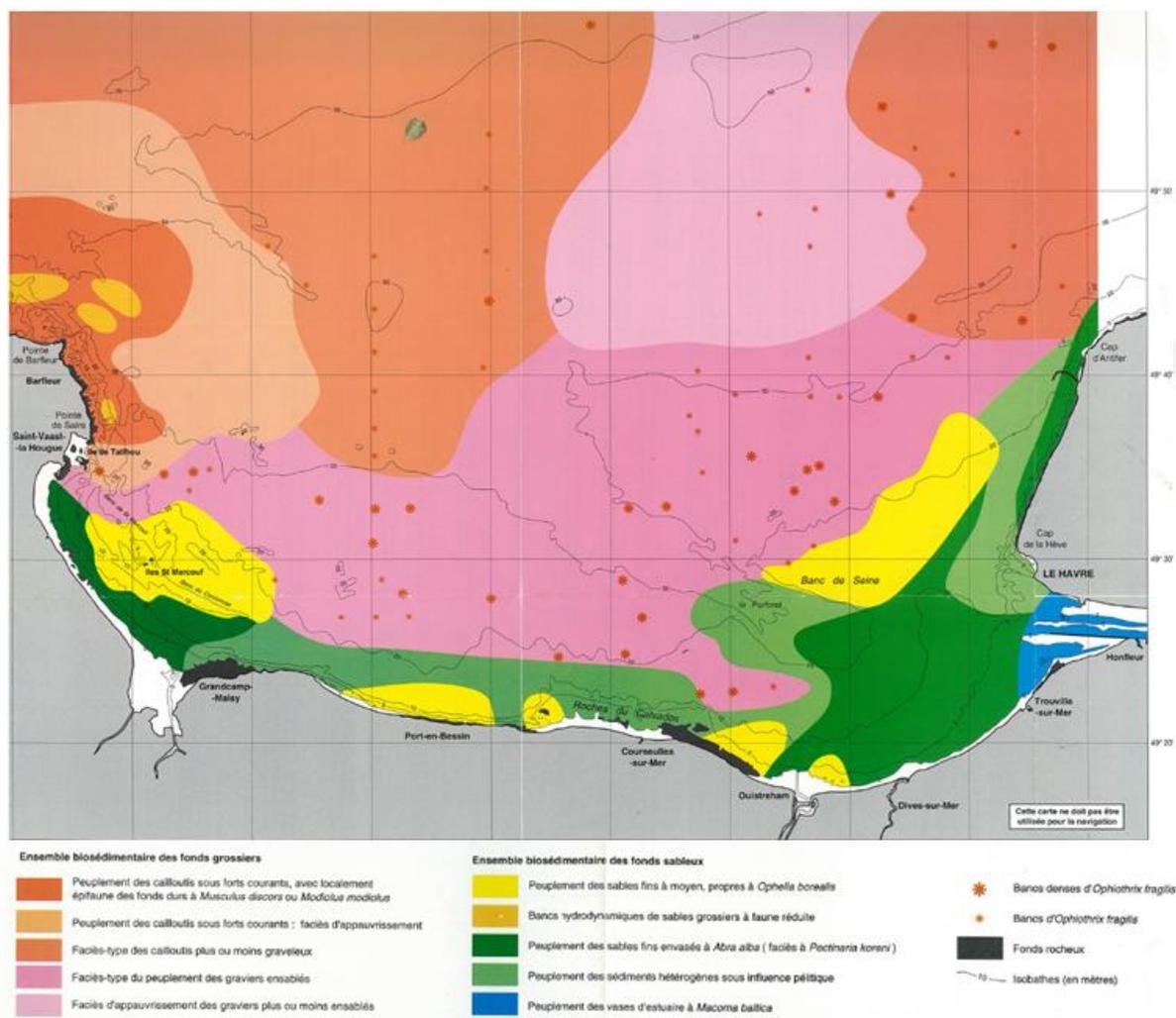


Figure I.6. Carte des peuplements macrobenthiques de la baie de Seine et Manche centrale sud (Gentil et Cabioch, 1997)

Le chenal de navigation, dragué en permanence, montre une faune estuarienne réduite jusqu'à la disparition complète de la macrofaune (Proniewski et Elkaïm, 1980 ; Gentil et Cabioch, 1997 ; Dauvin et Desroy, 2005). La communauté des sables fins à moyens dunaires propres

est présente sur les formations dunaires sableuses de la baie de Seine. Cette communauté présente des valeurs d'abondance et de richesse spécifique faibles. Les espèces les plus représentées sont le mollusque bivalve *Spisula elliptica*, les annélides polychètes *Nephtys cirrosa* et *Ophelia borealis*, le crustacé amphipode *Bathyporeia elegans*, le mysidacé *Gastrosaccus spinifer* et l'oursin des sables *Echinocardium cordatum*. La communauté des sables fins à très fins plus ou moins envasés à *Abra alba* est localisée aux deux extrémités est et ouest de la baie de Seine. C'est donc la communauté la plus vaste de la baie de Seine orientale ($\pm 400 \text{ km}^2$). Cette communauté est remarquable du point de vue de sa richesse aussi bien en espèces qu'en individus et de sa biomasse. Les espèces caractéristiques sont les mollusques *Abra alba* et *Phaxas pellucidus*, les annélides polychètes *Owenia fusiformis*, *Lagis koreni*, *Nephtys hombergii* et *Lanice conchilega* et l'ophiure *Ophiura ophiura* et *Acrocnida brachiata*. Un faciès particulier de cette communauté à *Abra alba* est identifié sur les fonds peu profonds de la baie de Seine, où l'on trouve des sédiments hétérogènes envasés, constituant des surfaces discontinues. Ce faciès correspond à la communauté des sédiments hétérogènes plus ou moins envasés. Cette communauté peut être considérée comme une transition entre la communauté des cailloutis et la communauté à *Abra alba*. La communauté des vases d'estuaire à *Macoma baltica* est représentée dans les fosses nord et sud de l'embouchure.

Plus récemment, dans le cadre du projet COLMATAGE, une étude visant à appréhender la relation de la macrofaune benthique avec son environnement hydro-morpho-sédimentaire complexe a été menée avec l'aide de données acquises lors des campagnes PECTOW 1988-2006 et COLMATAGE 2008 et 2009 (Alizier, 2011). Cette étude à long terme montre une structuration de la communauté benthique en « noyaux » d'abondance stables dans le temps (Thiébaud et al., 1997 ; Barnay, 2003). Entre 1988 et 2006, trois « spots » d'abondance ont été localisés sur trois zones principales pour chaque suivi : (1) en baie de Seine nord-orientale, (2) dans la partie aval de l'embouchure en prolongement de la Fosse Nord, et (3) entre Cabourg et Ouistreham, montrant une grande stabilité de la structuration de la communauté benthique. Ces observations confèrent ainsi l'existence de paramètres environnementaux robustes et stables capables de pérenniser l'organisation des communautés benthiques en « spots » d'abondance (Thiébaud et al., 1997), même s'il existe une variabilité inter-annuelle de cette structuration. Une relation entre la structuration de la macrofaune benthique et la répartition des composantes environnementales a été mise en évidence.

3. Contexte des opérations de dragages/clapages en baie de Seine orientale

3.1. Patrimoine naturel et contraintes anthropiques

3.1.1. Patrimoine naturel

Comme dans tous les grands estuaires européens (par exemple, l'Escaut, l'Elbe, la Tamise...), il est nécessaire de concilier le développement des activités industrielles et portuaires, tout en considérant la préservation du patrimoine naturel (Dauvin, 2006). L'importance de la biodiversité des habitats naturels estuariens dans les écosystèmes à l'interface entre les habitats continentaux et d'eau douce et les habitats côtiers et marins est souvent mise en évidence (Elliott et McLusky, 2004). Parmi les principales fonctions des estuaires, les zones humides et la zone de turbidité maximale jouent un rôle important dans les cycles biochimiques et la floculation/décontamination des polluants métalliques lorsque la salinité augmente (Dauvin, 2008). Néanmoins, en dépit de diverses pressions, l'estuaire de la Seine est encore un milieu très favorable pour les juvéniles de nombreuses espèces de poissons, de même que sa richesse ornithologique est l'un des principaux aspects importants du patrimoine naturel de l'estuaire. L'estuaire de la Seine joue un rôle trophique important en tant que : (1) lieu de nurseries pour de jeunes poissons, en particulier les poissons plats (Le Pape et al., 2003, 2007), (2) zone de nourriture pour les oiseaux, en particulier sur les vasières (Dauvin et Desroy, 2005).

Le réseau NATURA 2000 a été lancé par l'Union européenne en 1992 pour la préservation de la diversité biologique dans le cadre de la directive Oiseaux de 1979 (79/409/CEE) et la directive Habitats de 1992 (directive 92/43/CEE). Ce réseau cherche à assurer la survie à long terme des espèces et des habitats d'intérêt particulier, avec les grands enjeux de la préservation en Europe. Le réseau NATURA 2000 est destiné à préserver les habitats et les espèces de plantes et d'animaux qui sont rares, menacées ou vulnérables dans l'Union européenne. Différentes zones NATURA 2000 bordent l'estuaire de la Seine (Figure I.7) et ce réseau a été récemment étendu à la mer, le long de la côte du Calvados à l'extérieur de l'estuaire. Sur l'estuaire de Seine et en baie de Seine orientale, quatre zones NATURA 2000 ont été délimitées : (1) « Estuaire de Seine au titre » de la directive Habitats (Site d'Intérêt Communautaire (SIC) n°FR2300121), (2) « Baie de Seine Orientale » au titre de la directive Habitats (Site d'Intérêt Communautaire (SIC) n°FR2502021), (3) « Estuaire des marais de la Basse Seine » au titre de la directive Oiseaux (Zone de Protection Spéciale

(ZPS) n°FR2310044), (4) « Littoral Augeron » au titre de la directive Oiseaux (Zone de Protection Spéciale (ZPS) n°FR2512001).

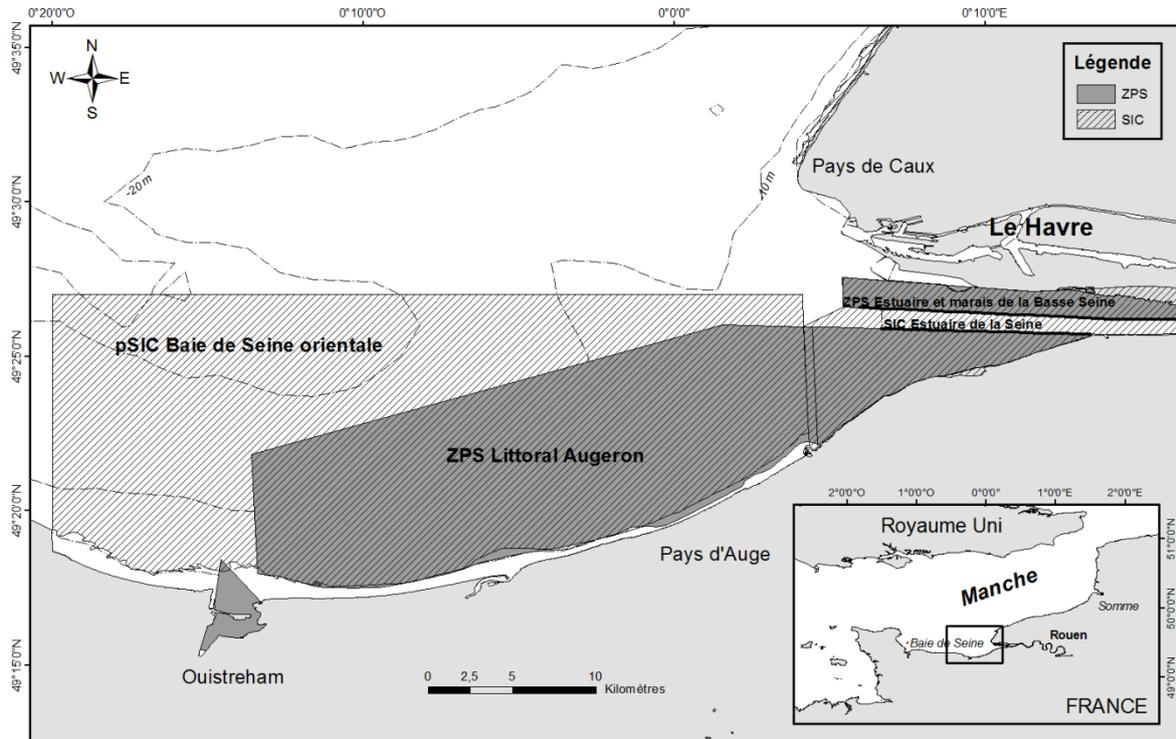


Figure I.7. Localisation des sites NATURA 2000 en baie de Seine orientale et dans l'estuaire de Seine (ZPS = Zone de Protection Spéciale, SIC = Site d'Intérêt Communautaire).

Le site NATURA 2000 Estuaire de la Seine est une vaste zone qui 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 nurseries de poissons fondamentales pour l'ensemble des peuplements ichtyologiques de la baie de Seine et permet l'accueil de dizaines de milliers d'oiseaux d'eau. Le site NATURA 2000 Estuaire et Marais de la basse Seine s'étend sur l'ensemble des zones humides de la vallée de Seine en aval de Rouen depuis Hautot sur Seine jusqu'à l'estuaire. Elle inclut également la basse vallée de la Risle et la partie marine du prisme estuarien jusqu'à la ligne Cap de la Hève - Trouville. Ce site est d'un intérêt exceptionnel pour les oiseaux : 48 espèces inscrites à l'annexe I de la Directive Oiseaux ont été recensées dans le périmètre de ce site. Elles font donc l'objet de mesures de conservation spéciale concernant leur habitat pour assurer leur survie et leur reproduction. Le site NATURA 2000 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 d'eau. C'est à ce titre que le site a initialement été retenu comme Zone Importante pour la Conservation des Oiseaux. Le site qui s'étend sur 44 456 ha est délimité par les plus basses mers. Il est limité à l'est par le site NATURA 2000 Estuaire de Seine et se prolonge à l'ouest au-delà de l'estuaire de l'Orne, à hauteur de Lion-sur-Mer. Désigné pour l'intérêt patrimonial des habitats sableux infra-littoraux plus ou moins envasés, il se caractérise par le peuplement des sables fins plus ou moins envasés à *Abra alba* – *Lagis koreni*, remarquable en termes de richesse spécifique et d'abondance. Cet habitat assure également un rôle très important de nourriceries pour les poissons.

3.1.2. Contraintes anthropiques

❖ Dégradation générale de l'estuaire de la Seine

L'influence anthropique dans l'estuaire de la Seine a débuté au milieu du 19^{ème} siècle et se poursuit à ce jour. Les écosystèmes de l'estuaire sont devenus plus fragiles en raison de cette activité humaine, qui a conduit à une compartimentation extrême des unités biologiques et à la réduction drastique des zones intertidales en aval, avec une perte de plus de 100 km² entre 1850 et nos jours (Avoine, 1981 ; Dauvin, 2006). Dans le même temps, les conditions physico-chimiques du milieu estuarien ont inexorablement décliné depuis plus d'un siècle. A partir des années 1960-1970 surtout, l'estuaire a été fortement contaminé, tant par les apports anthropiques de la région parisienne que par ceux des activités industrielles intra-estuariennes (de l'amont de Rouen au Havre). Les niveaux de concentrations en métaux (par exemple, Cd, Hg), d'hydrocarbures (HAP) et des biphényles polychlorés (PCB) sont parmi les plus élevés au monde, alors que les installations de traitement des eaux insuffisantes et inadaptées ont créé des déficits d'oxygène en aval de Paris et de Rouen (Cachot, 2009).

❖ Navigation

Malgré la création de la réserve naturelle de l'estuaire de la Seine le 31 décembre 1997, le gouvernement national français a examiné le projet d'extension du port du Havre, appelé Port 2000. Il a également reconnu la nécessité de préserver l'intérêt écologique du site. L'importance de l'équilibre recherché entre les objectifs de développement économique liés à Port 2000 et les objectifs environnementaux liés à la protection de l'habitat naturel de l'eau a été clairement mise en évidence. L'extension de Port 2000 (2000-2005) a sérieusement affecté l'évolution morphologique et sédimentaire de la partie aval de l'estuaire. Le projet de construction de Port 2000, et ses actions compensatoires, ont non seulement contribué à ces

changements morpho-sédimentaires, mais aussi à des changements dans les habitats et les populations benthiques estuariennes. Le site de dépôts de sédiments de dragage actuel reste l'une des préoccupations majeures pour l'avenir de l'estuaire (Dauvin, 2006 ; Dauvin et al., 2006) en raison de l'évolution géomorphologique de la partie aval de l'estuaire, comprenant notamment l'envasement de la Seine. L'accès des deux ports : le Havre et Rouen a été un objectif important pendant plus d'un siècle et est à l'origine de la plupart des aménagements de l'estuaire de la Seine en faveur du maintien de la navigation des navires possédant de grands tirants d'eau. Le port du Havre est le premier port français pour les conteneurs et le deuxième port pour l'ensemble du trafic combiné. Presque 40 % des importations françaises de pétrole brut passent par les terminaux havrais, représentant plus de 34 millions de tonnes en 2008. Chaque année, le port de Rouen accueille 3 000 à 4 000 cargos et navires commerciaux, ce qui représente plus de 20 millions de tonnes de marchandises : céréales, aliments et récipients pour vracs industriels. Le port de Rouen est désormais le premier port européen pour les exportations de céréales. Sa zone d'influence couvre une grande surface pour l'industrie pétrochimique, les produits pétroliers. Avant leur accès aux quais de chargement, deux zones d'attente ou zones d'ancrage, appartenant aux deux ports, Rouen et le Havre, ont été délimitées au large de l'estuaire de la Seine dans la région du Banc de Seine (Figure I.8). Elles sont nécessaires pour attendre la disponibilité d'accueil à quai, embarquer et débarquer les pilotes de Seine et pour sécuriser les navires qui ont leur capacité d'exploitation réduite temporairement, restant ainsi accessibles tout le temps.

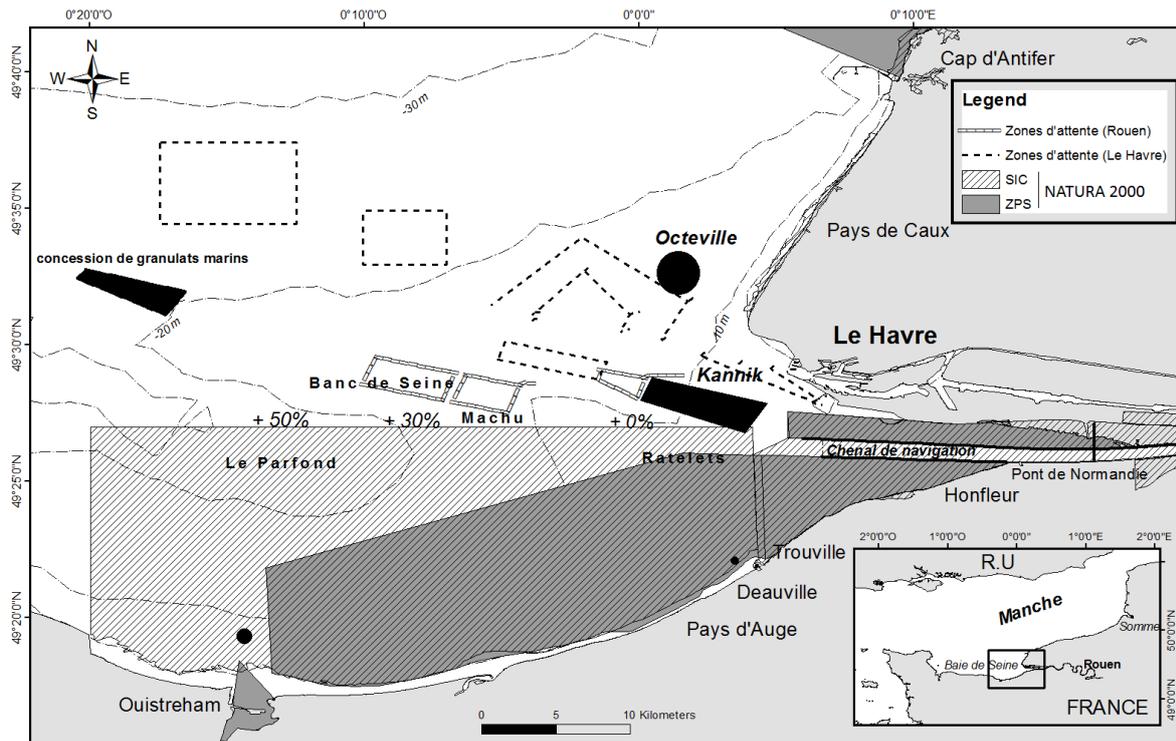


Figure I.8. Localisation des zones NATURA 2000, des contraintes anthropiques (zones d'attente des GPM de Rouen et du Havre, sites actuels de dépôts de sédiments, zone d'extraction de granulats marins) en baie de Seine orientale ainsi que les surcoûts économiques (pourcentages sur la carte) engendrés par l'externalisation des immersions vers le large.

❖ Les peuplements ichtyologiques et la pêche

Les différentes communautés de poissons et leur répartition spatiale, semblent être persistantes dans le temps, ce qui reflète la stabilité relative des conditions environnementales dans cette région. Toutefois, la diversité des espèces dans le secteur oriental de la Manche semble avoir augmenté au cours des deux dernières décennies (Vaz et al., 2007). Les secteurs du large sont caractérisés par la présence d'espèces marines, telles que le callionyme, la petite sole jaune, la petite vive et la seiche. A l'inverse, certaines espèces ne sont présentes qu'en estuaire : le bar, la plie, le tacaud, etc. D'autres espèces comme le hareng, la limande, le merlan se trouvent à la fois dans l'estuaire et au large. Le bassin oriental de la Manche orientale est une zone productive peu profonde où la pêche de poissons et de mollusques constituent un commerce local important, en particulier pour les poissons plats. La production moyenne de pêche s'élève à 6 829 t par an sur la période de 2002-2005. En baie de Seine, y compris dans la zone profonde appelée Le Parfond (Figure I.8) se trouve une activité de pêche importante sur un stock géré de coquilles Saint-Jacques (*Pecten maximus*), en partenariat entre les pêcheurs et l'IFREMER (Foucher et al., 2010). La pêche à la crevette grise (*Crangon crangon*) est une activité traditionnelle faite avec un petit maillage des filets de

chalutage, qui a lieu dans l'estuaire en été et le long de la côte du Calvados en hiver et au printemps. Dans le cadre des études préparatoires pour la recherche d'un site alternatif au Kannik, des campagnes halieutiques ont été menées en 2008 et 2009 par la Cellule de Suivi du Littoral Normand (CSLN). Les résultats ont montré que la zone du Banc du Ratelets pouvait présenter d'importantes populations de crevettes.

❖ Extraction de granulats marins

La dernière contrainte anthropique à ce jour est l'extraction des granulats marins. Une concession est présente près du Banc de Seine, formant un polygone de 8,6 km² ce qui représente une réserve de deux milliards de mètres cubes de granulats (Figure I.8). A la fin des années 2000, des extractions expérimentales ont été réalisées pour obtenir des informations sur les différentes méthodes d'extraction et déterminer la meilleure pour cette zone peu profonde (Duclos, 2012). Demandée pour une durée de 25 ans à partir de 2012, la future zone d'extraction, avec un volume de 30 millions de m³, est constituée d'un mélange de sables moyens à grossiers siliceux, avec du gravier et des cailloux siliceux fossiles. La zone de concession est située dans la paléovallée de la Seine (Duclos, 2012).

3.2. La problématique des immersions des sédiments de dragages en baie de Seine orientale

Le dragage et la gestion des quantités considérables de sédiments dragués (respectivement 2 et 4,5 millions par an pour les ports du Havre et de Rouen) doivent concilier les exigences portuaires avec l'héritage patrimonial des écosystèmes estuariens. Depuis la fin des années 1990 avec la construction de la nouvelle plate-forme de conteneurs appelée Port 2000 pour le port du Havre, il est devenu nécessaire d'avoir un plan de gestion globale de l'estuaire de la Seine en prenant en compte le développement durable d'une région qui présente de nombreux conflits d'intérêt (Desroy et al., 2006 ; Dauvin, 2006, 2011). Sous la pression de l'Union Européenne, l'administration française et l'organisation non gouvernementale de protection de l'environnement a demandé aux deux ports (Rouen et le Havre) d'intégrer leur projet dans une gestion intégrée des zones côtières de l'estuaire de la Seine. Toutes les questions environnementales concernant la planification estuarienne ont été soumises au Conseil Scientifique de l'Estuaire de Seine (CSES), en place sur décision gouvernementale depuis 2001, d'abord comme Conseil Scientifique et Technique de l'Estuaire de la Seine puis CSES

depuis la loi du 4 juillet 2008 sur la nouvelle gouvernance des Grands Ports Maritimes (GPM).

3.2.1. Description des expérimentations hydrosédimentaire et biologique

Parmi les problématiques environnementales récentes associées à l'estuaire de la Seine, l'immersion des sédiments de dragage du chenal de navigation du GPMR tient une place importante. Situé dans le prolongement d'un banc sableux (banc d'Amfard) à l'ouverture du chenal nord, le site actuel de dépôts de dragage du Kannik arrive à saturation (2014). De surcroît, il contribue à entretenir le comblement de la partie nord de l'estuaire, et à l'exhaussement de la précieuse Vasière Nord. Le CSES a donc recommandé depuis plusieurs années que le GPMR recherche une nouvelle alternative comprenant une réutilisation des sédiments dragués et un nouveau site d'immersion à l'extérieur de l'estuaire de Seine. Pour cette raison, des efforts concertés entre les services de l'Etat français, le GPMR ainsi que le CSES ont été menés pour trouver une zone de dépôts la moins préjudiciable, afin de minimiser l'empreinte écologique des immersions. Après une phase préliminaire d'études (halieutiques, macrobenthiques et granulométriques) menées en 2008-2009 par la CSLN et la station marine de Wimereux visant à rechercher en baie de Seine un site potentiel d'immersion de sédiment de dragage, le GPMR a souhaité la mise en œuvre d'expérimentations de clapages sur le secteur de Machu (Figure I.8). Le nouveau site de dépôt est éloigné de l'embouchure de l'estuaire de la Seine, il est situé en baie de Seine orientale au nord est de la zone du Parfond. Les coûts de transport sont plus élevés et le GPMR estime qu'un nouveau site situé à environ 13 milles nautiques à partir du site du Kannik générerait 50 % de coûts supplémentaires (Figure I.8). La sélection du site de dépôts fait donc suite à la prise en compte de la faisabilité économique, de la réalité écologique ainsi que des contraintes anthropiques (Figure I.8) comme le préconisent les lignes directives de la convention OSPAR pour la gestion des matériaux de dragage (OSPAR, 1998).

Cette démarche expérimentale permet de mieux appréhender l'impact des immersions sur la base de différents suivis pour définir plus précisément un site de clapages ainsi qu'un mode de gestion optimal pour les futures campagnes de clapages. Compte tenu des enjeux environnementaux liés à la création d'une nouvelle zone d'immersion en baie de Seine, le recours à l'expérimentation paraît indispensable. En effet, la transposition des connaissances acquises sur les dépôts du Kannik et d'Octeville (Figure I.8) par respectivement les GPM de Rouen et du Havre et la prise en compte des résultats de modélisation sans évaluation en

nature peuvent se révéler trop imprécis ou peu fidèles aux conditions locales environnementales et hydrosédimentaires du site de dépôt.

Deux expérimentations de clapages concernant au total deux millions de mètres cubes de sédiments dragués au titre de l'entretien du chenal de navigation de l'estuaire de Seine sont mises en œuvre afin d'étudier l'impact des immersions du point de vue des aspects hydrosédimentaires et biologiques sur le secteur envisagé (Machu). Les modes opératoires des expérimentations hydrosédimentaire et biologique envisagées sont différents du point de vue de la procédure de clapages et de la périodicité : deux sites d'immersions expérimentales sont donc nécessaires.

❖ L'expérimentation hydrosédimentaire

Un million de mètres cubes de sédiments issu du dragage d'entretien du chenal de navigation de l'estuaire de Seine a été clapé entre le 13 mai et le 15 décembre 2012 sur le site retenu pour le volet hydrosédimentaire (Figure I.8). Ce site correspond à un point unique de clapages formant un dépôt conique de sédiment d'une hauteur de 5 à 7 m, correspondant à l'équivalent de 7 mois d'activités ; il a été réalisé de façon plus ou moins continue (interrompu lors de la période de clapages sur le site d'expérimentation biologique) pour servir de support aux suivis des évolutions morphologiques et hydrosédimentaires. Le but est d'évaluer l'évolution des dépôts en mesurant leur érosion, l'évolution de leur granulométrie de surface et en tentant de localiser les lieux privilégiés de re-déposition des sédiments qui y seront érodés.

Les modélisations numériques du transport sédimentaire dans le secteur de Machu, effectuées dans le cadre de la préparation de la demande d'autorisation de clapages ont été réalisées en reprenant les paramètres de calage utilisés pour le secteur du Kannik, le site étudié n'ayant pas fait l'objet de dépôts de sédiments dont l'évolution permettrait de valider une modélisation numérique. Elles simulent un déplacement sédimentaire. Le premier objectif de l'expérimentation hydrosédimentaire sera donc de valider le calage du modèle en rapprochant l'évolution du dépôt des conditions hydrodynamiques et de l'agitation rencontrée pendant la période de suivi. Ce protocole permettra ainsi de suivre l'impact d'un déversement massif et ponctuel en le comparant à celui d'un dépôt de quantités plus faibles mais plus réparties dans l'espace qui correspond au second site.

❖ L'expérimentation biologique

Un million de mètres cubes de sédiment de dragage d'entretien du chenal de navigation de l'estuaire de Seine a été clapé entre le 16 avril 2012 et le 21 février 2013 sur le site de clapages dit biologique (Figure I.9). Les immersions ont été réalisées en quatre fois à raison d'un clapage théorique de 250 000 m³ de sédiment par saison, effectué à chaque fois en 1 mois environ. Cette quantité a été jugée nécessaire pour obtenir un étalement suffisamment important à chaque saison sur une zone rectangulaire ayant une surface de 98 ha (1,4 km de longueur sur 700 m de largeur) orientée sud-ouest/nord-est, afin d'obtenir des résultats mesurables pour l'expérimentation biologique. Cette stratégie permet en effet d'évaluer l'impact des clapages répétés sur le milieu vivant, en tenant compte de la saisonnalité, d'évaluer la capacité de résistance et résilience des communautés benthiques et de définir des pratiques de clapages minimisant les impacts.

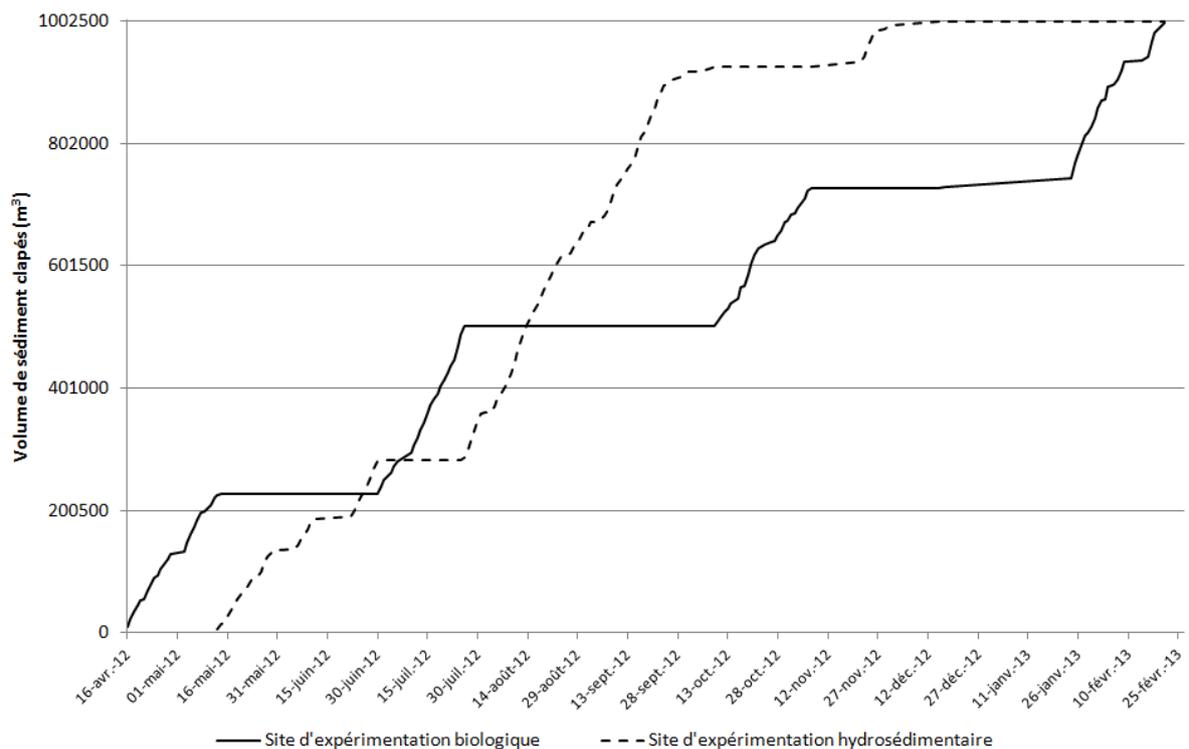


Figure I.9. Volumes de sédiments dragués dans le chenal de navigation puis clapés sur les sites d'expérimentation hydrosédimentaire et biologique entre le 16 avril 2012 et 21 février 2013.

3.2.2. Le suivi des expérimentations de clapages : une approche globale

Ce projet, mené par le GPMR, a été réalisé en collaboration avec les services de l'Etat et le CSES afin de réaliser une approche écosystémique de la gestion des produits clapés. Cette

démarche conjointe correspond à une étude globale visant à étudier différents compartiments susceptibles d'être impactés par les dépôts de sédiment. Il s'avère important de trouver une zone d'immersion la moins préjudiciable possible pour l'environnement et de minimiser l'empreinte écologique des dépôts de sédiments. Cette démarche globale permettra de sélectionner en toute connaissance de cause le meilleur site de clapages comme une alternative pérenne pour l'immersion des dépôts de dragage d'entretien annuel de la partie estuarienne du chenal de navigation de la Seine, en anticipation de la saturation du site actuel du Kannik, prévue pour 2014.

Ainsi, un total de sept suivis a été mis en place afin d'étudier l'impact des immersions de sédiments sur les écosystèmes marins de l'ensemble de la baie de Seine orientale (Figure I.10) :

- ❖ suivi de la qualité des sédiments de dragage
- ❖ suivi de la qualité de l'eau des zones d'immersion
- ❖ suivi de l'évolution hydrosédimentaire
- ❖ suivi de l'évolution biosédimentaire
- ❖ suivi des habitats NATURA 2000 du site baie de Seine orientale
- ❖ suivi halieutique
- ❖ suivi de la bioaccumulation

Sur le total des sept suivis mis en place autour des expérimentations de clapages, cinq s'intéresse à la zone de clapages (Machu) dont trois concernent la colonne d'eau et deux portent sur le fond (sédiment clapé). Deux suivis concernent respectivement l'échantillonnage et l'analyse : (1) du sédiment de la zone draguée (chenal de navigation du GPMR) et (2) du sédiment de la zone NATURA 2000 baie de Seine orientale (Figure I.10).

Le **suivi de la qualité des sédiments de dragage** est focalisé sur la qualité physico-chimique, bactériologique et écotoxicologique des sédiments de dragage avant et après l'immersion sur les sites de dépôts. Les paramètres mesurés (Figure I.10) concernent les métaux lourds, les HAPs, les PCBs, les matières organiques (COT), les nutriments... Les résultats seront comparés aux niveaux réglementaires GEODE N1 et N2 (arrêté du 9 août et du 23 décembre 2009). Les analyses bactériologiques concernent le dénombrement d'*Enterococcus* spp., et *Escherichia coli* (indicateurs d'une contamination fécale récente), de *Salmonella* (entérobactérie pathogène pour l'homme) ainsi que le dénombrement des spores de bactéries anaérobies sulfato-réductrices et des coliformes thermotolérants. Le **suivi de la qualité de**

l'eau des zones d'immersion a pour but de suivre la qualité physico-chimique, et bactériologique de l'eau marine au niveau du site d'immersion expérimentale. Les principaux paramètres analysés sont : l'oxygène dissous, l'azote, l'ammonium, la chlorophylle *a*, les phaeopigments, les matières en suspension (M.E.S), les métaux lourds. Les analyses bactériologiques concernent le dénombrement d'*Enterococcus* spp., et *Escherichia coli* (indicateurs d'une contamination fécale récente), et dénombrement des spores de bactéries anaérobies sulfato-réductrices. Le **suiti de l'évolution hydrosédimentaire** porte sur l'évolution du site d'expérimentation hydrosédimentaire en mesurant son érosion, l'évolution de la granulométrie de surface et les lieux privilégiés de redéposition des sédiments érodés. Le suivi concerne l'évolution morphologique du secteur de Machu effectué par bathymétrie. Le **suiti halieutique** a pour but de suivre le peuplement halieutique de la zone d'expérimentation biologique. Des chalutages sont réalisés de nuit sur un ensemble de stations impactées par les clapages et par les stations de référence. Le but du **suiti bioaccumulation** est d'évaluer le risque de bioaccumulation dans les matières vivantes (mollusques, crustacés et poissons) lié aux immersions de sédiments de dragage d'entretien en baie de Seine. Des analyses de l'état physiologique des moules (épaisseur de la coquille, malformations...) qui ont séjourné dans des casiers sur et à proximité des zones de clapages et analyses des métaux lourds (Cd, Hg, Pb, Ni, Ag), HAP, PCB, TBT sont opérées. Ces cinq suivis sont orchestrés et opérés par le GPMR via la collaboration avec des bureaux d'études et laboratoires d'analyse.

Dans le cadre de ce présent travail, je me suis directement intéressée à l'organisation et l'étude des deux derniers suivis détaillés ici. Le **suiti biosédimentaire** permet d'évaluer l'incidence des clapages et l'évolution spatio-temporelle de cet impact sur le macrozoobenthos en termes de diversité des espèces, d'abondance afin de suivre la recolonisation de la macrofaune benthique sur les sites de clapages du site de Machu. Le protocole de suivi biosédimentaire est adapté selon le protocole de la Directive Cadre sur l'Eau (DCE). Le **suiti des habitats NATURA 2000 du site baie de Seine orientale** vise à étudier l'incidence potentielle des opérations de clapages sur les communautés benthiques des habitats NATURA 2000 du site baie de Seine orientale. Ce deuxième suivi ne sera pas détaillé dans mon mémoire de thèse. Dans l'annexe I est présenté le détail de l'ensemble des suivis réalisés dans le cadre des expérimentations de clapages sur le site de Machu (une fiche protocole par suivi).

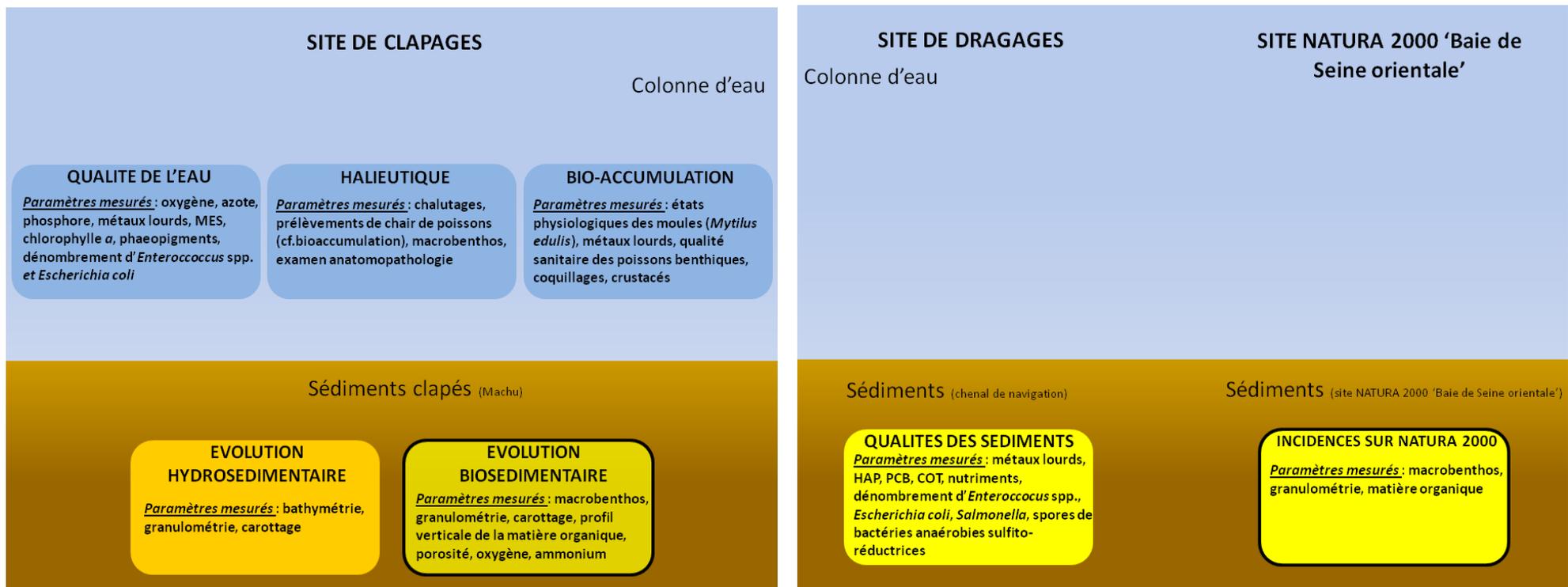


Figure I.10. Schéma explicatif des sept suivis mis en place autour du projet d'expérimentations de clapages en baie de Seine. Dans le cadre de mon travail de thèse, les suivis "Evolution biosédimentaire" et "Incidences sur les habitats NATURA 2000" (entouré en noir sur le schéma). Le suivi réalisé sur la zone NATURA 2000 ne sera pas détaillée dans mon manuscrit.

Chapitre II :

**Variabilité biosédimentaire naturelle
de la communauté des sables moyens propres
à *Nephtys cirrosa* avant les expérimentations
de clapages menés sur le site de Machu.**

Chapitre II : Variabilité biosédimentaire naturelle de la communauté des sables moyens propres à *Nephtys cirrosa* avant les expérimentations de clapages menés sur le site de Machu.

1. Introduction

Chaque année, des centaines de millions de mètres cubes de sédiment sont dragués dans le monde entier dont 50 millions de mètres cubes en France (L'Yavanc et al., 1999). Pour des raisons économiques, ces matériaux sont, dans de nombreux cas, déposés en mer, créant ainsi une perturbation anthropique sur l'écosystème marin (Engler et al., 1991). La problématique des clapages constitue donc un problème de gestion majeur dans les zones côtières (O'Connor, 1998). En France, l'immersion des sédiments de dragage est réglementée par la loi sur l'Eau, conforme aux lignes directives des Conventions de Londres et OSPAR. Les textes recommandent d'effectuer des suivis avant les clapages afin d'obtenir une ligne de base des conditions de référence de la zone candidate pour les immersions. L'objectif est de connaître les niveaux de variabilité du milieu pré-impacté de manière à prédire les futurs changements en planifiant un protocole de suivi adapté aux conditions du milieu. La connaissance des caractéristiques environnementales naturelles de la zone d'étude est nécessaire, afin d'attribuer aux fluctuations mesurées une origine naturelle ou anthropique et de savoir à quel point les changements ont dévié de la ligne de base. Dans les études relatant de l'impact des immersions de matériel de dragage sur les communautés macrobenthiques, certaines ne réalisent pas des suivis de pré-clapages (Zimmerman et al., 2003). Les études de l'impact et la capacité de récupération des communautés macrobenthiques après la fin des clapages se font en comparaison avec un site de référence ayant un type sédimentaire similaire au site impacté (Bolam, 2006b ; Witt et al, 2004). La séparation des effets des clapages aux conditions de variabilité naturelle du milieu peut être difficile à réaliser. La détermination des effets dépend d'une solide connaissance des conditions naturelles du site avant impact. Ces informations sont nécessaires pour formuler l'hypothèse d'impact et de fournir une ligne de base sur laquelle l'impact peut ensuite être mesurée (MEMG, 2003). Tout changement n'est pas nécessairement synonyme d'un impact à long-terme. Afin de comprendre la dynamique de récupération après perturbation, il est important d'obtenir le niveau de référence avant

l'immersion des déblais de dragages et de considérer la variabilité naturelle de la zone de dépôt (Hardman-Mountford et al., 2005).

Durant ces dernières décennies, la partie orientale de la baie de Seine a fait l'objet de nombreux programmes de recherche visant notamment à décrire la structure des communautés benthiques et évaluer la variabilité naturelle des différentes communautés macrobenthiques présentes dans ce secteur (Thiébaud et al., 1997). Dans le cadre du projet COLMATAGE du Programme Seine-Aval, une étude a été menée sur les échelles spatio-temporelles d'observation des relations macrobenthos - sédiments, sur l'organisation et les changements à long terme (1988-2009) des communautés benthiques subtidales de la partie orientale de la baie de Seine (Alizier, 2011). La complexité de la typologie des habitats benthiques a été mise en évidence, associée à un effet mosaïque des faciès sédimentaires, lié aux hétérogénéités et variabilités spatio-temporelles de la macrofaune benthique (Dauvin et al., 2012).

Dans ce contexte et dans le cadre du projet d'expérimentations de clapages sur la zone de Machu en baie de Seine, la stratégie adoptée a été d'utiliser une démarche de type BACI « Before-After-Control-Impact » (Stewart-Oaten et al., 1986 ; Underwood, 1992, 1994). Le principe est de comparer tout changement de la structure de la communauté macrobenthique associée aux paramètres abiotiques de la zone de Machu avec (1) une zone de contrôle similaire non impactée par les différents épisodes de clapages, et (2) la zone de Machu en situation de pré-clapages.

Ce chapitre vise à : (1) caractériser le site candidat (Machu) pour recevoir les dépôts issus des déblais de dragage du chenal de navigation du GPMR et (2) établir une base de données des conditions de référence à partir de laquelle les changements liés aux clapages pourront être détectés. Toutefois, le document va plus loin que la vue « descriptive » de l'environnement benthique ; ce chapitre étudie également le fonctionnement des communautés benthiques et leurs interactions avec les processus géochimiques qui peuvent jouer un rôle clé dans la stabilité et la récupération après de telles perturbations physiques.

2. Méthodologie : stratégie et plan d'échantillonnage

2.1. Stratégie de mise en place des stations de prélèvements

En 2008, le groupe ARTELIA et le GPMR ont développé conjointement un modèle numérique hydrosédimentaire permettant d'estimer le devenir à moyen-terme des sédiments clapés en baie de Seine. Le modèle a été construit sur la base de trois logiciels : TELEMAC-2D qui calcule les niveaux d'eau et les vitesses de courant, TOMAWAC qui calcule la propagation de la houle, et SISYPHE-2D qui calcule l'advection-dispersion et les flux de dépôt pour deux types de matériaux : la vase et le sable (Sogreah, 2008). Les modélisations numériques du transport sédimentaire dans le secteur de Machu ont été réalisées en reprenant les paramètres de calage utilisés pour le secteur du Kannik, la zone de Machu n'ayant pas fait encore l'objet de dépôts de sédiments dont l'évolution permettrait de valider une modélisation numérique.

Le développement du modèle s'est effectué en deux phases : (1) mise en place d'une modélisation court-terme sur un cycle de marée avec différentes conditions de houle, (2) extension du modèle pour des simulations à moyen-terme de l'ordre d'une année. Une simulation de 250 000 t de sédiment sablo-vaseux sur un cycle de marée, sur le site d'hydrosédimentaire a été réalisée pour les trois conditions d'agitation (faible, moyen et forte). Les résultats montrent qu'en condition d'agitation faible, la majorité des sédiments immergés sur une période de 15 jours, se sont déposés sous la forme d'un dépôt conique formant un exhaussement des fonds de l'ordre de 3 m. A l'extérieur de ce périmètre, les dépôts sédimentaires, principalement dirigés vers le nord-est et le sud ouest sont négligeables. En période d'agitation forte, la stabilité des dépôts sur le site d'immersion diminue, la concentration des M.E.S. augmente sur la zone d'immersion ainsi que sur une aire s'étendant vers l'est dont la bathymétrie des fonds est supérieure à -10 m CMH³.

Pour simuler le devenir à moyen terme des sédiments clapés, une simulation a été réalisée en prenant en compte l'immersion d'un million de tonnes de sédiments pendant quatre cycles de marée (4 x 250 000 t) sur le site d'expérimentation hydrosédimentaire (point fixe). Pour représenter cette situation, deux séquences d'agitation faible, suivies d'une séquence d'agitation forte, puis une séquence d'agitation forte ont été simulées. Ces conditions

³ CMH = Côtes Marines au Havre

d'agitation prises en compte cherchant à se rapprocher des conditions moyennes annuelles pour lesquelles l'agitation est faible 68 % du temps, modérée 22 % du temps et forte 10 % du temps. A moyen terme, les résultats ont montré que l'influence hydrosédimentaire était essentiellement portée vers le nord-est et le sud-ouest (Figure II.1). L'essentiel des dépôts est resté dans le cône de sédiments clapés, d'un rayon de base de 300 m, pour un exhaussement moyen de l'ordre de 6 m. Au-delà du site de dépôts, les dépôts sont d'ordre centimétrique (<10 cm) sur toute la zone d'influence, les particules fines, plus susceptibles d'être reprises par l'agitation, constituant une part plus importante de la sédimentation constatée (Sogreah, 2008).

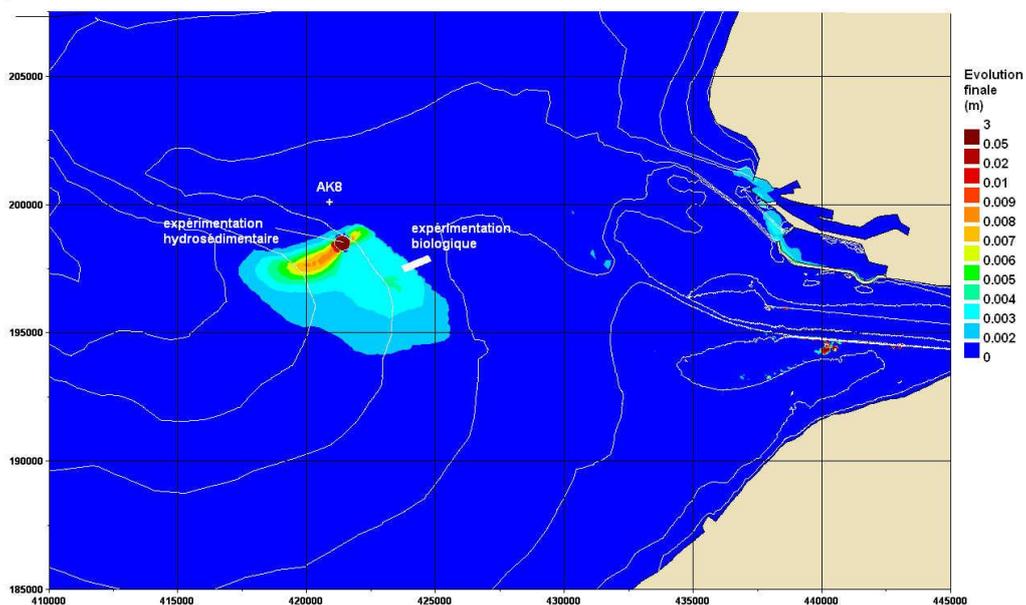


Figure II.1. Localisation des sites de clapages expérimentaux et résultat de la modélisation de l'évolution de la bathymétrie après clapage ponctuel de 1 million de tonne de sédiment (Sogreah, 2008).

L'emplacement et la disposition des stations de prélèvements sur la zone de Machu pour le suivi biosédimentaire ont été choisis en fonction des résultats de ce modèle numérique hydrosédimentaire visant à estimer l'avenir à moyen terme des sédiments déposés sur le site de Machu.

Un ensemble de 17 stations a été sélectionné pour suivre l'impact des expérimentations de clapage hydrosédimentaire et biologique. La stratégie a été de disposer les stations en trois radiales, nommées AK4, AK7 et AK8 afin de suivre séparément l'influence de chaque expérimentation sur la macrofaune benthique (Figure II.2). Les radiales AK4 et AK7 comprennent chacune sept stations, espacées de 500 m.

Les sept stations de la radiale AK4 ont été réparties autour de la zone de dépôt dite d'expérimentation biologique (site de clapage MABIO) afin de suivre l'impact de clapages

saisonniers ($4 \times 250\,000 \text{ m}^3$) sur la macrofaune benthique. Les quatre épisodes de clapages ont été réalisés sur une zone rectangulaire de 98 ha (Figure II.2) qui entourent les stations AK4C et AK4D. Le sédiment a été déposé en répartissant le sédiment sur toute la surface rectangulaire dédié aux clapages afin de permettre à la faune benthique de résister plus facilement à un enfouissement et de remonter à la surface afin d'éviter l'asphyxie.

Les sept stations de la radiale AK7 ont été disposées autour de la zone de dépôt dite d'expérimentation hydrosédimentaire (site de clapage MASED) afin de suivre l'impact d'un clapage d'un 1 Mm^3 sur la macrofaune benthique. Dans ce cas, un point de clapage unique (Figure II.2) a été défini afin de former un dépôt conique concentré en un point de 5 m environ, ce qui correspond à 7 mois d'activités de clapages réalisés de façon discontinue.

La radiale AK8 regroupe trois stations, aussi espacées de 500 m. Elle correspond à la radiale de référence, ce site étant d'après la modélisation situé hors de l'emprise probable du panache de plus forte dispersion des sédiments clapés lors de l'expérimentation (Figure II.1.) De plus, la radiale AK8 a aussi été sélectionnée en raison d'une similitude de la granulométrie du sédiment et de la macrofaune avec les sites des radiales AK7 et AK4, ce qui a été montré lors des deux suivis menés pendant la recherche d'une zone d'expérimentations de clapages en baie de Seine (Jourde et Dubut, 2009 ; Alizier et Dauvin, 2009).

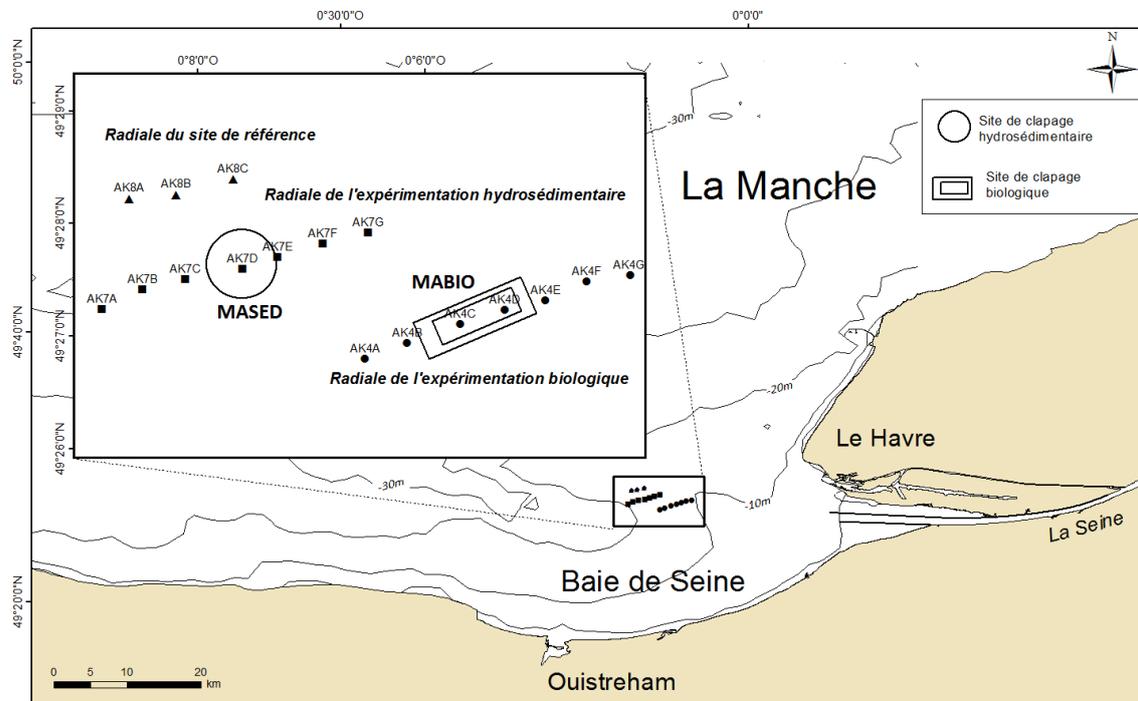


Figure II.2. Localisation des 17 stations échantillonnées sur la zone de Machu avant les expérimentations de clapages entre avril 2010 et novembre 2011. Ces mêmes stations seront ensuite échantillonnées durant les clapages en 2012-2013.

2.2. Localisation de la zone de dragage

Les matériaux clapés sur les deux sites expérimentaux sont des sédiments de dragage des deux principaux secteurs de plus faibles bathymétries du chenal portuaire de Rouen, qui nécessitent un entretien régulier du fait d'une très forte sédimentation.

Il s'agit d'abord de l'Engainement (Figure II.3), zone de débouché du chenal dans la baie de Seine : l'accroissement brutal de la section conduit à une chute des vitesses de courant de jusant en même temps que les vagues apportent des sédiments sableux des petits fonds connexes (petits fonds marins, bancs sableux nord et sud).

Il s'agit ensuite de la Brèche (Figure II.3), surbaissement de la digue basse nord aux abords du Pont de Normandie où des sédiments sablo-vaseux sont apportés par les courants de flot depuis la fosse nord vers le chenal de navigation.

Les deux zones correspondent aux secteurs du chenal de navigation du GPMR les plus intensément draguées (Figure II.3).

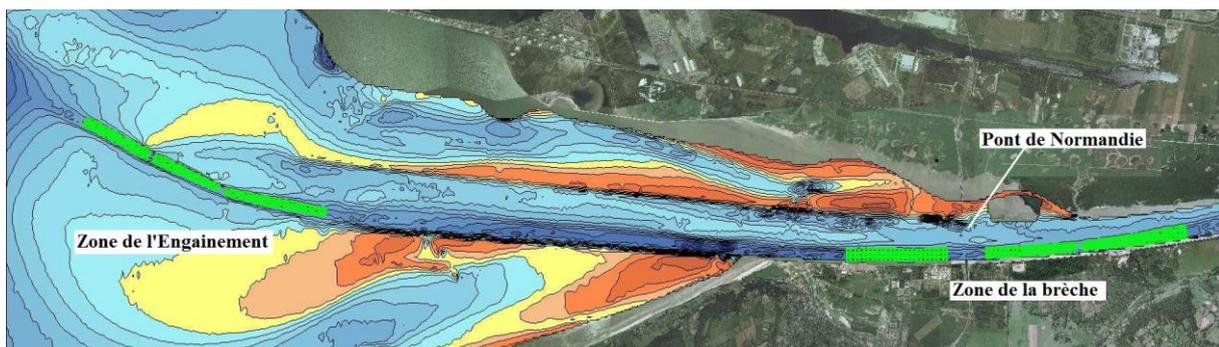


Figure II.3. Localisation des zones de dragages situées dans le chenal de navigation du GPMR : zones de l'Engainement et de la Brèche.

2.3. Echantillonnage : calendrier et méthodes

2.3.1. Calendrier des campagnes d'échantillonnage

Entre avril 2010 et novembre 2011, cinq campagnes d'échantillonnage ont été réalisées avant le début des expérimentations de clapages sur la zone de Machu à bord de deux bateaux océanographiques : le Côtes de la Manche et le Celtic Warrior (Figure II.4)



Figure II.4. Photographies des bateaux océanographiques utilisés lors des campagnes de prélèvements. A gauche : le Côtes de la Manche, navire océanographique de l'INSU, à droite : le Celtic Warrior.

Leur but est d'échantillonner la zone de Machu aux différentes saisons, afin d'obtenir les valeurs minimales (pré-recrutement de la macrofaune benthique) et maximales (recrutement et post-recrutement de la macrofaune benthique) des paramètres faunistiques. Ainsi, la zone de Machu a été échantillonnée au moment du pré-recrutement (avril 2010), du recrutement (juillet 2010), du post-recrutement (septembre 2010), de nouveau pendant la période de pré-recrutement (mars 2011) et de post-recrutement (novembre 2011).

En avril et novembre 2011, les deux campagnes d'échantillonnage ont concerné les 17 stations de prélèvements correspondant aux trois radiales afin de mesurer la variabilité spatiale naturelle du site de Machu. Les campagnes de prélèvements de juillet 2010, septembre 2010 et mars 2011 ont été limitées aux seules stations centrales des trois radiales (AK4D, AK7D et AK8B) afin de connaître la variabilité temporelle des futures stations directement impactées par les clapages en 2012-2013.

2.3.2. Types de prélèvements réalisés

Des prélèvements de sédiments (Tableau II.1) ont été effectués à la benne Van Veen sur les 17 stations que regroupent les zones expérimentales hydrosédimentaire et biologique, leurs zones d'influence et la radiale de référence. S'ajoutent à ceux-ci quatre prélèvements (Tableau II.1) au carottier Reineck (Figure II.5A et Figure I.5B) sur les trois stations centrales (AK4D, AK7D, AK8B) des trois radiales pour l'analyse de la porosité sur la verticale ainsi que des échanges dissous à l'interface eau-sédiment d'oxygène et d'ammonium. La macrofaune a été échantillonnée à l'aide d'une benne Van Veen (Figure II.5C et Figure II.5D) dont la surface de prélèvement est de 0,1 m². Trois répliqués ont été prélevés sur chaque station pour l'analyse de

la macrofaune. Un prélèvement supplémentaire a été réalisé pour l'analyse de la granulométrie du sédiment en sous échantillonnant les trois prélèvements de sédiment réalisés pour l'analyse de la macrofaune. Un prélèvement destiné à l'analyse de la matière organique a été effectué dans le premier prélèvement effectué à la benne Van Veen pour l'analyse de la macrofaune. Les analyses de la teneur en carbone et en azote ont été réalisées sur les échantillons utilisés pour l'analyse de la matière organique.

Tableau II.1. Périodes, profondeurs des stations de prélèvements et types de prélèvements réalisés sur les 17 stations du site de Machu entre avril 2010 et novembre 2011. Type de prélèvement effectué = M : prélèvement de la macrofaune, S : prélèvement de sédiment pour l'analyse de la matière organique, Q : analyse de la qualité du sédiment (teneur en carbone et azote), G : prélèvement pour la granulométrie, C : prélèvement de carottes de sédiment pour les analyses physico-chimiques (porosité, ammonium, oxygène), - : pas de prélèvement.

	Stations	Profondeur (m)	Avr-2010	Juil-2010	Sept-2010	Mar-2011	Nov-2011
	AK4A	17,0	MSQG	-	-	-	MSQG
	AK4B	15,8	MSG	-	-	-	MSG
	AK4C	14,6	MSQG	-	-	-	MSQG
	AK4D	14,0	MSQGC	MSGC	MSGC	MSGC	MSQG
	AK4E	13,2	MSQG	-	-	-	MSQG
	AK4F	12,2	MSG	-	-	-	MSG
	AK4G	11,9	MSQG	-	-	-	MSQG
Stations	AK7A	19,5	MSQG	-	-	-	MSQG
	AK7B	17,8	MSG	-	-	-	MSG
	AK7C	17,6	MSQG	-	-	-	MSQG
	AK7D	16,4	MSQGC	MSGC	MSGC	MSGC	MSQG
	AK7E	14,9	MSQG	-	-	-	MSQG
	AK7F	13,6	MSQG	-	-	-	MSQG
	AK7G	12,5	MSQG	-	-	-	MSQG
	AK8A	13,2	MSG	-	-	-	MSG
	AK8B	13,0	MSQGC	MSGC	MSGC	MSGC	MSQG
	AK8C	12,7	MSG	-	-	-	MSG



Figure II.5. Photographies des engins de prélèvements (A : carottier Reineck ; C : benne Van Veen), (B) sous échantillonnage d'une carotte de sédiment issue d'un prélèvement au carottier Reineck, (D) tamisage du sédiment issu d'un prélèvement effectué à la benne Van Veen.

2.4. Traitements des échantillons

2.4.1. Echantillons sédimentaires

❖ Mesure de la granulométrie

Les analyses granulométriques ont été réalisées au laboratoire Morphodynamique Continentale et Côtière (M2C) par tamisage mécanique. Le sédiment a d'abord été lavé à l'eau douce sur une toile de maille carrée de 50 μm afin d'éliminer le sel et récupérer la fraction pélitique ($< 50 \mu\text{m}$). Cette dernière a été séchée à l'étuve (72h à 60 °C) puis pesée à 0,01 g près. Le reste du sédiment, une fois sec, a été tamisé sur 33 tamis de maille carrée. Le refus de chaque tamis a été pesé à 0,01 g près.

Des analyses granulométriques ont aussi été réalisées sur les zones de dragage de l'Engainement et de la Brèche dans le chenal de navigation du GPMR. Les prélèvements ont été réalisés depuis le puits de la drague Laval lors d'une visite de celle-ci en juillet 2011. Les analyses ont aussi été effectuées par tamisage mécanique au laboratoire M2C selon le procédé expliqué ci-dessus.

❖ Mesure de la matière organique

La technique de la perte au feu a été utilisée afin de mesurer la quantité de matière organique (M.O.) présente dans un échantillon de sédiment. Tout d'abord, les échantillons ont été placés à l'étuve à 60° C pendant 72 h puis au four à 500 °C pendant 6 h. Au cours de ces étapes, trois pesées différentes ont été réalisées pour chaque échantillon :

- ❖ une pesée des coupelles en aluminium vides servant à conditionner environ 10 g de sédiments, poids noté PV (poids vide)
- ❖ une pesée du sédiment dans la coupelle après sa sortie de l'étuve, poids noté PS (poids sec)
- ❖ une pesée du sédiment présent dans la coupelle d'aluminium après sa sortie du four, poids noté PC (poids calciné)

La teneur en M.O. exprimée en pourcentage (%) de la masse de sédiment sec est calculée par la formule :

$$\text{M.O. (\%)} = (\text{PS} - \text{PC}) \times 100 / (\text{PS} - \text{PV})$$

❖ Mesure de la qualité de la matière organique : teneur en carbone et azote

Les analyses de la teneur en carbone et en azote ont été réalisées à l'aide d'un analyseur CHN disponible à la station Marine de Wimereux. Pour chaque analyse, 20 mg ± 20 % de sédiment ont été placés dans une cupule en aluminium pré-pesée puis celle-ci a été déposée dans l'analyseur CHN. Le pourcentage de carbone organique présent dans le sédiment est obtenu par différence entre le pourcentage de carbone total (analyse du sédiment sec) et de carbone inorganique (analyse du sédiment calciné à 500° C). La teneur en azote total est déterminée sur le sédiment sec, en considérant que le sédiment contient une fraction faible d'azote inorganique.

❖ Mesure de la porosité

La porosité ϕ correspond au rapport entre le volume de vides (ici le volume d'eau) contenu dans le sédiment (admis saturé) et le volume total de l'échantillon (ici le volume de sédiment humide). Pour chaque station, la porosité a été calculée à partir de deux sous-carottes issues de deux carottes sédimentaires prélevées au carottier Reineck et utilisées pour les incubations (Figure II.6 et Figure II.7). Les 10 premiers centimètres de sédiment ont été découpés par tranches de 0,5 cm, puis de 1 cm à partir du onzième centimètre ; chaque échantillon a été placé dans un flacon préalablement pesé à vide ($P_{ds \text{ vide}}$, g). Le flacon a été à nouveau pesé avec le sédiment humide ($P_{ds \text{ humide}}$, g), et la masse de sédiment a été déterminée par différence. Le flacon a ensuite été placé durant 72 h à l'étuve à 60 °C, après quoi une nouvelle pesée ($P_{ds \text{ sec}}$, g) a permis de déterminer la masse du sédiment sec (Figure II.7)

Selon Manheim et al. (1974), la porosité correspond à la formulation suivante :

$$\text{Porosité} = \frac{(P_{ds \text{ humide}} - P_{ds \text{ sec}}) / m_{H_2O}}{((P_{ds \text{ humide}} - P_{ds \text{ sec}}) / m_{H_2O}) + ((P_{ds \text{ sec}} - P_{ds \text{ vide}}) / m_{séd})}$$

avec $m_{H_2O} = 1,02 \text{ g.cm}^{-3}$ et $m_{séd} = 2,65 \text{ g.cm}^{-3}$ (Mackin et Aller, 1987)

La porosité est sans unité et comprise entre 0 et 1.

2.4.2. Echantillons biologiques (macrofaune)

Les prélèvements destinés à l'analyse de la macrofaune benthique ont été tamisés indépendamment sur une maille circulaire de 1 mm. Le refus de tamis a été fixé au formol dilué à 10 %. Au laboratoire, les organismes collectés ont été triés, identifiés dans la mesure du possible jusqu'à l'espèce puis comptés.

2.4.3. Mesure des processus à l'interface eau-sédiment

Le carottier Reineck, présenté précédemment sur la Figure II.5A a été utilisé pour prélever quatre carottes de sédiment sur les trois stations centrales (AK4A, AK7D et AK8B) des trois radiales. Les carottes sont prélevées dans un tube PVC d'un diamètre interne de 15 cm (Figure II.5B) ; elles contiennent une hauteur de sédiment de 20 à 25 cm et une hauteur

d'eau surnageante de 15 à 20 cm. Ces carottes sédimentaires vont permettre d'étudier les caractéristiques chimiques (concentration en ammonium et oxygène) et physiques (porosité et matière organique) des futures stations impactées (AK4D et AK7D) ou non (AK8B) par les clapages. Pour l'étude de la minéralisation de la matière organique dans les sédiments superficiels, les échanges d'oxygène et d'ammonium à l'interface eau-sédiment ont été quantifiés.

Deux méthodes complémentaires de mesures des flux d'oxygène et d'ammonium ont été employées. La première méthode dite "indirecte" est basée sur le calcul des flux à l'interface eau-sédiment par l'intermédiaire de la mesure des gradients verticaux de substances dissoutes dans l'eau interstitielle. Les flux obtenus correspondent aux flux diffusifs. Dans cette présente étude, seuls les flux diffusifs d'ammonium ont été calculés. Ils ne prennent pas en compte la présence des organismes benthiques et les échanges de substances dissoutes liés à leur métabolisme et à leur comportement. La deuxième méthode est dite "directe" et consiste à mesurer le changement de concentration des substances dissoutes (oxygène et ammonium) confinées dans un volume connu d'eau surnageante et en contact avec une surface connue de sédiment (Boon et al., 1999 ; Denis et al., 2001 ; Grenz et al., 2003 ; Rabouille et al., 2003). L'évolution temporelle mesurée dans l'eau surnageante des carottes est comparée avec celle de l'eau surnageante sans contact avec le sédiment (Figure II.6 ; nourrice d'eau), et la différence entre les deux donne le sens et une estimation de l'intensité des échanges en substances dissoutes à l'interface eau-sédiment. Cette méthode permet de calculer un flux (oxygène et ammonium) total correspondant à la somme d'un flux diffusif lié au gradient de concentration (méthode indirecte) et d'un flux "d'irrigation" lié à la présence d'organismes benthiques. A noter, dans cette présente étude, on présentera principalement les résultats acquis pour les flux totaux en ammonium et en oxygène.

Des incubations de carottes ont été réalisées dès le retour au laboratoire à la température de l'eau de fond mesurée *in situ* (Figure II.6). Les différentes carottes étaient composées de sédiment et d'eau surnageante provenant des stations AK4D, AK7D et AK8B. De l'eau de fond a aussi été prélevée sur chaque station à l'aide d'une bouteille Niskin® (1 à 2 m au dessus du fond) afin de remplir une nourrice (20 L) qui à la fois sert de référence lors de l'incubation des carottes en laboratoire et de réserve permettant de compenser les volumes d'eau échantillonnés lors de l'incubation. L'eau de fond prélevée a été maintenue dans les mêmes conditions que les carottes de sédiment (température *in situ*, obscurité). Cette eau a été utilisée comme référence lors des incubations. Le système d'incubation (Figure II.6A et

Figure II.6C) est composé d'une nourrice et de quatre carottes (enceintes cylindriques en PVC transparent de 15 cm de diamètre interne). Au niveau inférieur, les carottes sont fermées hermétiquement par un capuchon en caoutchouc et au niveau supérieur par une plaque de plexiglas (Figure II.6B) muni d'un joint qui assure l'étanchéité du système.

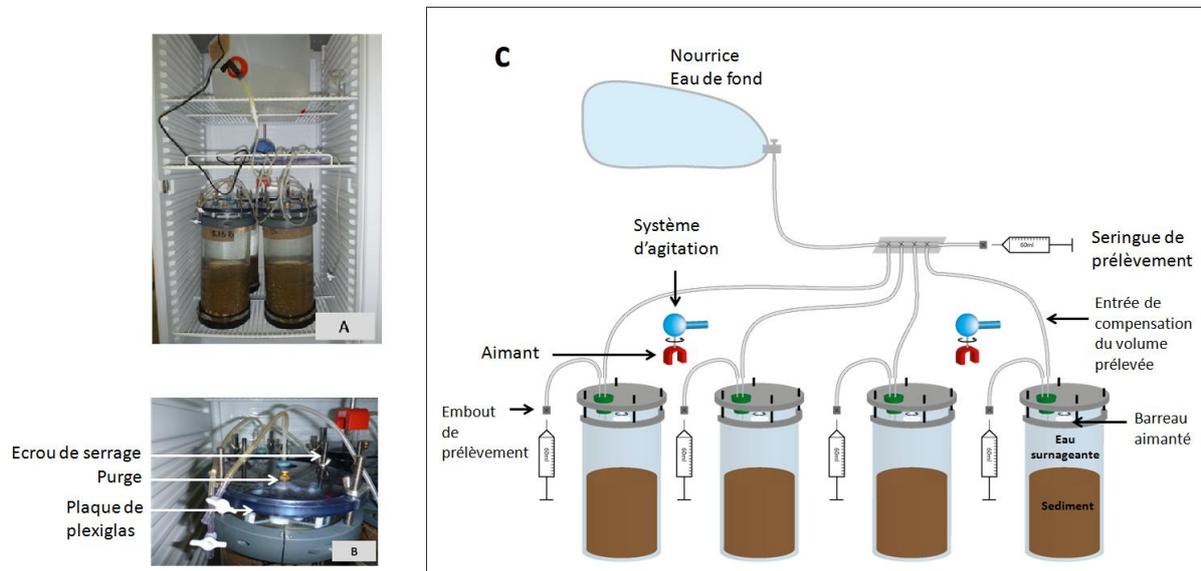


Figure II.6. (A) Dispositif d'incubation des carottes de sédiment : photographie d'ensemble, (B) photographie du système de fermeture hermétique des carottes et des sorties pour l'échantillonnage et (C) représentation schématique.

Deux connexions sont présentes sur la plaque de plexiglas : l'une permet l'entrée de l'eau venant de la nourrice et l'autre la sortie de l'eau surnageante lors des prélèvements. Des barreaux aimantés fixés sous la plaque de plexiglas de chaque carotte permettent d'homogénéiser l'eau surnageante et d'empêcher la formation d'un gradient de concentration (Cowan et al., 1996). Les carottes ont été incubées dans un incubateur réfrigéré pendant 24 h à l'obscurité, à la température mesurée *in situ*. Des prélèvements d'eau à la seringue (deux seringues de 60 ml chacune) via les tubulures sur chaque carotte et sur la nourrice ont été réalisés toutes les 3 h afin de suivre l'évolution de la concentration en oxygène dissous et en ammonium dans l'eau surnageante. Chaque carotte étant connectée à la nourrice par des tubulures, tout prélèvement d'eau surnageante dans une carotte est remplacé par un volume équivalent d'eau de fond provenant de la nourrice.

Le dosage de l'oxygène dissous a directement été réalisé après chaque prélèvement à l'aide d'un oxymètre de paillasse HI 2400. Le système de mesure courant pour l'oxygène dissous consiste en un instrument de mesure et une sonde polarographique de type Clark. La sonde

comprend une anode d'argent (Ag) enveloppée d'un fil de platine (Pt) qui agit comme cathode. Ceux ci sont insérés dans une cartouche remplie d'une solution électrolytique de chlorure de potassium (KCl). L'extrémité de la cartouche comporte une membrane en Teflon®, matériau perméable au gaz, qui permet uniquement le passage de l'oxygène présent dans la solution. Par l'application d'un potentiel de 790 mV, l'oxygène présent dans la cellule est réduit en ions d'hydroxyde (OH) dans la cathode, et le chlorure d'argent (AgCl) est déposé sur l'anode. Cette réaction provoque un flux de courant dont l'intensité est proportionnelle à la quantité d'oxygène présent dans l'échantillon. L'oxymètre convertit le courant en concentration correspondant à l'oxygène dissous.

Le reste de l'eau prélevée a été filtré (Whatman GF/F 0,7 µm) et 2×20 ml utilisés pour le dosage de l'ammonium, dans des flacons préalablement rincés avec l'échantillon. La concentration en ammonium a été déterminée selon la méthode colorimétrique du bleu d'indophénol de Solorzano (1969) reprise par Aminot et Chaussepied (1983) avec une lecture d'absorbance à 630 nm après 24 h à l'obscurité et à température ambiante. La différence entre l'évolution temporelle de la concentration d'un composé dissous dans l'eau de fond et dans l'eau surnageante de chaque carotte permet la détermination du flux total à l'interface eau-sédiment. La formule suivante est appliquée :

$$\text{Flux} = (\Delta C / \Delta t) \text{ carotte} - (\Delta C / \Delta t) \text{ nourrice} \times \text{hauteur d'eau surnageante} \times 1000$$

où C représente la concentration ($\mu\text{mol.l}^{-1}$) et t le temps (en heures), la hauteur d'eau surnageante étant exprimée en mètre (m) et le flux est en $\mu\text{mol.m}^{-2}.\text{h}^{-1}$. Par convention, un flux négatif est dirigé vers le sédiment tandis qu'un flux positif est dirigé vers la colonne d'eau. Toutefois, afin de faciliter la lecture, le flux d'oxygène, systématiquement dirigé vers le sédiment, sera repris sous le terme générique de demande benthique d'oxygène ou TOU (Total Oxygen Uptake) avec des valeurs toujours positives.

Pour deux carottes sédimentaires, des sous-carottes (7) ont été réalisées à partir de chaque carotte, six d'entre elles servant à la mesure en ammonium et une pour la mesure de la porosité (Figure II.7). Dans le cas de l'ammonium, la méthode utilisée a été celle de l'extraction puis de l'analyse de l'eau interstitielle par découpage de sous-carottes de sédiment. Chaque sous-carotte (diamètre interne : 2,7 cm) a été découpée en tranches de 0,5 cm à l'aide d'une bague sur les premiers 10 cm et ensuite tous les 1 cm sur l'ensemble de la colonne sédimentaire prélevée. Les tranches de sédiment de même profondeur ont été regroupées par

trois afin d'obtenir des duplicats pour chaque carotte et d'extraire suffisamment d'eau interstitielle pour l'analyse. Ensuite, le sédiment de chaque tranche a été centrifugé sur filtre (Whatman GF/F, 0,7 μm) pendant 10 min à 3000 tours.min⁻¹ (Figure II.7)

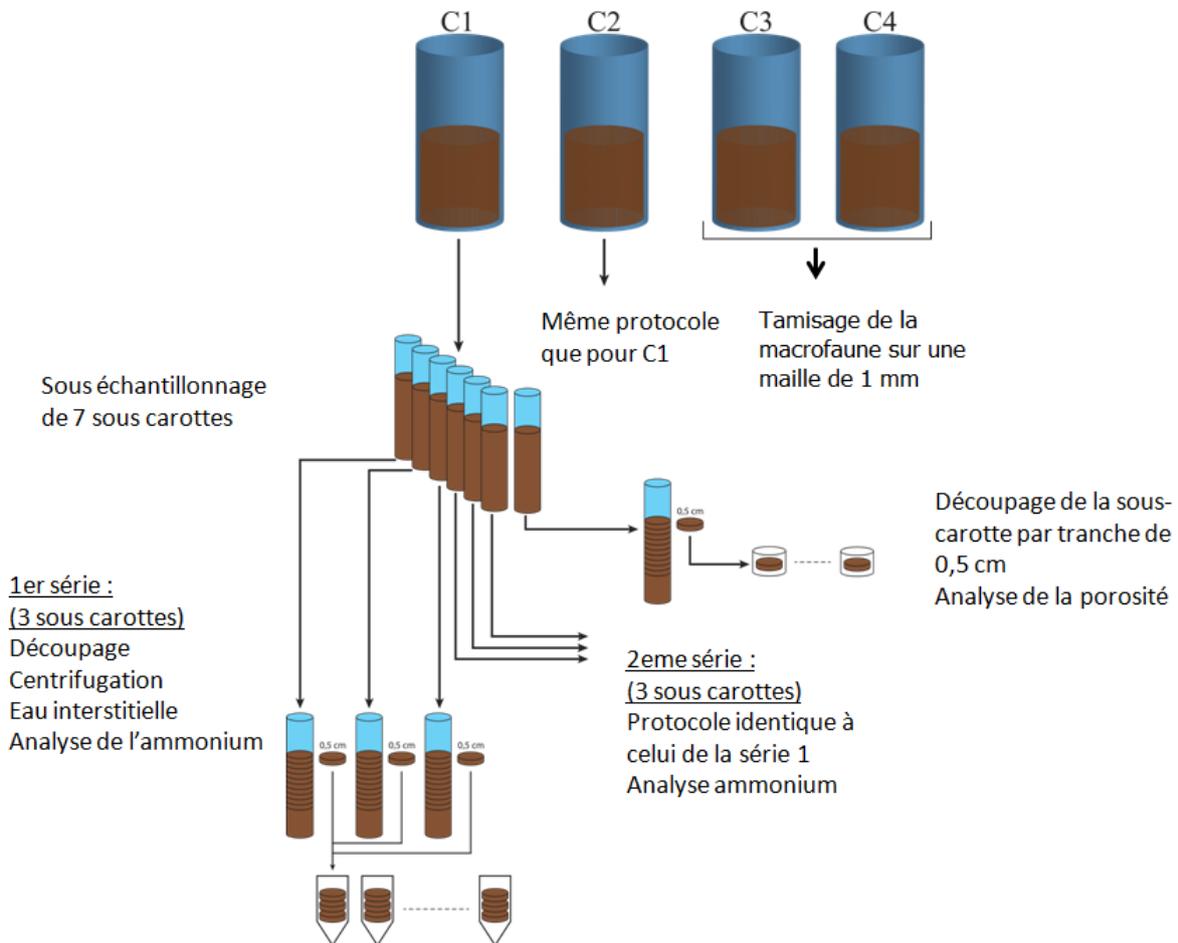


Figure II.7. Protocole de sous-échantillonnage des carottes sédimentaires pour l'analyse de la macrofaune, des composés dissous (ammonium et oxygène), de la porosité et la matière organique.

L'eau interstitielle filtrée est ensuite recueillie dans des flacons de 20 ml en polypropylène. L'analyse a été effectuée immédiatement après extraction. La réalisation d'une gamme d'étalonnage, de blancs de turbidité et de réactifs ont permis le calcul des concentrations en azote ammoniacal (en $\mu\text{mol.l}^{-1}$ ou μM) et la réalisation des profils de concentration en ammonium en fonction de la profondeur (cm). Pour la mesure de la porosité et de la matière organique, effectuée sur la dernière sous-carotte, le découpage vertical a été celui du même principe que décrit précédemment. Les techniques sont aussi les mêmes que celles évoquées ultérieurement. La macrofaune a aussi été analysée, celle-ci pouvant servir par la suite lors de l'explication d'une potentielle variabilité des flux d'ammonium et d'oxygène entre les différentes carottes (Figure II.7).

2.5. Traitement et analyses des données

2.5.1. Analyses sédimentaires

Des cartographies ont été réalisées et illustrent la distribution spatiale des classes granulométriques des 17 stations sur la zone de Machu en avril 2010 et novembre 2011. Les résultats ont été exprimés en pourcentage du poids total de l'échantillon, regroupés en cinq classes granulométriques : (1) graviers et galets (2) sables grossiers, (3) sables moyens, (4) sables fins et (5) vases (Tableau II.2). Ces classes ont été établies selon la classification de Wentworth (1922) modifiée par Folk (1954), Folk et Ward (1957) et Folk (1966) ; elle est basée sur les normes françaises AFNOR. De plus, le mode principal a été calculé, il fait partie des indices granulométriques les plus couramment calculés. Il correspond au diamètre moyen de la classe granulométrique la plus fréquentée.

Tableau II.2. Classification granulométrique de Wentworth (1922) modifiée par Folk (1954), Folk et Ward (1957) et Folk (1966). Les coupures granulométriques sont précisés ci-contre.

Limites des coupures granulométriques	Nomenclature	Nomenclature simplifiée Symboles
> 2000 μm	Graviers et galets	Gr
1000 – 2000 μm	Sables très grossiers	SG
500 – 1000 μm	Sables grossiers	
250 – 500 μm	Sables moyens	SM
125 – 250 μm	Sables fins	SF
63 – 125 μm	Sables très fins	
< 63 μm	Silts et argiles	Fines

2.5.2. Analyses faunistiques

❖ Caractérisation de la communauté benthique du site de Machu

La distribution et l'évolution faunistique des 17 stations échantillonnées durant le suivi ont été comparées à l'aide des paramètres faunistiques comme l'abondance, la richesse spécifique, l'indice de diversité de Shannon (H') et l'indice de l'équitabilité de Piélou (J'). Ces paramètres ont été calculés à partir de la macrofaune benthique récoltée pour chaque station. **Les résultats ont été exprimés par cumul des trois réplicats de chaque station.**

L'abondance correspond au nombre d'individus recensés par unité de surface déterminée. On parle alors de densité, qui s'exprime par unité de surface de 0,3 m².

La richesse spécifique se définit comme le nombre d'espèces recensées à une échelle d'espace déterminée (Frontier et Pichot-Viale, 1998). Dans le cas présent, elle correspond au nombre d'espèces récoltées dans chaque station par cumul d'espèces recensées dans les trois réplicats de chaque station.

L'indice de diversité de Shannon (H') calculé à chaque station échantillonnée (0,3 m²) pour chaque saison, permet d'appréhender la diversité d'une communauté. Il résume la diversité d'une communauté en fonction de la richesse spécifique et de l'abondance relative des espèces (Frontier et al., 2004).

Il est calculé d'après la formule :

$$H' = - \sum ((N_i / N) \times \log_2(N_i / N))$$

N_i : nombre d'individus d'une espèce donnée, i allant de 1 à S (nombre total d'espèces)

N : nombre total d'individus de la station

L'indice d'équitabilité de Pielou (J') (Pielou, 1966) complète l'indice de diversité de Shannon (H'). Il permet d'appréhender la structure quantitative d'une communauté en terme de dominance d'une ou de plusieurs espèces. Il correspond au rapport entre la diversité (H') observée au sein d'une station et la diversité maximale, atteinte lorsque les espèces ont des effectifs identiques (Frontier et al., 2004). Sa valeur varie de 0 (dominance d'une des espèces) à 1 (équitépartition des individus dans les espèces).

Il se calcule selon la formule suivante :

$$J' = H'/H'_{max}$$

H' = indice de Shannon

H'_{max} = log₂ S = valeur maximale de H' en cas d'équi-répartition des individus

Les courbes de dominance cumulée ont été réalisées à partir des données d'abondance en avril 2010, juillet 2010, septembre 2010, mars 2011 et novembre 2011. Mises au point par Lamshead et al., 1983, les courbes de k dominance consistent à représenter le pourcentage d'abondance cumulatif par rapport au rang k de l'espèce sur une échelle logarithmique.

❖ Suivi spatio-temporel

La variabilité spatiale et/ou temporelle des paramètres faunistiques (richesse spécifique et abondance), des échanges à l'interface eau-sédiment (TOU et les flux d'ammonium) et des caractéristiques des sédiments superficiels (porosité, teneur en matière organique) a été testée. Après vérification de la normalité par le test de Shapiro-Wilk et de l'homogénéité des variances par le test de Bartlett, la significativité des différences constatées entre les observations a été testée par une analyse de variance (ANOVA). Ainsi, une ANOVA a été appliquée pour tester la significativité des différences ($p < 0,05$) sur les facteurs "temps" et "radiale" des différents paramètres entre avril 2010 et novembre 2011. Après l'analyse de la variance, un test de comparaisons multiples post hoc a été réalisé pour connaître l'origine de la variabilité (HSD ; Scherrer, 1984). L'homogénéité des variances des données de flux (par exemple, l'oxygène et l'ammonium) a été rejetée, et des tests non paramétriques ont été utilisés pour vérifier la signification de ces changements. Les variations temporelles et spatiales ont été testées à l'aide d'un test de Kruskal-Wallis (KW), suivi par des tests non paramétriques multiples (Scherrer, 1984). Le test de Wilcoxon-Mann-Whitney (MN) a aussi été utilisé pour tester les différences spatiales en avril 2010, uniquement pour les échantillons prélevés dans AK7D et AK8B. Les tests statistiques ont été réalisés avec le logiciel R et le package R-Commander (Rcmdr).

2.5.3. Analyses multivariées

Le regroupement des stations en ensembles biologiquement homogènes a été déterminé selon une méthode statistique d'analyse de similarité entre stations développée par Clarke et Warwick (2001). Celle-ci s'appuie sur une méthode d'ordination multidirectionnelle non-métrique (MDS) et permet d'établir des dendrogrammes ou des plans de projection n-MDS (Non-metric Multi-Dimensional Scaling) rapprochant les éléments selon leur similarité. L'indice de similarité de Bray-Curtis a été utilisé pour établir les matrices de similarités entre les stations sur des données d'abondances transformées en racine carré. A noter que l'analyse a aussi été réalisée sur les données d'abondances en supprimant celles inférieures à 1 % puis 5 %. **Les résultats obtenus étant similaires entre les trois cas de figures, seuls les résultats issus de la matrice d'abondance totale seront présentés.**

Des analyses de similarité (ANOSIM) développées par Clarke (1993) ont été utilisées. Le calcul d'un indice de similarité R permet de tester une hypothèse nulle selon laquelle il n'existe aucune différence entre les assemblages. L'idée est de dire que si les groupes affectés

sont significativement différents, ils tendent alors à montrer que des échantillons au sein des groupes devraient être plus semblables que des échantillons provenant de différents groupes. Dans le cas où une différence significative était 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 dans les assemblages.

Des analyses multivariées (n-MDS) ont été réalisées à partir de données d'abondances transformées en racine carrée des trois stations centrales AK4D, AK7D et AK8B échantillonnées au cours des cinq suivis de pré-clapage (d'avril 2010 à novembre 2011). L'indice de similarité de Bray-Curtis a été utilisé pour établir les matrices de similarités. Le but est de détecter des éventuelles tendances dans la distribution spatio-temporelle et la structure des assemblages benthiques des différentes stations.

La nature des groupements communautaires identifiés à l'aide de la n-MDS a été étudiée à partir des pourcentages de similarité (SIMPER) afin de déterminer la contribution de chaque espèce à la dissemblance moyenne entre les échantillons. Les différences entre les assemblages macrobenthiques ont été testées dans le temps (période d'échantillonnage) en utilisant le test ANOSIM. Les analyses ont été réalisées à l'aide du logiciel Le logiciel PRIMER© 6.1.15.

3. Résultats

3.1. Caractéristiques sédimentaires et physico-chimiques du site de Machu avant les expérimentations de clapages

3.1.1. Caractéristiques sédimentaires de la zone de dragage

La Figure II.8 illustre la distribution granulométrique en courbe de fréquence cumulée et en courbe de fréquence (histogramme) pour les deux zones de dragage (la Brèche et l'Engainement). Une différence notable de la distribution granulométrique est observée entre les deux zones. Sur la zone de l'Engainement, on constate une dominance des particules fines. Sur la zone de la Brèche, la proportion de sables fins domine, le mode principal est centré sur l'intervalle 160-125 mm.

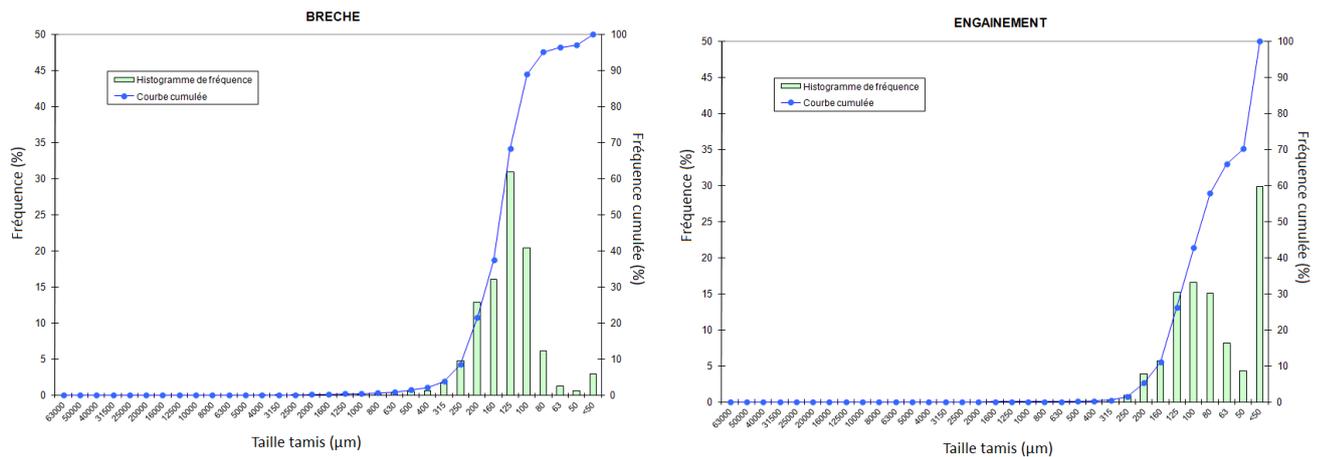


Figure II.8. Représentation graphique des distributions granulométriques en courbe de fréquence (histogramme) et en courbe de fréquence cumulée pour les zones de la Brèche et de l'Engainement échantillonnées à partir du puits de la drague Laval en juillet 2011.

3.1.2. Evolution spatio-temporelle de la distribution des classes granulométriques

❖ Evolution spatiale en avril 2010 et novembre 2011 des fonds sur la zone de Machu

La Figure II.9 présente la répartition spatiale des classes granulométriques **des 17 stations situées sur Machu en avril 2010 et novembre 2011, mettant d'abord en évidence la dominance des sables**. Trois fractions (ou classes), les sables grossiers, les sables moyens et les sables fins, composent les fonds naturels de toutes les stations d'échantillonnage. **Malgré une dominance des sables moyens sur les radiales, une grande variabilité spatiale des proportions relatives des trois classes granulométriques est observée**. Ainsi, les fonds des trois stations de la radiale AK8 sont formés de sables moyens et fins : le mode est centré sur l'intervalle 250-315 µm en avril 2010 et sur l'intervalle 200-250 µm en novembre 2011. La proportion en fines a toujours été inférieure à 1 % (Tableau II.3). L'observation de la Figure II.9 montre le long des radiales AK4 et AK7, que la proportion des sables moyens a tendance à être plus élevée, avec une nette variabilité spatiale et temporelle naturelle. Par exemple, la fourchette d'extension maximale de la proportion des sables moyens a varié de 31 % à 73 % en avril 2010 (respectivement à AK4B et AK4D) et de 9 % à 5 % en novembre 2011 (respectivement à AK4A et AK4C). La même tendance a été notée pour les sables fins, puisqu'ils ont évolué de 17 % à 61 % en avril 2010 (respectivement à AK4D et AK7D) et de 27 % à 80 % en novembre 2011 (respectivement à AK7C et AK4A). La proportion en fines a toujours été inférieure à 5 % (Tableau II.3). L'étude plus attentive des données

granulométriques montre que la distribution en taille correspond à un mode statistique principal à la limite sables fins/sables moyens, soit entre 200 μm et 400 μm (Tableau II.3)

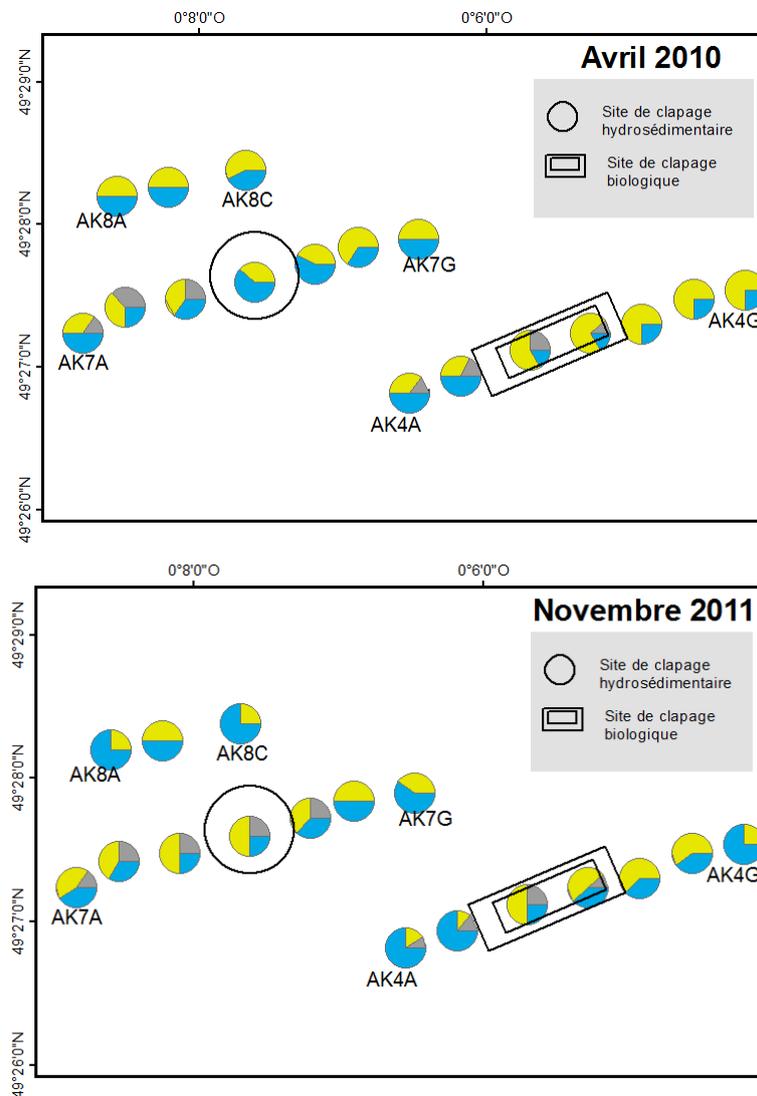


Tableau II.3. Mode principal et proportion de fines (%) des 17 stations en avril 2010 et novembre 2011.

	avr-10		nov-11	
	Mode	% Fines	Mode	% Fines
AK4A	200-250	<1	160-200	2
AK4B	200-250	<1	160-200	5
AK4C	315-400	<1	315-400	<1
AK4D	315-400	<1	250-315	<1
AK4E	250-315	<1	250-315	<1
AK4F	250-315	<1	250-315	<1
AK4G	250-315	<1	200-250	<1
AK7A	200-250	<1	315-400	<1
AK7B	200-250	<1	315-400	<1
AK7C	200-250	<1	315-400	2
AK7D	200-250	<1	315-400	<1
AK7E	200-250	<1	200-250	2
AK7F	250-315	<1	200-250	1
AK7G	250-315	<1	200-250	3
AK8A	250-315	<1	200-250	<1
AK8B	250-315	<1	200-250	<1
AK8C	250-315	<1	200-250	<1

- ❖ Evolution temporelle naturelle des fonds sur les futures stations de clapages (AK4D et AK7D) et de la station de référence (AK8B)

La station AK8B centrée sur la radiale de référence ainsi que les stations AK4D et AK7D (centrées sur les sites de clapages réalisés en 2012-2013) ont été régulièrement suivies en 2010-2011 lors de cinq campagnes de prélèvements. Les résultats (Figure II.10) ont montré que les sables moyens et fins ont toujours composé la quasi exclusivité du sédiment des stations AK4D, AK7D et AK8B. Une variabilité temporelle de ces deux fractions granulométriques a néanmoins été observée durant le suivi des trois stations sans réelle tendance particulière excepté pour la station AK8B. En effet, la fraction de sables moyens a diminué en été aux dépends de la fraction de sables fins, avec une contribution des sables moyens variant de 20 % en novembre 2011 à 47 % en avril 2010.

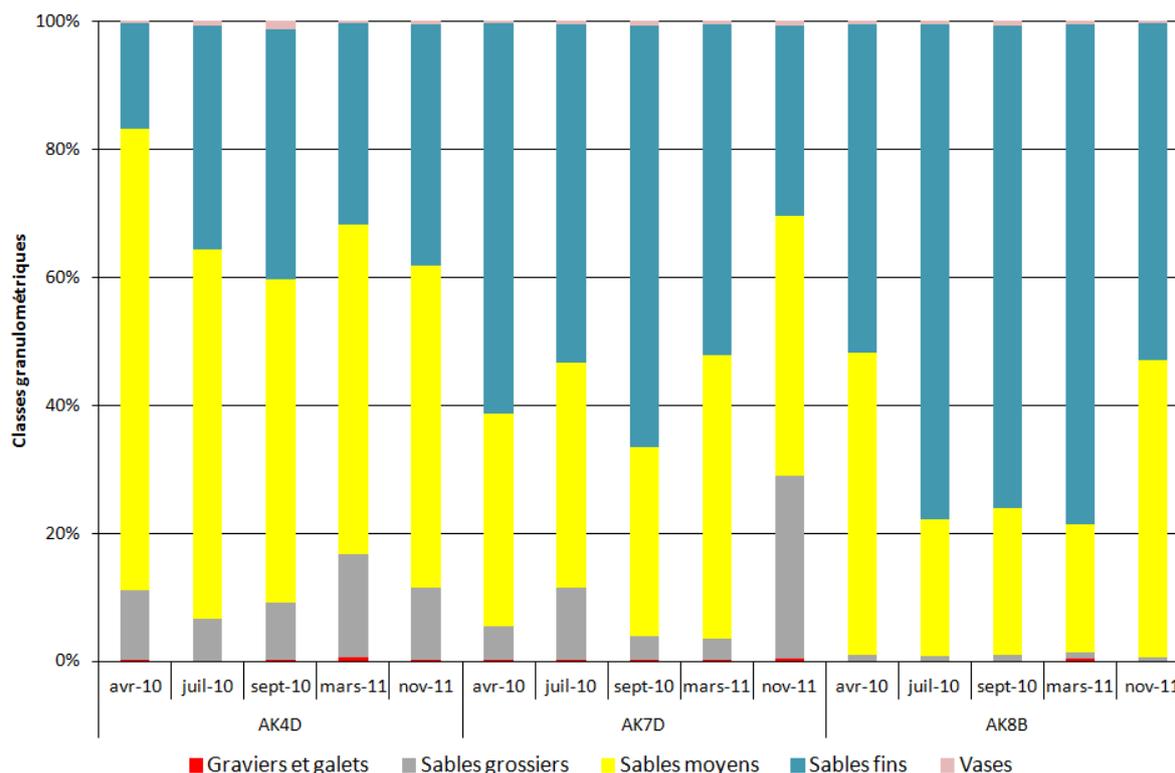


Figure II.10. Evolution de la granulométrie des stations AK4D, AK7D et AK8B entre avril 2010 et novembre 2011.

3.1.3. Evolution de la matière organique et de sa qualité

Une hétérogénéité spatio-temporelle significative de la teneur en matière organique a été observée avec des tendances à l'augmentation en été et en hiver (Tableau II.4). Les valeurs inférieures à 2,5 %, ont été comprises entre 0,8 et 1,9 % en avril 2010, entre 1,4 et 1,6 % en juillet 2010, entre 1,8 et 2,4 % en septembre 2010, entre 1,9 et 2,4 % en mars 2011 et entre 0,9 et 2,2 % en novembre 2011. La qualité de la matière organique a été déterminée grâce à l'analyse des teneurs en carbone et azote. Des analyses ont été effectuées à partir des échantillons de sédiment obtenus en avril 2010 et novembre 2011 (Tableau II.1). Les teneurs en carbone organique ont été comprises entre 0,09 % (AK4C) et 1,30 % (AK4E) en avril 2010 et de 0,05 % (AK7A) à 1,12 % (AK4E) en novembre 2011. Les teneurs en azote organique ont été comprises entre 0,01 % (AK4C) et 0,03 % (AK4A) en avril 2010 et de 0,01 % à 0,02 % (AK4A) en novembre 2011.

3.1.4. Evolution des caractéristiques chimiques sur les stations AK4D, AK7D et AK8B

❖ Oxygène

Une hétérogénéité temporelle ($p < 0,001$) des flux totaux moyens d'oxygène a été mise en évidence entre avril 2010 et mars 2011 à l'interface eau-sédiment des stations AK4D, AK7D et AK8B (Tableau II.4). Les valeurs sont très faibles en hiver (avril 2010 et mars 2011) et augmentent en été (juillet 2010 et septembre 2011 ; Figure II.11). Une tendance similaire est observée pour les trois stations. Une hétérogénéité intra-stations est mesurée et mis en évidence par des écart-types importants en juillet et septembre 2010.

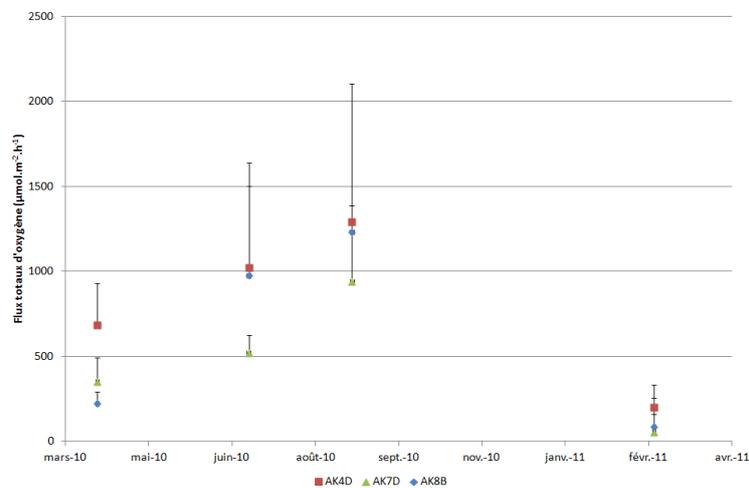


Figure II.11. Flux totaux moyens d'oxygène (\pm écart-type moyen) à l'interface eau-sédiment entre avril 2010 et mars 2011 des stations AK4D, AK7D et AK8

❖ Ammonium

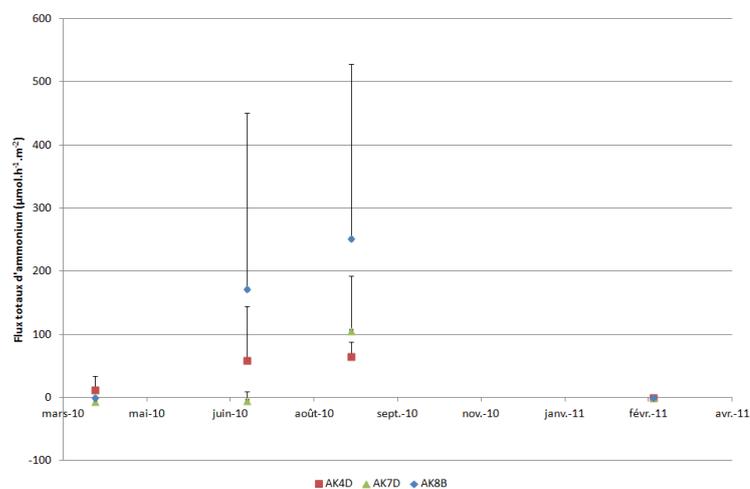


Figure II.12. Flux totaux moyens d'ammonium (\pm écart-type moyen) à l'interface eau-sédiment entre avril 2010 et mars 2011 des stations AK4D, AK7D et AK8B.

Une tendance similaire est observée concernant les flux totaux moyens d'ammonium à l'interface eau-sédiment entre avril 2010 et novembre 2011. Les valeurs sont plus importantes en été en juillet 2010 et septembre 2011 et montrent une hétérogénéité intra-station marquée (Figure II.12).

3.1.5. Evolution temporelle de la porosité sur les stations AK4D, AK7D et AK8B

Une hétérogénéité spatio-temporelle significative ($p < 0,01$) de la porosité a été mesurée entre avril 2010 et mars 2011 sur les stations centrales des trois radiales (Figure II.13). De plus, on observe une tendance à l'augmentation des valeurs de porosité en surface, notamment en septembre 2010.

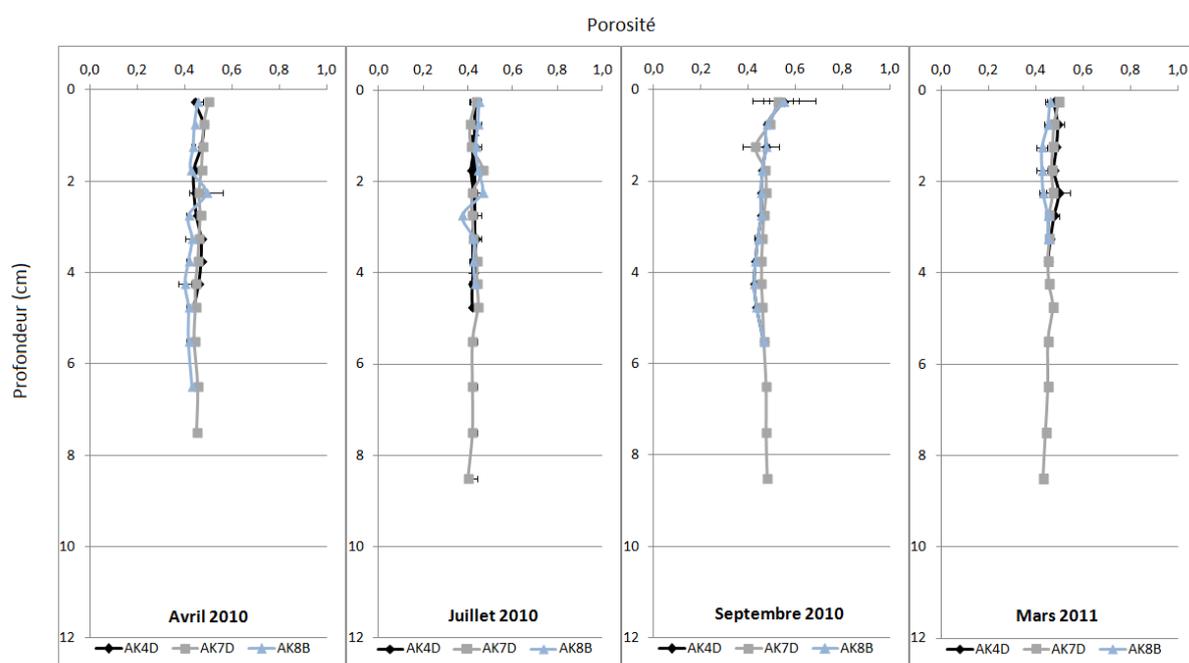


Figure II.13. Porosité moyenne \pm écart-type mesurée au sein des trois stations AK4D, AK7D et AK8B entre avril 2010 et mars 2011.

Tableau II.4. Résultats des analyses statistiques. Les différents groupes obtenus après des tests post-hoc sont identifiées entre parenthèses, et les valeurs sont classées à partir minimal (Min) de valeurs maximales (MAX). (ns: non significatif, * $p < 0,05$, ** $p < 0,01$; *** $p < 0,001$).

	Temps				Stations			
	F-value	p-value	Min	Max	F-value	p-value	Min	Max
Matière organique	25,64	<0,001***	(avril juillet) <	(septembre mars)	5,57	0,015*	-	-
Porosité	9,28	0,002**	(septembre < juillet <	(avril mars))	8,13	0,007***	-	-
Oxygène	22,06	<0,001***	(mars avril) <	(juillet septembre)	0,61	ns	-	-
Ammonium	30,27	<0,001***	mars <	(avril juillet) < septembre	0,87	ns	-	-

3.2. Caractéristiques biologiques du site de Machu avant les expérimentations de clapages

3.2.1. Evolution spatio-temporelle naturelle des caractéristiques biologiques de la zone de Machu en avril 2010 et novembre 2011

❖ Paramètres faunistiques

L'échantillonnage à la benne Van Veen des 17 stations de Machu en avril 2010 et novembre 2011 (Figure II.14) a permis de récolter un total de 173 espèces. En avril 2010, la richesse spécifique est comprise entre 15 et 40 espèces.0,3 m² (respectivement aux stations AK7C et AK4A). En novembre 2011, ce même paramètre faunistique a des valeurs comprises entre 13 et 63 espèces.0,3 m² (respectivement à AK4E et AK4B). Une variabilité temporelle significative ($p < 0,001$) de la richesse spécifique a été mesurée entre avril 2010 et novembre 2011. En revanche, une absence de variabilité spatiale a été soulignée ($p > 0,1$) à l'échelle des 17 stations du site de Machu.

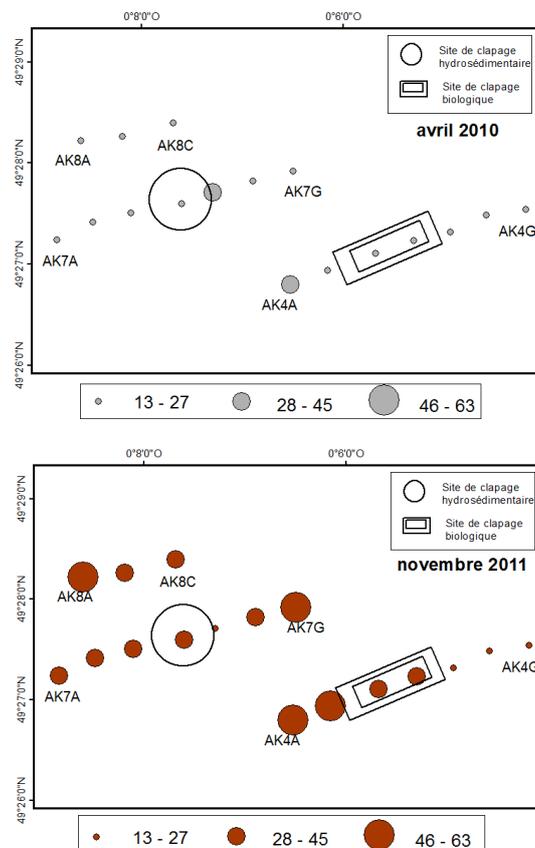


Figure II.14. Variabilité spatiale de la richesse spécifique (nb d'espèces.0,3 m⁻²) sur la zone de Machu en : (A) avril 2010 et (B) novembre 2011.

L'abondance est respectivement comprise entre 66 (station AK4D) et 376 ind.0,3 m⁻² (station AK8B) en avril 2010 et 76 (station AK4E) et 622 ind.0,3 m⁻² (station AK4B) en novembre 2011 (Figure II.15).

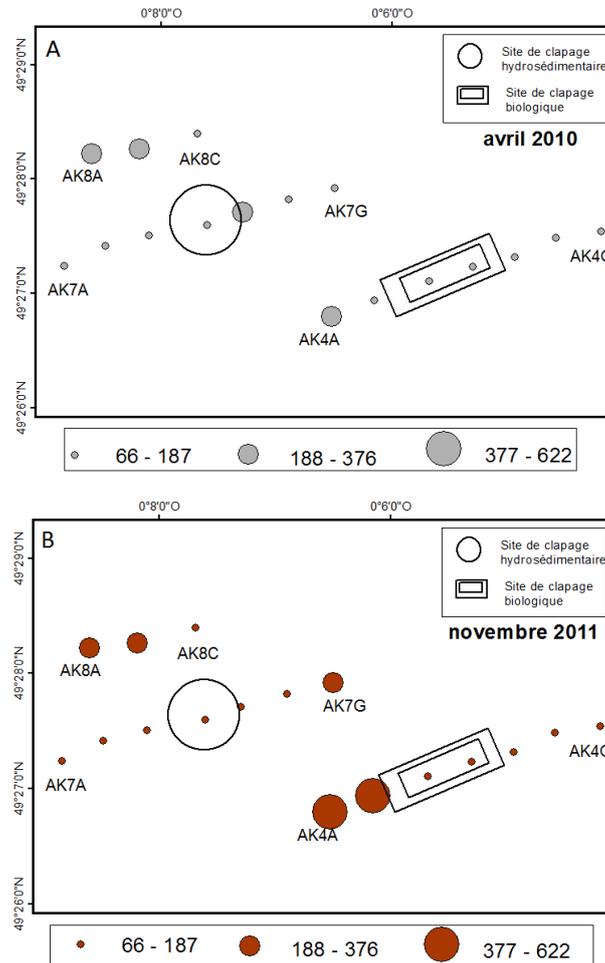


Figure II.15. Distribution spatiale de l'abondance (ind.0,3 m⁻²) sur la zone de Machu en : (A) avril 2010 et (B) novembre 2011.

❖ Contributions relatives des différents groupes zoologiques

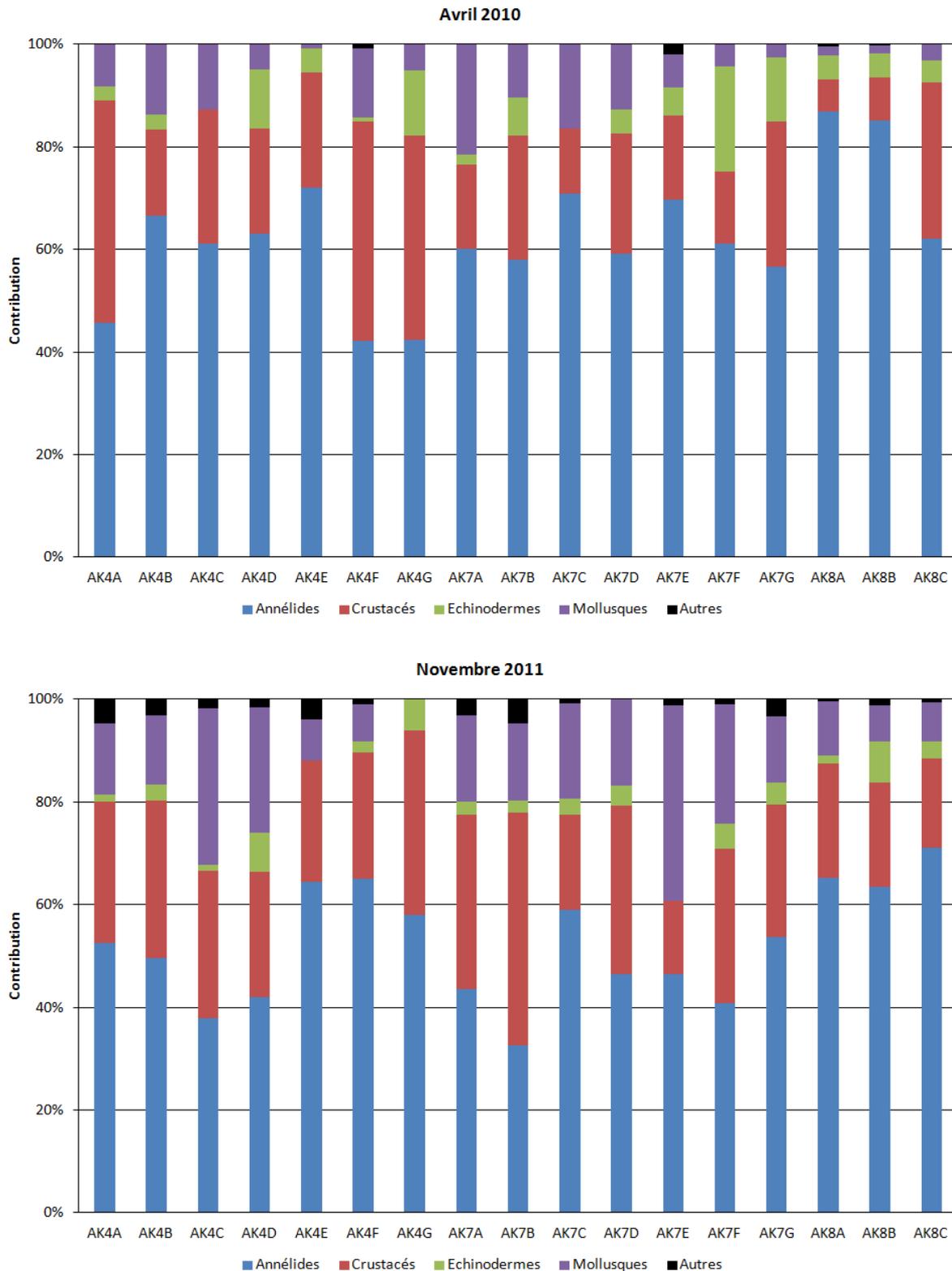


Figure II.16. Contribution relative (en pourcentage) des annélides polychètes, crustacés, mollusques, échinodermes et divers (nemertea, phoronida, cnidaria, chordata) aux mois d'avril 2010 et novembre 2011 pour les 17 stations échantillonnées sur la zone de Machu.

Les contributions relatives des différents groupes zoologiques restent relativement stables entre avril 2010 et novembre 2011. L'ensemble des stations est généralement dominé par les annélides polychètes, compris entre 32 % (station AK7B, novembre 2011) et 85 % (station AK8A, avril 2010) de l'effectif total des 17 stations (Figure II.16). Le deuxième groupe le plus représenté est celui des crustacés, pour lequel la contribution relative est comprise entre 6 % et 75 %. La contribution du groupe des échinodermes est inférieure ou égale à 20 % et celui des "autres" inférieure à 5 %.

La courbe de dominance cumulée (Figure II.17) réalisée à partir des données d'abondance totale des 17 stations échantillonnées en avril 2010 et novembre 2011 montre que **la communauté présente sur le site de Machu est dominée par quelques espèces**. En avril 2010, 50 % de l'abondance totale est représentée par trois espèces d'annélides polychètes (Figure II.17) : (1) *Magelona johnstoni* (21 %), (2) *Nephtys cirrosa* (16 %) et (3) *Magelona filiformis* (13%). En novembre 2011, la répartition des espèces est plus homogène : 12 taxa contribuent à 50 % de la dominance totale des 17 stations échantillonnées sur Machu. Elles sont représentées par les annélides polychètes *Magelona filiformis*, *Magelona johnstoni*, *Ampharete baltica*, *Spirobrachus* sp., *Nephtys cirrosa*, *Caulleriella alata*, *Chaetozone gibber*, le mollusque bivalve *Abra alba* et le crustacé *Urothoe elegans*.

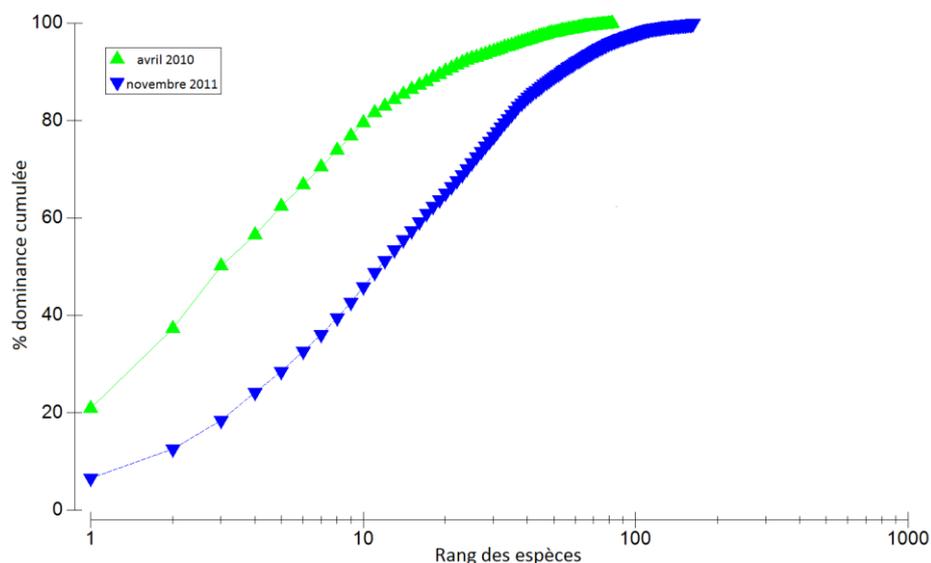


Figure II.17. Courbe de dominance cumulée issue des données d'abondance totale des 17 stations échantillonnées en avril 2010 et novembre 2011.



Figure II.18. Photographies de la macrofaune benthique dominante en avril 2010 et novembre 2011 (de gauche à droite et de haut en bas, *Nephtys cirrosa*, *Magelona johnstoni*, *Caulleriella alata*, proboscis de *Nephtys cirrosa*, *Urothoe elegans*, *Abra alba*).

3.2.2. Variabilité temporelle naturelle des paramètres biologiques des futures stations de clapages (AK4D et AK7D) et de la station de référence AK8B

Les trois stations étudiées (AK4D, AK7D et AK8B) montrent d'importantes fluctuations durant le suivi d'avril 2010 à novembre 2011. Les paramètres faunistiques suivent la même tendance d'augmentation en été pour les trois stations AK4D, AK7D et AK8B (Figure II.19). La richesse spécifique fluctue entre 25 et 68 espèces.0,3 m⁻². Les valeurs calculées sont comparables pour les trois stations ; elles ont été multipliées par 3 entre avril et juillet/septembre 2010 (25 espèces.0,3 m⁻² en avril 2010, station AK7D ; 66 espèces.0,3 m⁻² en septembre 2010). Une tendance similaire a été observée pour l'abondance, avec des valeurs variant de 101 (AK8B, novembre 2011) à 1859 ind.0,3 m⁻² (AK7D, juillet 2010). L'abondance des stations AK7D et AK7D a été multipliée par un facteur 15 en été par rapport à la période de pré-recrutement. L'abondance a chuté ensuite très rapidement (facteur 2) entre juillet 2010 et septembre 2010 pour ensuite atteindre un pallier d'environ 100 ind.0,3 m⁻² en automne, pallier qui se maintiendra jusqu'à l'été suivant. L'indice de diversité de Shannon (H') représente des valeurs moyennes comprises entre 2,67 (AK8B en avril 2010) et 4,57 (AK7D

en juillet 2010 et AK8B en novembre 2011), augmentant en été. La Figure II.20 montre que, seules quelques espèces dominent les prélèvements entre avril 2010 et novembre 2011 excepté en novembre 2011 où l'on constate que le pourcentage de dominance cumulé de 50 % correspond à une contribution de 12 espèces. L'indice de Pielou (J) montre des valeurs élevées supérieures à 0,6 (sauf AK8B en avril 2010). Les seuils de ces paramètres faunistiques reflètent un stade de transition où les espèces sont tolérantes, dominant et atteignent de fortes densités en été (Figure II.19), avec des valeurs de H' moyennes et des valeurs de J' élevées.

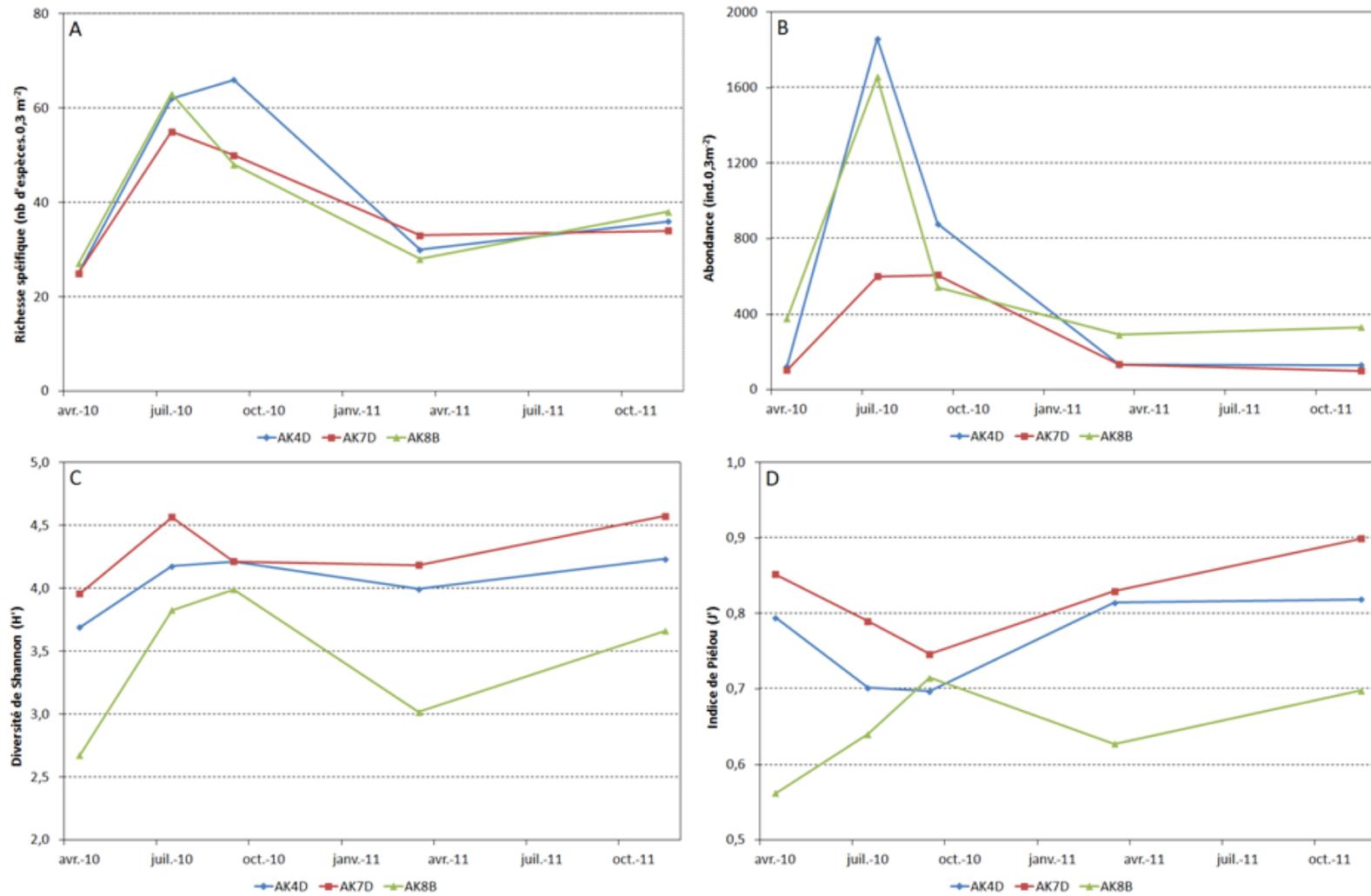


Figure II.19. Variation temporelle de la richesse spécifique (A) de l'abondance (B), de la diversité de Shannon (H' ; C) et de l'indice de Piélou (J' ; D) aux stations AK4D, AK7D et AK8B entre avril 2010 et novembre 2011.

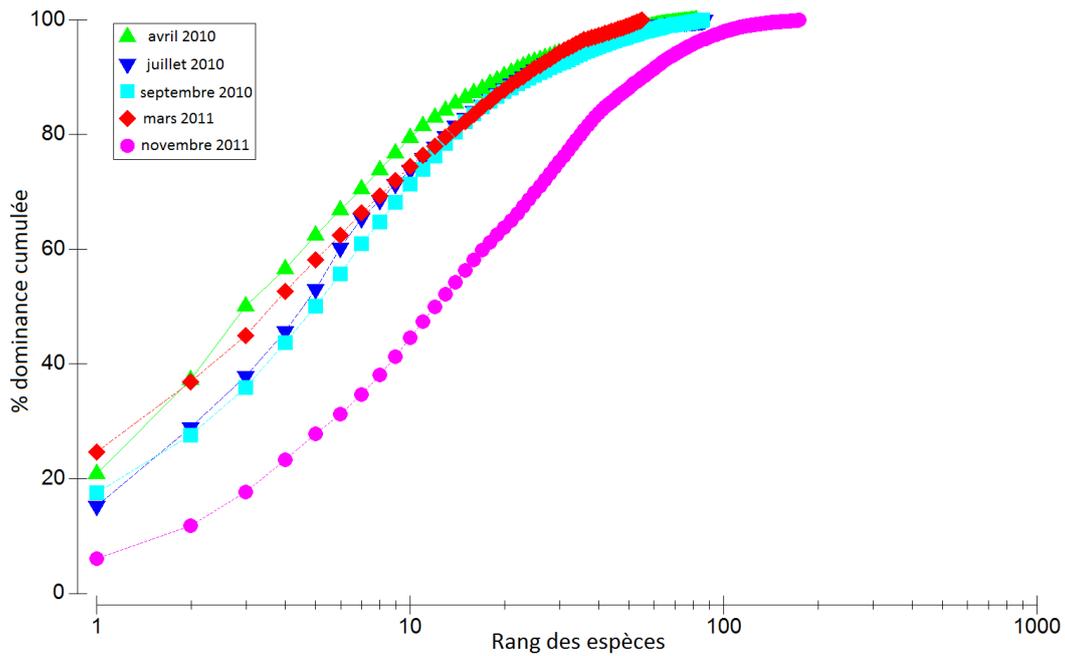


Figure II.20. Courbe de dominance cumulée issue des données d'abondance totale des trois stations centrales échantillonnées entre avril 2010 et novembre 2011.

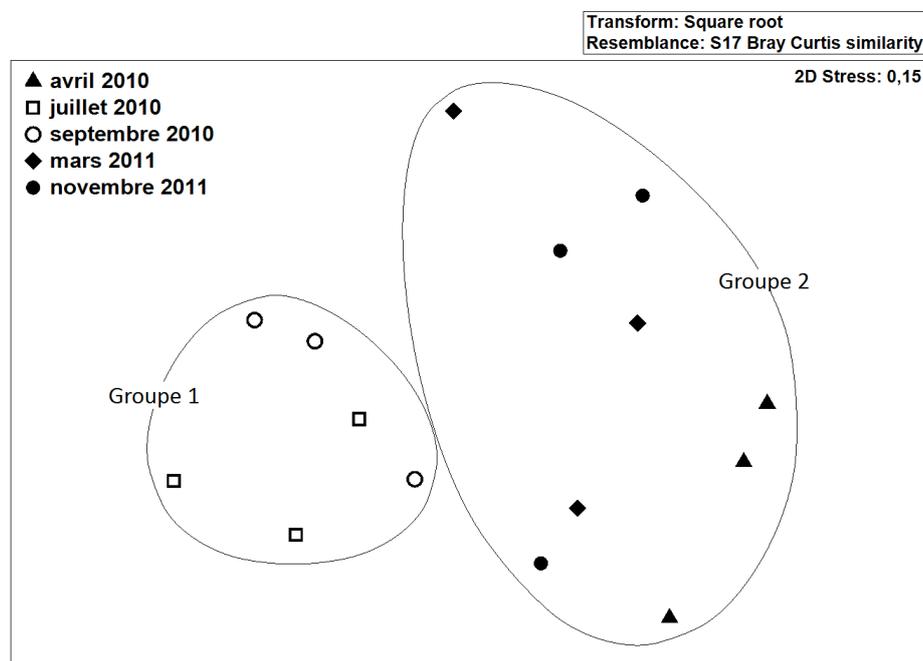


Figure II.21. n-MDS établie à partir des données d'abondance des trois stations centrales (AK4D, AK7D et AK8B) des trois radiales AK7, AK7 et AK8. Les différents symboles correspondent à la date d'échantillonnage.

Les analyses de regroupements des communautés macrobenthiques indiquent que les assemblages sont clairement différents dans le temps. La Figure II.21 présente la n-MDS

réalisée à partir des données d'abondance des trois stations centrales (AK4D, AK7D et AK8B) des trois radiales entre avril 2010 et novembre 2011. L'analyse a permis d'identifier deux principaux groupes ayant une similarité de 37 %. Le groupe 1 regroupe les stations AK4D, AK7D et AK8B aux mois de juillet et septembre 2010 (symboles blancs) et le groupe 2 rassemble les stations AK4D, AK7D et AK8B aux mois d'avril 2010, mars 2011 et novembre 2011 (symboles noirs). Le Tableau II.5 présente des résultats issus de l'analyse de SIMPER qui permet de connaître les espèces les plus contributives pour chacun des deux groupes formés. Sur les 15 espèces les plus contributives, neuf espèces sont communes aux deux groupes. Ces espèces sont caractéristiques des sables moyens propres, comme l'annélide polychète *Nephtys cirrosa*, *Spiophanes bombyx*, *Glycinde nordmanni*, *Lumbrineris gracilis*, l'échinoderme *Echinocardium cordatum*, les crustacés *Megaluropus agilis* et *Leucothoe incisa*. Néanmoins, **durant l'été, en juillet et septembre 2010, certaines espèces habituellement inféodées aux sables fins plus ou moins envasés à *Abra alba* - *Lagis koreni* apparaissent dans la communauté benthique de la zone correspondante au site de Machu** (Gentil et Cabioch, 1997). Les espèces les plus caractéristiques de cette communauté benthique sont les annélides polychètes *Lanice conchilega*, *Owenia fusiformis*, le mollusque *Phaxas pellucidus*.

Tableau II.5. Résultats de l'analyse de SIMPER issus des données d'abondances des trois stations centrales des trois radiales entre avril 2010 et novembre 2011. Le tableau illustre les 15 espèces contribuant le plus à la similitude entre les deux groupes définis depuis le n-MDS et le dendrogramme. Les valeurs en gras correspondent aux espèces présentes à la fois dans les deux groupes.

	Espèces	Abondance moyenne (ind.0.3 m ²)	Contribution cumulée (%)
Groupe 1	<i>Spiophanes bombyx</i>	9,4	9,0
	<i>Lanice conchilega</i>	10,2	16,9
	<i>Phaxas pellucidus</i>	9,7	24,4
	<i>Eumida bahusiensis</i>	7,9	31,1
	<i>Nephtys cirrosa</i>	5,6	36,3
	<i>Spio decoratus</i>	6,1	40,9
	<i>Poecilochaetus serpens</i>	6,3	45,4
	<i>Phyllodoce mucosa</i>	5,2	49,2
	<i>Owenia fusiformis</i>	4,2	52,1
	<i>Abludomelita obtusata</i>	3,6	54,9
	<i>Echinocardium cordatum</i>	3,2	57,1
	<i>Leucothoe incisa</i>	2,1	59,1
	<i>Magelona johnstoni</i>	7,0	61,0
	<i>Megaluropus agilis</i>	3,3	62,9
	<i>Spisula subtruncata</i>	2,3	64,6
<i>Phyllodoce lineata</i>	2,2	66,3	
<i>Glycinde nordmanni</i>	2,2	67,8	
<i>Lumbrineris gracilis</i>	2,4	69,4	
Groupe 2	<i>Nephtys cirrosa</i>	4,4	15,3
	<i>Spiophanes bombyx</i>	2,4	22,2
	<i>Glycinde nordmanni</i>	2,3	28,3
	<i>Lumbrineris gracilis</i>	2,1	34,0
	<i>Perioculodes longimanus</i>	1,8	39,6
	<i>Magelona filiformis</i>	3,3	45,0
	<i>Megaluropus agilis</i>	1,9	49,8
	<i>Antalis vulgaris</i>	1,5	54,3
	<i>Echinocardium cordatum</i>	2,1	58,9
	<i>Magelona johnstoni</i>	4,2	62,9
	<i>Leucothoe incisa</i>	1,7	66,4
	<i>Phaxas pellucidus</i>	1,4	69,8
	<i>Thia scutellata</i>	1,2	72,9
	<i>Spirobranchus</i>	1,2	75,9
	<i>Thracia phaseolina</i>	1,2	77,8

4. Discussion

4.1. Environnement sédimentaire et physico-chimique de la zone de Machu avant clapages

La caractérisation spatio-temporelle de la granulométrie menée en 2010-2011 a permis de montrer une **prédominance des sables fins à moyens sur le secteur de Machu**. La différence réside dans la contribution des classes granulométriques des sables moyens et fins entre les trois radiales ainsi qu'au cours de l'étude saisonnière des stations centrales des trois radiales. Cette hétérogénéité a déjà été mise en évidence lors d'études antérieures menées au niveau de l'embouchure de la Seine (Lesourd, 2000 ; Janson, 2007 ; Alizier, 2011) et en baie de Seine orientale (Avoine, 1981 ; 1994). Alizier (2011) a montré, grâce à une étude photographique de tous les échantillons sédimentaires prélevés lors de l'étude, que cette hétérogénéité sédimentaire pouvait être observée à une échelle réduite c'est-à-dire à l'échelle du répliat ou de la station. Ces observations ont remis en cause la représentativité d'un seul répliat sédimentaire pour l'analyse granulométrique. Afin de prendre en compte ces remarques, nous avons fait le choix dans cette étude de réaliser un prélèvement sédimentaire pour l'analyse de la granulométrie à partir d'un sous échantillonnage de tous les prélèvements effectués pour l'analyse de la macrofaune pour chaque station. Il semblait plus judicieux de procéder de cette manière afin de ne pas créer une hétérogénéité supplémentaire en réalisant des prélèvements sédimentaires additionnels qui ne refléteraient pas forcément ceux réalisés pour l'analyse de la macrofaune. Ainsi, pour chaque station, le prélèvement sédimentaire correspond à un mélange des réplats effectués à partir des prélèvements pour l'analyse de la macrofaune. **La complexité de la composition sédimentaire est à mettre en relation avec le contexte hydrodynamique, avec l'interaction des puissants courants de marée et des plus fortes vagues (tempêtes) susceptibles d'interagir avec les fonds dans cette zone, comme dans tout le système de la partie orientale de la baie de Seine**. Ainsi, on sait depuis longtemps (e.g. Larssonneur et Hommèril, 1967) que si l'intensité des courants diminue graduellement par frottement du large vers les petits fonds, l'action des vagues est par contre prépondérante dans les profondeurs plus faibles. Sur le secteur de Machu, les trois radiales de l'ensemble des 17 stations échantillonnées correspondent à une différence bathymétrique de l'ordre de 5 à 7 m entre les points extrêmes (Tableau II.1). Par exemple sur la radiale AK4, une différence de cinq mètres existe entre la station AK4A (au SW, la plus profonde : -

17 m CMH) et la station AK4G (-12 m CMH). **La différence de profondeur d'eau des stations de prélèvements pourrait alors expliquer la différence de proportion de sables fins, mais l'hétérogénéité sédimentaire naturelle de la taille des sables entre les points empêche d'aller plus loin dans l'analyse de détail.**

Un faible gradient significatif de la matière organique et de la porosité a été observé durant le suivi. La valeur moyenne de TOU sur la zone de Machu entre avril 2010 et novembre 2011 était de $700 \mu\text{mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$, valeur similaire à des mesures effectuées dans d'autres systèmes perméables côtiers (Ehrenhauss et Huettel, 2004 ; Ehrenhauss et al., 2004 ; Janson, 2007). Les sédiments sableux propres de Machu présentent une perméabilité marquée, mise en évidence par de **faibles valeurs de porosité** (proches de 0,5), qui permet un meilleur turn-over de l'eau interstitielle et un équilibrage plus rapide des concentrations de composés dissous entre la colonne de sédiments et de l'eau (Santschi et al, 1990 ; Huettel et Rush, 2000). L'oxygène pénètre plus profondément dans les sédiments, et l'ammonium, produit lors de la dégradation de la matière organique, est rapidement converti en nitrates dans la partie oxygénée des sédiments superficiels. La nature sableuse propre et la perméabilité importante des sédiments peuvent également expliquer la faible teneur en matière organique (< 2,5 %) mesurée sur le site de Machu avant les clapages en 2012.

La zone d'étude a été également caractérisée par une **variabilité saisonnière marquée**, comme en témoignent plusieurs paramètres qui ont augmenté considérablement entre le début du printemps et l'été. Par exemple, la valeur de TOU a été multipliée par un facteur de 6. Il semblerait que l'augmentation de la température au cours de cette étude ($\sim 10^\circ\text{C}$) induit une augmentation de l'activité de minéralisation benthique (Kristensen, 1993 ; Magalhaes et al, 2002). L'effet de la température est souvent mis en évidence par le phénomène de respiration (Hancke et Glud, 2004). Il stimule généralement l'activité métabolique des organismes hétérotrophes (macro-, méio-et micro-organismes), résultant en une augmentation de l'activité respiratoire, augmentant ainsi les flux métaboliques, tels que l'oxygène. Les activités métaboliques dépendant de la température sont souvent quantifiées par le facteur Q10 correspondant à la vitesse relative de modification de l'intensité métabolique lorsque la température augmente de 10°C . Dans cette étude, un Q10 global a été calculé à partir de l'ensemble des flux d'oxygène. Le Q10 obtenu était de 3,77, ce qui est cohérent avec plusieurs autres études (Kristensen et al, 1992 ; Denis, 1999 ; Hancke et Glud, 2004). Nous pouvons donc conclure que la température ne suffit pas à expliquer la variation dans les mesures de TOU. D'autres paramètres, tels que la macrofaune, peuvent également expliquer les variations

de TOU. En effet, une augmentation de l'abondance en été (juillet 2010 et septembre 2010) a été observée sur les stations AK4D, AK7D et AK8B, ce qui pourrait expliquer les fortes valeurs de la consommation d'oxygène. Une corrélation significative entre l'abondance totale et la moyenne des flux d'oxygène pour toutes les stations au cours du suivi a été observée, ce qui reflète que 63 % de la variabilité de la TOU pourrait être expliquée par la macrofaune benthique (Figure II.22). Bien que les bactéries soient généralement les principaux acteurs dans les processus de dégradation de la matière organique, l'activité de la macrofaune benthique (Cammen, 1991 ; Middelburg et al, 2005 ; Hubas, 2006) pourrait influencer directement les échanges dissous à l'interface eau-sédiments au cours de ces périodes de biomasses de macrofaune très élevées (Kristensen et al, 1992 ; Mortimer et al, 1999 ; Rauch et Denis, 2008). L'intensité de la minéralisation, à la fois aérobie et anaérobie, pourrait également dépendre de la qualité de la matière organique et la quantité de sédiments superficiels (Forja et al, 1994 ; Epping et al, 2002), mais dans cette étude, aucune relation claire n'a été trouvée entre la teneur en matière organique et la TOU.

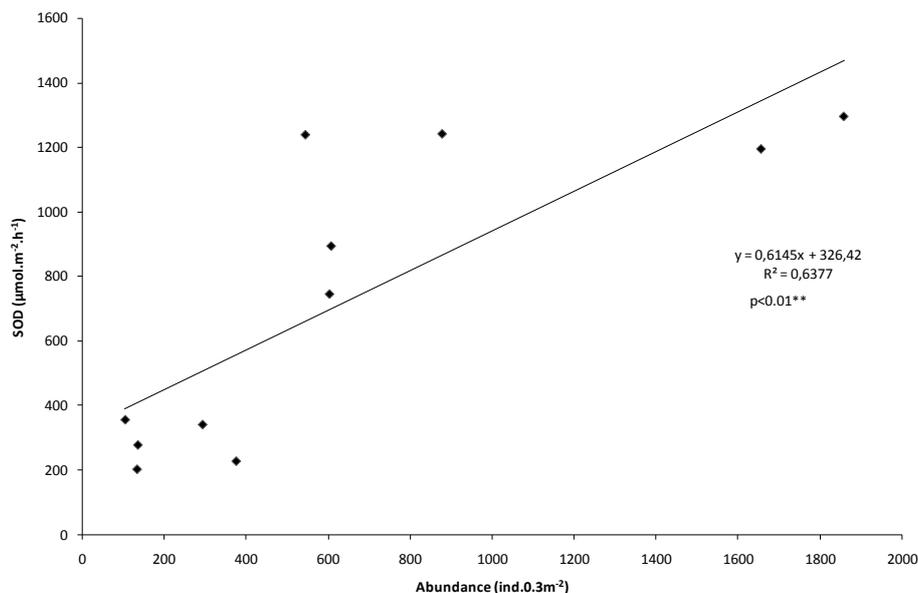


Figure II.22. Corrélation entre les flux totaux d'oxygène moyens ($\mu\text{mol.h}^{-1}.\text{m}^{-2}$) et l'abondance (ind.0.3m^{-2}) pour les trois stations centrales des trois radiales AK4D, AK7D et AK8B.

Aucune variabilité spatiale n'a été démontrée dans cette étude. Cependant, une hétérogénéité intra-station est exprimée par une forte variance entre plusieurs réplicats (par exemple, TOU en été sur AK4D). Cette hétérogénéité peut s'expliquer par la variation de l'abondance totale de la macrofaune entre les quatre réplicats, puisque nous avons démontré

que la macrofaune benthique pouvait jouer un rôle important dans les échanges d'oxygène sédiment-eau.

4.2. La communauté des sables moyens propres à *Nephtys cirrosa*

Les analyses spatio-temporelles de la composition de la macrofaune benthique ont permis d'identifier un seul assemblage benthique sur la zone de Machu. Selon la composition faunistique et la composition sédimentaire, **cette communauté se réfère à la communauté des sables moyens propres à *Nephtys cirrosa*** (Cabioch et Gentil, 1975 ; Gentil, 1976 ; Prygiel, 1987). Cette communauté a déjà été mise en évidence dans la partie orientale de la baie de Seine et en Mer du Nord (Gentil, 1976 ; Van Hoey et al., 2004). L'étude de la composition de la macrofaune benthique a montré la prédominance des annélides polychètes *Nephtys cirrosa*, *Spiophanes bombyx*, *Lumbrineris gracilis*, *Magelona filiformis*, *Magelona johnstoni*, des crustacés amphiphodes *Leucothoe incisa* et de l'échinoderme *Echinocardium cordatum*. Les valeurs de la richesse spécifique (71 ± 17 espèces. 0.3m^{-2} à 77 ± 21 espèces. 0.3m^{-2}) et de l'abondance moyenne (362 ± 280 ind. 0.3m^{-2} à 777 ± 821 ind. 0.3m^{-2}) mesurées sur ce site sont proches de celles des environnements similaires (Kunitzer, 1990 ; Van Hoey et al., 2004). Cette communauté est plutôt pauvre en espèces et le nombre d'individus est plus faible, par rapport à d'autres communautés de la baie de Seine, comme la communauté des sables fins plus ou moins envasés à *Abra alba* - *Lagis koreni* (Cabioch et Gentil, 1997 ; Thiébaud et al., 1997) présente au sud de la zone de Machu au sein de la zone NATURA 2000 "baie de Seine orientale". La densité moyenne de la communauté des sables fins plus ou moins envasés à *Abra alba* - *Lagis koreni* se situe généralement autour de 3000 ind. m^{-2} , mais peut dépasser $30\ 000$ ind. m^{-2} après la période de recrutement (Gentil et al., 1986 ; Dewarumez et Davoult, 1997).

L'effort d'échantillonnage temporel paraît adéquat aux caractéristiques de la communauté des sables moyens propres à *Nephtys cirrosa* car la variabilité saisonnière du site de Machu été démontrée. Ces fluctuations temporelles ont été décrites précédemment dans la Manche (Glémarec, 1979 ; Dauvin, 1992, 1993, Fromentin et al, 1996) et en Mer du Nord (Armonies, 2000) surtout dans les communautés benthiques, considérées comme un bon intégrateur des changements environnementaux en raison de leur mode de vie sédentaire et la longévité de la macrofaune espèce (Dauvin, 1993).

Une forte variabilité temporelle des paramètres faunistiques en termes de richesse spécifique et d'abondance sur la zone de Machu a été mise en évidence. Des maxima ont été mesurés en été et des minima en hiver. Cette tendance a été observée dans d'autres communautés de la macrofaune benthique dans la Manche et la mer du Nord (Dauvin, 1992, 1993 ; Armonies, 2000). En fait, l'abondance totale des stations AK4D, AK7D et AK8B a été multipliée respectivement par 15, 6 et 7 entre avril 2010 et juillet 2010, puis a chuté en septembre 2010 pour atteindre des valeurs minimales en mars 2011, proches de celles observées en avril 2010. Compte tenu des périodes d'échantillonnage, de tels effectifs en juillet 2010 peuvent être **liés à des recrutements importants**. Dauvin (1992) a montré que suite aux recrutements, pour des espèces non inféodées à l'habitat, les juvéniles disparaissaient totalement des sables fins propres après trois mois. Quant à Olivier (1997), il a montré expérimentalement que le taux de survie des recrues chute après 52 jours de vie sur des sables fins à moyens propres. Ces observations expliqueraient ainsi l'importante décroissance de l'abondance observée ici entre juillet 2010 (maxima) et septembre 2010.

Le déplacement des recrues peut se faire par migration active et/ou passive (par exemple, le transport des sédiments, par dérive dans la colonne d'eau) depuis les populations avoisinantes (Olivier et al., 1996 ; Lewis et al., 2002). Les résultats montrent clairement le recrutement de plusieurs espèces à la fin du printemps, début de l'été. Ces espèces sont caractéristiques de la communauté des sables moyens propres à *Nephtys cirrosa*, ce sont majoritairement des annélides polychètes comme *Eumida bahusiensis*, *Magelona filiformis*, *Magelona johnstoni*, *Poecilochaetus serpens* et *Spiophanes bombyx*. **Certaines espèces habituellement rencontrées dans la communauté des sables fins plus ou moins envasés à *Abra alba* - *Lagis koreni* sont aussi présentes au sein des assemblages macrobenthiques du site de Machu.** Elles concernent les annélides polychètes à cycle benthopélagique comme *Lanice conchilega*, *Owenia fusiformis* et le mollusque *Phaxas pellucidus*. Plusieurs auteurs ont aussi montré des recrutements significatifs en baie de Seine, en particulier au sein de la communauté des sables fins plus ou moins envasés à *Abra alba* - *Lagis koreni*, comme l'annélide polychète *Owenia fusiformis* (Dauvin, 1992) ou *Lanice conchilega* (Thiébaud, 1994). Il a été montré que le recrutement est principalement régi par des facteurs abiotiques tels que la température (Glémarec, 1979 ; Dauvin, 1993), les propriétés hydrodynamiques et biologiques du milieu ainsi que leurs interactions (Eckman, 1996 ; Thiébaud et al., 1998). Dans cette étude, il est probable que les caractéristiques hydrobiologiques de la Manche et les variations de température au cours de l'année favorisent le recrutement printo-estival de la

macrofaune benthique et permettent une meilleure recolonisation rapide de la macrofaune après une perturbation anthropique telle que les clapages.

4.3. Potentiel de récupération de la communauté macrobenthique

Soumis à de fortes variations des caractéristiques chimiques (TOU) et de la macrofaune benthique, le site de Machu, retenu pour mener des expérimentations de clapages semble donc **naturellement accoutumé à des facteurs d'instabilité**. Les conditions hydrodynamiques importantes dans cette zone favorisent la présence d'espèces adaptées à la vie dans des conditions variables. Ces espèces tolèrent une profondeur d'enfouissement significative de par leur capacité à réaliser des migrations verticales importantes (Nephtyidae : Powilleit et al, 2006) ou en allongeant leur siphons jusqu'à la surface comme le font les bivalves (Maurer et al, 1979). Bolam et Rees (2003) ont montré que la recolonisation des invertébrés dans les environnements marins stables pouvait prendre plusieurs années alors qu'elle n'est que de l'ordre de plusieurs mois dans des environnements naturellement perturbés (par exemple, fort hydrodynamisme, habitats polyhalins). En général, les étapes successives après les événements de perturbation correspondent au modèle d'enrichissement de Pearson et Rosenberg (1978). Dans le cas d'environnements naturellement perturbés, la structure de la communauté est généralement moins complexe et, par conséquent, les niveaux de succession écologique sont moins élevés, ce qui aboutit finalement à des périodes de récupération plus courtes (Diaz, 1994). Il est également essentiel d'être capable de distinguer des fluctuations liées à un impact anthropique (clapages, par exemple) à des fluctuations liées à des variations naturelles (recrutements). Cette étude a permis d'établir une base des conditions de référence à partir desquelles les éventuels changements liés aux clapages pourront être détectés (Hardman-Mountford et al., 2005). **La communauté des sables moyens propres à *Nephtys cirrosa* semble avoir de grandes capacités de recolonisation après perturbation grâce au phénomène de recrutements de la macrofaune benthique.** La migration des adultes, encouragés par un fort hydrodynamisme, pourrait également jouer un rôle important au moment de la récupération du milieu (Powilleit et Kube, 1999). L'hydrodynamisme de la région choisie peut jouer un rôle dans le transport des larves ou des adultes via la colonne d'eau (Zajac et al., 1998). Ce phénomène a été mis en évidence dans plusieurs études montrant l'importance des zones avoisinantes d'un site perturbé dans la récupération du milieu. Généralement, lorsqu'il existe à proximité d'un site impacté des zones avoisinantes intactes qui peuvent fournir des adultes migrants et/ou de larves, la récupération du site impacté se

fait plus rapidement grâce aux apports de nouvelles espèces (Zajac et Whitlatch, 2001 ; Diaz, 1994 ; Bolam et Fernandes, 2002).

Le site de Machu semble donc être un endroit pouvant recevoir les dépôts de dragage du chenal de navigation du GPMR : il a des caractéristiques indéniables pouvant favoriser une recolonisation rapide de la macrofaune après la perturbation. Cependant, il est difficile de tirer des conclusions générales sur les impacts des dépôts de dragage sur l'environnement. L'évaluation doit être effectuée au cas par cas (Harvey et al., 1998). Bolam et al. (2006a) ont rapporté les résultats d'une étude globale des conséquences écologiques des dépôts de dragage sur la côte de l'Angleterre et du Pays de Galles et ont montré que l'évaluation des conséquences de dépôts de dragage devait tenir compte des conditions hydrologiques, de l'état écologique et de la procédure de dépôt (le mode, le calendrier, la quantité, la fréquence et les types de matériaux clapés). Grâce à une étude biosédimentaire de type BACI et les résultats obtenus avant les clapages (Before), nous allons pouvoir dans le chapitre III : (1) mesurer les conséquences de deux types d'expérimentations sur la communauté des sables moyens propres à *Nephtys cirrosa* présente sur le site de Machu et (2) viser à attribuer aux fluctuations observées une origine naturelle ou anthropique.

Chapitre III :

**Variabilité biosédimentaire
à petites échelles spatio-temporelles
de la communauté des sables moyens propres
à *Nephtys cirrosa* pendant les expérimentations
de clapages.**

Chapitre III : Variabilité biosédimentaire à petites échelles spatio-temporelles de la communauté des sables moyens propres à *Nephtys cirrosa* pendant les expérimentations de clapages

1. Introduction

L'immersion de déblais de dragage crée une perturbation et modifie les facteurs physiques, biologiques et chimiques des écosystèmes situés à proximité immédiate du dépôt ; elle affecte généralement la structure et le fonctionnement des communautés benthiques (Van Dolah et al., 1984 ; Smith et Rule, 2001 ; Bolam et al., 2006b). Plusieurs études visant à étudier les effets des clapages sur la macrofaune benthique ont été menées (Van Dolah et al., 1984 ; Harvey et al., 1998 ; Roberts et Forrest, 1999 ; Smith et Rule, 2001 ; Zimmerman et al., 2003 ; Witt et al., 2004). Rares sont encore celles qui se sont intéressées à l'impact des immersions sur le macrobenthos à très petite échelle spatiale (Flemer et al., 1997) et/ou temporelle (Cruz-Motta et Collins, 2004) en adoptant une démarche de type BACI "Before-After-Control-Impact". Dans la majorité des cas, les études sont limitées dans le temps et ne couvrent pas forcément la période de clapages. Certaines études sont réalisées plusieurs mois après la fin des dépôts (Van Dolah et al., 1984 ; Johnson et al., 1995 ; Simonini et al., 2005b) où la recolonisation de la macrofaune benthique peut être déjà engagée. Dans la majorité des cas, les immersions concernent quelques dizaines de milliers de m³ de sédiment (Smith et Rule, 2001 ; Powilleit et al., 2006) ; les immersions de plus de 1 Mm³ de sédiment (comme la présente étude) sont plus exceptionnelles (Zimmerman, 2003 ; Hermand, 2008).

Le type et la gravité de l'impact des immersions de matériau de dragage sur la macrofaune benthique va dépendre de nombreux facteurs : (1) les caractéristiques physico-chimiques et le volume de sédiment déposé (Maurer et al., 1981a,b, 1982, 1986 ; Chandrasekara et Frid, 1998 ; Smith et Rule, 2001) ; (2) les conditions physiques du milieu de dépôt : la profondeur d'eau, le régime sédimentaire et hydrodynamique (Toumasiz, 1995 ; Cole et al., 1999a,b ; Cruz-Motta et Collins, 2004) ; (3) la saison et la similitude des sédiments de la zone de dragage et ceux de la zone d'immersion (Maurer et al., 1981a,b, 1982, 1986 ; Chandrasekara et Frid, 1998 ; Essink, 1999) ; (4) la contamination des matériaux de dragages (Hall, 1994 ; Harvey et al., 1998) ; (5) la méthode de clapages (Smith et Rule, 2001 ; Cruz-Motta et Collins, 2004) ; (6)

l'adaptation des organismes au régime sédimentaire local ainsi que la structure et la composition des assemblages benthiques sur la zone de dépôts et des sites avoisinants (Thrush et al., 2003).

Une étude holistique des effets écologiques des clapages en Angleterre a permis de souligner que toute évaluation de leurs conséquences sur l'environnement côtier devait tenir compte des conditions spécifiques du milieu (e.g. le régime hydrodynamique), de l'état écologique, ainsi que des informations liées à la procédure de réalisation des immersions (Bolam et al., 2006a). Les effets des dépôts de sédiments en mer sur les assemblages benthiques diffèrent grandement d'un site à l'autre (Harvey et al., 1998 ; Cruz-Motta et Collins, 2004 ; Powilleit et al., 2006 ; Hermand, 2008). Une synthèse des effets (sédimentaires, physico-chimiques et biologiques) des immersions sur les écosystèmes marins est souvent ardue à établir, ce qui a pour conséquence de devoir effectuer séparément des évaluations à chaque fois qu'un milieu est perturbé notamment dans le cas de clapages de sédiment (Harvey et al., 1998 ; Simonini et al., 2005b ; Bolam et al., 2006a).

Dans le cadre des expérimentations de clapages réalisées entre le 16 avril 2012 et le 21 février 2013 en baie de Seine orientale, les immersions ont été exécutées selon deux procédures différentes (e.g. durée, période et épaisseur des dépôts, manière de déposer) sur deux sites distincts nommés MABIO et MASED (voir chapitre II).

L'objectif de ce chapitre est d'identifier les tendances spatiales et temporelles de l'impact des immersions sur la communauté macrobenthique des sables moyens à *Nephtys cirrosa* sur la base d'une comparaison de divers paramètres avant et durant les perturbations expérimentales menées sur deux sites de clapages nommés MABIO et MASED (cf. Chapitre II. Figure II.2)

2. Méthodologie : stratégie et plan d'échantillonnage

2.1. Objectifs

Le site de Machu a été suivi durant 10 mois pendant les expérimentations de clapages ayant concerné deux sites de dépôts distincts pour un total de deux millions de m³ de sédiments issus du dragage d'entretien du chenal de navigation du GPMR.

Afin de tenir compte de la saisonnalité, facteur susceptible d'influencer l'impact des clapages sur le milieu vivant, quatre dépôts de 250 000 m³ ont été déposés par étalement sur le site de

MABIO à chaque saison. Le second volume d'un million de m³ de sédiment sur le site de MASED a suivi une procédure différente : un dépôt localisé de forme conique a été effectué en 7 mois. Ce dépôt prévu théoriquement de façon continue a été finalement réalisé en plusieurs fois, puisque entrecoupé par les immersions sur le site de clapages de MABIO (une seule et même drague opérant).

L'étude biosédimentaire réalisée en parallèle sur les deux sites a donc été faite juste avant et juste après des dépôts saisonniers réguliers sur le site de MABIO et en suivant le rythme des dépôts discontinus sur le site de MASED (Figure III.1).

La Figure III.1 présente le calendrier des périodes de clapages sur les sites de MABIO et de MASED ainsi que les dates des sept suivis réalisés durant les expérimentations entre mai 2012 et mars 2013 : (1) les 24 et 25 mai 2012, (2) les 26 et 27 juin 2012, (3) les 30 et 31 juillet 2012, (4) le 9 octobre 2012, (5) les 19 et 20 novembre 2012, (6) les 17 et 18 janvier 2013 et (7) les 15 et 16 mars 2013. Une étude biosédimentaire a été menée sur les zones expérimentales hydrosédimentaire (MASED) et biologique (MABIO), leurs zones d'influence et la zone de référence éloignée des sites de dépôt. La répartition spatiale des assemblages macrobenthiques en relation avec leur distance depuis les points d'impacts des clapages a été étudiée.

2.2. Procédure

Les stations d'échantillonnage sont identiques à celles étudiées dans le chapitre II. Elles ont été réparties sur deux radiales afin de suivre séparément l'impact sur le macrobenthos des deux procédures de clapages sur les sites de MABIO et MASED. La radiale AK4 suit l'évolution des clapages réalisés sur le site de MABIO et la radiale AK7 suit l'évolution des immersions sur le site de MASED. La variabilité spatiale de la structure de la communauté macrobenthique a été abordée à différentes échelles : (1) à petite échelle (mètre), (2) à échelle locale (kilomètre). Trois stations ont été placées sur les deux sites de clapages, respectivement une station (AK7D) sur le site de MASED et deux stations (AK4C, AK4D) sur le site de MABIO, plus étalé. Onze stations ont été réparties sur les deux radiales AK4 et AK7 à 500 m, 1 km et 1,5 km au-delà des sites de clapages. Trois stations de référence ont été choisies au nord-ouest (AK8A, AK8B et AK8C) en raison d'une granulométrie comparable à celle des deux sites retenus pour effectuer les clapages. De plus, le modèle numérique hydrosédimentaire (cf. chapitre II.§ 2.1) permettant d'estimer le devenir à moyen-terme des

sédiments clapés en baie de Seine a montré que la radiale de référence AK8 est située hors de l'emprise probable du panache turbide de plus forte dispersion des sédiments clapés expérimentalement, y compris en condition de forte agitation.

La variabilité temporelle de la structure de la communauté macrobenthique a été examinée, en tenant en compte de la saisonnalité, à différentes échelles : (1) quelques jours, (2) plusieurs semaines et (3) plusieurs mois. Les prélèvements sur la radiale AK4 ont été opérés à 10 jours et 43 jours après le premier dépôt, à 4 jours et 73 jours après le deuxième dépôt, à 12 jours et 77 jours après le troisième dépôt et à 22 jours après le quatrième et dernier dépôt sur le site de clapages MABIO. Les cinq premiers suivis de la radiale AK7 ont été réalisés pendant la phase de clapages en 2012 et les deux derniers suivis ont été réalisés respectivement à 1 mois et 3 mois après la fin des clapages sur le site de MASED.

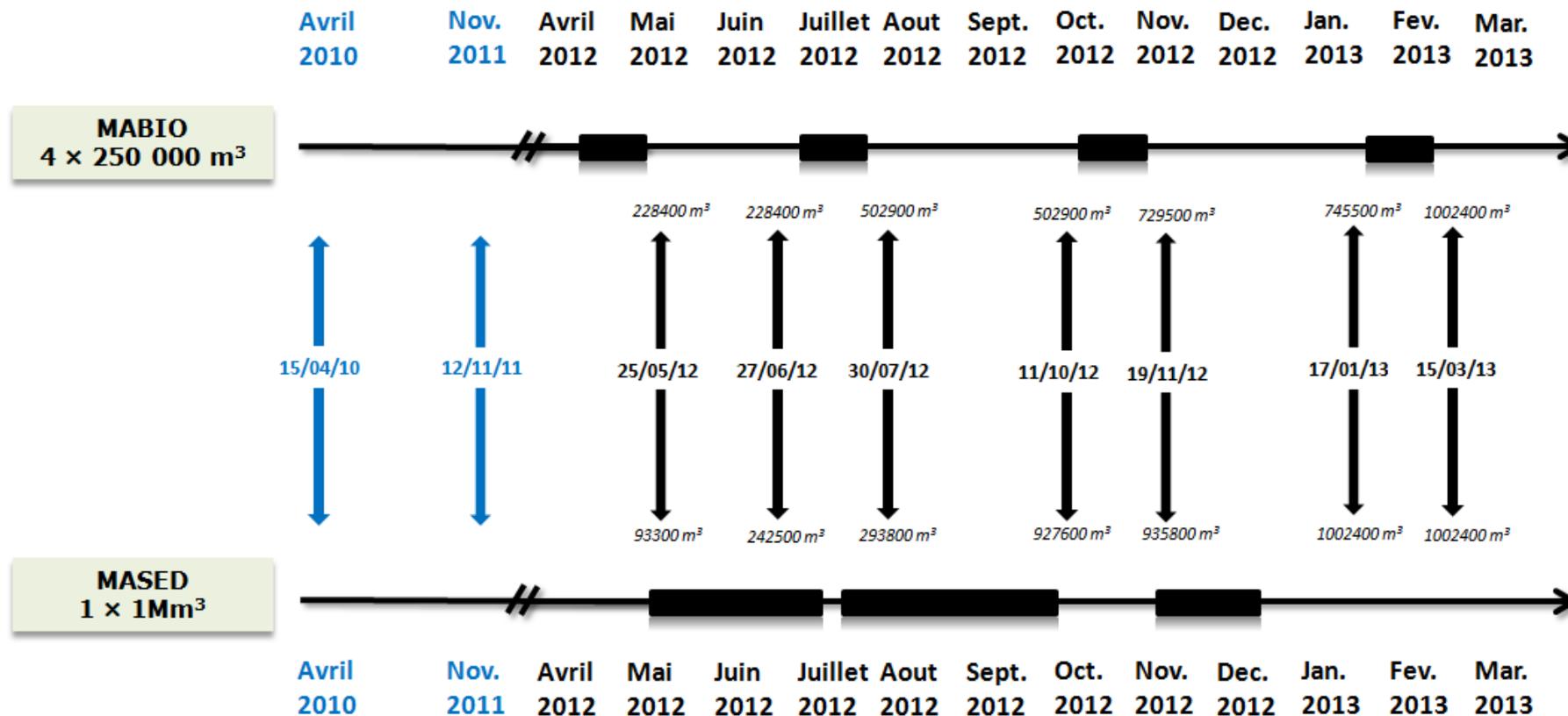


Figure III.1. Calendrier des sept campagnes de prélèvements (en noir) réalisés durant les expérimentations de clapages entre le 25 mai 2012 et 15 mars 2013 sur les sites d'expérimentations biologique (MABIO) et hydrosédimentaire (MASED). Les campagnes de prélèvements pré-clapages réalisées sur les 17 stations de Machu sont rappelées (en bleu). Pour chaque échantillonnage, le volume de sédiment clapé sur les sites de MABIO et MASED sont mentionnés (en italique).

La stratégie d'échantillonnage lors des expérimentations de clapages suit la même procédure que celle développée dans le chapitre II. Des prélèvements de sédiment ont été effectués à la benne Van Veen pour l'analyse de : (1) la macrofaune, (2) la matière organique et sa qualité, (3) la granulométrie du sédiment sur les 17 stations que regroupent les trois radiales AK4, AK7 et AK8. A noter, que le protocole d'échantillonnage de la macrofaune a été adapté par rapport aux suivis de pré-clapages. Il a été décidé de réaliser cinq prélèvements pour la macrofaune afin d'être en cohérence avec les propositions de la DCE. Néanmoins, en vue des du nombre important d'échantillons récoltés, nous n'avons pas pu traiter l'ensemble des cinq réplicats par station entre mai 2012 et mars 2013. Par soucis de cohérence et d'homogénéité, il ne sera présenté que les résultats des trois premiers réplicats. Le prélèvement de la granulométrie correspond à un sous-échantillonnage du sédiment des cinq réplicats réalisés pour la macrofaune.

Quatre carottes de sédiment ont été prélevées avec un boîtier Reineck pour l'analyse : (1) des échanges dissous (oxygène et ammonium) à l'interface eau-sédiment et (2) la porosité du sédiment sur les trois stations centrales (AK4D, AK7D et AK8B) des trois radiales. Le détail des échantillonnages réalisés entre mai 2012 et mars 2013 est présenté dans le Tableau III.1 ; les prélèvements sont identiques pour les six premiers suivis réalisés pendant les clapages. A noter qu'en mars 2013, date du dernier suivi biosédimentaire, les prélèvements et analyses des carottes sédimentaires n'ont pas été réalisés en raison de mauvaises conditions météorologiques.

Tableau III.1. Date, profondeurs des stations de prélèvements et types de prélèvements réalisés sur les 17 stations sur Machu entre mai 2012 et mars 2013. Type de prélèvement effectué = M : prélèvement de la macrofaune, S : prélèvement de sédiment pour l'analyse de la matière organique totale, Q : analyse de la qualité du sédiment (teneur en carbone et azote), G : prélèvement pour la granulométrie, C : prélèvement de carottes de sédiment pour les analyses physico-chimiques (porosité, ammonium, oxygène).

	Stations	Profondeur (m)	mai 2012 à janvier 2013	mars 2013
Stations	AK4A	17,0	MSQG	MSQG
	AK4B	15,8	MSG	MSG
	AK4C	14,6	MSQG	MSQG
	AK4D	14,0	MSQGC	MSQG
	AK4E	13,2	MSQG	MSQG
	AK4F	12,2	MSG	MSG
	AK4G	11,9	MSQG	MSQG
	AK7A	19,5	MSQG	MSQG
	AK7B	17,8	MSG	MSG
	AK7C	17,6	MSQG	MSQG
	AK7D	16,4	MSQGC	MSQG
	AK7E	14,9	MSQG	MSQG
	AK7F	13,6	MSQG	MSQG
	AK7G	12,5	MSQG	MSQG
	AK8A	13,2	MSG	MSG
	AK8B	13,0	MSQGC	MSQG
	AK8C	12,7	MSG	MSG

2.3. Traitements des échantillons

2.3.1. Echantillons sédimentaires

Des analyses de la granulométrie, de la matière organique et de sa qualité ainsi que de la porosité du sédiment ont été effectués pendant la phase des clapages. La procédure d'analyse des échantillons sédimentaires est la même que celle décrite dans le chapitre II.

2.3.2. Echantillons biologiques

Les trois prélèvements destinés à l'analyse de la macrofaune benthique ont été tamisés indépendamment sur une maille circulaire de 1 mm. Le refus de tamis a été fixé au formol dilué à 10 %. En laboratoire, les organismes collectés ont été triés, identifiés dans la mesure du possible jusqu'à l'espèce puis comptés.

2.3.3. Mesure des processus à l'interface eau-sédiment

Les méthodes suivent la même procédure que celle décrite dans le chapitre II.

2.4. Traitements et analyses de données

2.4.1. Analyses sédimentaires et physico-chimiques

Les résultats ont été exprimés en pourcentage du poids total de l'échantillon, regroupés en cinq classes granulométriques : (1) graviers et galets (2) sables grossiers, (3) sables moyens, (4) sables fins et (5) vases. Ces classes ont été établies selon la classification de Wentworth (1922) modifiée par Folk (1954), Folk et Ward (1957) et Folk (1966) ; elle est basée sur les normes françaises AFNOR. Le détail a été développé dans le chapitre II.

La variabilité spatiale et/ou temporelle des échanges à l'interface eau-sédiment (flux totaux moyens d'oxygène et d'ammonium) ainsi que les caractéristiques des sédiments superficiels (porosité, teneur en matière organique) a été testée. Après vérification de la normalité par le test de Shapiro-Wilk et de l'homogénéité des variances par le test de Bartlett, la significativité des différences constatées entre les observations a été testée par une analyse de variance (ANOVA). Ainsi, une ANOVA a été appliquée pour tester la significativité des différences

($p < 0,05$) sur les facteurs temps et station des différents paramètres entre mai 2012 et mars 2013.

2.4.2. Analyses faunistiques

Les paramètres faunistiques (abondance, richesse spécifique, indices de diversité de Shannon (H') et de Piélu (J')) ont été calculés pour les communautés d'invertébrés benthiques recueillies au cours des 10 mois de suivis effectués durant les expérimentations de clapages. La normalité des données a été vérifiée en utilisant le test de Shapiro-Wilk et l'homogénéité des variances a été évaluée par le test de Bartlett. Une analyse de variance à deux facteurs a ensuite été appliquée pour tester les effets significatifs ($p < 0,05$) des facteurs stations de clapages/ stations de référence et temps sur les paramètres faunistiques de la communauté benthique. La base de données relative aux traits biologiques de la faune benthique du bassin oriental de la baie de Seine (Garcia, 2010) a été utilisée afin d'attribuer à la faune benthique présente sur le site de Machu différents groupes trophiques.

Des analyses multivariées (n-MDS) ont été réalisées à partir de données d'abondances transformées en racine carrée des stations du site de Machu durant les expérimentations de clapages. L'indice de similarité de Bray-Curtis a été utilisé pour établir les matrices de similarités. Le but était de détecter les tendances dans la distribution spatio-temporelle et la structure des assemblages benthiques des différentes stations.

3. Résultats

3.1. Sédiment

3.1.1. Caractéristiques sédimentaires

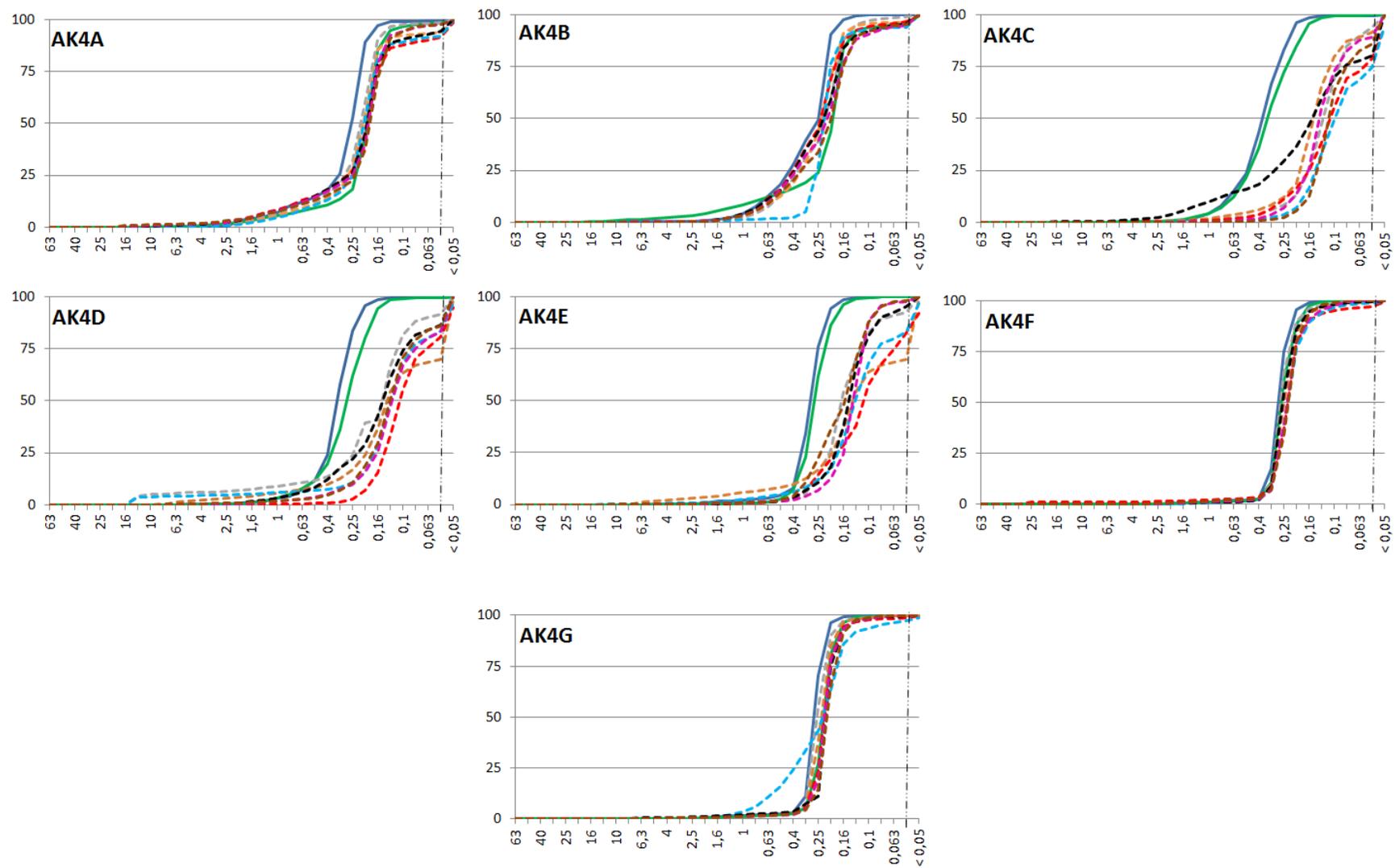
- ❖ Evolution spatio-temporelle des fonds sédimentaires de la zone de Machu pendant les clapages

Les courbes de fréquences cumulées des différentes fractions granulométriques permettent de voir les changements de composition (fractions sédimentaires) sur le site de Machu pendant les différents épisodes de clapages, en comparaison avec la période antérieure à ceux-ci (Figure II.2).

Sur la radiale AK4, les sédiments des stations SW et NE les plus distantes de la zone de clapages (AK4A, AKB, AK4F et AK4G) ne présentent pas de changement net entre la situation avant les expérimentations de clapages (avril 2010, novembre 2011) et après celles-ci (analyses arrêtées en mars 2013 dans le cadre de ce travail de thèse). En effet, une bonne superposition des courbes de fréquences cumulées est montrée pour ces stations à la fois avant (courbes en trait plein) et après les clapages (courbes en trait pointillé). Par contre, les stations situées sur la zone de clapages MABIO (AK4C, AK4D) ainsi que la station AK4E la plus proche au NE, montrent un net affinement granulométrique durant l'expérimentation de clapages, mis en évidence par un décalage des courbes vers les fractions sédimentaires les plus fines. Après certaines phases de clapages, des teneurs en vases peuvent excéder 20 % et dans des cas extrêmes, elles atteignent 50 %.

La radiale AK7 montre une évolution des fonds sédimentaires comparable à celle de la radiale AK4, notamment en termes d'affinement granulométrique, avec une différence avec la distance par rapport au site de clapages. Une dispersion encore plus marquée des courbes vers les sables très fins et vases est mise en évidence, notamment pour les stations AK7C et AK7D pendant les opérations de clapages (courbes en trait pointillé). A noter que lors du premier suivi de l'expérimentation en mai 2012, la courbe de fréquence cumulée de la station de clapages AK7D (courbe grise en trait pointillé ; Figure III.2) présente une évolution très différente comparée à la tendance générale des courbes des autres stations en période de clapages (voir explication ci-après). Les stations les plus en périphérie (AK7A, AK7F et AK7G) ont toutefois montré une certaine homogénéité temporelle soulignée par la superposition des courbes de fréquences cumulées entre avril 2010 et mars 2013.

Une remarquable constance spatio-temporelle caractérise les stations de la radiale de référence AK8, illustrée par la superposition quasi parfaite des courbes granulométriques de fréquences cumulées. Aucun changement dans la composition granulométrique (mode à 200-250 μm) n'y a eu lieu entre avant et pendant les clapages.



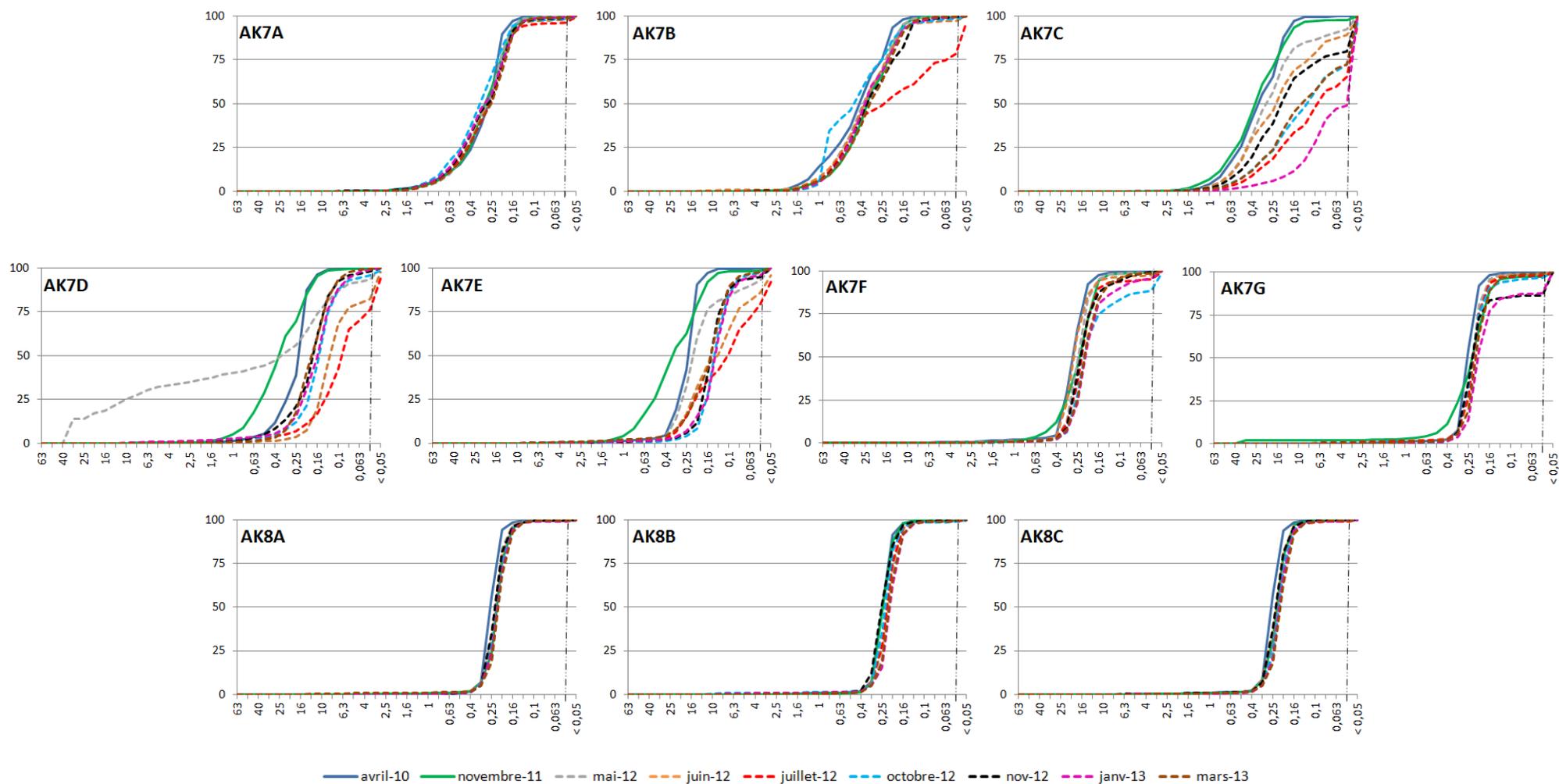
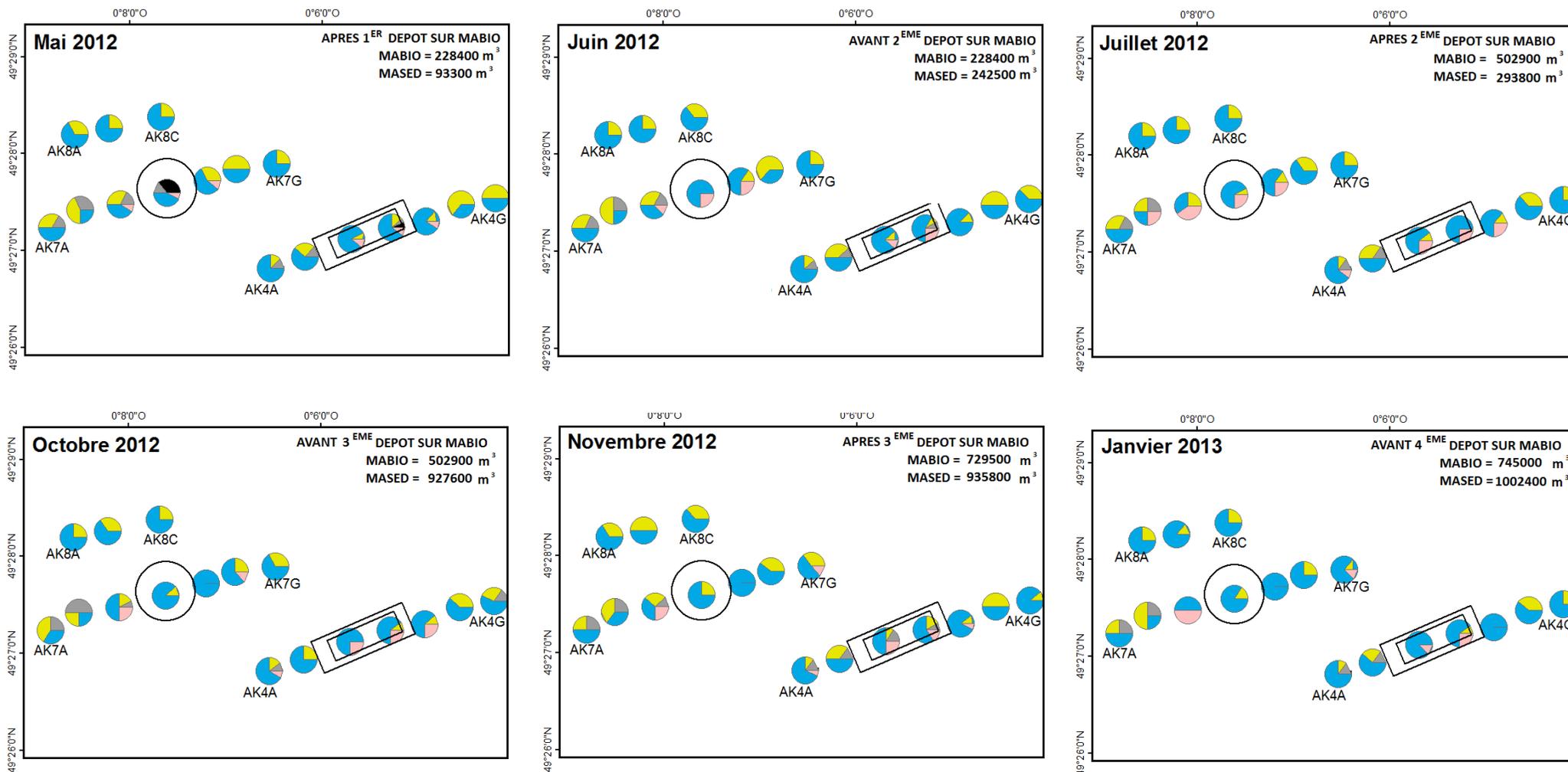


Figure III.2. Courbes des fréquences cumulées des fractions granulométriques pour les 17 stations AK échantillonnées entre avril 2010 et mars 2013. Les traits pleins correspondent à la période d'échantillonnage de pré-clapages (avril 2010 et novembre 2011) et les pointillés correspondent à la période d'échantillonnage entre le début et la fin des expérimentations de clapages sur les sites d'expérimentations biologique et hydrosédimentaire (entre mai 2012 et mars 2013).

Durant la période de clapages, la répartition spatiale de la composition par classes granulométriques des sédiments des 17 stations du site de Machu est représentée sur la Figure III.3. La dominance des sables moyens à fins (modes compris entre 125 et 500 μm) est identifiée durant tout le suivi. A noter qu'en mai 2012, une contribution significative de graviers (mode à 31-40 mm) a été constatée sur les stations de clapages AK7D (37 %) et AK4D (7 %). Entre juin 2012 et mars 2013, la fraction des graviers a nettement diminué au profit de fractions plus fines (sables moyens à vases) les ayant recouverts. Durant les immersions, une importante fraction de vase a été mesurée principalement sur les stations de clapages et leurs stations les plus proches. Sur le site de clapages MABIO (radiale AK4), la fraction de vase a augmenté graduellement de mai 2012 à octobre 2012 (jusque 31 % sur AK4C en octobre 2012 ; Figure III.3) puis diminué progressivement jusqu'à la fin des immersions en mars 2013. Sur le site de clapages MASED, une importante fraction de vase a été détectée sur la station de clapages AK7D jusqu'en juillet 2012 (30 %), date à laquelle environ 300 000 m^3 de sédiments avaient été déposés. Durant la suite de l'étude, cette fraction s'est réduite à 6 %. En mars 2013, trois mois après la fin des immersions sur le site de MASED, la fraction vaseuse était devenue négligeable (1 %) sur le site de rejet AK7D. Une tendance inverse a toutefois été constatée sur les stations les plus proches du site de clapages MASED sur la radiale AK7, une proportion de 53 % ayant été mesurée sur la station AK7C en janvier 2013, suggérant l'étalement des fines vers le SW.

La composition granulométrique des trois stations de référence (AK8A, AK8B et AK8C) est quant à elle restée constante entre mai 2012 et mars 2013, avec des pourcentages en sables fins supérieurs à 48 % (station AK8B, novembre 2012, Figure III.3). Ici, la fraction des vases est restée faible, inférieure à 1 %.



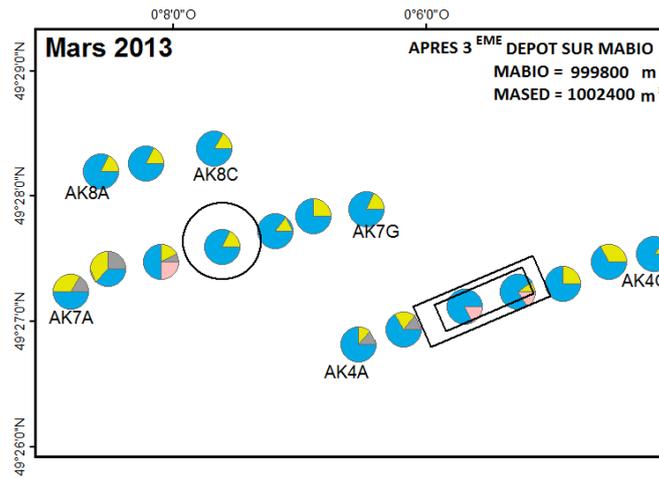
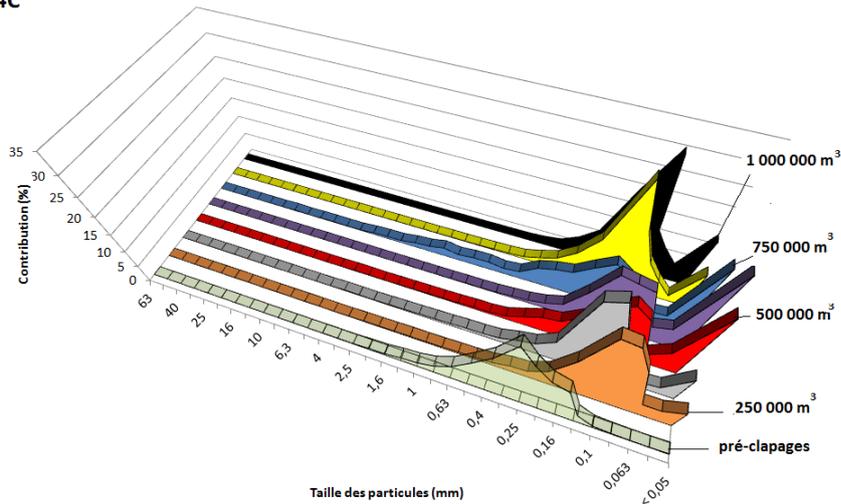


Figure III.3. Distribution spatiale des classes granulométriques des 17 stations situées sur la zone de Machu entre mai 2012 et mars 2013 (en noir = graviers, en gris = sables grossiers, en jaune = sables moyens, en bleu = sables fins et en rose = vases).

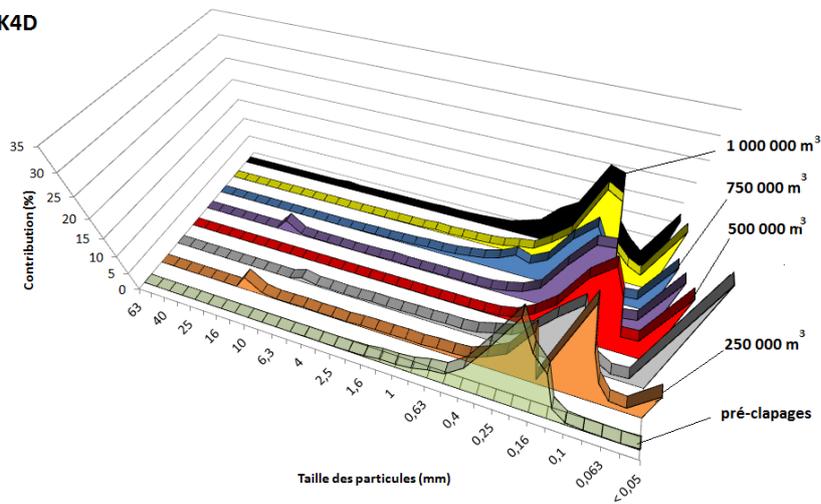
Les courbes granulométriques de fréquence simple ont permis de définir les principaux modes statistiques des stations de clapages AK4C, AK4D et AK7D au cours des expérimentations (Figure III.4). Les résultats ont montré une taille de particules très variable sur les trois stations durant les épisodes de clapages. En disposant sur le même graphique, pour chacune des stations de clapages, la situation de novembre 2011 (pré-clapages) et les sept suivis réalisés pendant les immersions, il a été possible de séparer la part du matériel en place de la part du matériel sédimentaire apportée par la drague Daniel Laval. En effet, les courbes granulométriques de fréquence simple ne se superposent pas entre la période antérieure aux clapages (vert transparent) et la période postérieure (toutes les autres couleurs). Le sédiment prélevé et analysé pendant les suivis entre mai 2012 et mars 2013 provient en grande partie des produits de dragage et se caractérise par une granulométrie différente du matériel en place avant les expérimentations, avec un décalage des modes granulométriques principaux vers les tailles plus fines (sables fins et vases). En effet, le mode principal identifié mesuré pour les trois stations de clapages est généralement inférieur à celui mesuré en novembre 2011. Pour la station AK4C du site de clapages MABIO, le mode principal en novembre 2011 était de 315-400 μm puis est passé à 125-160 μm (mai 2012, juin 2012, octobre 2012, novembre 2012 et janvier 2013) voire 100-125 μm (juillet 2012 et mars 2013). L'évolution des modes principaux sur la station AK4D du même site de clapages MABIO a été similaire. Le mode principal en novembre 2011 était de 250-315 μm puis est passé à 125-160 μm (mai 2012, juin 2012, octobre 2012, novembre 2012, janvier 2013 et mars 2013) voire 100-125 μm (juillet 2012). Une distribution polymodale a souvent été observée sur les stations AK4C et AK4D due à une prépondérance des sables fins et des sédiments grossiers au début des immersions

(station AK4D, mai 2012) puis des sables fins et des particules fines durant le reste du suivi (Figure III.4). Une hétérogénéité plus marquée des modes principaux de la station AK7D située sur le site de clapages MASED a été constatée. Au début des immersions, il a fortement augmenté (graviers à 31-40 mm en mai 2012), puis est passé à 125-160 μm (juin 2012, octobre 2012, janvier 2013) voire 80-100 μm (juillet 2012). A partir de janvier 2013, il a progressivement ré-augmenté en faveur des sables fins à moyens (125-160 μm en janvier 2013 puis 200-250 μm en mars 2013), devenant comparable aux stations de référence. Les campagnes de suivis de janvier 2013 et mars 2013 interviennent respectivement après environ 1 mois et 3 mois après la fin des clapages sur le site de clapages MASED. Les principaux modes de l'ensemble des 17 stations ont été calculés pour les sept campagnes de prélèvements durant les clapages (mai 2012 à mars 2013) et sont présentés dans l'annexe 2.

AK4C



AK4D



AK7D

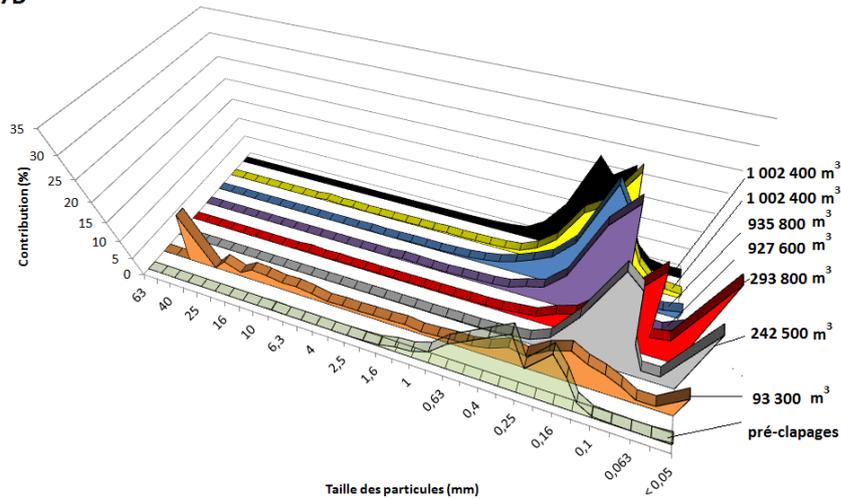


Figure III.4. Comparaison des courbes granulométriques de fréquence simple des suivis effectués entre novembre 2011 et mars 2013 sur les trois stations des zones de clapages : AK4C, AK4D et AK7D. (en vert transparent = novembre 2011, en orange = mai 2012, en gris = juin 2012, en rouge = juillet 2012, en violet = octobre 2012, en bleu = novembre 2012, en jaune = janvier 2013 et en noir = mars 2013).

❖ Matière organique totale et sa qualité

La teneur moyenne de la matière organique observée durant le suivi (Figure III.5) a été comprise entre $1,06 \pm 0,13$ (station AK4F) et $2,98 \pm 0,72$ % (station AK4D). Une variabilité spatio-temporelle significative ($p < 0,001$) a été mise en évidence avec des valeurs plus fortes en juillet 2012 généralement sur les stations de clapages ou proches de ces dernières. Les teneurs en carbone organique n'ont pas sensiblement augmentées en situation de clapages, puisque l'ensemble des données ont été inférieures à 1,5% (AK7D en juillet 2012).

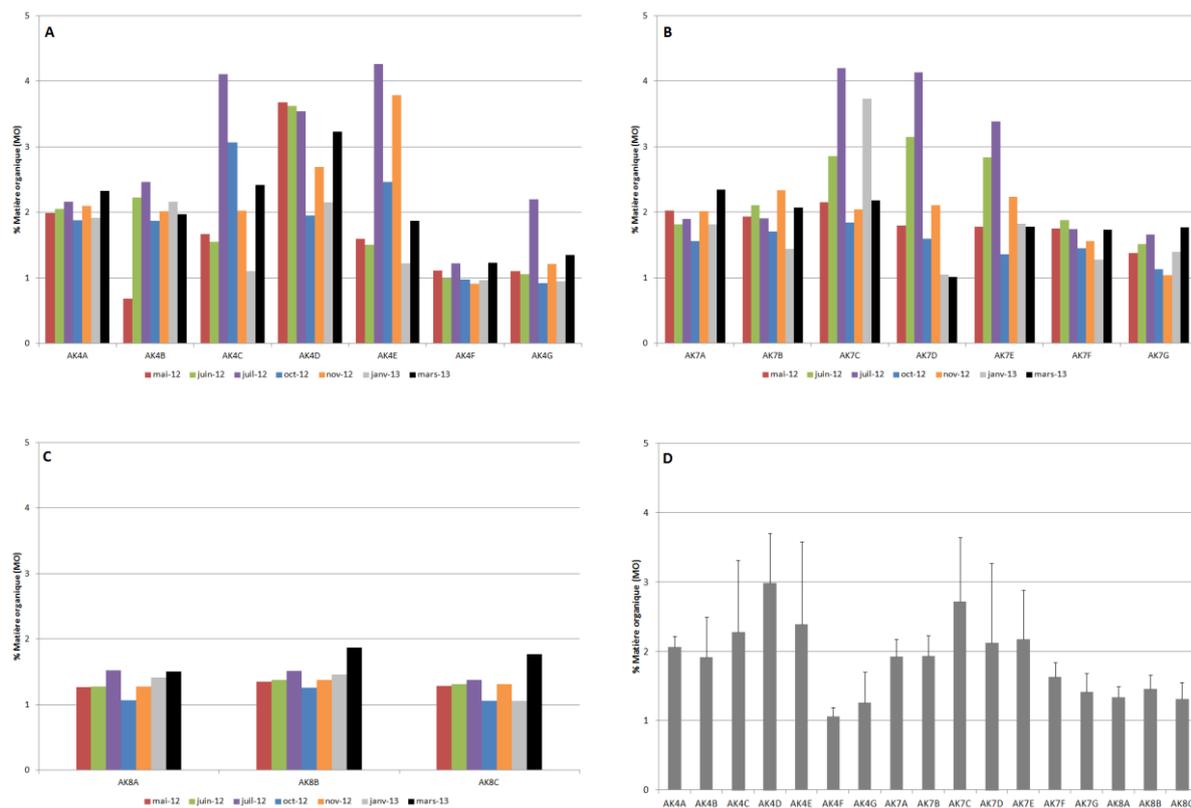


Figure III.5. Evolution temporelle de la teneur en matière organique pour la radiale (A) AK4, (B) AK7 et (C) AK8 entre mai 2012 et mars 2013, (D) teneur moyenne de la matière organique (\pm écart-type) dans le sédiment superficiel des 17 stations présentes sur le site de Machu pendant les expérimentations sur l'ensemble du suivi durant la période de clapages.

❖ Porosité

Une variabilité spatiale significative de la porosité a été mise en évidence ($p < 0,001$). En revanche, aucune variation temporelle significative des valeurs de porosité n'a été montrée ($p = 0,119$). Les valeurs de porosité, plus élevées aux stations AK4D et AK7D présentent des valeurs moyennes plus importantes près de la surface (Figure III.6). En profondeur, la variabilité se réduit et les valeurs restent proches de 0,50. La station AK8B n'a montré aucune variabilité marquée au cours du temps.

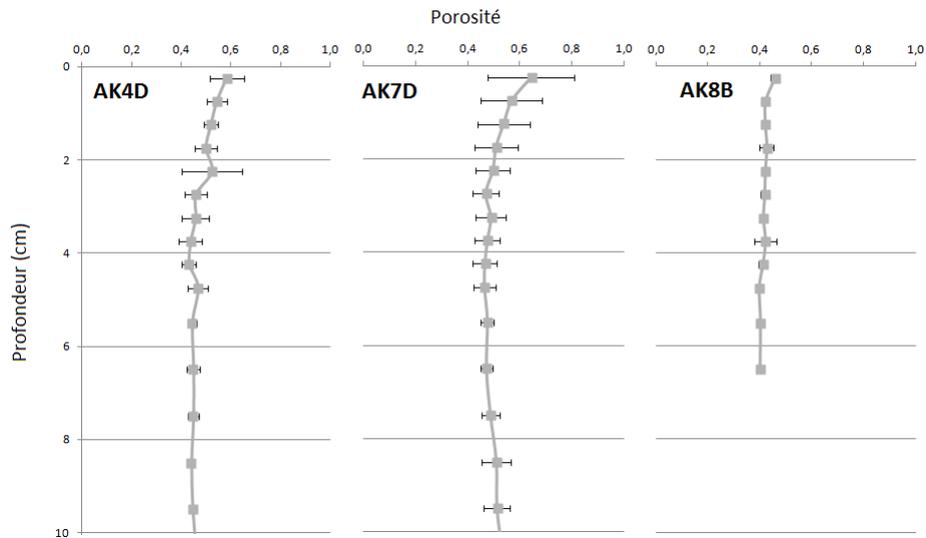


Figure III.6. Porosité moyenne \pm écart-type moyen des trois stations AK4D, AK7D et AK8B pendant les immersions de sédiments entre mai 2012 et janvier 2013.

3.1.2. Caractéristiques chimiques

❖ Oxygène

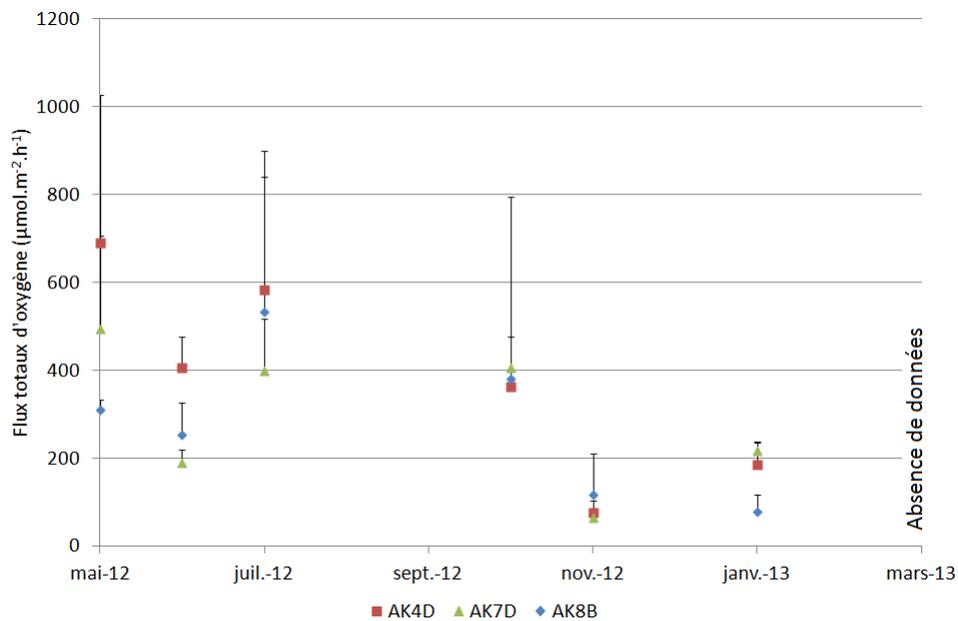


Figure III.7. Flux totaux moyens d'oxygène (\pm écart-type moyen) à l'interface eau-sédiment des stations AK4D, AK7D et AK8B entre mai 2012 et janvier 2013.

Les flux totaux moyens d'oxygène mesurés ont été compris entre $79,85 \pm 38,20 \mu\text{mol.m}^{-2}.\text{h}^{-1}$ (station AK8B en janvier 2013) et $689,15 \pm 337,80 \mu\text{mol.m}^{-2}.\text{h}^{-1}$ (station AK4D en mai 2012) (Figure III.7). Rappelons que les prélèvements de carottes sédimentaires en mars 2013 n'ont

pas pu être réalisés en raison de mauvaises conditions météorologiques. Une importante hétérogénéité temporelle ($p < 0.001$) des flux totaux d'oxygène a été mesurée sur les stations de clapages pendant les immersions (mai 2012 à janvier 2013). Une absence de variabilité spatiale a été observée ($p = 0,17$). Une tendance similaire dans l'évolution des flux totaux moyens d'oxygène a été observée entre les mesures de pré-clapages et de clapages. En effet, une augmentation significative des valeurs durant l'été a été mesurée. Néanmoins, durant la période de pré-clapages, les valeurs étaient plus importantes, comprises entre $53,60 \pm 107,21 \mu\text{mol.m}^{-2}.\text{h}^{-1}$ (station AK7D en mars 2011) et $1293,7 \pm 95,92 \mu\text{mol.m}^{-2}.\text{h}^{-1}$ (station AK4D en septembre 2010 ; cf chapitre II.§3.1.3). Comme en situation de pré-clapages, une hétérogénéité intra-stations a été mesurée et mise en évidence par des écarts-types importants notamment en mai 2012, juillet 2012 et octobre 2012 (Figure III.7).

❖ Ammonium

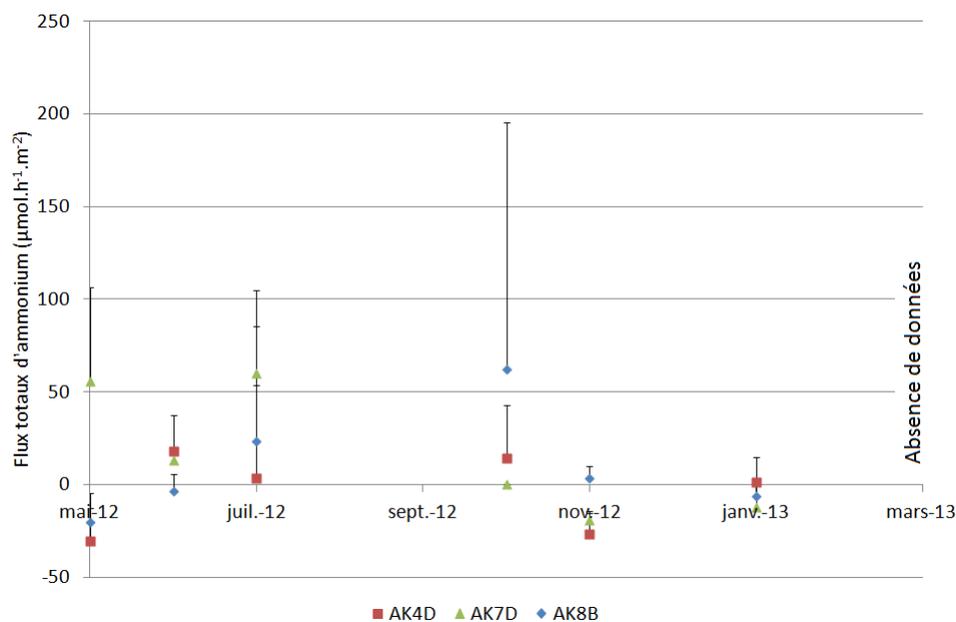


Figure III.8. Flux totaux d'ammonium (\pm écart-type moyen) à l'interface eau-sédiment des stations AK4D, AK7D et AK8B entre mai 2012 et janvier 2013.

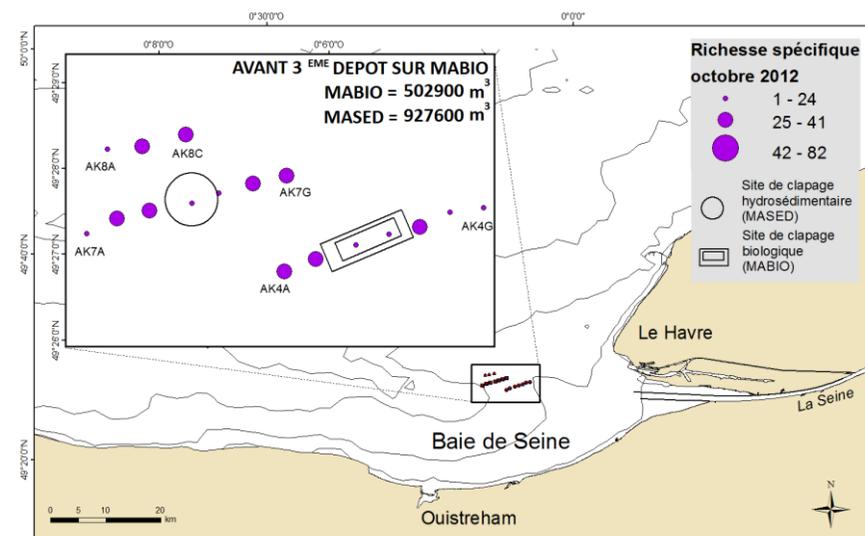
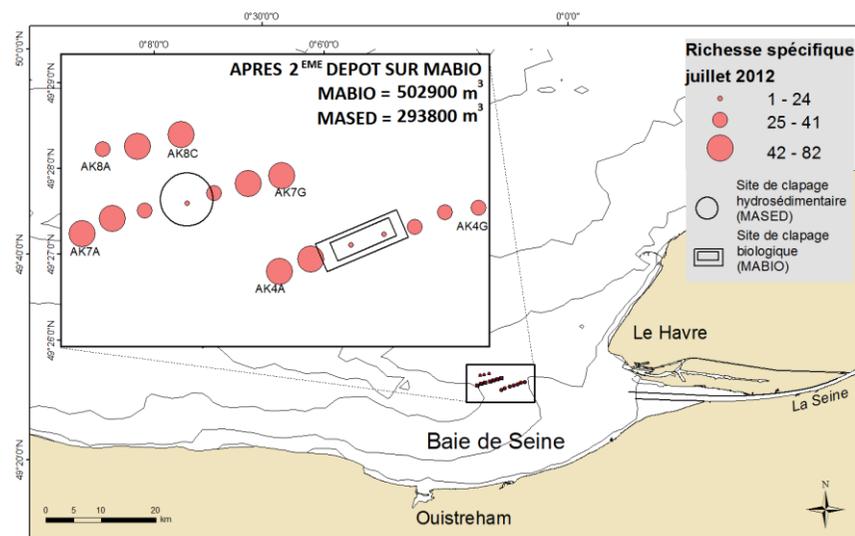
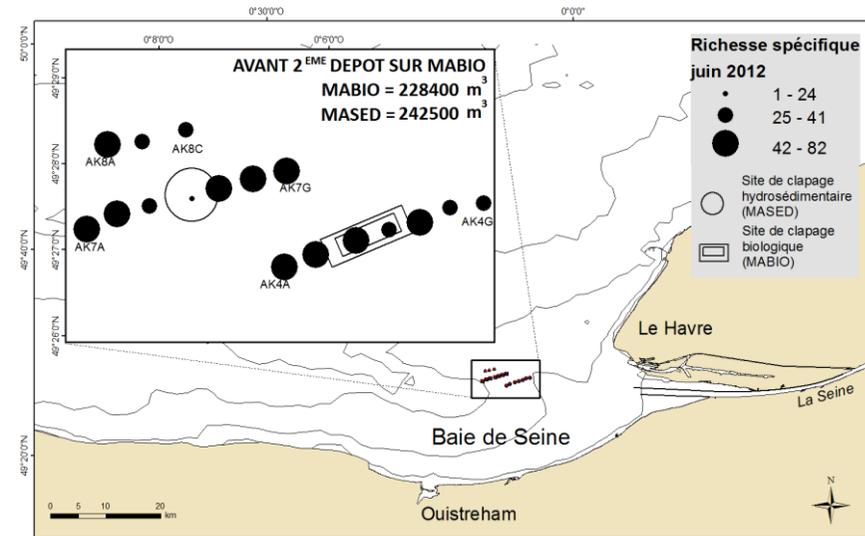
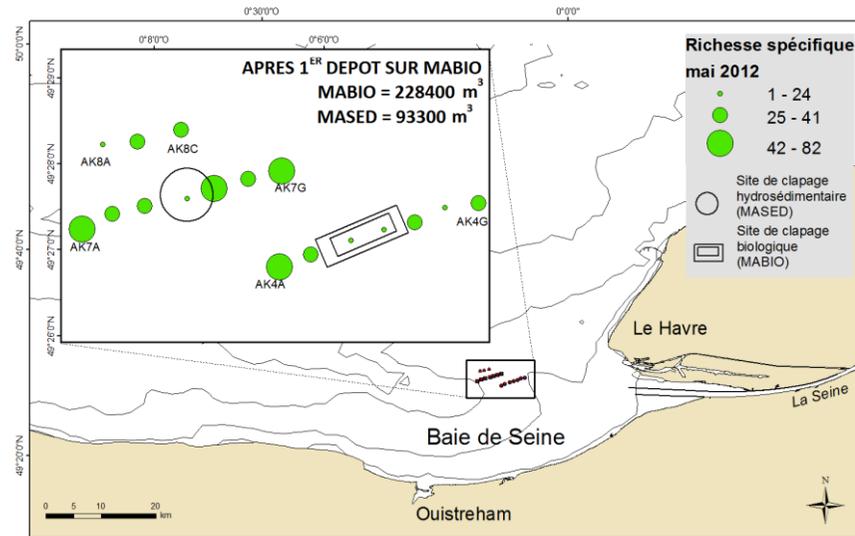
Les flux totaux moyens d'ammonium mesurés ont été compris entre $-30,58 \pm 26,13 \mu\text{mol.m}^{-2}.\text{h}^{-1}$ (station AK4D en mai 2012) et $62,08 \pm 133,07 \mu\text{mol.m}^{-2}.\text{h}^{-1}$ (station AK8B en octobre 2012) (Figure III.8) entre mai 2012 et janvier 2013. Une hétérogénéité spatiale a été montrée ($p < 0.001$). De plus, une différence significative des valeurs de flux totaux moyens d'ammonium a été observée entre les données de pré-clapages et de clapages ($p < 0.001$).

3.2. Macrobenthos

3.2.1. Paramètres faunistiques

Un total de 357 échantillons a été traité pour les sept campagnes de prélèvements, donnant lieu à l'identification de 196 espèces et 38515 individus. Les échantillonnages quantitatifs ont permis de dresser des cartes de distributions de la richesse spécifique ainsi que de l'abondance des communautés benthiques de la zone de Machu pendant les expérimentations de clapages (Figure III.9 et Figure III.10). Entre mai 2012 et mars 2013, la richesse spécifique a été comprise entre 1 et 82 espèces.0,3m⁻²(Figure III.9). Une tendance générale à l'augmentation de la richesse spécifique au fur et à mesure que l'on s'éloigne de la zone de clapages a été observée. Cette observation s'applique aux deux radiales AK4 et AK7. En mai 2012, juillet 2012 et novembre 2012, les stations AK4C, AK4D et AK7D situées directement sur les zones de clapages ont toujours présenté des valeurs en richesse spécifique minimales en comparaison avec les autres stations étudiées pour une même période. En revanche, en juin 2012 et octobre 2012, les stations AK4C et AK4D localisées sur le site de MABIO présentaient des valeurs en richesse spécifique plus importantes que certaines stations périphériques de la radiale (par exemple, AK4F et AK4G en juin 2012). Les suivis de juin 2012 et octobre 2012 ont été respectivement effectués à 43 et 74 jours après les premier et second dépôts de 250 000 m³ de sédiment sur le site de MABIO.

Durant les clapages, l'abondance a été comprise entre 1 et 2129 ind.0,3m⁻². Les valeurs d'abondance ont montré un gradient moins marqué. Une hétérogénéité plus forte a été constatée en raison d'importantes densités sur certaines stations (AK7E, juillet 2012, Figure III.10). Une variabilité spatio-temporelle de l'abondance a été mise en évidence ($p < 0,001$). La contribution de certains organismes peut être très importante dans certains cas. L'annélide polychète *Owenia fusiformis* présente une densité de 1864 individus sur la station AK4E en juillet 2012 alors que la station AK4F située à 500 m de la précédente affiche une densité de seulement 5 individus pour la même période. Les annélides polychètes *Magelona filiformis* et *Magelona johnstoni* présentent une densité notable de 275 individus sur un total de 534 individus pour l'échantillon de la station AK7E en mai 2012, ce qui représente plus de 51 % de l'abondance totale de la station. En juillet 2012, pour la même station (AK7E), 87 % de la densité totale est représentée par l'annélide polychète *Owenia fusiformis*.



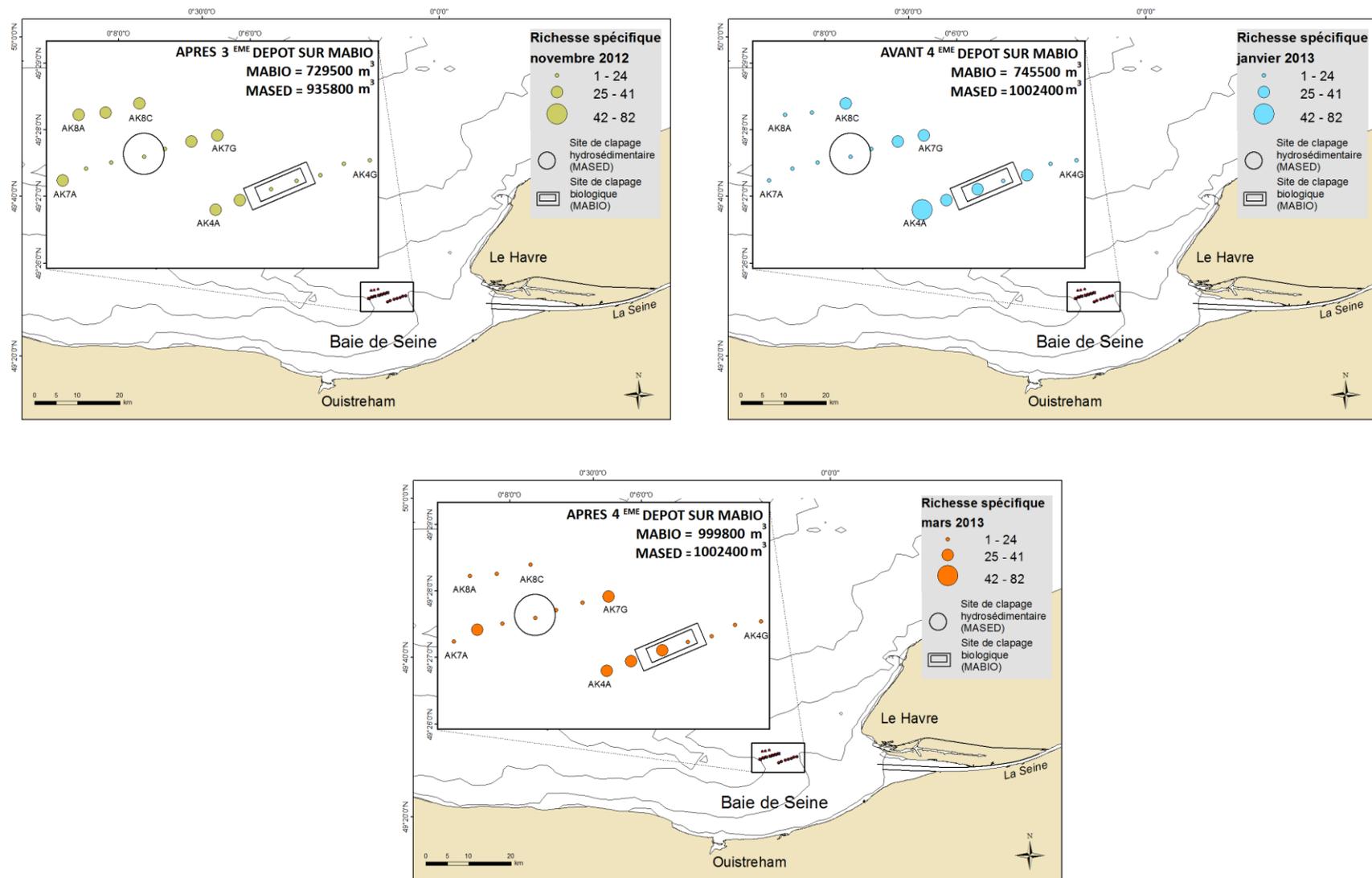
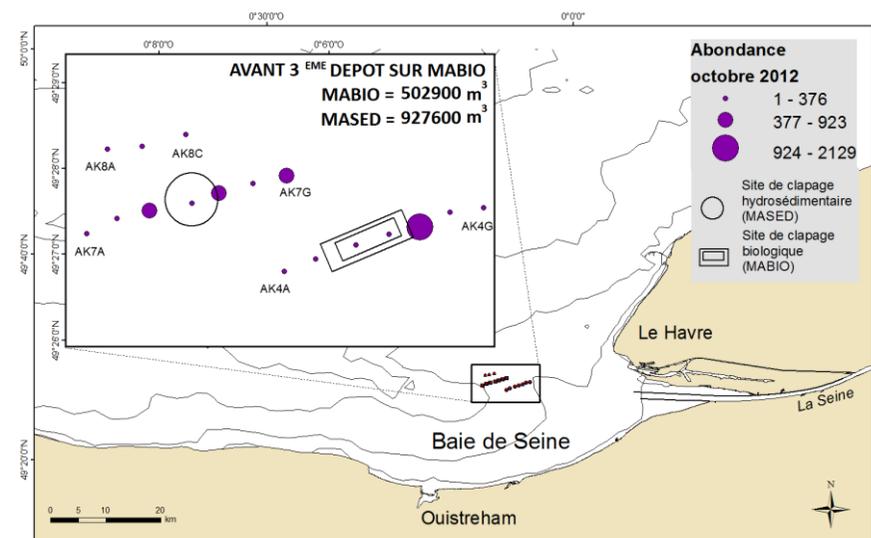
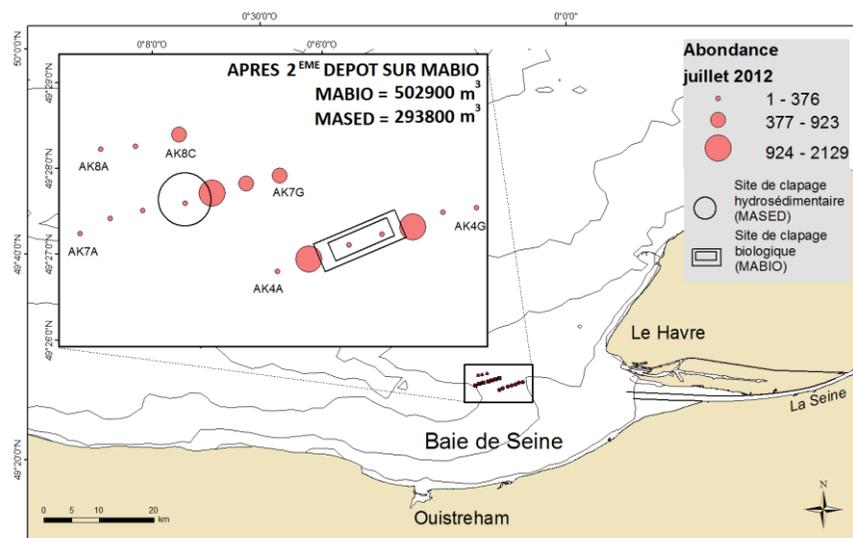
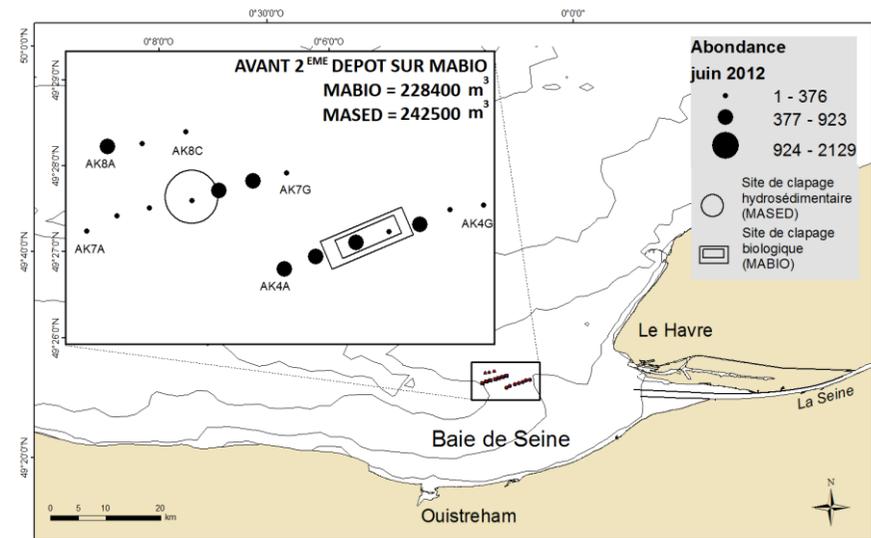
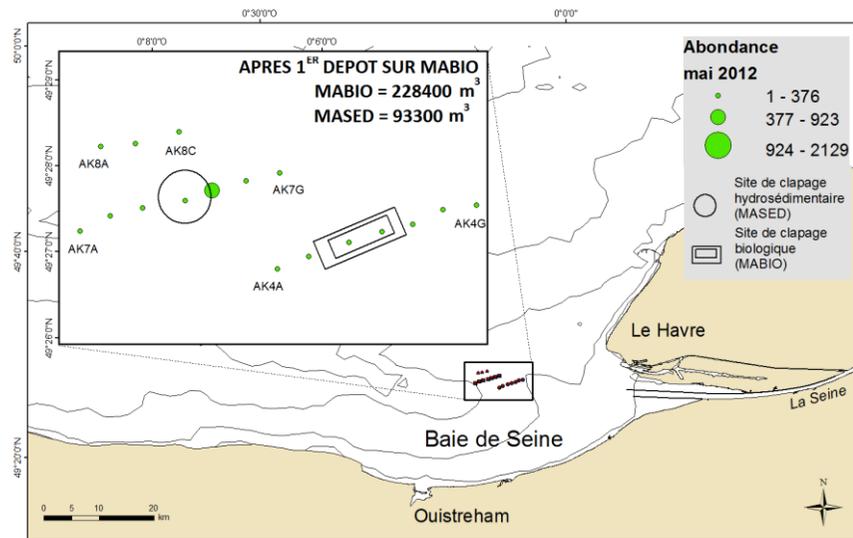


Figure III.9. Distribution spatiale de la richesse spécifique (nb d'espèces.0,3m-2) au sein de la zone d'expérimentations de clapages entre mai 2012 et mars 2013.



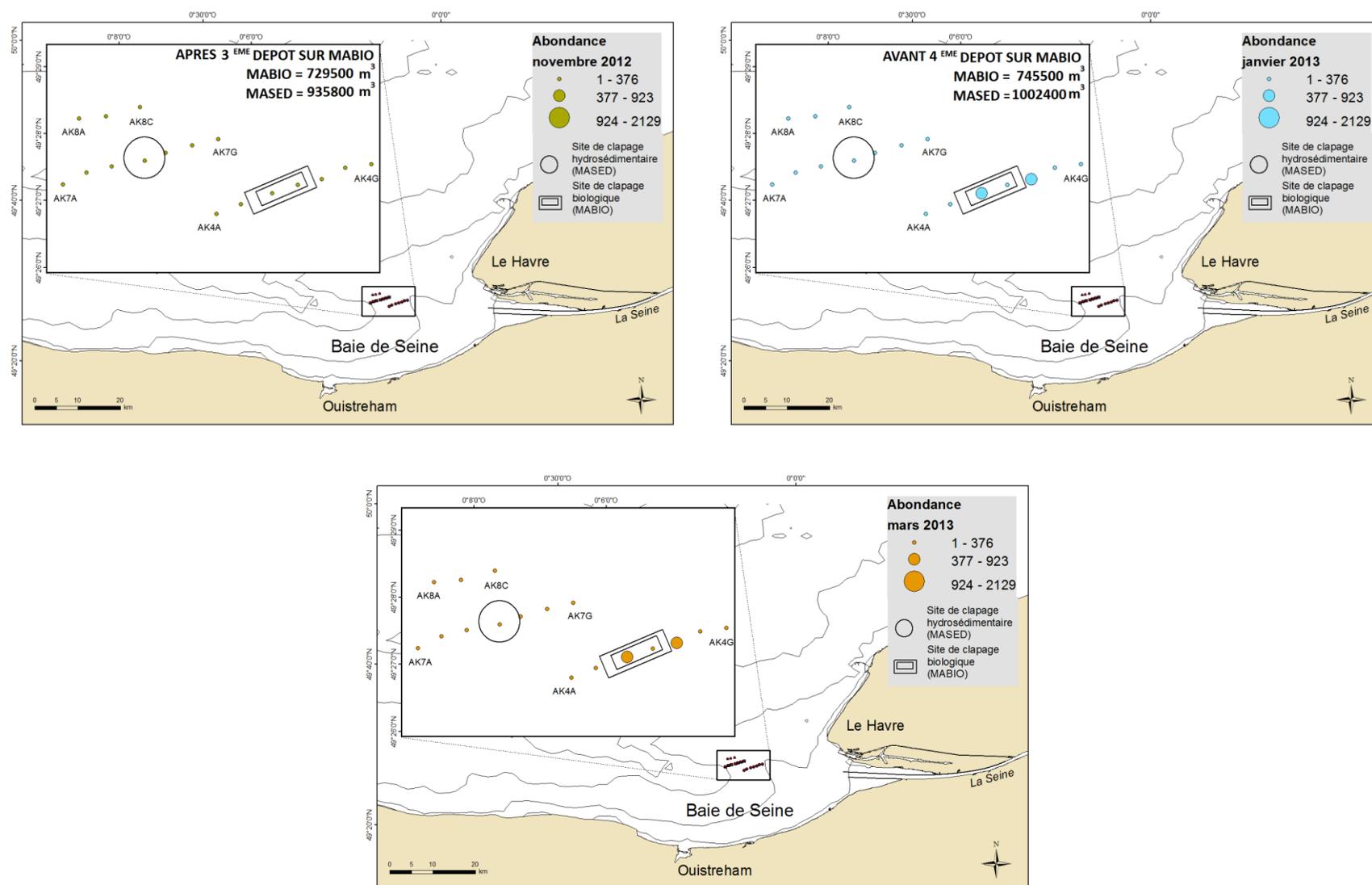


Figure III.10. Distribution spatiale de l'abondance (ind.0,3m⁻²) au sein de la zone d'expérimentations de clapages entre mai 2012 et mars 2013.

L'indice de diversité de Shannon (H') permet d'exprimer la diversité en prenant en compte le nombre d'espèces et l'abondance des individus au sein de chacune de ces espèces. Les valeurs ont été comprises entre 0 (station AK7D, octobre 2012) et 5,05 (station AK4A, juin 2012). Les stations qui présentaient des valeurs de H' faibles étaient les stations AK4C, AK4D, AK7D directement impactées par les clapages. Les trois stations de contrôle AK8 présentent au cours du suivi des valeurs supérieures à 3,3.

La Figure III.11 présente l'évolution des paramètres faunistiques moyens au cours des différents suivis. Les histogrammes (en noir) symbolisent les trois stations de référence (AK8A, AK8B et AK8C) et les histogrammes (en gris) représentent les trois stations de clapages AK4C, AK4D et AK7D). Des différences significatives ont été observées au cours du temps entre les stations de référence et les stations de clapages (Tableau III.2).

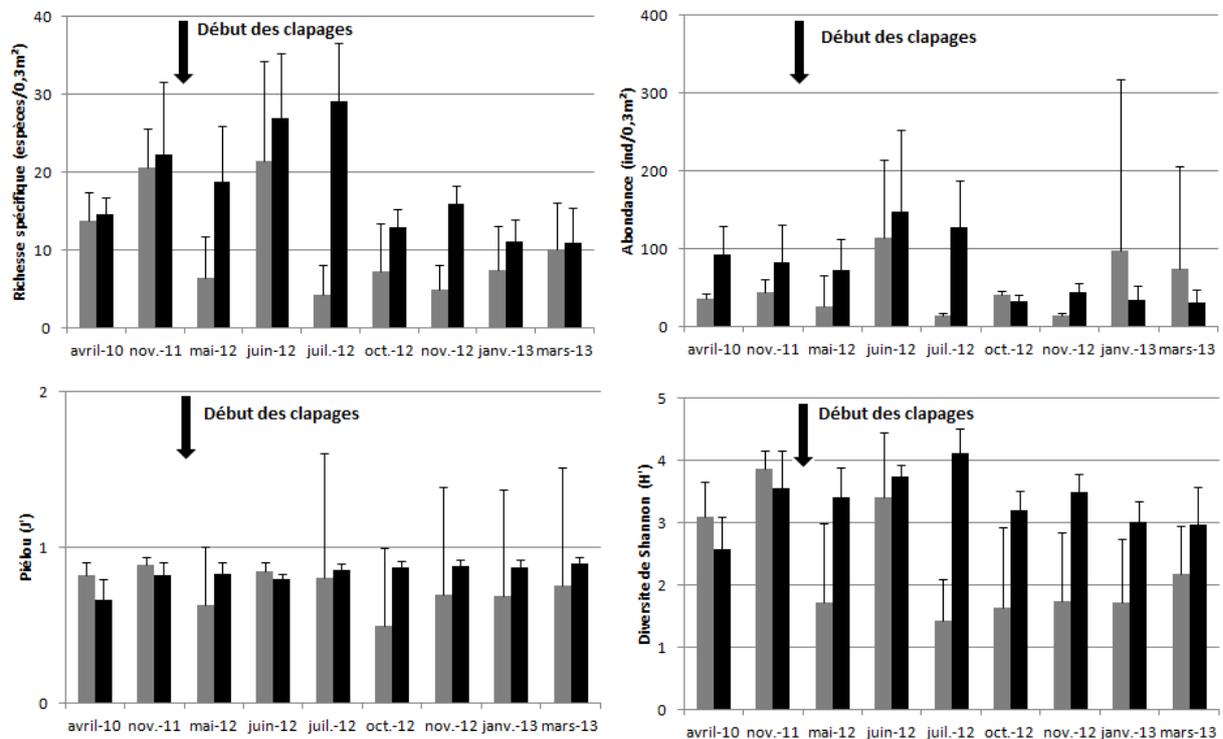


Figure III.11. Abondance moyenne (\pm écart-type), richesse spécifique moyenne (\pm écart-type), indice de Pielou moyen et indice de diversité de Shannon moyen (\pm écart-type) des organismes benthiques de avril 2010 à mars 2013 : en gris = stations de clapages, en noir = stations de référence.

L'abondance, l'indice de diversité de Shannon ainsi que l'indice de Pielou moyens sont significativement différents entre les stations de référence et les stations de clapages, les valeurs étant généralement plus élevées sur les stations de référence (Figure III.11). Une importante variabilité inter et/ou intra station est mise en évidence notamment pour les stations de clapages en ce qui concerne l'abondance (janvier 2013, Figure III.11). La richesse

spécifique n'est pas significativement différente entre les sites de référence et de clapages (Tableau III.2). Une variabilité temporelle significative a été observée pour les indices faunistiques comme la richesse spécifique, l'abondance et la diversité de Shannon, les données étant supérieures en juin 2012 et juillet 2012 (Figure III.11). De plus, des différences significatives ($p < 0,001$) des paramètres faunistiques comme l'abondance, la richesse spécifique et la diversité de Shannon ont été mis en évidence entre les deux sites de clapages MABIO et MASED.

Tableau III.2. Résultats de l'analyse de variance à deux facteurs (ANOVA) pour les paramètres faunistiques de la communauté macrobenthique sur les stations de référence et les stations de clapages de mai 2012 à mars 2013. Des relations significatives ($p < 0,05$) sont indiquées en gras.

	Reference/Clapage		Temps		Interaction	
	F	<i>p</i>	F	<i>p</i>	F	<i>p</i>
Macrofaune						
Abondance	66,56	<0,001	13,34	<0,001	7,35	<0,001
Richesse spécifique	1,13	0,290	3,00	0,009	2,37	0,034
Diversité (H')	104,55	<0,001	18,14	<0,001	15,61	<0,001
Pielou (J')	16,11	<0,001	1,27	0,28	1,73	0,12

3.2.2. Phylums

La composition taxonomique de la communauté benthique a été comparée entre les 17 stations présentes sur le site de Machu puis entre les stations de clapages de MABIO et MASED. La description s'est faite depuis le niveau "phylum" jusqu'au niveau spécifique.

Les espèces présentes durant le suivi ont été réparties en fonction des quatre phylums (annélides polychètes, arthropodes crustacés, mollusques et échinodermes) les plus représentés. Les espèces n'appartenant pas à ces phylums ont été rassemblées dans un groupe nommé "divers". Entre mai 2012 et mars 2013, les échantillons étaient dominés par les annélides polychètes, oscillant entre un minimum de 46,0 % (station AK4A) et un maximum de 80,9 % (station AK4E) du peuplement total de l'observation. Les groupes des mollusques et des crustacés affichent des contributions relatives respectives de 4,5 % et 26,0 % et de 2,9 % à 31,4 % durant le suivi. Le groupe des échinodermes présente une contribution relative inférieure à 5 % pour l'ensemble des stations.

On remarque que la contribution relative des différents groupes au sein des stations de clapages AK4C, AK4D et AK7D n'est pas différente des autres stations du site de Machu

(Figure III.12). Les stations de référence (AK8A, AK8B et AK8C) présentent quant à elles des contributions comparables.

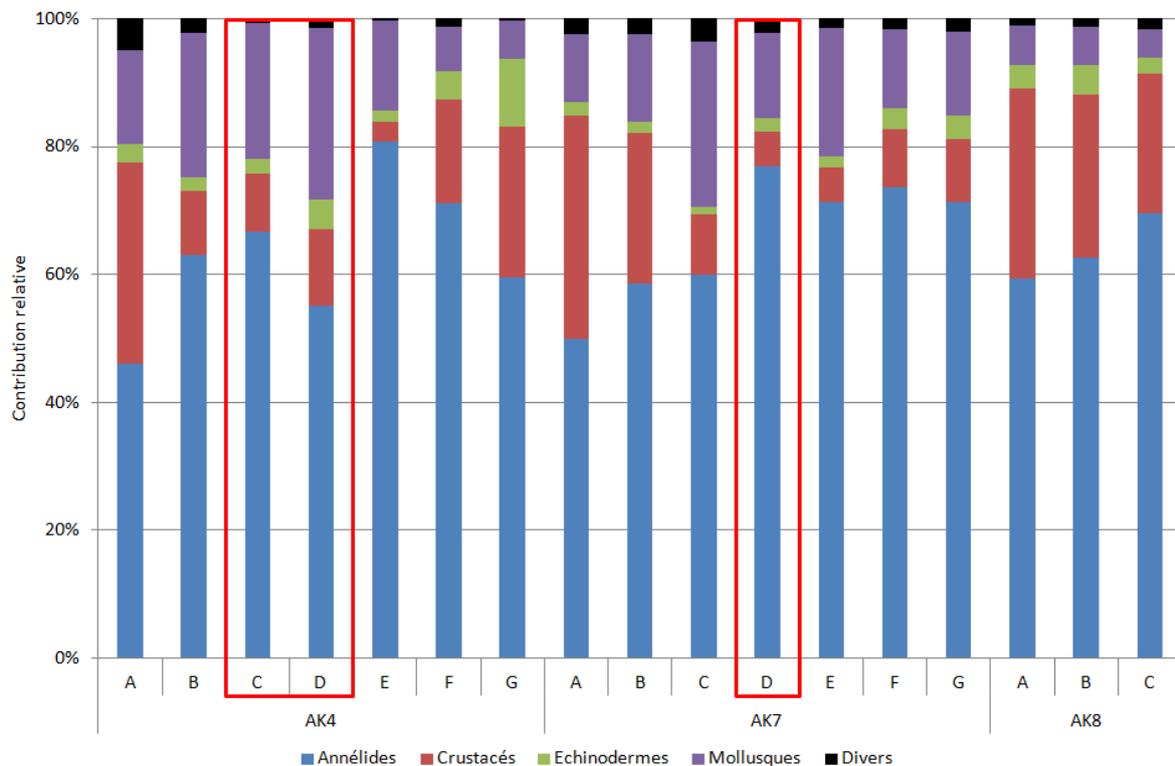


Figure III.12. Contribution relative (en pourcentage) des annélides polychètes, crustacés, mollusques, échinodermes et divers (nemertea, phoronida, cnidaria, chordata...) entre mai 2012 et mars 2013 pour les 17 stations échantillonnées sur la zone de Machu. Les encadrés rouges mettent en évidence les stations de clapages.

❖ Espèces dominantes

Le classement des dix espèces les plus abondantes, calculé sur l'ensemble des 17 stations entre mai 2012 et mars 2013 a permis de montrer que la faune est numériquement dominée par quelques espèces (Tableau III.3) : l'annélide polychète *Magelona johnstoni* et le mollusque bivalve *Abra alba*. Selon la période de suivi considérée, la faune benthique est numériquement dominée par deux ou trois espèces dominantes. Aux mois de mai 2012, juin 2012, juillet 2012, octobre 2012, novembre 2012, janvier 2013 et mars 2013, les espèces dominantes sont respectivement :

- les annélides polychètes *Magelona filiformis* et *Nephtys cirrosa* (environ 30% des effectifs) ;
- le mollusque bivalve *Abra alba* et l'annélide polychète *Spiophanes bombyx* (environ 20% des effectifs) ;

- les annélides polychètes *Owenia fusiformis* et *Magelona johnstoni* (environ 40% des effectifs) ;
- l'annélide polychète *Owenia fusiformis* et le mollusque bivalve *Abra alba* (environ 40% des effectifs) ;
- aucune espèce ne domine réellement la zone de Machu, il existe une équirépartition plus ou moins marquée de 10 espèces numériquement dominantes (environ 40 % des effectifs) ;
- aucune espèce ne domine réellement la zone de Machu, il existe une équirépartition plus ou moins marquée de 10 espèces numériquement dominantes (environ 40 % des effectifs) ;
- les annélides polychètes *Owenia fusiformis*, *Magelona filiformis* et *Magelona johnstoni* (45 % des effectifs).

Tableau III.3. Contributions relatives (en pourcentage) des 10 espèces dominantes entre mai 2012 et mars 2013 à l'échelle des 17 stations AK situées sur la zone d'expérimentations de Machu. Les espèces communes aux sept dates d'échantillonnage sont indiquées en gras.

mai-12	Contribution	juin-12	Contribution	juillet-12	Contribution	octobre-12	Contribution
<i>Magelona filiformis</i>	16,5	<i>Abra alba</i>	11,9	<i>Owenia fusiformis</i>	29,5	<i>Owenia fusiformis</i>	28,0
<i>Nephtys cirrosa</i>	9,8	<i>Spiophanes bombyx</i>	11,6	<i>Magelona johnstoni</i>	9,1	<i>Abra alba</i>	15,8
<i>Abra alba</i>	7,7	<i>Nephtys cirrosa</i>	7,6	<i>Lanice conchilega</i>	5,3	<i>Magelona filiformis</i>	9,1
<i>Spiophanes bombyx</i>	5,3	<i>Magelona filiformis</i>	7,3	<i>Spiophanes bombyx</i>	4,9	<i>Lagis koreni</i>	6,9
<i>Magelona johnstoni</i>	4,7	<i>Magelona johnstoni</i>	4,2	<i>Abra alba</i>	4,6	<i>Nephtys hombergii</i>	4,9
<i>Lumbrineris gracilis</i>	4,6	<i>Diastylis bradyi</i>	3,5	<i>Phaxas pellucidus</i>	4,1	<i>Glycinde nordmanni</i>	4,6
<i>Glycinde nordmanni</i>	3,9	<i>Poecilochaetus serpens</i>	3,3	<i>Spio decoratus</i>	3,9	<i>Nephtys cirrosa</i>	4,4
<i>Poecilochaetus serpens</i>	3,4	<i>Thracia phaseolina</i>	3,3	<i>Nephtys cirrosa</i>	3,7	<i>Phaxas pellucidus</i>	4,0
<i>Echinocardium cordatum</i>	3,4	<i>Lumbrineris gracilis</i>	2,9	<i>Poecilochaetus serpens</i>	3,6	<i>Ampharete baltica</i>	2,4
<i>Diastylis bradyi</i>	3,3	<i>Capitella</i>	2,6	<i>Lagis koreni</i>	2,9	<i>Magelona johnstoni</i>	1,4

novembre-12	Contribution	janvier-13	Contribution	mars-13	Contribution
<i>Magelona johnstoni</i>	7,7	<i>Nephtys hombergii</i>	5,9	<i>Owenia fusiformis</i>	30,7
<i>Nephtys cirrosa</i>	7,1	<i>Glycinde nordmanni</i>	5,6	<i>Magelona filiformis</i>	7,9
<i>Glycinde nordmanni</i>	7,0	<i>Magelona johnstoni</i>	5,0	<i>Magelona johnstoni</i>	6,4
<i>Magelona filiformis</i>	5,5	<i>Abra alba</i>	5,0	<i>Nephtys hombergii</i>	6,0
<i>Owenia fusiformis</i>	4,6	<i>Amphipholis squamata</i>	4,2	<i>Glycinde nordmanni</i>	4,3
<i>Nephtys hombergii</i>	3,3	<i>Lumbrineris gracilis</i>	4,2	<i>Abra alba</i>	3,5
<i>Abra alba</i>	3,2	<i>Spiophanes bombyx</i>	3,8	<i>Lumbrineris gracilis</i>	2,7
<i>Phaxas pellucidus</i>	3,2	<i>Thracia phaseolina</i>	3,6	<i>Thracia phaseolina</i>	2,7
<i>Urothoe elegans</i>	3,1	<i>Phaxas pellucidus</i>	2,9	<i>Nephtys cirrosa</i>	2,6
<i>Caulleriella alata</i>	3,0	<i>Magelona filiformis</i>	2,7	<i>Spiophanes bombyx</i>	2,6

La Figure III.13 présente les contributions relatives des cinq espèces dominantes des stations de clapages et des stations de référence. Les familles des Nephtyidae et Magelonidae sont présentes au sein des deux groupes de stations (clapages et référence). Comme évoqué dans le chapitre précédent, les espèces dominantes sont caractéristiques de la communauté de sables moyens propres à *Nephtys cirrosa*. Au sein des stations de clapages, des espèces comme l'annélide polychète *Owenia fusiformis* et le mollusque bivalve *Abra alba* présentent des

contributions relatives respectivement de 19 % chacune. Rappelons que ces deux espèces représentaient déjà des densités importantes lors de l'étude de la variabilité biosédimentaire naturelle du site de Machu avant les clapages, notamment en été (par exemple, juillet et septembre 2010).

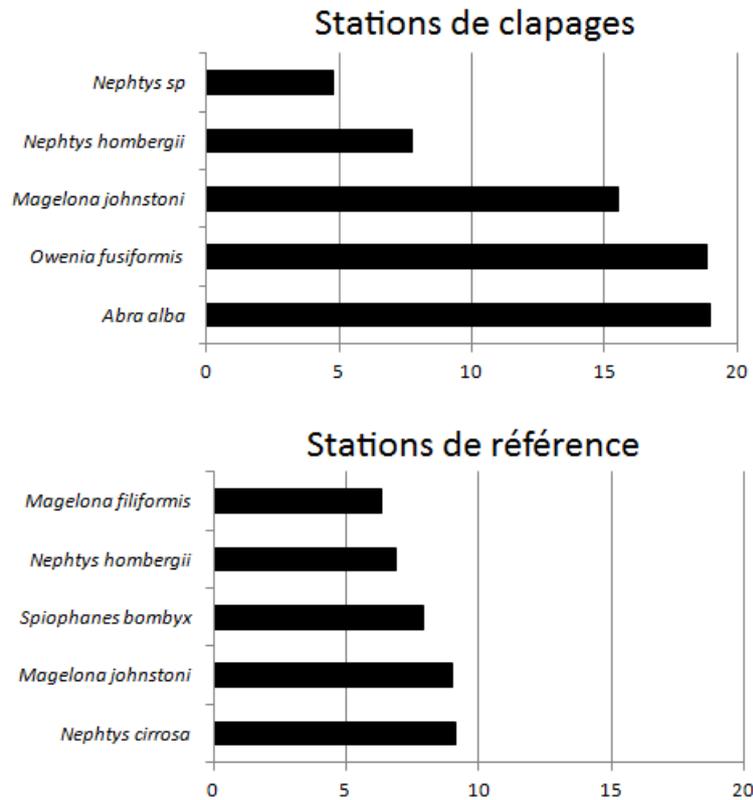


Figure III.13. Contribution relative (%) des cinq espèces dominantes au sein des stations de clapages et des stations de référence entre mai 2012 et mars 2013.

❖ Groupes trophiques

Durant le suivi de la zone de Machu, le groupe trophique désigné comme celui des dépositivores de surface et mixtes (DS&M) domine majoritairement les 17 stations de la zone d'expérimentations de clapages. Ce groupe représente plus de 40 % de la contribution totale de la station étudiée durant le suivi. Le groupe des carnivores, omnivores et nécrophages (C&O) est le deuxième groupe trophique majoritaire au sein de la zone de Machu. La contribution des différents groupes trophiques des trois stations de clapages a été sensiblement la même et n'a pas différée des autres stations étudiées (Figure III.14).

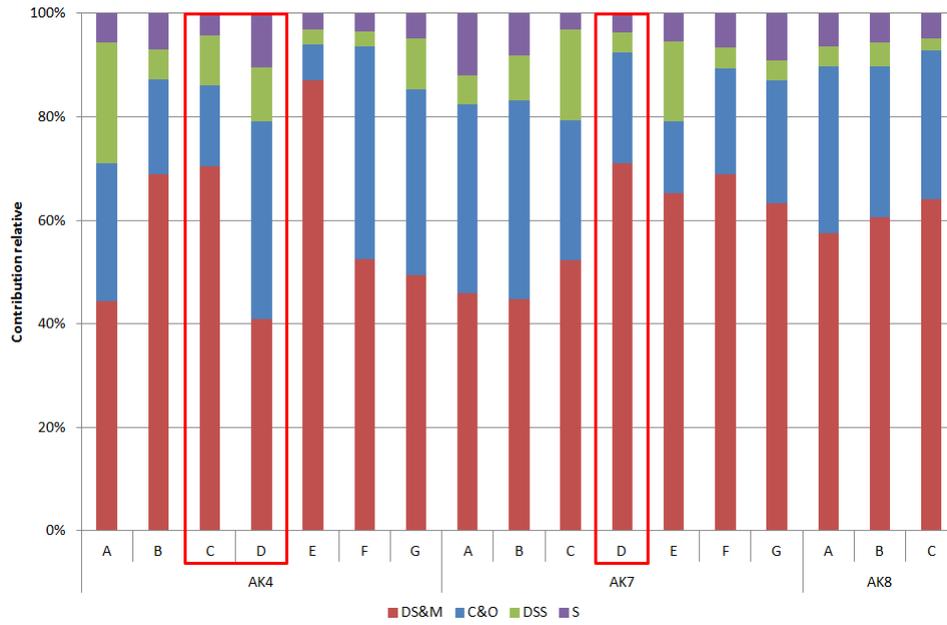


Figure III.14. Contribution relative (%) des quatre groupes trophiques retenus au sein des 17 stations présentes sur le site de Machu entre mai 2012 et mars 2013. Les groupes trophiques sont notés : DS&M = dépositivores de surface et mixtes, C&O = carnivores, omnivores et nécrophages, DSS = dépositivores de surface et S = suspensivores.

3.2.3. Dynamique des assemblages macrobenthiques

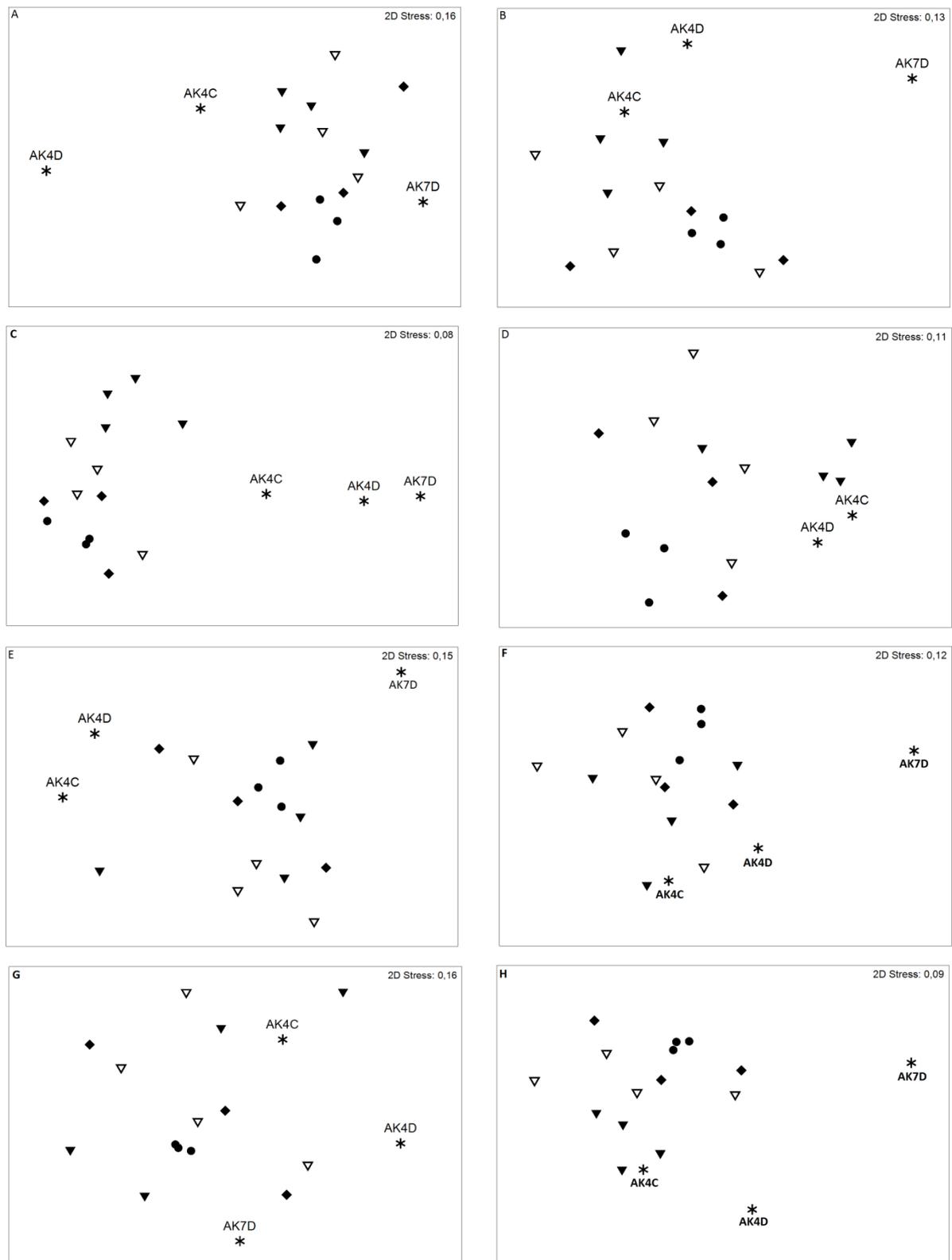


Figure III.15. n-MDS des 17 stations situées sur le site de Machu à partir des données d'abondance durant les clapages : (A) mai 2012, (B) juin 2012, (C) juillet 2012, (D) octobre 2012, (E) novembre 2012, (F) janvier 2013, (G) mars 2013 et (H) toutes dates, de mai 2012 à mars 2013. Les symboles indiquent la distance depuis les sites de clapages : (*) sur les zones de clapages, (▼) 500 m, (△) 1 km, et (◇) 1,5km et (●) stations de référence.

Des n-MDS ont été réalisées pour chaque période d'échantillonnage (de mai 2012 à mars 2013) à partir des données d'abondance des 17 stations présentes sur le site de Machu. Une n-MDS supplémentaire a été effectuée en compilant l'ensemble des données issues des sept campagnes d'échantillonnage (Figure III.15). Des regroupements plus ou moins marqués ont été constatés en relation avec la distance des stations par rapport aux sites d'immersions expérimentaux (Figure III.15). Les n-MDS indiquent des séparations plus ou moins marquées de la structure des communautés entre les stations de clapages/stations proches des immersions (500 m) et les stations situées à 1 km et 1,5 km des clapages. Les stations de référence regroupées entre elles se rapprochent généralement des stations situées à 1 km et 1,5 km des zones de dépôts. Les stations de clapages (dont les labels ont été précisés sur chaque n-MDS) ont été plus ou moins éloignées des autres stations selon les périodes de prélèvements. Leur dispersion semble suivre l'évolution des quantités de sédiments déposés. Très rapidement, à partir de juin 2012, les résultats de la station AK7D se sont trouvés éloignés du reste des stations jusqu'en janvier 2013. A noter que pour octobre 2012, la station AK7D a dû être supprimée pour permettre l'analyse et établir des regroupements. En janvier 2013, la singularité de la station AK7D semble être plus modérée car cette dernière se rapproche du reste des stations. La Figure III.16 représente la n-MDS issue des données d'abondance des 17 stations présente sur le site de Machu entre mai 2012 et mars 2013. Une tendance marquée de la distribution des stations en relation avec leur distance par rapport aux sites de clapages est donc clairement mise en évidence. Les stations de référence ont été rassemblées avec les stations situées à 1 km et 1,5 km des points d'impacts. Les stations situées à 500 m ont été regroupées avec les stations de clapages. La station de clapages AK7D se trouve très éloignée du reste des stations.

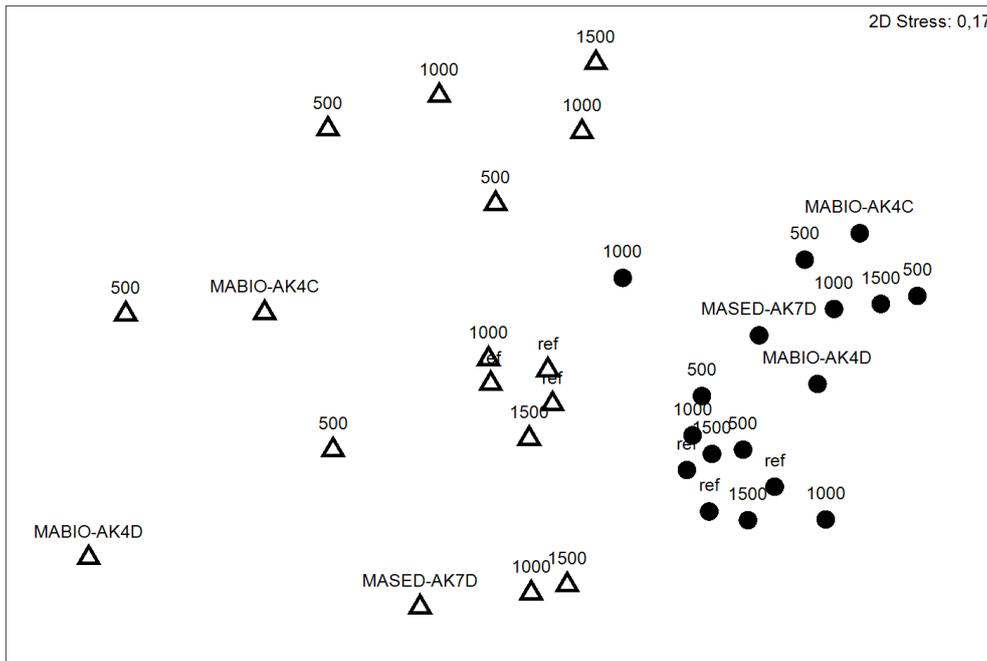


Figure III.16. n-MDS des 17 stations situées sur le site de Machu à partir des données d'abondance : (●) avant les clapages en avril 2010 et (△) après la fin des clapages en mars 2013. Les labels indiquent la distance par rapport aux sites de clapages : (500) à 500 m, (1000) à 1km, (1500) à 1,5 km, (ref) stations de référence, (MABIO-AK4C) station AK4C présente sur le site de clapages MABIO, (MABIO-AK4D) station AK4D présente sur le site de clapages MABIO et (MASED-AK7D) station AK7D localisée sur le site d'immersions MASED.

4. Discussion

L'étude biosédimentaire réalisée durant 10 mois a permis l'analyse des propriétés sédimentaires et physico-chimiques du sédiment ainsi que l'évaluation des changements spatiaux et temporels à court terme des communautés macrobenthiques. Ce travail s'est focalisé sur la période d'expérimentations de clapages incluant des suivis saisonniers avant clapages (Chapitre II), pendant les clapages et jusqu'à trois mois après la fin des immersions.

4.1. Evolution de la sédimentologie et de la morphologie des fonds sur le site de Machu

Les résultats des analyses sédimentaires réalisées durant les opérations de clapages ont permis de confirmer la prédiction du modèle numérique hydrosédimentaire qui visait à estimer le devenir à moyen-terme des sédiments clapés en baie de Seine. **L'évolution de la granulométrie montre logiquement un impact des matériaux déversés au voisinage des deux sites d'immersions MABIO et MASED.** En termes de composition sédimentaire, une **proportion significative de vase a été constatée sur les stations de clapages qui en étaient auparavant dépourvues.** Cette fraction sédimentaire est toutefois restée localisée sur et à proximité des sites de clapages MABIO et MASED (jusqu'à 53 % de vases mesurées sur AK7C en juillet 2012).

Mes résultats peuvent être comparés à ceux obtenus par le GPMR dans le cadre du suivi de l'évolution hydrosédimentaire⁴ (cf chapitre I.§3.2.2 et l'annexe 1) à plus large échelle. Ce dernier a pour but de suivre l'évolution des sites de clapages expérimentaux en mesurant l'érosion, l'évolution de la granulométrie de surface et les lieux privilégiés de redéposition des sédiments érodés. Pour ce faire, l'évolution de la morphologie du secteur de Machu a été étudiée par levés bathymétriques (sondeur multi-faisceaux) à différents moments (avant, plusieurs fois pendant les expérimentations de clapages, après la fin des dépôts). De plus, 150 points de prélèvements à la benne Shipeck, repartis sur la baie de Seine orientale ont été réalisés avant, pendant et après les immersions dans le but de suivre l'évolution de la

⁴ Ce suivi a été réalisé par le service SCAN du GPMR en ce qui concerne la réalisation des prélèvements et les levés bathymétriques et par Carole Brunaud et Coralie Thouroude du laboratoire M2C pour les analyses granulométriques (granulométrie laser).

granulométrie de surface et d'évaluer la localisation des sites privilégiés de redéposition des sédiments érodés. **D'un point de vue de l'évolution sédimentaire, les résultats acquis par le GPMR ont montré une cohérence et une complémentarité avec nos résultats acquis durant les prélèvements biosédimentaires.** Un affinement du diamètre médian des grains passant de 350-400 μm , voire 500 à 550 μm pour la partie sud-ouest du dépôt sur le site de MASED, à 200 μm sur le cône de dépôt sur le site de MASED et à 100 μm sur toute la zone entourant le dépôt conique (située de 350 à 650 m du point de clapages). Cet affinement se traduit aussi par une augmentation des pourcentages en fines sur les zones des clapages et à proximité directe, avec des pourcentages de fines compris entre 35 et 55 %. Au nord du site de clapages MASED, notamment vers les stations de référence, le diamètre médian des grains est de l'ordre de 250 μm avec des pourcentages en particules fines faibles (< 5 %). Sur le site de MABIO, un affinement plus important des grains a été observé avec un D_{50} compris en 100 et 200 μm . Les teneurs maximales en vases étaient plus faibles par rapport au site de MASED, comprises généralement entre 5 et 30 %.

La Figure III.17 montre l'évolution de la bathymétrie des deux sites de clapages MABIO et MASED entre l'état de référence (novembre 2011) et la fin des immersions expérimentales (décembre 2012 et mai 2013).

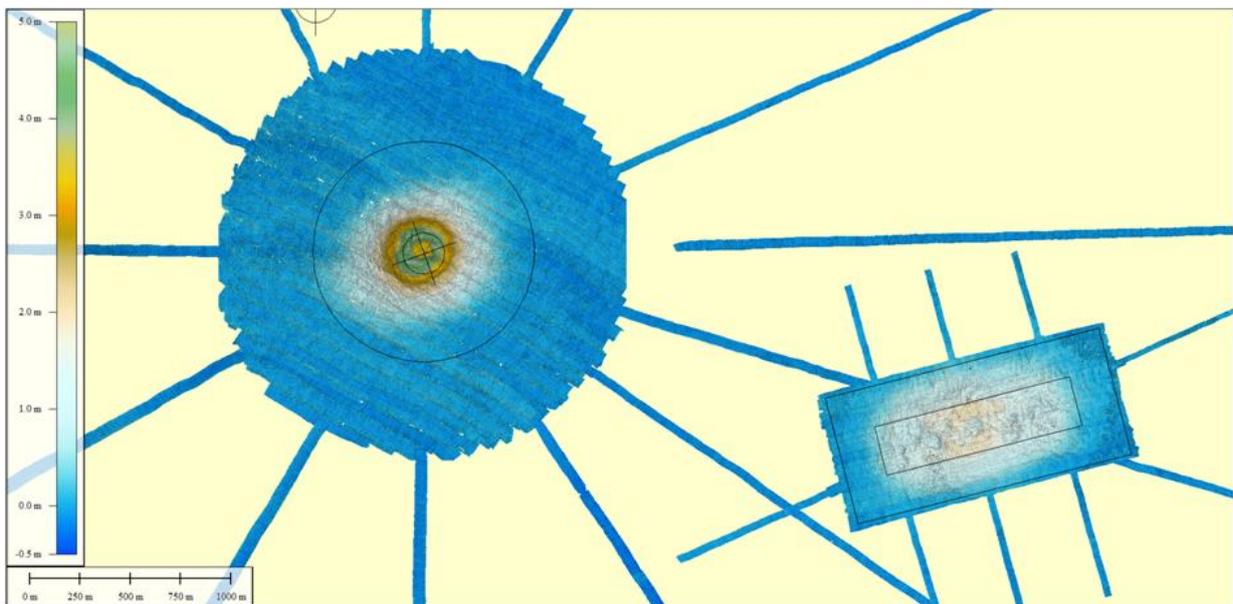


Figure III.17. Evolution bathymétrique des sites d'expérimentations de clapages entre l'état de référence (novembre 2011) et la fin des immersions (décembre 2012 pour le site de MASED et mai 2013 pour le site de MABIO) (source : GPMR).

Des coupes transversales et longitudinales des deux sites ont permis de caractériser la morphologie des dépôts (Figure III.18). L'accumulation constituée sur le site de MASED est un cône de hauteur légèrement inférieure à cinq mètres pour un rayon à sa base de l'ordre de 350 m ; il est marqué d'une dépression de 1 m à 1,5 m de profondeur avec un rayon de 50 m à son sommet. Le calcul des évolutions bathymétriques depuis le levé de référence de novembre 2011 met en évidence un apport de 735 000 m³ de sédiment, et correspond à un taux de stabilité des sédiments sur leur site d'immersion de 73 %. Sur le site de dépôts MABIO, le dépôt est d'une hauteur légèrement inférieure à 2 m et d'une longueur approximative de 1200 m pour une largeur de 700 m. Le calcul des évolutions bathymétriques depuis le levé de référence de novembre 2011 met en évidence sur ce site un apport de 590 000 m³ de sédiment, correspondant à un taux de stabilité des sédiments sur leur site d'immersion de 59 %.

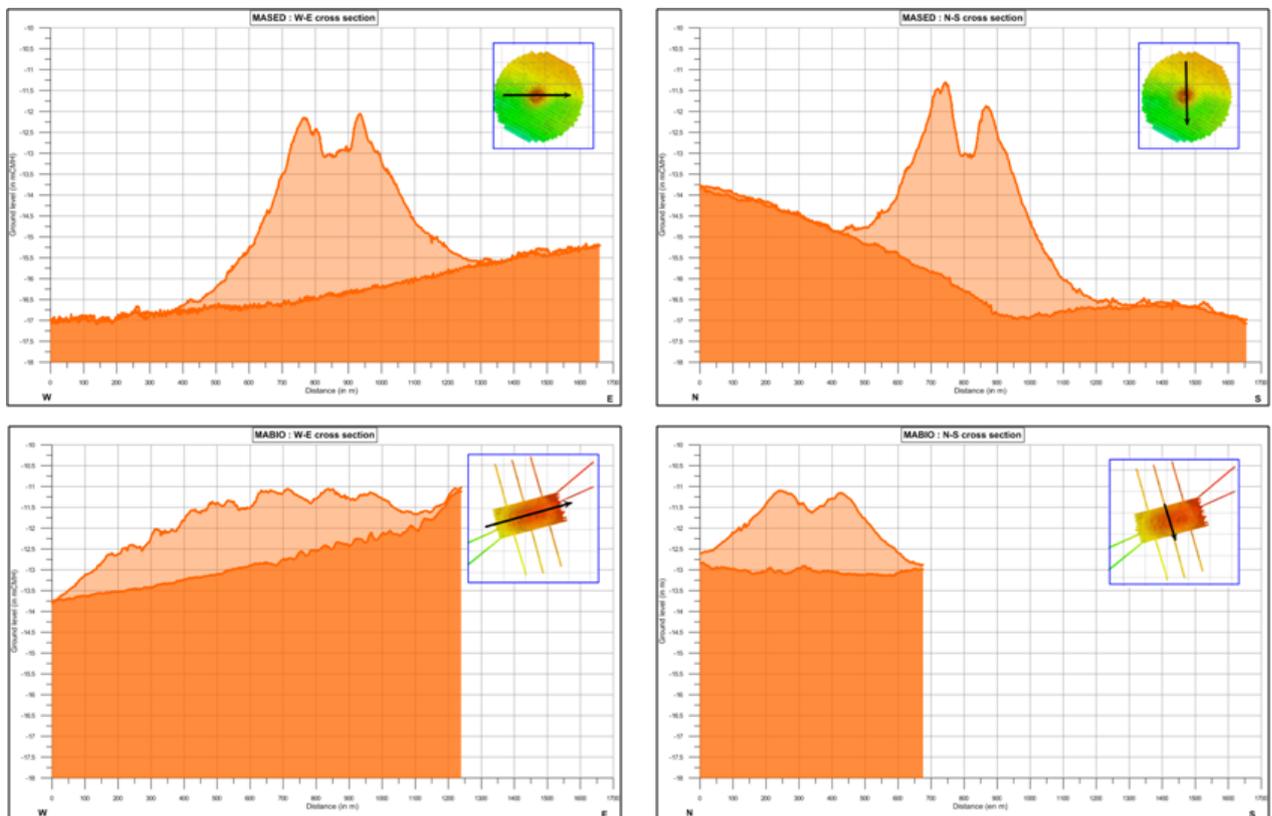


Figure III.18. Coupes transversales (W-E) et longitudinales (N-S) des sites d'expérimentations de clapages : MASED (bathymétrie du 12 décembre 2012) et MABIO (bathymétrie du 7 mai 2013) (source : GPMR)

Une série de photographies prises lors des prélèvements granulométriques ainsi que des vidéos sous marines ont été réalisées régulièrement avant et pendant les opérations de clapages. Ces données ont été acquises à la fois sur les sites de clapages, leur zone d'influence et le site de référence afin d'observer l'évolution des fonds sédimentaires au cours du temps.

Avant le début des immersions, les fonds sédimentaires de la zone de Machu étaient caractérisés par des rides sableuses de courant (Figure III.19A et Figure III.19B). Durant les immersions, une importante hétérogénéité des fonds sédimentaires a pu être observée sur les sites de clapages. Les enregistrements vidéo ont permis d'apporter des informations complémentaires montrant notamment l'hétérogénéité des fonds sédimentaires. Des galets, des blocs de vases ou encore des dépôts vaseux indurés apparaissent sous forme de "plaques" (Figure III.19 C, D, E et F). D'importants déplacements de sédiments sableux autochtones viennent ensuite recouvrir les matériaux de dragages, sous l'action des forts courants de marée régnant dans ce secteur (Avoine et al., 1986). Les vidéos et les photographies soulignent donc l'influence locale des clapages sur les stations de dépôt direct et sur les stations voisines, illustrant les résultats des analyses granulométriques obtenues par tamisage mécanique, tamisage laser ainsi que les levés bathymétriques.

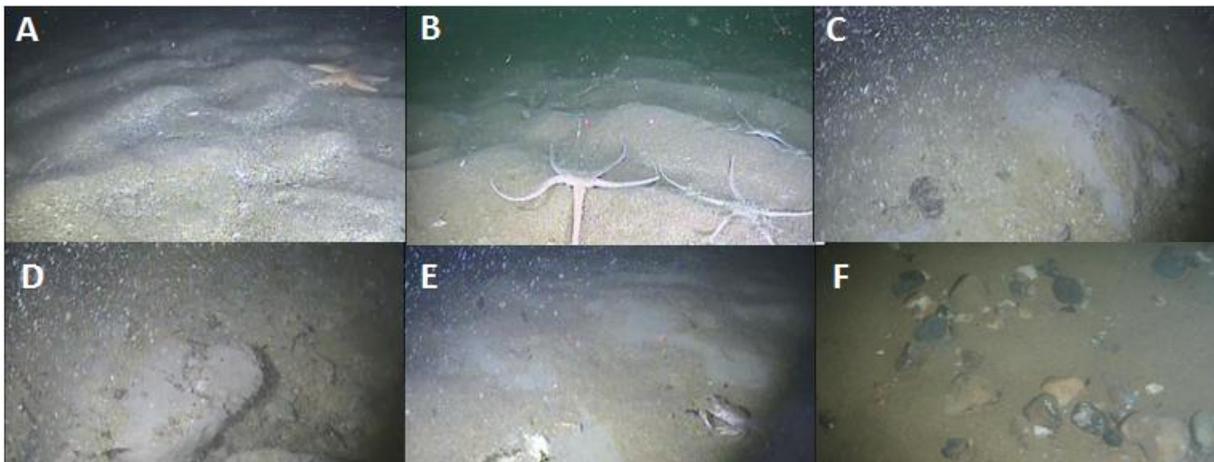


Figure III.19. Photographies des stations : (A) AK4D, novembre 2011 ; (B) AK8B, novembre 2011 ; (C) station AK4D, juin 2012 ; (D) station AK7D, juin 2012, (E) station AK8B, juillet 2012 et (F) station AK7D, février 2013.

4.2. Evolution des caractéristiques physico-chimiques sur le site de Machu

Les effets physico-chimiques des clapages ont aussi été étudiés. **La matière organique a montré des variations spatio-temporelles significatives durant le suivi. Des teneurs plus importantes ont été mesurées en été sur les stations de clapages ou sur les stations proches.** Ces informations semblent indiquer que le sédiment, dragué dans le chenal de navigation du GPMR, puis ensuite déposé sur le secteur de Machu serait enrichi en matière

organique. Néanmoins, les valeurs restent inférieures à des données mesurées au niveau de l'embouchure de la Seine. Janson (2007) a montré que les valeurs de matière organique pouvaient atteindre environ 8 % en fin d'été (septembre). Au cours des différentes conditions saisonnières ou événementielles, des apports importants de matériaux fins riches en matière organique peuvent venir du bassin versant amont et de zones de stockage temporaire intra-estuariennes alimentant l'estuaire de la Seine (Guézennec, 1999). Ces apports sont généralement liés aux débits et à la durée des crues. Les faibles crues d'étiage en été et au début de l'automne ne permettent pas un enrichissement important de matériaux dans l'estuaire de Seine (Figure III.20). Or, dans cette étude, des taux de matière organique plus élevés en été (juillet 2012) ont été mis en évidence. L'apparition des premiers blooms phytoplanctoniques au printemps pourrait être responsable de teneurs en matière organique plus fortes en été sur le secteur de Machu. Pendant les périodes de bloom, les teneurs dans l'estuaire peuvent atteindre et dépasser $100 \mu\text{g.l}^{-1}$, ce qui correspond à plus de 3 mg.l^{-1} de carbone organique particulaire, soit environ 10 mg.l^{-1} de matières organiques en suspension (Garnier et al., 1997).

La variabilité spatiale de la porosité a aussi été mise en évidence durant les clapages, affichant les valeurs plus élevées pour les stations de clapages AK4D et AK7D que pour la station de référence AK8B. Malgré cette augmentation, les valeurs de porosité ne dépassent pas 0,6 et restent caractéristiques des sédiments perméables expliquant aussi la faible teneur en matière organique des sédiments de clapages. Bien qu'une variabilité temporelle des flux d'oxygène et d'ammonium ait été soulignée, les valeurs sont restées sensiblement inférieures aux valeurs mesurées durant l'étude de pré-clapages (Chapitre II). La perméabilité des sédiments permet une bonne pénétration de l'oxygène en profondeur et donc une bonne minéralisation de la matière organique par la voie aérobie limitant les demandes benthiques en oxygène. L'intensité de la minéralisation (aérobie et anaérobie) est dépendante de la qualité et de la quantité de la matière organique (Epping et al., 2002). Les analyses de la qualité de la matière organique ont montré des taux de carbone organique faibles mettant en évidence un sédiment de type réfractaire ne pouvant être utilisé comme source de nourriture par la faune notamment les organismes macrobenthiques.

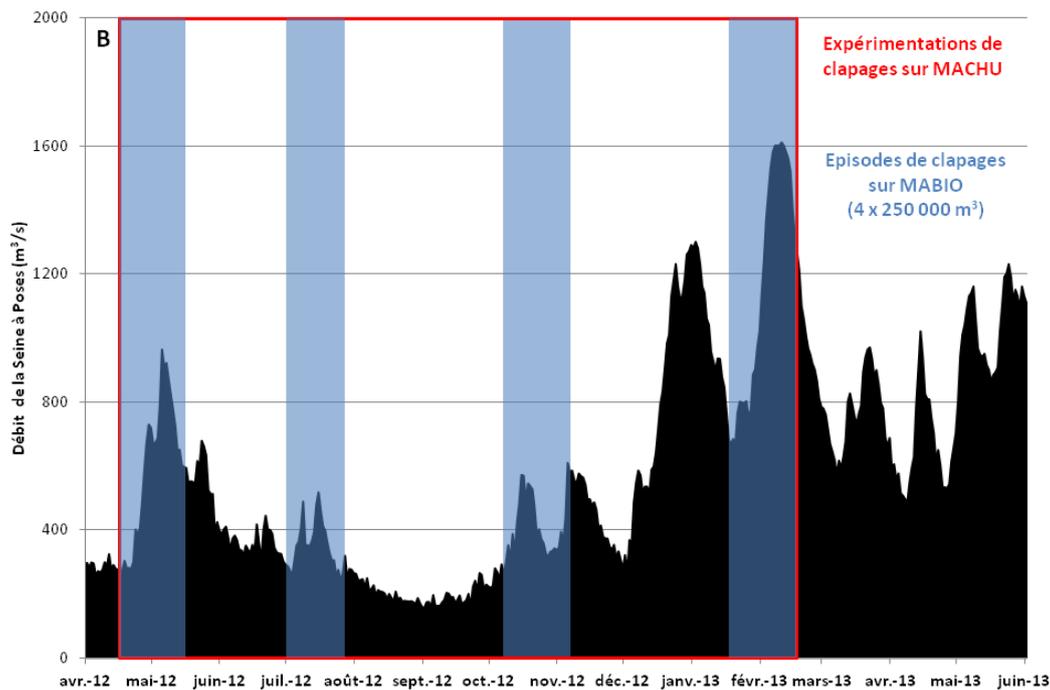


Figure III.20. Débits de la Seine à Poses entre avril 2012 et juin 2013 (source : GIP Seine Aval)

4.3. Evolution des communautés benthiques sur le site de Machu

Durant la phase de clapages, la haute fréquence des suivis a permis d'étudier les changements des communautés benthiques à très court terme (jours, semaines, mois) et à petite échelle (mètres, kilomètres). Les données acquises durant la période de clapages (de mai 2012 à mars 2013) ont permis de montrer que les immersions de deux millions de mètres cube de sédiments avaient provoqué une détérioration significative de la communauté macrobenthique à très court terme (10 jours). Les analyses univariées réalisées à partir des paramètres faunistiques ont montré des différences spatio-temporelles marquées. L'abondance a significativement diminué durant la période de clapages. Contrairement aux données de richesse spécifique, les valeurs d'abondances montrent des différences significatives entre les stations de référence et les stations de clapages. Les analyses de n-MDS effectuées pour chaque suivi (de mai 2012 à mars 2013) ont aussi permis de montrer que la structure des assemblages benthiques à l'intérieur et à l'extérieur des zones de clapages semblait différer à partir de mai 2012, juste après le premier dépôt de 250 000 m³ sur le site de MABIO et environ 100 000 m³ sur le site de MASED. Ceci laisse à penser qu'il y a eu un effet immédiat des activités de clapages sur les assemblages benthiques sur le site de Machu.

Cet effet s'est traduit par la réduction de l'abondance totale et du nombre de taxons des organismes benthiques sur les stations (AK4C, AK4D, AK7D) situées sur les sites de clapages MABIO et MASED par rapport aux stations de référence (AK8A, AK8B et AK8C). La diminution de l'abondance liée aux clapages de sédiment en mer a déjà été mise en évidence dans plusieurs études (Bolam et al, 2006b ; Ware et al, 2010). Les effets semblent être localisés aux stations de clapages et les stations avoisinantes (\pm 500 m des points d'impacts). L'impact modéré des clapages observé peut être attribué aux caractéristiques environnementales et aux mesures de précaution prises pour minimiser les effets des immersions. Tout d'abord, la communauté des sables moyens propres à *Nephtys cirrosa* présente sur la zone de Machu est **bien adaptée à un environnement instable**, caractérisé par un fort hydrodynamisme et des taux élevés de sédimentation et de remise en suspension qui causent l'instabilité des sédiments à l'état naturel. Dans ces conditions, **les espèces développent des capacités d'enfouissement et autres adaptations afin d'éviter l'enfouissement**, et ces caractéristiques peuvent leur permettre de tolérer des taux de sédimentation causés par des activités anthropiques comme les clapages de sédiments (Maurer et al, 1981a, b, 1982, 1986 ; Moodley et al, 1998 ; Newell et al, 1998 ; Roberts et al, 1998 ; Schratzberger et al, 2000 ; Prevedelli et al, 2001).

Ce phénomène semble être la conséquence directe des immersions puisqu'il a déjà été signalé dans plusieurs autres études (Powilleit et al, 2006 ; Hermand, 2008). Lorsque de grandes quantités de sédiments sont déposées, l'épaisseur des matériaux immergés peut dépasser la capacité d'enfouissement et la tolérance des organismes benthiques, provoquant une variation dans la structure et la composition des assemblages benthiques. Dans notre cas, bien que les sédiments aient été éliminés progressivement et de façon homogène sur des surfaces relativement importantes, les quantités de matériel sédimentaire déposées ont sans doute été trop importantes pour permettre aux organismes de supporter des enfouissements supérieurs à 2 m. Plusieurs études ont montré que les organismes benthiques pouvaient s'adapter et résister à des mouvements sédimentaires naturels ou anthropiques. Attribué à leur capacité de mobilité, cette résistance leur permet de se maintenir à l'interface eau-sédiment, au moyen de migrations verticales. De nombreuses études relatant l'influence des dépôts sédimentaires sur la mortalité de la faune ont montré des effets divers. A titre d'exemple, une épaisseur de 50 cm de sédiment vaseux (Cruz-Motta et Collins, 2004) ou encore un dépôt sableux atteignant 1,5 m de haut (Powilleit et al., 2006) ont provoqué la mort par asphyxie des individus présents sur les zones de dépôts de dragage. Des couches de sédiment plus minces,

généralement de quelques centimètres, peuvent aussi engendrer des diminutions significatives de la richesse spécifique et de l'abondance des zones impactées (Harvey et al., 1998 ; Thrush et al., 2003).

En juin 2012, 44 jours après la réalisation du premier dépôt de 250 000 m³ sur le site de MABIO, une augmentation significative des valeurs d'abondance et de richesse spécifique a été observée sur les stations de clapages ainsi que sur les stations de référence. La raison semble être liée au **phénomène de recrutements printano-estival d'espèces macrobenthiques à cycle benthopélagique de la communauté des sables fins envasés à *Abra alba-Lagis koreni* voisine**. Ce phénomène a été mis en évidence dans le chapitre II, traitant de la variabilité biosédimentaire naturelle de la zone de Machu avant le début des clapages. Pour rappel, entre avril 2010 et juillet 2010, l'abondance de certaines stations avait été multipliée par 15 (chapitre II §2.2.2). La migration d'individus adultes depuis des zones avoisinantes non perturbées peut aussi être responsable de la recolonisation de la macrofaune benthique à très court terme. Ce phénomène a lieu par remise en suspension d'individus adultes comme le mollusque bivalve *Abra alba*, lors des phases de flot dirigées vers l'estuaire comme observé dans la partie orientale de la baie de Seine par Olivier et al. (1996). En été, notamment en juillet 2012, les échantillons étaient composés à la fois de juvéniles et d'adultes discriminés par des tailles plus importantes (Figure III.21). Maurer et al. (1986) ont montré que la migration verticale et l'augmentation de la mortalité étaient fonction de la persistance de la couche de dépôt, de sa profondeur, du type de matériau clapé et de la température. Les espèces bien adaptées, comme les organismes fouisseurs de type (1) mollusque bivalve possédant un siphon ou (2) annélide polychète ayant une trompe et des parapodes bien développés, sont capables de survivre à la profondeur d'enfouissement expérimental pouvant atteindre 0,5 m (Essink, 1999).



Figure III.21. Photographie des mollusques bivalves *Abra alba* échantillonnés en juillet 2012.

Les mollusques bivalves *Abra alba* et les annélides polychètes *Magelona filiformis* et *Magelona johnstoni* représentent les groupes d'organismes localisés sur le secteur de Machu en baie de Seine orientale. Les abondances importantes d'individus présents peu de temps après les premiers dépôts en été semblent être le résultat de la combinaison de plusieurs facteurs notamment les recrutements de juvéniles, la migration des adultes et du haut potentiel d'enfouissement de certains organismes. Ce sont en majorité des annélides polychètes (*Nephtys cirrosa*, *Magelona filiformis* et *Magelona johnstoni*), vers très mobiles qui possèdent de grandes aptitudes à supporter un enfouissement. Leur taille leur permet assez facilement de remonter vers la surface lorsqu'ils subissent un enfouissement (Powilleit et al., 2006).

Aucune nouvelle espèce indicatrice et caractéristique de zone perturbée ne s'est installée durablement durant les immersions. Une communauté macrobenthique similaire à celle observée dans l'étude réalisée avant les clapages, celle des sables moyens propres à *Nephtys cirrosa* a été enregistrée durant les immersions. En juin 2012, des espèces opportunistes de la famille des polychètes Capitellidae ont pu être observées dans les échantillons prélevés sur le secteur de Machu. Par la suite, lors des six autres suivis, cette famille d'annélides polychètes n'a plus été clairement recensée dans les échantillons. Malgré la haute fréquence des suivis durant les expérimentations de clapages, il n'a pas été réellement observé une première phase de recolonisation des communautés benthiques caractérisée par la présence typique d'espèces opportunistes. Diaz et al. (1994) ont travaillé sur la résilience des communautés benthiques à des dépôts de vase sur une zone de transition entre les habitats fluviaux et estuariens (2,4 à 3,6 m de profondeur avec une gamme de salinité de 0 à 5). Le stress physique présent dans cette zone engendrait la présence d'une communauté de macrofaune faiblement abondante et des sédiments vaseux instables. Ces auteurs ont montré

que les espèces qui colonisaient la zone impactée étaient les mêmes qu'avant les rejets et que seulement un mois après, la zone avait retrouvée son état initial. Ils conclurent qu'il n'y eut pas de succession de stades de recolonisation de la zone étant donné que les espèces initialement présentes étaient des espèces opportunistes. Une étude menée en 2002 sur l'actuel site de clapage (Le Kannik) du GPMR en embouchure externe de la Seine a montré l'absence d'espèces opportunistes, et une réussite du recrutement par la présence de *Magelona filiformis* et *Magelona johnstoni* dont les densités avaient augmenté entre les mois de juin et septembre 2002 (Janson, 2007). En janvier 2013 et mars 2013 (à respectivement 1 mois et 3 mois après la fin des dépôts sur le site MASED), les données d'abondance étaient plus élevées sur les stations de clapages que sur les stations de référence. Des écarts-types importants ont souligné la variabilité inter-stations des stations de référence.

L'impact modéré des clapages observé peut être attribué aux caractéristiques environnementales et aux mesures de précaution prises pour minimiser les effets des immersions. Tout d'abord, la communauté des sables moyens propres à *Nephtys cirrosa* de la zone de Machu est bien adaptée à un environnement instable, caractérisé par un fort hydrodynamisme et des taux élevés de sédimentation et de remise en suspension qui causent l'instabilité des sédiments à l'état naturel.

Chapitre IV :

**Relation entre la macrofaune benthique
et les caractéristiques sédimentaires
et physico-chimiques du site de Machu.**

Chapitre IV : Relation entre la macrofaune benthique et les caractéristiques sédimentaires et physico-chimiques du site de Machu.

1. Introduction

Les variations biologiques, sédimentaires et physico-chimiques des écosystèmes, qu'elles soient naturelles ou anthropiques, jouent un rôle très important dans la structure des communautés benthiques. En fonction de leur nature, intensité ou fréquence, ces changements peuvent être perceptibles à différentes échelles spatio-temporelles et engendrer une hétérogénéité des habitats et donc une modification de la distribution des communautés benthiques. La structuration des communautés benthiques est régie par quatre principaux forçages : (1) sédimentaires, (2) hydrodynamiques, (3) climatiques (Tunberg et Nelson, 1998) et (4) biotiques (Dauvin et Gillet, 1991).

La granulométrie du sédiment est connue comme le facteur le plus déterminant dans la structuration des communautés macrobenthiques (Sanvicente-Anorve et al., 1996 ; Seiderer & Newell, 1999 ; Miller et al., 2002). La dynamique sédimentaire peut engendrer une modification en termes de densité et de diversité benthique. Certaines espèces sont capables d'adapter leur position dans le sédiment afin de garder une liaison avec l'interface-eau-sédiment et d'éviter l'asphyxie tant sous des apports sédimentaires par charriage par les courants ou par décantation de suspensions denses, que sous des apports artificiels. Lors de changements sédimentaires, les propriétés physico-chimiques du matériel superficiel vont généralement être modifiées. Les facteurs comme la porosité, la quantité et la qualité de la matière organique, les concentrations en composés dissous (oxygène, ammonium) peuvent changer créant des remaniements dans la composition faunistique. Les ressources trophiques sont aussi potentiellement touchées et peuvent entraîner des dérèglements au niveau des réseaux trophiques. Ainsi, certains groupes trophiques peuvent disparaître au profit d'autres, notamment lorsque la quantité de matières en suspension augmente, entraînant une modification de la structure des communautés macrobenthiques en favorisant les espèces suspensivores et dépositivores de surface.

En résumé, le macrobenthos se révèle donc être un bon indicateur de la qualité du milieu. L'utilisation d'indicateurs biologiques et d'indices biotiques permettent de façon pratique de

caractériser l'état d'un écosystème et de mettre en évidence le plus rapidement possible ses modifications, naturelles ou induites par des pressions anthropiques. Des indices multivariés comme le M-AMBI (Multivariate AMBI) développé par Muxika et al. (2007) ont été retenus par la France pour qualifier l'état des masses d'eaux côtières dans le cadre de la Directive Cadre sur l'Eau (DCE).

Suite à l'étude des évolutions spatio-temporelles des données biotiques (macrofaune) et abiotiques (granulométrie, porosité, matière organique, flux totaux d'oxygène et d'ammonium...) décrites dans le chapitre précédent, l'enjeu est à présent de considérer tous les facteurs biotiques et abiotiques, et de rechercher leurs possibles interactions pour comprendre les phénomènes d'évolution et de régulation de la macrofaune benthique durant les clapages dans ce système naturellement variable et anthropisé. Au delà, il s'agit d'étudier et de qualifier l'état écologique du site de Machu pendant les clapages à l'aide de l'indice biotique M-AMBI pour l'intégrer par la suite dans les analyses.

2. Matrice de corrélation

2.1. Méthodologie

Afin de déterminer les corrélations possibles entre les paramètres environnementaux et/ou biologiques, des matrices de corrélation ont été calculées à l'aide du coefficient de Pearson. Les données des variables ont été normalisées quand cela était nécessaire, la normalité des données a été vérifiée à l'aide du test de normalité de Shapiro-Wilk. Seules les corrélations pertinentes écologiquement ont été prises en compte lors de l'analyse des résultats. La corrélation de Pearson est une mesure symétrique de liaison linéaire existant entre deux variables quantitatives aléatoires (Scherrer, 2007). Le coefficient de corrélation ne dépend pas des unités de mesure utilisées. Le caractère proportionnel signifie une liaison linéaire, c'est-à-dire que la corrélation sera forte si les points s'alignent bien sur une droite (de pente positive ou négative). Le coefficient r est égal à 1 ou à -1 si tous les points du nuage sont parfaitement alignés. Il est égal à 0 lorsque le nuage de points ne révèle aucune tendance linéaire entre les deux variables.

Un important jeu de données a été obtenu au cours des suivis entrepris durant les différentes phases de dépôts sur la zone de Machu. Au cours de ce travail, de nombreux paramètres biotiques et abiotiques ont été mesurés. Rappelons que les analyses faunistiques,

granulométriques et l'évaluation de la teneur en matière organique ont été réalisées sur l'ensemble des 17 stations de Machu entre mai 2012 et mars 2013, soit au cours de 7 campagnes d'échantillonnages. Les analyses des processus biogéochimiques (flux totaux en oxygène et en ammonium) liées à l'étude de la porosité ont quant à eux été effectuées seulement sur trois stations : deux stations (AK4D et AK7D) respectivement sur les sites de clapages (MABIO et MASED) et une station (AK8B) située en dehors de l'impact des clapages, sur la radiale de référence. De ce fait, les données physico-chimiques acquises lors de l'incubation des carottes sédimentaires ont été traitées séparément.

Une première matrice de corrélation a été calculée à l'échelle de la zone de Machu sur les données acquises sur les 17 stations durant les épisodes de clapages. Un ensemble de 21 variables composées chacune de 119 observations est retenu. Les données concernent les facteurs abiotiques [% des différentes classes granulométriques (% graviers, % sables grossiers, % sables moyens, % sables fins, % fines) et teneur en matière organique], les facteurs biotiques [paramètres faunistiques généraux (densité totale, richesse spécifique, diversité de Shannon, indice d'équitabilité de Piélu), fréquence relative des groupes trophiques (% carnivores & omnivores, % dépositivores de surface, % dépositivores de surface et mixte, % suspensivores), fréquence relative des cinq taxa dominants (% *Abra alba*, % *Magelona filiformis*, % *Magelona johnstoni*, % *Nephtys cirrosa*, % *Owenia fusiformis*) ainsi que le paramètre distance qui correspond à la distance de la station considérée par rapport au site de clapages le plus proche.

Afin de savoir si les paramètres liés aux processus biogéochimiques présentaient des corrélations avec les paramètres sédimentaires et les facteurs faunistiques, une seconde matrice de corrélation a été réalisée en considérant toutes les données acquises pour les stations AK4D, AK7D et AK8B durant les suivis menés pendant les clapages. Initialement, 25 variables, chacune composée de 18 observations, ont été retenues. Les données comprennent les facteurs abiotiques [% des différentes classes granulométriques (% graviers, % sables grossiers, % sables moyens, % sables fins, % fines), flux totaux moyens en oxygène et flux totaux moyens en ammonium), porosité, teneur en matière organique, teneur en carbone organique total et teneur en azote organique total], les facteurs biotiques [paramètres faunistiques généraux (densité totale, richesse spécifique, indice de diversité de Shannon, indice d'équitabilité de Piélu), fréquence relative des groupes trophiques (% carnivores & omnivores, % dépositivores de surface, % dépositivores de surface et mixte, % suspensivores), fréquence relative des cinq taxa dominants (% *Abra alba*, % *Magelona*

filiformis, % *Magelona johnstoni*, % *Nephtys cirrosa*, % *Spiophanes bombyx*) ainsi que le paramètre température qui correspond à la température de l'eau de fond.

2.2. Résultats

Les relations et corrélations significatives ayant une pertinence écologique sont décrites dans cette section, leur signification sera expliquée plus loin dans la discussion.

2.2.1. Corrélations entre des paramètres sédimentaires, faunistiques et la variable distance (zone de Machu)

Dans un premier temps, des corrélations ont été recherchées entre les paramètres faunistiques généraux afin d'éviter les redondances et des problèmes d'interprétation (Tableau IV.1).

Tableau IV.1. Matrice de corrélation entre les paramètres faunistiques généraux pris deux à deux. Les chiffres en gras correspondent à un coefficient de corrélation r significatif (les astérisques indiquent les seuils de significativité ; $p < 0,001 = *$, ns = non significatif).**

	Diversité de Shannon	Indice de Piérou	Densité totale
Indice de Piérou	0,74***		
Densité totale	-0,16 ; ns	-0,57***	
Richesse spécifique	0,65***	0,06 ; ns	0,52***

La richesse spécifique et l'indice d'équitabilité de Piérou sont significativement corrélés avec la densité totale ($r = 0,52$; $p < 0,001$ et $r = -0,57$; $p < 0,001$). En revanche, la richesse spécifique et l'indice d'équitabilité de Piérou ne sont pas corrélés entre eux ($r = 0,06$; ns). L'indice de diversité de Shannon montre une corrélation avec l'indice d'équitabilité de Piérou et la richesse spécifique, mais pas avec la densité totale ($r = -0,16$; ns). Ainsi, pour la recherche des corrélations entre les paramètres faunistiques et sédimentaires sur la zone de Machu, il est préférable de garder l'ensemble des paramètres généraux : densité totale, richesse spécifique, indice de diversité de Shannon et indice d'équitabilité de Piérou.

Un grand nombre de corrélations significatives est établi entre les paramètres sédimentaires, faunistiques et environnementaux sur la zone de Machu (Tableau IV.2). Une tendance générale peut être montrée. En particulier, les fréquences relatives des cinq taxa dominants présentent des corrélations significatives avec les paramètres sédimentaires. Vis-à-vis des paramètres sédimentaires, les annélides polychètes *Nephtys cirrosa*, *Magelona filiformis* et *Magelona johnstoni* montrent des corrélations significatives opposées à celles observées pour

le bivalve *Abra alba* (Tableau IV.2). Les espèces *Nephtys cirrosa*, *Magelona johnstoni* et *Magelona filiformis* sont en corrélations négatives significatives avec la teneur en matière organique (car respectivement $r = -0,24$; $p < 0,01$; $r = -0,30$; $p < 0,01$; $r = -0,25$; $p < 0,01$). Les espèces *Nephtys cirrosa* et *Magelona johnstoni* présentent aussi des relations négatives avec la teneur en particules fines (respectivement $r = -0,30$; $p < 0,01$; $r = 0,21$; $p < 0,05$). A l'inverse, le bivalve *Abra alba* a quant à lui montré des corrélations positives avec la teneur en fines ($r = 0,53$; $p < 0,001$) et la teneur en matière organique ($r = 0,46$; $p < 0,001$), alors qu'il a *a contrario* une relation négative avec la teneur en sables moyens ($r = -0,44$; $p < 0,001$).

Les fréquences relatives des groupes trophiques montrent principalement des corrélations avec les différentes classes granulométriques et les paramètres faunistiques généraux. Aucune corrélation n'a été établie entre la teneur en matière organique et les fréquences relatives des différents groupes trophiques, exceptée une corrélation positive avec la fréquence relative des suspensivores ($r = 0,31$; $p < 0,001$).

Le paramètre "distance" met en évidence de nombreuses corrélations avec les paramètres biotiques et abiotiques (Tableau IV.2), notamment :

- ❖ avec les paramètres faunistiques généraux : l'indice de diversité de Shannon ($r = 0,51$; $p < 0,001$), l'indice d'équitabilité de Piélou ($r = 0,27$; $p < 0,01$), ainsi que la richesse spécifique ($r = 0,37$; $p < 0,001$) ;
- ❖ avec les fréquences relatives des groupes trophiques : les dépositivores de surface et mixte ($r = -0,19$; $p < 0,05$), ainsi que les carnivores et omnivores ($r = 0,19$; $p < 0,05$) ;
- ❖ avec les espèces *Nephtys cirrosa* ($r = 0,21$; $p < 0,05$), *Magelona johnstoni* ($r = 0,19$; $p < 0,05$) et *Abra alba* ($r = -0,54$; $p < 0,001$) ;
- ❖ avec les paramètres sédimentaires comme les sables moyens ($r = 0,57$; $p < 0,001$), les fines ($r = -0,54$; $p < 0,001$) et la teneur en matière organique ($r = -0,48$; $p < 0,001$).

Chapitre IV : Relation entre la macrofaune benthique et les caractéristiques sédimentaires et physico-chimiques du site de Machu

Tableau IV.2. Matrice de corrélation (Pearson) des paramètres faunistiques généraux (densité totale (N), richesse spécifique (S), indice d'équitabilité de Pielou (J'), indice de diversité de Shannon (H') avec les fréquences relatives des 5 taxa dominants (% *A. alba* = % *Abra alba*, % *M. johnstoni* = % *Magelona johnstoni*, % *M. filiformis* = % *Magelona filiformis*, % *N. cirrosa* = % *Nephtys cirrosa*, % *O. fusiformis* = % *Owenia fusiformis*), les fréquences relatives des différents groupes trophiques (% C&O = % carnivores et omnivores, % DS&M = % dépositivores de surface et mixte, % Susp = % suspensivores, % DSS = % dépositivores de surface), les paramètres sédimentaires (% Gr = % graviers, % SG = % sables grossiers, % SM = % sables moyens, % SF = % sables fins, % Fines, % MO = % matière organique) et le paramètre distance.

Les astérisques indiquent les seuils de significativité ; $p < 0,001 = ***$, $p < 0,01 = **$, $p < 0,05 = *$. Les relations significatives à pertinence écologique sont en gras. Les cases en rose indiquent les corrélations positives et les cases en bleu indiquent les corrélatives négatives.

Variables	%Gr	%SG	%SM	%SF	%Fines	%MO	S	N	J'	H'	% A. alba	%O. fusiformis	%M. filiformis	%M. johnstoni	%N. cirrosa	%C	%DS&M	%DSS	%Susp	Distance	
%Gr	1,00																				
%SG	0,02	1,00																			
%SM	-0,14	0,25**	1,00																		
%SF	-0,12	-0,70***	-0,61***	1,00																	
%Fines	0,03	-0,07	-0,49***	-0,18	1,00																
%MO	0,05	0,09	-0,43***	-0,15	0,71***	1,00															
S	-0,11	0,17	0,27**	-0,20*	-0,16	-0,12	1,00														
N	-0,07	-0,09	-0,06	0,01	0,17	0,20*	0,52***	1,00													
J'	0,00	0,25**	0,20*	-0,18*	-0,18*	-0,11	0,06	-0,57***	1,00												
H'	-0,08	0,32***	0,38***	-0,28**	-0,29**	-0,23*	0,65***	-0,16	0,74***	1,00											
% A. alba	-0,04	-0,10	-0,44***	0,09	0,53***	0,46***	-0,19*	-0,01	-0,08	-0,30**	1,00										
%O. fusiformis	-0,08	-0,09	-0,13	0,10	0,11	0,07	-0,05	0,61***	-0,73***	-0,58***	-0,02	1,00									
%M. filiformis	0,18	-0,31**	0,10	0,15	-0,17	-0,25**	-0,02	-0,05	0,03	0,00	-0,18*	-0,21*	1,00								
%M. johnstoni	-0,09	-0,34***	0,04	0,29**	-0,21*	-0,30**	-0,05	-0,07	0,05	-0,01	-0,16	-0,14	0,22*	1,00							
%N. cirrosa	0,05	-0,03	0,38***	-0,13	-0,30**	-0,24**	0,01	-0,18*	0,17	0,15	-0,26**	-0,13	-0,09	-0,05	1,00						
%C	-0,01	0,26**	0,29**	-0,26**	-0,18	-0,15	-0,21*	-0,54***	0,63***	0,39***	-0,36***	-0,44***	-0,09	-0,13	0,42***	1,00					
%DS&M	0,01	-0,37***	-0,18	0,29**	0,08	-0,05	0,11	0,49***	-0,66***	-0,45***	0,19*	0,51***	0,21*	0,23*	-0,25**	-0,84***	1,00				
%DSS	0,05	0,26**	-0,11	-0,14	0,12	0,15	0,31**	0,14	0,13	0,32***	0,07	-0,08	-0,21*	-0,22*	-0,14	-0,08	-0,32***	1,00			
%Susp	-0,06	0,09	-0,09	-0,01	0,07	0,31**	-0,14	-0,19*	0,14	-0,04	0,27**	-0,22*	-0,11	-0,06	-0,17	-0,01	-0,34***	-0,08	1,00		
Distance	-0,20*	0,15	0,57***	-0,17	-0,54***	-0,48***	0,37***	-0,06	0,27**	0,51***	-0,54***	-0,18	0,16	0,19*	0,21*	0,19*	-0,19*	0,05	-0,01	1,00	

2.2.2. *Corrélations entre les paramètres faunistiques, sédimentaires et physico-chimiques*

Comme précédemment, une analyse de corrélations a été effectuée sur les paramètres faunistiques généraux c'est-à-dire la densité totale, la richesse spécifique, l'indice de diversité de Shannon et l'indice d'équitabilité de Piélu (Tableau IV.3). Ces données concernent seulement les stations AK4D, AK7D et AK8B échantillonnées entre mai 2012 et janvier 2013. Le but est de supprimer les fortes corrélations de ces paramètres devenant répétitives dans l'analyse des corrélations entre les paramètres biotiques, sédimentaires et physico-chimiques.

Tableau IV.3. Matrice de corrélation entre les paramètres faunistiques de la macrofaune pris deux à deux. Les chiffres en gras correspondent à un coefficient de corrélation r significatif (les astérisques indiquent les seuils de significativité ; $p < 0,001 = *$, ns = non significatif).**

	Diversité de Shannon	Indice de Piélu	Densité totale
Indice de Piélu	0,63***		
Densité totale	0,71***	0,16 ; ns	
Richesse spécifique	0,86***	0,26 ; ns	0,92***

Les résultats montrent que la richesse spécifique et l'indice de diversité de Shannon sont significativement corrélés avec la densité totale (respectivement $r = 0,92$; $p < 0,001$ et $r = 0,71$; $p < 0,001$) (Tableau IV.3). L'indice d'équitabilité de Piélu est en corrélation significative avec l'indice de diversité de Shannon ($r = 0,63$; $p < 0,001$) mais la corrélation avec la densité totale et la richesse spécifique ne sont pas significatives (respectivement $r = 0,16$; ns et $r = 0,26$; ns). Ainsi, pour la recherche de corrélations entre les paramètres faunistiques et les paramètres abiotiques (sédimentaires et physico-chimiques) des trois stations AK4D, AK7D et AK8B suivies durant la période des clapages, seul l'indice de diversité de Shannon est supprimé.

De nombreuses corrélations linéaires significatives sont par ailleurs mises en évidence entre les paramètres faunistiques, sédimentaires et physico-chimiques (Tableau IV.4). Nombre d'entre elles concernent les paramètres sédimentaires et physico-chimiques.

Chapitre IV : Relation entre la macrofaune benthique et les caractéristiques sédimentaires et physico-chimiques du site de Machu

Tableau IV.4. Matrice de corrélation (Pearson) des paramètres faunistiques généraux (indice d'équitabilité de Piélou (J'), densité totale (N), richesse spécifique (S)), les fréquences relatives des 5 taxa dominants (% *A. alba* = % *Abra alba*, % *M. johnstoni* = % *Magelona johnstoni*, % *M. filiformis* = % *Magelona filiformis*, % *N. cirrosa* = % *Nephtys cirrosa*, % *S. bombyx* = % *Spiophanes bombyx*) avec les fréquences relatives des différents groupes trophiques (% C&O = % carnivores et omnivores, % DS&M = % dépositivores de surface et mixte, % Susp = % suspensivores, % DSS = % dépositivores de surface), les paramètres sédimentaires (% Gr = % graviers, % SG = % sables grossiers, % SM = % sables moyens, % SF = % sables fins, % Fines % MO = % matière organique, % TOC = carbone organique total, % TON = % azote organique total) et les paramètres physico-chimiques (NH4 = flux totaux en ammonium, Ox = flux totaux en oxygène, Poro = porosité).

Les astérisques indiquent les seuils de significativité ; $p < 0,001 = ***$, $p < 0,01 = **$, $p < 0,05 = *$. Les relations significatives à pertinence écologique sont en gras. Les cases en rose indiquent les corrélations positives et les cases en bleu indiquent les corrélatives négatives.

Variables	%Gr	%SG	%SM	%SF	%Fines	%MO	%TOC	%TON	Poro	Ox	NH4	T°C	S	N	J'	%A. alba	%M. filiformis	%M. johnstoni	%N. cirrosa	%S. bombyx	%C&O	%DS&M	%DSS	%Susp
%Gr	1,00																							
%SG	0,62**	1,00																						
%SM	-0,12	-0,25	1,00																					
%SF	-0,65**	-0,53*	-0,27	1,00																				
%Fines	-0,01	0,19	-0,67**	-0,23	1,00																			
%MO	-0,02	0,24	-0,57*	-0,20	0,84***	1,00																		
%TOC	0,15	0,08	-0,57*	-0,11	0,65**	0,80***	1,00																	
%TON	-0,15	-0,10	-0,38	-0,13	0,71**	0,84***	0,86***	1,00																
Poro	0,13	0,12	-0,66**	-0,19	0,84***	0,79***	0,78***	0,76***	1,00															
Ox	0,33	0,05	-0,22	-0,20	0,21	0,35	0,33	0,37	0,29	1,00														
NH4	0,39	-0,07	0,05	-0,50*	0,22	0,06	0,34	0,33	0,33	0,30	1,00													
T°C	-0,11	-0,29	-0,08	-0,07	0,33	0,34	0,34	0,54*	0,30	0,57*	0,51*	1,00												
S	-0,11	-0,33	0,55*	-0,17	-0,26	-0,31	-0,44	-0,28	-0,47	0,00	0,13	0,14	1,00											
N	0,00	-0,19	0,42	-0,23	-0,16	-0,24	-0,38	-0,23	-0,35	0,07	0,11	0,15	0,92	1,00										
J'	-0,08	-0,04	0,14	-0,13	0,06	0,05	-0,11	-0,02	0,01	-0,35	-0,05	-0,34	0,26	0,16	1,00									
%A. alba	-0,15	-0,04	-0,53*	0,07	0,64**	0,50*	0,54*	0,63**	0,73**	0,10	0,19	0,24	-0,52***	-0,42	0,19	1,00								
%M. filiformis	0,36	0,04	0,35	-0,20	-0,45	-0,49*	-0,35	-0,45	-0,22	-0,09	0,20	-0,19	0,22	0,20	0,15	-0,29	1,00							
%M. johnstoni	-0,23	-0,36	0,21	0,25	-0,27	-0,46	-0,35	-0,38	-0,17	-0,43	-0,20	-0,63**	0,04	-0,06	0,36	0,05	0,04	1,00						
%N. cirrosa	0,15	0,15	0,11	-0,12	-0,13	0,27	0,10	0,15	-0,07	0,59*	-0,19	0,02	0,04	0,01	-0,04	-0,33	-0,03	-0,27	1,00					
%S. bombyx	-0,12	-0,21	0,21	-0,06	-0,03	-0,06	-0,23	-0,12	-0,15	0,04	-0,02	0,15	0,81***	0,89***	0,11	-0,38	0,23	-0,15	0,02	1,00				
%C&O	-0,08	0,07	0,30	-0,28	0,03	-0,01	-0,35	-0,16	-0,26	-0,11	-0,13	-0,31	0,36	0,25	0,48*	-0,28	0,05	0,19	0,39	0,11	1,00			
%DS&M	0,09	-0,01	-0,09	0,35	-0,36	-0,37	-0,09	-0,29	-0,12	-0,09	-0,01	0,00	-0,25	-0,20	-0,49*	-0,11	0,08	0,01	-0,39	-0,08	-0,83***	1,00		
%DSS	0,34	0,32	0,21	-0,43	-0,07	-0,16	-0,27	-0,36	-0,13	-0,24	0,04	-0,06	0,35	0,35	0,16	-0,31	0,57*	-0,21	-0,13	0,32	0,24	-0,25	1,00	
%Susp	-0,16	-0,23	-0,38	0,03	0,58*	0,69**	0,77***	0,86***	0,64**	0,41	0,18	0,49*	-0,27	-0,18	0,02	0,72**	-0,44	-0,22	0,11	-0,16	-0,23	-0,31	-0,36	1,00

Des corrélations positives significatives sont mises en évidence entre les teneurs en fines et la matière organique ($r = 0,84$; $p < 0,001$) et sa qualité (teneur en carbone et azote organique total ; respectivement $r = 0,65$; $p < 0,01$; $r = 0,64$; $p < 0,01$). De plus, une corrélation négative significative est normalement observée entre les teneurs en fines et les sables moyens (avec $r = -0,67$; $p < 0,01$). La teneur en sables fins est logiquement en relations négatives significatives avec la teneur en graviers ($r = -0,65$; $p < 0,01$) et en sables grossiers ($r = -0,53$; $p < 0,05$). Ces deux derniers sont aussi corrélés positivement ($r = 0,62$; $p < 0,01$).

La porosité moyenne des sédiments superficiels montre également des corrélations avec les paramètres sédimentaires et physico-chimiques.

La porosité est logiquement liée positivement à la teneur en particules fines ($r = 0,84$; $p < 0,001$) et négativement à la teneur en sables moyens ($r = -0,66$; $p < 0,05$). Les corrélations de Pearson reflètent le rôle de la cohésion des particules sédimentaires dans la teneur en matière organique ($r = 0,79$; $p < 0,001$) comme dans sa qualité ($r = 0,78$; $p < 0,001$ et $r = 0,76$; $p < 0,001$) mais pas dans l'accumulation d'azote ammoniacal ($r = 0,33$; ns).

Peu de corrélations sont mises en évidence entre les descripteurs biologiques et les paramètres abiotiques ; seule la richesse spécifique est corrélée positivement à la teneur en sables moyens ($r = 0,55$; $p < 0,05$). Parmi les fréquences relatives des cinq taxa considérés, seul l'annélide polychète *Spiophanes bombyx* ne relève aucune corrélation avec les paramètres sédimentaires et physico-chimiques. En revanche, logiquement, des corrélations significatives sont établies entre la fréquence relative de *Spiophanes bombyx* et les autres paramètres faunistiques généraux comme la densité totale ($r = 0,89$; $p < 0,001$) et la richesse spécifique ($r = 0,81$; $p < 0,001$). Le bivalve *Abra alba* et les annélides polychètes *Magelona filiformis* et *Magelona johnstoni* présentent des corrélations significatives avec les autres paramètres faunistiques ainsi qu'avec les paramètres sédimentaires et physico-chimiques. Le bivalve *Abra alba* est l'espèce qui présente le plus de liens avec les paramètres faunistiques, sédimentaires et physico-chimiques. Ainsi, des corrélations significatives sont mesurées avec le sédiment, négative avec les teneurs en sables moyens ($r = -0,53$; $p < 0,05$) et positive avec les teneurs en particules fines ($r = 0,64$; $p < 0,05$). La porosité ($r = 0,73$; $p < 0,001$), la teneur en matière organique ($r = 0,50$; $p < 0,05$) ainsi que les teneurs en carbone ($r = 0,54$; $p < 0,05$) et azote ($r = 0,63$; $p < 0,01$) organique total sont en corrélations significatives positives avec la fréquence relative du taxon *Abra alba*. Les droites de régression établies entre les paramètres abiotiques comme la température, l'oxygène, la porosité et le % de fines montrent ces fortes

relations linéaires avec le mollusque bivalve *Abra alba* (Figure IV.1). Ce dernier est en corrélation négative avec la richesse spécifique ($r = -0,52$; $p < 0,01$) et corrélé de façon positive avec la fréquence relative du groupe trophique des suspensivores.

La corrélation de Pearson suggère un effet positif des concentrations en oxygène sur la fréquence relative de *Nephtys cirrosa* ($r = 0,59$; $p < 0,05$). Excepté pour cette espèce, les descripteurs faunistiques ne sont jamais corrélés ni avec les flux totaux moyens en oxygène, ni au relargage d'ammonium. Ce dernier paramètre est, quant à lui, négativement corrélé à la teneur en sables fins ($r = -0,50$; $p < 0,05$). Naturellement, la température de l'eau de surface est en relation positive avec les flux en oxygène ($r = 0,57$; $p < 0,05$) et en ammonium ($r = 0,51$; $p < 0,05$).

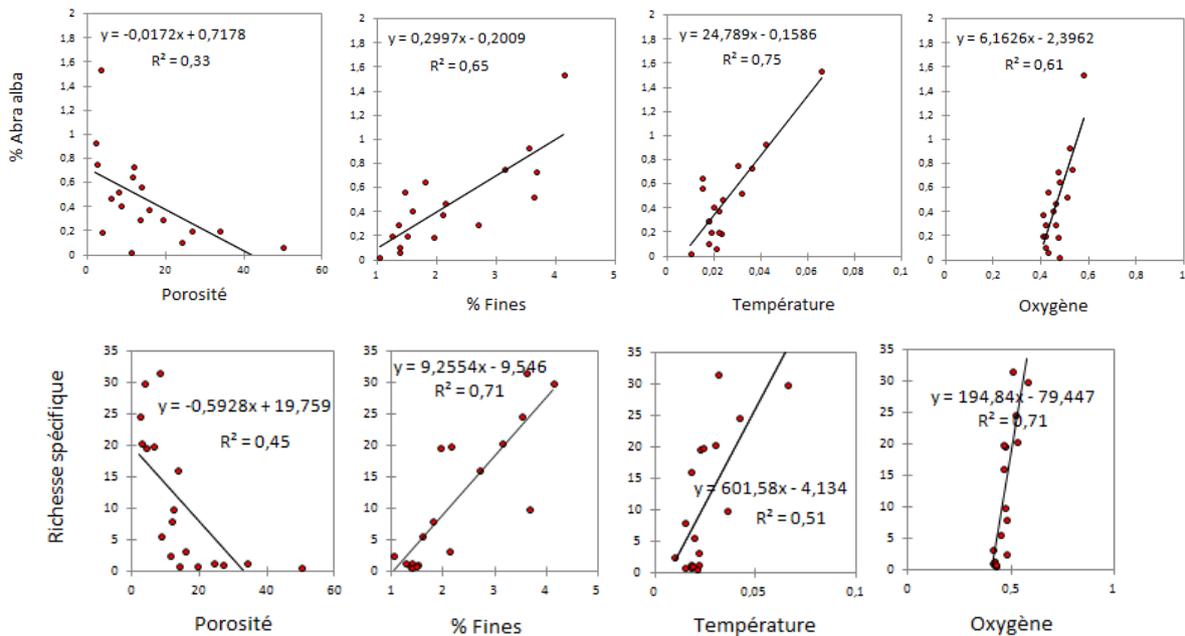


Figure IV.1. Droites de régression des relations significatives entre les facteurs biotiques (% *Abra alba* et la richesse spécifique) et les variables sédimentaires et physico-chimiques.

3. Procédure BIO-ENV

3.1. Méthodologie

L'approche de Clarke et Ainsworth (1993) appelée procédure BIO-ENV permet de relier les données environnementales aux représentations graphiques issues des MDS des données biotiques. Cette analyse repose sur l'hypothèse que les échantillons ayant des variables

similaires sur le plan physico-chimique doivent avoir une composition spécifique également similaire (dans l'hypothèse où seules les variables déterminantes ont été prises en compte). L'ordination basée sur ces variables abiotiques doit ressembler fortement à celle basée sur les variables biotiques. L'omission d'un facteur clé a pour effet de dégrader cette correspondance, ainsi que la prise en compte d'un facteur qui n'influence pas la structure de la communauté benthique.

La démarche de l'analyse BIO-ENV est schématisée sur la Figure IV.2. Les matrices de données biotiques et abiotiques sont traitées séparément de manière à leur attribuer les indices de similarité appropriés. La comparaison de l'ordination des données environnementales et de celles des données biotiques est réalisée de préférence directement sur les matrices de similarité.

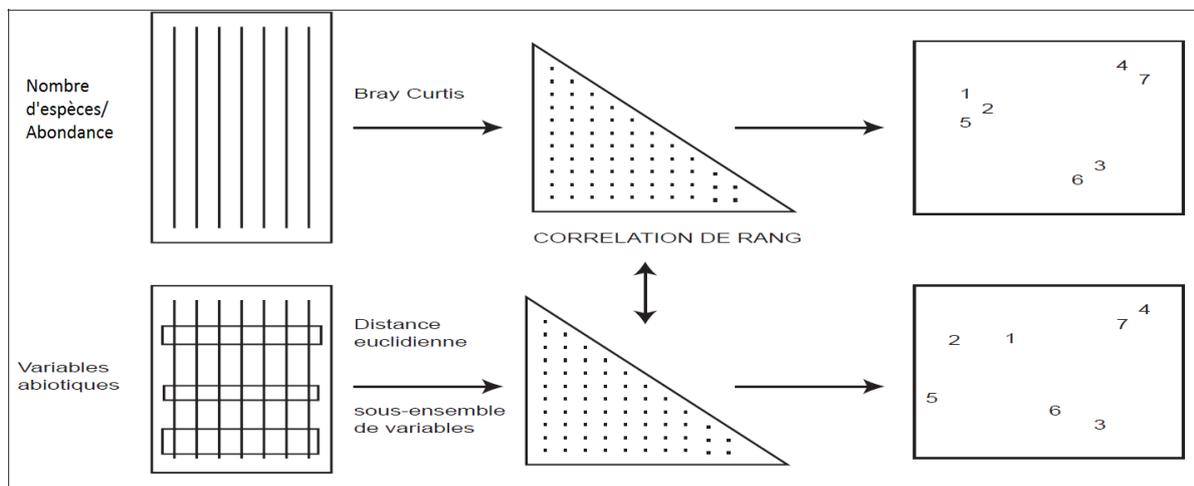


Figure IV.2. Schéma des différentes étapes permettant d'établir une relation entre les données biotiques et les variables environnementales (d'après Clarke et Ainsworth, 1993 ; tiré de Grall et Coïc, 2006).

La corrélation de rang est calculée pour les matrices des données biotiques et abiotiques. Pour cela, le coefficient de corrélation de rang de Spearman pondéré (p_w) est utilisé donnant plus de poids aux différences de rang des similarités entre les échantillons déterminés à partir des données biotiques et abiotiques. **L'approche adoptée est d'abord d'analyser les données biotiques et ensuite de savoir dans quelle mesure l'information apportée par les variables environnementales, prises en combinaison, correspondent à cette structure de la communauté macrobenthique.** Parmi les coefficients de corrélations obtenus (p_w), les plus forts pour chaque niveau de complexité sont sélectionnés. La valeur du coefficient croît jusqu'à un certain niveau de complexité (correspondant à la combinaison optimale des facteurs expliquant la répartition des espèces), puis décroît à mesure que les facteurs n'ayant

aucune influence sont ajoutés. Est ensuite sélectionné, le sous ensemble comportant un p_w maximum.

Le but de l'analyse BIO-ENV est de chercher à résoudre les questions suivantes :

- ❖ Comment peut être expliquée la structure de la communauté des sables moyens propres à *Nephtys cirrosa* à partir des différentes variables environnementales mesurées ?
- ❖ Quelles sont les variables qui expliquent le mieux cette structure, et quelles sont celles qui n'ont aucun effet ?
- ❖ Les variables explicatives sont-elles les mêmes entre les différents épisodes d'échantillonnages et/ou entre les différentes saisons ?

Les analyses BIO-ENV ont été réalisées à partir du logiciel PRIMER 6. La méthodologie décrite est tirée du manuel tutoriel fourni avec le logiciel et la synthèse des méthodes d'évaluation de la qualité du benthos en milieu côtier (Grall et Coïc, 2006) disponible sur le site du Rebent (www.rebent.org).

Pour cette analyse, les données abiotiques étudiées ont été les suivantes : (1) % MO, (2) % graviers, (3) % sables grossiers, (4) % sables moyens, (5) % sables fins, (6) % fines, (7) mode granulométrique principal et (8) distance de chaque station par rapport aux sites de clapages. Concernant les données biotiques, les matrices d'abondances ($\text{ind.} \cdot 0.3\text{m}^{-2}$) de la macrofaune benthique présente en chacune des 17 stations ont été utilisées. L'ensemble des espèces a été considéré. Les espèces rares n'ont pas été supprimées des matrices d'abondances des 17 stations présentes sur la zone de Machu. Comme évoqué dans le chapitre précédent, les résultats des analyses de regroupements montrent des assemblages macrobenthiques similaires avec ou sans les espèces rares (<1% ou 5% de l'abondance totale de l'échantillon considéré).

Des analyses BIOENV ont été réalisées pour les sept périodes d'échantillonnage entre mai 2012 et mars 2013. A noter que les données d'abondances ont été transformées par la fonction racine carré avant de réaliser les matrices de similarité en utilisant la distance de Bray-Curtis.

3.2. Résultats

En fonction de la période d'échantillonnages, les paramètres abiotiques explicatifs sont variables. Les plus larges combinaisons de variables (cinq ou six variables) contribuant à la meilleure corrélation (67 % et 69 %) entre les matrices de similarité des variables abiotiques et biotiques (Tableau IV.5 a et b) sont constatées lors des deux premières campagnes d'échantillonnages (respectivement en mai et juin 2012).

Elles concernent les variables abiotiques suivantes :

- ❖ % graviers, % sables grossiers, % sables moyens, fines, mode granulométrique ainsi que la distance (en mai 2012) ;
- ❖ % MO, % graviers, % sables grossiers, % sables moyens, % fines (en juin 2012).

Rappelons qu'au moment du deuxième suivi réalisé durant les clapages (en juin 2012), environ 250 000 m³ ont été déposés sur chacun des sites d'immersion nommés MABIO et MASED (cf chapitre III. Figure III.1). Environ 350 000 m³ et 150 000 m³ de sédiment ont été immergés sur les deux sites de clapages respectivement en mai et juin 2012.

La plus forte corrélation entre le jeu de variables environnementales et la matrice de similarité est observée lors du troisième échantillonnage. Les variables % MO, % sables moyens et distance montrent une corrélation de 79 % avec la matrice de similarité biotique de juillet 2012 (Tableau IV.5c). Durant le quatrième échantillonnage (octobre 2012, Tableau IV.5d), les variables % MO, % sables moyens, % sables fins et la distance sont les plus fortement corrélées avec les assemblages benthiques. A cette période, 500 000 m³ et 930 000 m³ de sédiments ont été déposés respectivement sur les sites de clapages MABIO et MASED. D'ailleurs, la majorité du dépôt de forme conique effectué sur le site de MASED a été réalisée entre le 26 juillet et le 9 octobre 2012 (environ 650 000 m³ déposés). A partir d'octobre 2012, le taux de corrélation entre les matrices de similarité des facteurs abiotiques et biotiques diminue, pour se situer entre 43 et 53 %. En janvier 2013 (sixième échantillonnage), les facteurs % sables grossiers, % graviers et distance sont corrélés à 48 % avec les assemblages faunistiques. Lors du dernier échantillonnage en mars 2013, les variables % MO, % fines et mode granulométrique contribuent à expliquer 52 % de la distribution des assemblages macrobenthiques sur le site de Machu.

La variable distance est le facteur abiotique expliquant le mieux les regroupements des stations de la zone de Machu pendant les clapages, d'une manière cohérente avec les assemblages faunistiques. Ce paramètre représente la distance d'une station considérée par rapport à la zone de clapages la plus proche. La variable abiotique distance a presque toujours fait partie de la combinaison "optimale" des variables ayant une forte corrélation avec la matrice de similarité obtenue à partir des données d'abondances des 17 stations de la zone de Machu. Ce paramètre seul a eu la plus forte corrélation avec les matrices de similarité biotiques (de 29 % en janvier 2013 à 71 % en juillet 2012, Tableau IV.5). Sa contribution a progressivement diminué au fur et à mesure de l'avancée des clapages. Cependant en mars 2013, la variable distance n'est plus apparue comme un facteur prépondérant dans le jeu de variables fortement corrélées avec les assemblages faunistiques (Tableau IV.5g).

Tableau IV.5. Résultats des analyses BIOENV montrant les combinaisons de variables environnementales, conforme aux meilleures corrélations existantes entre les matrices de similarité des facteurs biotiques (abondances) et abiotiques pour chaque période d'échantillonnage, mesurés selon la méthode de corrélation de rang de Spearman pondérée (p_w).

Nb de variables	p_w	Meilleure combinaison de variables
<i>(a) Premier échantillonnage (mai 2012)</i>		
1	0,401	distance
2	0,556	% sables grossiers, distance
6	0,667	% graviers, % sables grossiers, sables moyens, % fines, mode, distance
<i>(b) Deuxième échantillonnage (juin 2012)</i>		
1	0,454	% MO
2	0,589	% MO, % sables moyens
5	0,689	% MO, % graviers, % sables grossiers, % sables moyens, % fines
<i>(c) Troisième échantillonnage (juillet 2012)</i>		
1	0,708	distance
2	0,748	% MO, distance
3	0,778	% MO, % sables moyens, distance
<i>(d) Quatrième échantillonnage (octobre 2012)</i>		
1	0,293	distance
2	0,337	% MO, distance
4	0,432	% MO, % sables moyens, % fines, distance
<i>(e) Cinquième échantillonnage (novembre 2012)</i>		
1	0,356	distance
2	0,528	% MO, distance
<i>(f) Sixième échantillonnage (janvier 2013)</i>		
1	0,316	% sables grossiers
2	0,448	% sables grossiers, distance
3	0,483	% graviers, % sables grossiers, distance
<i>(g) Septième échantillonnage (mars 2013)</i>		
1	0,395	mode
2	0,506	% MO, mode
3	0,516	% MO, % fines, mode

Les lignes en gras indiquent les combinaisons de variables qui sont les plus corrélées avec les ordinations biotiques. p_w varie entre -1 (complète opposition des valeurs de rangs dans les deux matrices de similarité des facteurs biotiques et abiotiques) et +1 (correspondance totale entre les deux matrices de similarité biotique et abiotique).

4. Etat écologique des communautés

4.1. Classement des espèces en groupes écologiques

L'approche multivariée BIO-ENV des communautés benthiques permet une analyse très fine de leur structure et une mise en relation avec les paramètres environnementaux entre chaque

Chapitre IV : Relation entre la macrofaune benthique et les caractéristiques sédimentaires et physico-chimiques du site de Machu
phase de clapages. Cependant, aucune information quant à la qualité du milieu ne peut être apportée.

Les espèces peuvent être classées en différents groupes écologiques le long d'un gradient de pollution organique (Borja et al., 2000). Les espèces sont ainsi regroupées en cinq groupes écologiques présentant des degrés de sensibilité face à une pollution organique différents :

- ❖ Groupe 1 (GE I) : les espèces sensibles à une hyper-eutrophisation disparaissent les premières lorsqu'il y a un enrichissement du milieu en matière organique et réapparaissent les dernières lorsque des conditions redeviennent normales.
- ❖ Groupe 2 (GE II) : les espèces indifférentes à une hyper-eutrophisation.
- ❖ Groupe 3 (GE III) : les espèces tolérantes à une hyper-eutrophisation sont naturellement présentes dans les vases, mais comme leur prolifération est stimulée par l'enrichissement du milieu, elles sont alors un signe du déséquilibre du système.
- ❖ Groupe 4 (GE IV) : les espèces opportunistes de second ordre (situation de déséquilibre léger à prononcé) sont des petites espèces à cycle court (<1 an) proliférant dans les sédiments réduits, dans les zones polluées.
- ❖ Groupe 5 (GE V) : les espèces opportunistes de premier ordre (situation de déséquilibre prononcé) sont des dépositivores, proliférant dans les sédiments réduits sur l'ensemble de leur épaisseur jusqu'à la surface.

4.2. Indice biotique : AMBI

Le coefficient biotique appelé aussi AMBI a été mis au point par l'AZTI pour statuer sur l'état écologique des masses d'eau le long de la côte basque par Borja et al. (2000). Il consiste à pondérer le pourcentage de chaque groupe écologique (GI à GV) présent par le poids de sa contribution dans la représentation du niveau de perturbation (accroissement de matière organique ; Tableau IV.6).

L'AMBI est défini selon la formule suivante :

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

La répartition des taxa au sein de chacun des groupes et le calcul de l'indice sont effectués à partir du logiciel AMBI 5.0 mis à disposition par l'AZTI (<http://ambi.azti.es/>). Le logiciel a été mis à jour en mai 2013 et attribue un groupe écologique à près de 6500 espèces.

Tableau IV.6. Equivalences entre les valeurs de l'AMBI, la classification du site, l'état écologique définis par la Directive Cadre Eau ainsi que l'état des communautés d'après Borja et al. (2000) et Borja et al. (2004)

Classification du site	Valeur de l'indice AMBI	Etat écologique (DCE)	Dominance des groupes écologiques	Etat des communautés
Non stressé	0,0 < AMBI < 0,2	Très bon	I	Normal
	0,2 < AMBI < 1,2			Appauvri
Légèrement 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		Médiocre	V
	5,5 < AMBI < 6	Fortement stressé		
Extrêmement stressé	Azoïque	Mauvais	Azoïque	Azoïque

Selon la valeur de l'AMBI, l'état de la communauté est qualifiée de normal à azoïque faisant aussi référence à un degré de stress propre au site d'étude (de non stressé à extrêmement stressé). L'avantage de cette méthode est de fournir une variable continue qui, grâce à une équivalence écologique indique le statut écologique (de mauvais à très bon, Borja et al., 2003 Tableau IV.6) définis par la Directive Cadre sur l'Eau (DCE).

4.3. Indice biotique modifié : M-AMBI

En complément de l'indice biotique AMBI, l'indice biotique modifiée M-AMBI est un indice multicritère. Le M-AMBI développé par Muxika et al. (2007) repose sur une analyse factorielle en fonction de l'indice biotique AMBI, la diversité de Shannon (H') et la richesse spécifique par rapport à un état de référence. Une valeur de référence a été définie faisant référence à un environnement non perturbé (situation de pré-clapages), dans laquelle les valeurs correspondant à la richesse spécifique, l'abondance et l'indice de diversité de Shannon (H') sont élevées. Le 80eme centile le plus élevé des trois paramètres faunistiques généraux a été choisi comme valeurs de référence comme proposé précédemment par Grimes et al. 2010 : richesse spécifique = 57, indice de diversité de Shannon = 5,12 et AMBI = 0,76.

Tableau IV.7. Equivalences entre les valeurs du M-AMBI et les différents états écologiques (d'après Muxika et al., 2007)

Etat Ecologique	Valeur du M-AMBI
Mauvais	$0,00 < M-AMBI \leq 0,20$
Médiocre	$0,20 < M-AMBI \leq 0,39$
Moyen	$0,39 < M-AMBI \leq 0,55$
Bon	$0,55 < M-AMBI \leq 0,85$
Très bon	$M-AMBI > 0,85$

Le statut écologique fait référence à l'état écologique des masses d'eau développé dans le cadre de l'implantation de la Directive Cadre de l'Eau (DCE). Une équivalence entre les valeurs de l'indice biotique modifié M-AMBI et les états écologiques a été définie (Muxika et al., 2007 ; Tableau IV.7).

4.4. Résultats

Afin d'étudier l'état écologique des communautés et de pouvoir comparer les résultats aux données acquises durant les suivis en situation de pré-clapages, les analyses suivantes ont été réalisées pour trois périodes différentes. La première période concerne les données acquises lors des deux suivis en situation de pré-clapages (avril 2010 et novembre 2011) sur l'ensemble des 17 stations sur le site de Machu. Chaque station est composée de trois réplicats. La deuxième période considère les données acquises en situation de clapages, à des moments d'échantillonnage similaire à la situation de pré-clapages (mai 2012 et novembre

2012) sur l'ensemble des 17 stations sur le site de Machu. Chaque station est aussi composée de trois réplicats. Une troisième période est étudiée, elle concerne l'ensemble de la période de clapages et représente sept suivis (mai 2012 à mars 2013). Cette démarche permet de connaître l'état écologique de l'ensemble de la zone de Machu en considérant toutes les données acquises sur la période de clapages expérimentaux.

4.4.1. Indice biotique : AMBI

Distribution des différents groupes écologiques

❖ Situation de pré-clapages

La distribution des différents groupes écologiques, tels que définis auparavant, montre une nette dominance des groupes écologiques I et II (Figure IV.3). La proportion relative du groupe écologique I est comprise entre 22 % (AK7B, réplicat 2) et 79 % (AK8B, réplicat 3) et celle du groupe écologique II entre 16 % (AK7D, réplicat 2) et 70 % (AK4E, réplicat 1). Aucune espèce opportuniste de premier ordre (groupe V) n'a été recensée. Les valeurs de l'indice biotique AMBI ont quant à elles évolué entre 0,41 (AK8B, réplicat 3) et 1,58 (AK4A, réplicat 2) au cours du suivi entre avril 2010 et novembre 2011 (pré-clapages), ce qui équivaut à des **statuts écologiques qualifiés de très bons à bons** (Tableau IV.6).

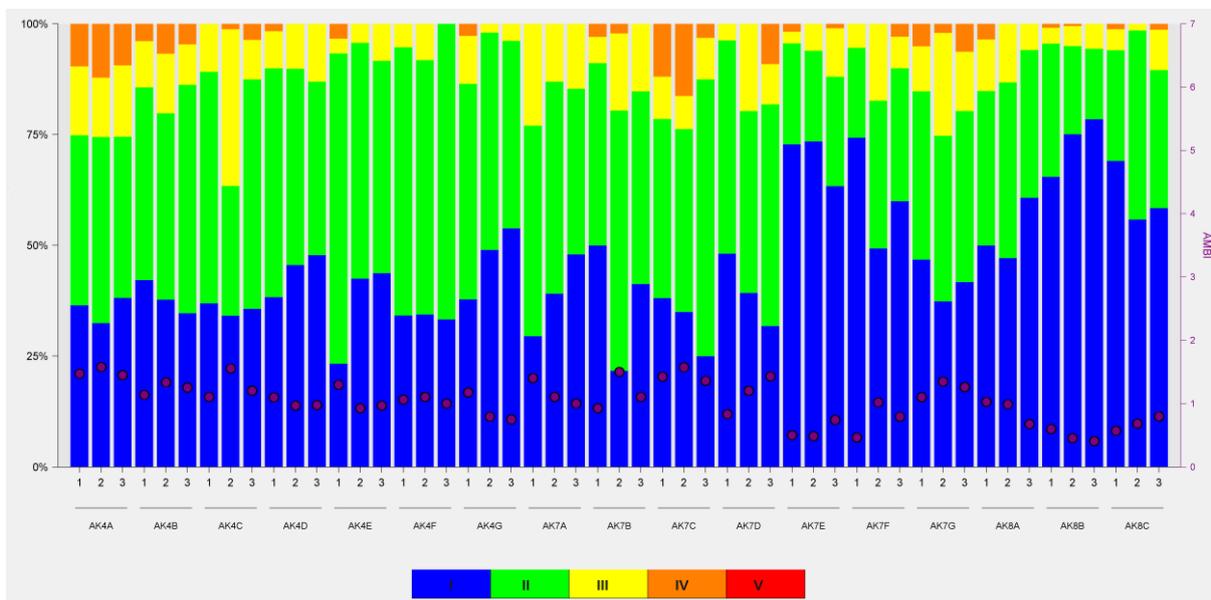


Figure IV.3. Contribution des cinq groupes écologiques et valeur moyenne de l'indice biotique AMBI (point fushia) pour les 17 stations de la zone de Machu entre avril 2010 et novembre 2011 (situation avant clapages).

❖ Situation de clapages (mai 2012 et novembre 2012)

La distribution des différents groupes écologiques montre également une nette dominance des groupes écologiques I et II (Figure IV.4). La proportion relative du groupe écologique I est comprise entre 0 % (par exemple AK4C, réplikat 2) et 100 % (AK7D, réplikat 2) et celle du groupe écologique II entre 0 % (AK7D, réplikat 2) et 92 % (AK4D, réplikat 1). Le groupe V, faisant référence aux espèces opportunistes de premier ordre, apparaît avec les clapages, représentant entre 0 % (par exemple, AK4A, réplikat 1) et 3 % (AK4C, réplikat 1) (Figure IV.5). Les valeurs de l'indice biotique AMBI ont quant à elles évolué entre 0 (AK7D, réplikat 2) et 2,15 (AK4C, réplikat 2) au cours des suivis de mai 2012 et novembre 2012, ce qui correspond à des **statuts écologiques qualifiés de très bons à bons**.

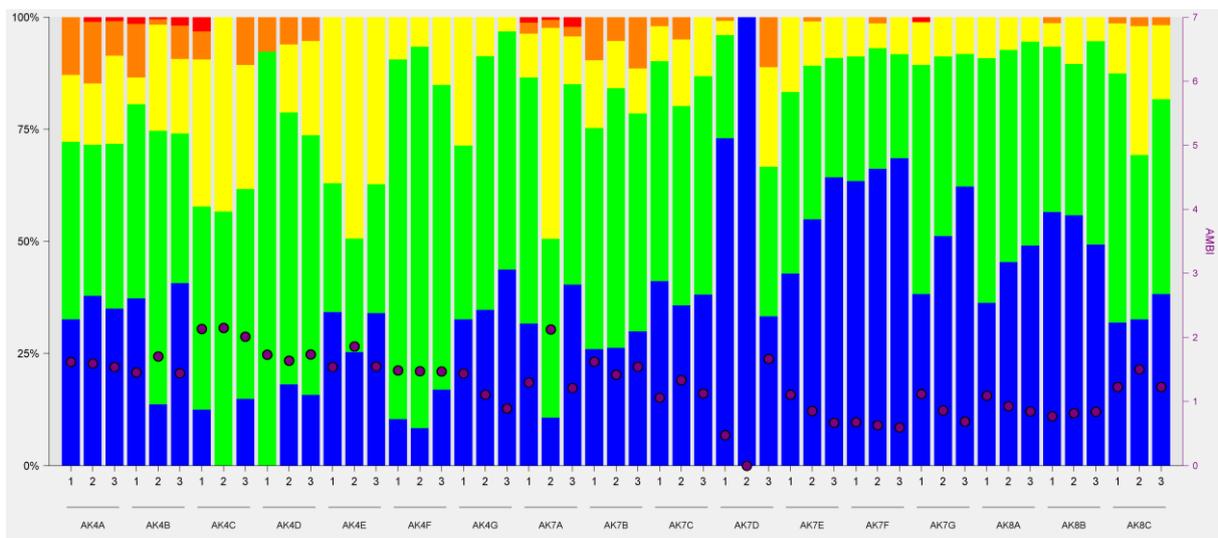


Figure IV.4. Contribution des cinq groupes écologiques et valeur moyenne de l'indice biotique AMBI (point fushia) pour les 17 stations de la zone de Machu pour les périodes de mai 2012 et novembre 2012 (situation pendant clapages).

❖ Situation de clapages (entre mai 2012 et mars 2013)

La distribution des différents groupes écologiques montre également une nette dominance des groupes écologiques I et II (Figure IV.5). La proportion relative du groupe écologique I est comprise entre 7 % (AK4C, réplikat 3) et 79 % (AK7D, réplikat 2) et celle du groupe écologique II entre 14 % (AK7D, réplikat 2) et 88 % (AK4B, réplikat 3). Ils font référence aux espèces sensibles (Groupe I) ou indifférentes (Groupe II) à une perturbation, comme par exemple les clapages de sédiments dragués. Le groupe V, faisant référence aux espèces opportunistes de premier ordre, apparaît avec les clapages, représentant entre 0 % (exemple, AK8A, réplikat 1) et 26 % (AK4D, réplikat 2) (Figure IV.5). Les valeurs moyennes de l'indice biotique AMBI ont quant à elles évolué entre 0,41 (AK7D, réplikat 2) et 3,08 (AK4D, réplikat 2) au cours du suivi entre mai 2012 et mars 2013, **ce qui correspond à des statuts écologiques qualifiés de très bons à bons**.

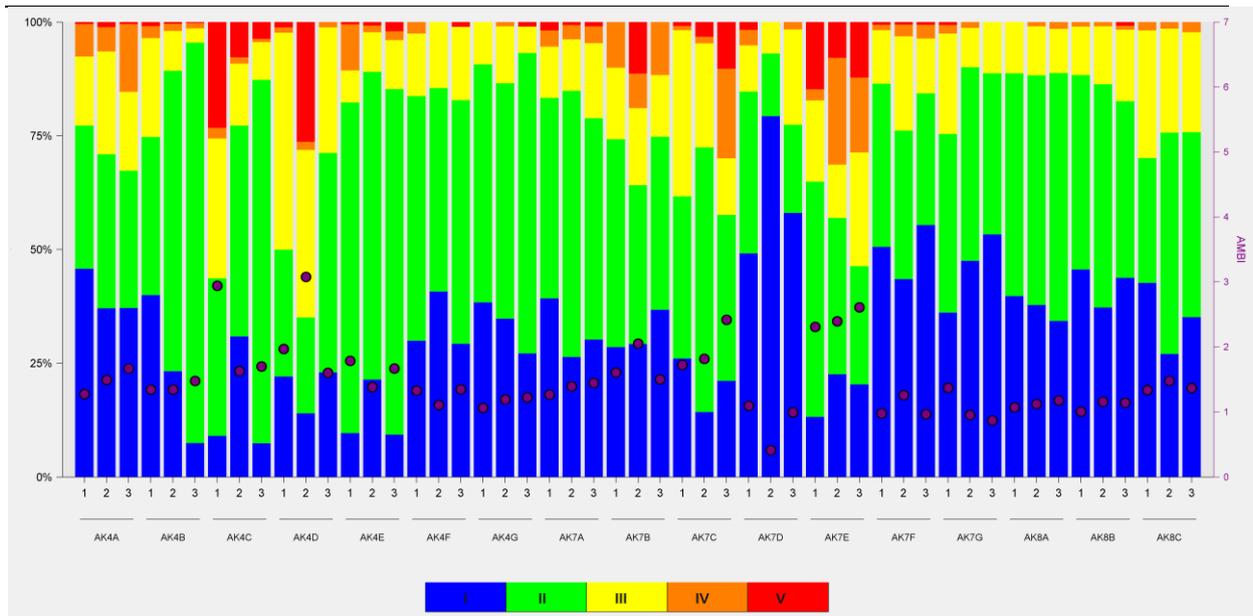


Figure IV.5. Contribution des cinq groupes écologiques et valeur moyenne de l'indice biotique AMBI (point fushia) pour les 17 stations de la zone de Machu entre mai 2012 et mars 2013 (situation pendant clapages).

4.4.2. AMBI et classification du site de Machu

Le calcul de l'indice biotique AMBI a permis de caractériser le site de Machu en fonction de la proportion des différents groupes écologiques et donc de l'état des communautés benthiques.

❖ Situation de pré-clapages

L'AMBI moyen est compris entre 0,49 (AK8B) et 1,45 (AK7C) caractérisant le site de Machu de non stressé à légèrement stressé (Figure IV.6). Les écarts-types illustrent une faible variabilité entre les réplicats de chaque station.

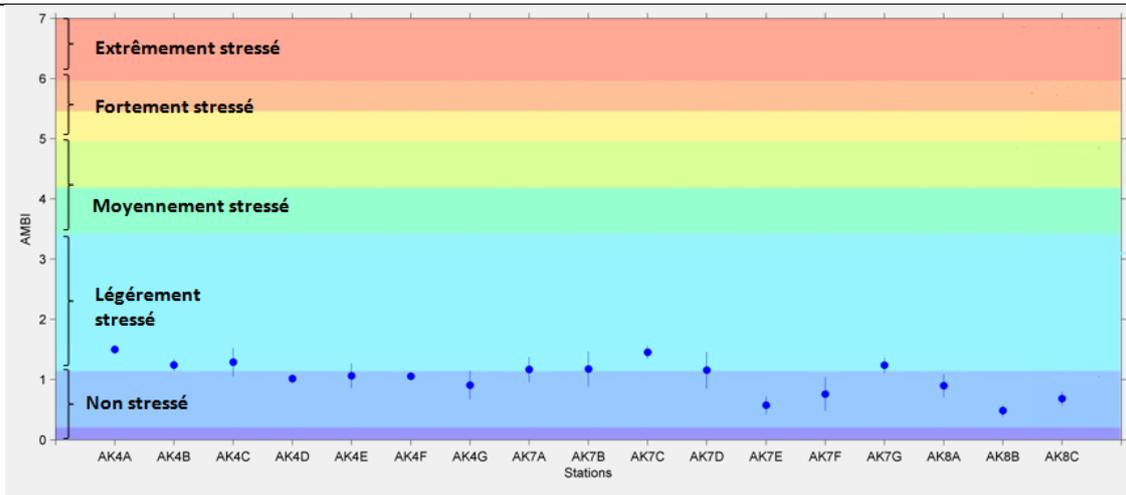


Figure IV.6. Classification des 17 stations du site de Machu en lien avec la distribution de l'AMBI moyen en situation de pré-clapages.

❖ En situation de clapages (mai 2012 et novembre 2012)

L'AMBI moyen est compris entre 0,63 (AK7F) et 2,10 (AK4C) caractérisant le site de Machu de non stressé à légèrement stressé. Les écarts-types illustrent une faible variabilité entre les répliqués de chaque station (Figure IV.7)

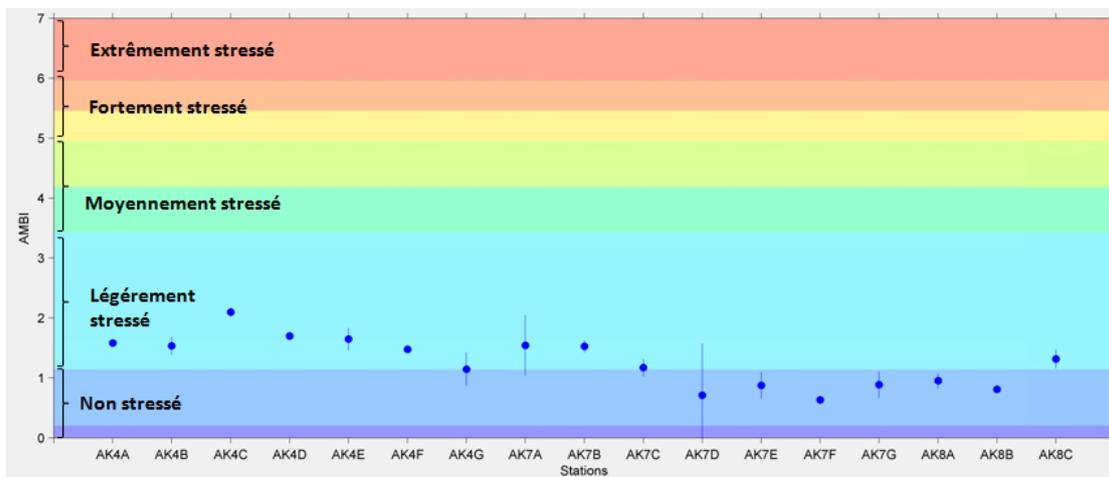


Figure IV.7. Classification des 17 stations du site de Machu en lien avec la distribution de l'AMBI moyen en situation de clapages (mai 2012 et novembre 2012)

❖ Situation de clapages (mai 2012 à mars 2013)

L'AMBI moyen est compris entre 0,83 (AK7D) et 2,44 (AK7E) caractérisant le site de Machu de non stressé à légèrement stressé (Figure IV.8). Les écarts-types illustrent une variabilité assez forte entre les répliqués de certaines stations, notamment au niveau de celles situées sur les sites de clapages, surtout MABIO.

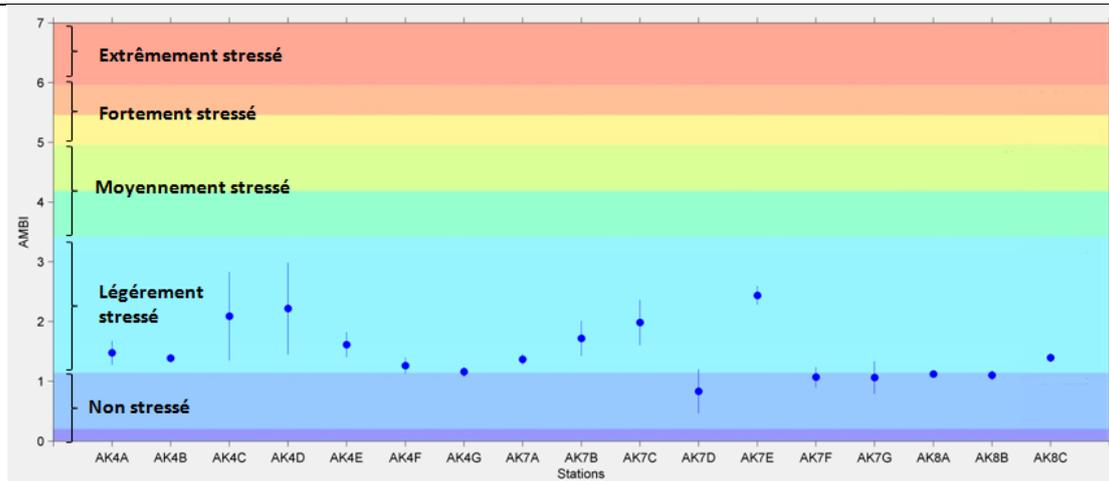


Figure IV.8. Classification des 17 stations du site de Machu en lien avec la distribution de l'AMBI moyen en situation de clapages (de mai 2012 à mars 2013).

4.4.3. Indice biotique modifié M-AMBI

❖ Situation de pré-clapages

En situation de pré-clapages, les valeurs de M-AMBI sont comprises entre 0,70 (AK4E) et 1 (AK4A) faisant référence à des états écologiques qualifiés de bons à très bons (Figure IV.9).

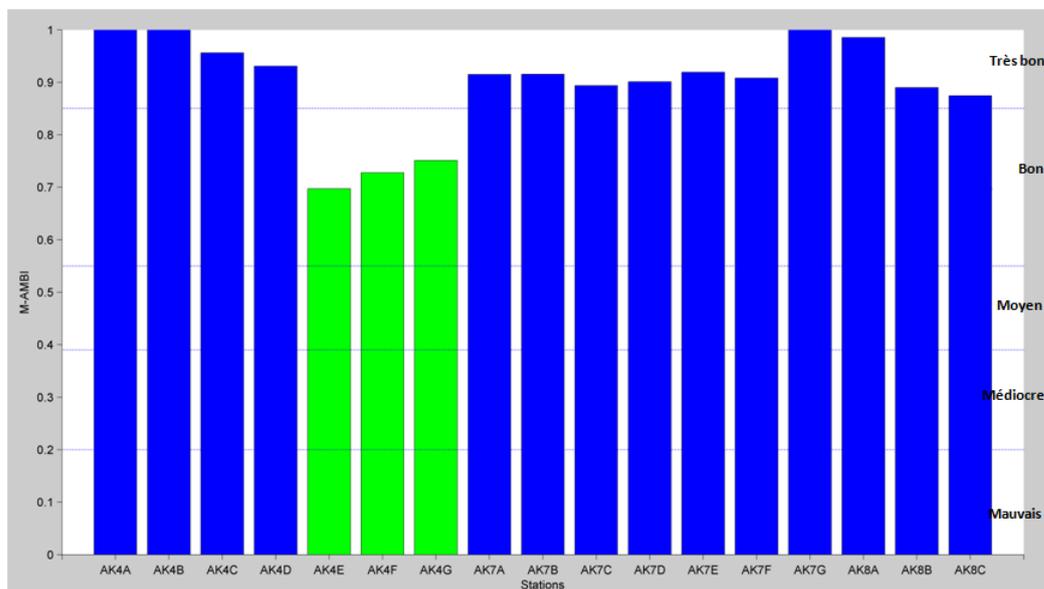


Figure IV.9. Distribution de l'indice biotique modifié M-AMBI des 17 stations du site de Machu en situation de pré-clapages. Les valeurs en vert correspondent à un état écologique défini comme bon. Les valeurs en bleu correspondent à un état écologique défini comme très bon.

❖ Situation de clapages (mai 2012 et novembre 2012).

Les valeurs de M-AMBI sont comprises entre 0,61 (AK4D) et 0,97 (AK7E) faisant référence à des états écologiques qualifiés de bons à très bons (Figure IV.10).

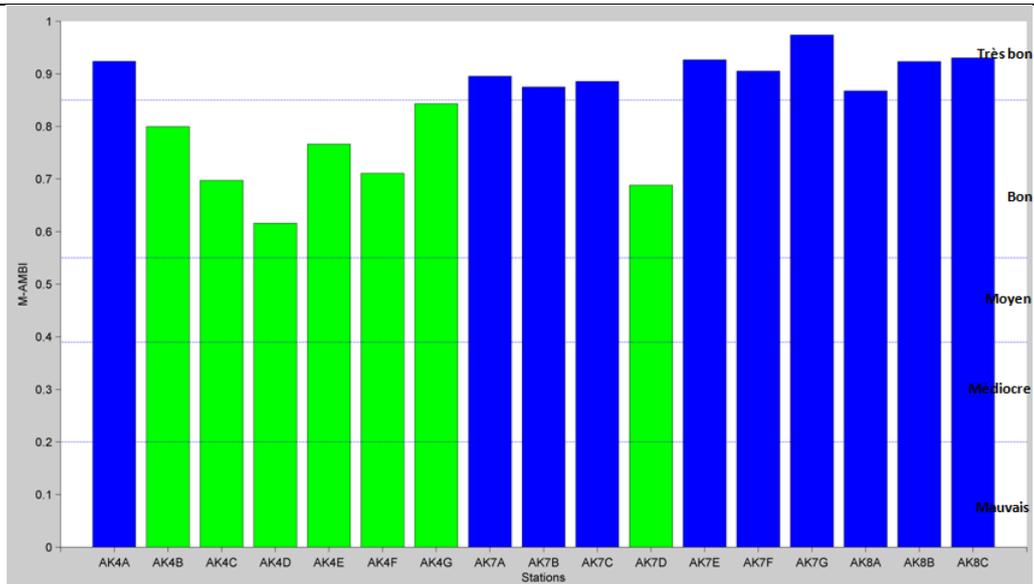


Figure IV.10. Distribution de l'indice biotique modifié M-AMBI des 17 stations du site de Machu en situation de clapages (mai 2012 et novembre 2012). Les valeurs en vert correspondent à un état écologique défini comme bon. Les valeurs en bleu correspondent à un état écologique défini comme très bon.

❖ Situation de clapages (mai 2012 à mars 2013)

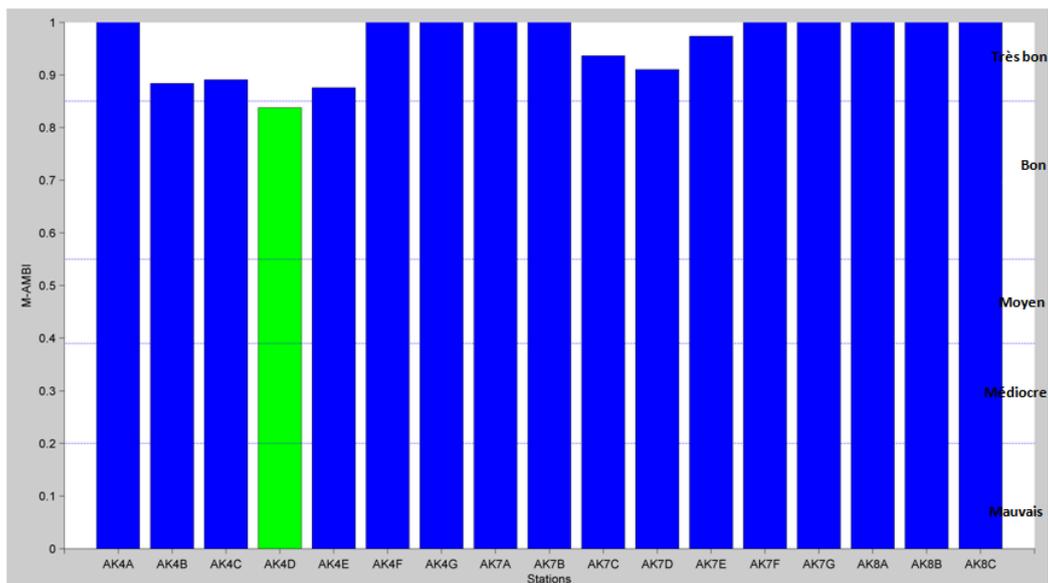


Figure IV.11. Distribution de l'indice biotique M-AMBI des 17 stations du site de Machu en situation de clapages. La valeur en vert correspond à un état écologique défini comme bon. Les valeurs en bleu correspondent à un état écologique défini comme très bon.

Toutes les stations échantillonnées sur le site de Machu, en situation de clapages, ont montré des statuts écologiques pouvant être qualifiés de bons à très bons (Figure IV.11). Aucune station localisée sur les points d'impact des clapages n'a présenté un mauvais état écologique. Les valeurs de M-AMBI sont élevées, comprises entre 0,84 (AK4D) et 1 (par exemple AK4A). La valeur la plus faible est attribuée à la station AK4D directement soumise aux clapages expérimentaux sur le site MABIO. Rappelons que le calcul est fait à partir de

Chapitre IV : Relation entre la macrofaune benthique et les caractéristiques sédimentaires et physico-chimiques du site de Machu

données acquises durant sept suivis, en considérant toutes les saisons notamment la fin du printemps et l'été où les valeurs de densité totale et de richesse spécifique sont beaucoup plus élevées. Ainsi, bien que les clapages aient eu lieu sur une phase d'une année, notamment sur le site de clapages MABIO, les importantes recrutements et migrations d'adultes ont permis d'obtenir de très bons états écologiques sur 16 des 17 stations étudiées.

5. Discussion

La mise en relation de la macrofaune benthique étudiée avec les caractéristiques sédimentaires et physico-chimiques du milieu a permis de montrer de nettes connexions entre divers paramètres. L'exploration et la compréhension des liens entre la macrofaune benthique et les variables environnementales sont nécessaires pour mieux comprendre l'impact des expérimentations de clapages sur les écosystèmes marins. Cette synthèse permet aussi de mieux évaluer l'état écologique du milieu anthropisé. Les réponses benthiques à différentes variables environnementales ne sont pas toujours faciles à établir, puisqu'elles dépendent notamment fortement de la région, du type d'habitat, de l'intensité de la pression anthropique, des conditions hydrodynamiques et de la résistance de la macrofaune benthique (Van Hoey et al., 2009).

5.1. Distribution des taxa dominants et influence des paramètres sédimentaires et physico-chimiques

5.1.1. Influence de la taille des particules

La composition sédimentaire est souvent le facteur prédominant dans la distribution des communautés macrobenthiques et des espèces (Thiébaud et al., 1997 ; Seiderer et Newell, 1999 ; Miller et al., 2002). Les résultats des études de corrélations ont permis de mettre en évidence un schéma de distribution des espèces dominantes lié de façon étroite à la taille des particules sédimentaires (Tableau IV.4). A titre d'exemple, le bivalve *Abra alba* met en évidence une corrélation positive avec les teneurs en particules fines contrairement aux annélides polychètes *Magelona johnstoni* et *Nephtys cirrosa* qui sont négativement corrélés avec cette même fraction granulométrique. Cette différence s'est aussi vérifiée avec les particules plus grossières. En effet, l'espèce *Nephtys cirrosa* est en corrélation positive avec les sables moyens alors que l'espèce *Magelona johnstoni* est en relation positive avec les sables fins. Ces deux dernières espèces majoritairement récoltées sont logiquement affines des sables propres. **Ces observations illustrent la notion de réponse spécifique des espèces dominantes en relation avec les variations sédimentaires du milieu.** La réponse des communautés développée ici suggère un rôle structurant du sédiment dans la répartition des espèces comme l'ont montré par exemple Teske et Wooldrige (2003) ainsi que Janson (2007) dans l'estuaire de la Seine.

Une approche expérimentale en mésocosmes a été réalisée par Janson (2007). L'un des objectifs principaux de cette expérience était d'étudier la survie de la macrofaune benthique suite à des dépôts sédimentaires variables de par leur nature, leur épaisseur et leur stabilité. Pour réaliser la manipulation, des prélèvements *in situ* de la macrofaune benthique issue de la communauté de sables fins plus ou moins envasés à *Abra alba-Lagis koreni* ont été entrepris sous deux faciès : (1) typique et (2) appauvri en raison de la dessalure liée aux apports de la Seine. Les échantillons ont été effectués à deux périodes : (1) au sortir de l'hiver et (2) en période de recrutement. Différents lots d'enceintes expérimentales ont été soumis à des dépôts sédimentaires vaseux et sablo-vaseux d'épaisseur variable (2 ou 6 cm) remaniés ou non. Les résultats ont montré un impact significatif des dépôts sédimentaires, quel que soient leur nature, leur épaisseur ou leur degré de stabilité sur l'abondance et la richesse spécifique au sortir de l'hiver. L'arrivée de particules sédimentaires a engendré en période hivernale une mortalité significative du macrobenthos. En revanche, les conséquences n'ont pas été les mêmes en fonction des espèces considérées. En période printano-estivale, les abondances du bivalve *Abra alba* et le polychète *Owenia fusiformis* n'ont pas été affectées significativement à l'inverse du polychète *Lagis koreni*. Cette résistance face aux dépôts sédimentaires varie largement selon le taxon ou le groupe fonctionnel considéré (Snelgrove et Butman 1994 ; Hall, 1994). Le bivalve *Abra alba* semble être une espèce adaptée à vivre dans un milieu perturbé tel que ceux correspondant à des expérimentations de clapages. La relation négative, hautement significative, qu'il développe avec le paramètre distance illustre cette observation. Ainsi, le bivalve *Abra alba* a montré une cinétique contraire aux autres espèces dominantes présentes au sein de la communauté benthique en place sur la zone de Machu pendant les expérimentations de clapages. **En général, les bivalves font partie des espèces les plus adaptées à supporter des enfouissements. Elles possèdent des adaptations métaboliques qui leur permettent de supporter des conditions d'hypoxie.**

5.1.2. Influence de la matière organique et de sa qualité

La qualité mais aussi la quantité en matière organique interviennent au niveau des communautés dans l'abondance et la distribution des taxa (Pearson et Rosemberg, 1978). Face aux variations de la teneur en matière organique et sa qualité, la réponse des taxa dominants peut être très variable. Dans cette étude, les taxa dominants montrent une réponse différente face aux variations des teneurs en matière organique. **Ainsi, les annélides polychètes *Magelona filiformis*, *Magelona johnstoni* et *Nephtys cirrosa* présentent des corrélations**

négatives avec la teneur en matière organique du sédiment *a contrario* du bivalve *Abra alba*.

Les quantités de carbone et d'azote organique représentent la part labile de la matière organique potentiellement utilisable comme nourriture par les organismes. Ils contribuent significativement à la variabilité spatiale du mollusque bivalve *Abra alba*. En effet, ce dernier est corrélé positivement avec la teneur en matière organique et à sa qualité (% carbone organique et azote organique). Dans le cas des autres taxa, la teneur en carbone organique ou azote organique ne contribue pas à leur variabilité. Cela signifie que ces organismes macrobenthiques sont capables de proliférer malgré une faible quantité de matière labile ou que d'autres facteurs sont davantage limitants. De la même façon, exceptée pour les suspensivores, les résultats de corrélations montrent que la teneur en matière organique et sa qualité (teneur en carbone organique et azote organique) ne contribuent pas à la variabilité de la fréquence des groupes trophiques.

Cette observation va à l'encontre des résultats de certaines études montrant une absence de relation entre les groupes trophiques des carnivores/omnivores et les suspensivores avec la matière organique. Une relation avec le régime alimentaire et le mode de collecte de la nourriture est établi (Peeters, 2004 ; Hermand et al., 2008). Les suspensivores capturent des particules nutritives grâce à différentes stratégies telles que la sécrétion de mucus, la création de courants d'eau ou par des organes spécialisés. **Ceci amène à penser que dans la présente étude, les conditions hydrodynamiques ont pu favoriser la capture des éléments nutritifs par les organismes suspensivores.**

5.1.3. Influence du substrat sur les processus biogéochimiques

D'étroites relations ont pu être établies entre les processus biogéochimiques, les caractéristiques sédimentaires et faunistiques du milieu. Les flux totaux moyens en ammonium et en oxygène ont montré des corrélations significatives avec la température. L'intensité de la minéralisation augmente avec la température, et est aussi dépendant de la qualité et de la quantité de matière organique disponible à la surface des sédiments. La matière organique joue un rôle important dans le fonctionnement des écosystèmes. Elle a diverses origines : continentale (lessivage des sols), est issue de la production biologique (producteurs primaires) mais est aussi liée aux activités humaines (agriculture, industries). Selon sa quantité et sa qualité, elle va être plus ou moins dégradable en subissant des processus de minéralisation via les mécanismes bactériens présents dans la colonne d'eau ou

dans le sédiment. L'oxygène dissous présent en sub-surface va jouer le rôle d'oxydant dans le processus de dégradation de la matière organique, puis une cascade de réactions consistant en la réduction successive de nitrates, des oxydes de manganèse et de fer, des sulfates, puis du dioxyde de carbone, va intervenir en profondeur (Froelich et al., 1979).

L'intensité de la minéralisation est aussi fortement influencée par la nature granulométrique du substrat. Le rôle de la granulométrie s'est clairement exprimé dans notre étude puisqu'une corrélation négative a été établie entre l'ammonium et la teneur en sables fins. Au sein de sédiment riche en vase, l'oxygène disparaît dès les premiers millimètres de la colonne sédimentaire laissant place à la minéralisation anaérobie. La cohésion des particules fines limite la circulation de l'eau interstitielle, ce qui entraîne une accumulation des produits de dégradation, principalement l'ammonium et des échanges lents de substances dissoutes entre le sédiment et la colonne d'eau. Intrinsèquement liée à la granulométrie, la porosité va en effet influencer la circulation de l'eau interstitielle dont les concentrations en substances dissoutes dépendent de son taux de renouvellement (Santschi et al., 1990). Cette caractéristique physique du sédiment régit alors les voies de minéralisation de la matière organique dans la colonne sédimentaire.

Dans cette présente étude, des relations logiques ont été montrées entre la porosité et la taille des particules : corrélative positive significative entre porosité et teneur en sables fins, corrélation négative entre porosité et teneur en sables moyens (Tableau IV.4). Précisons que la porosité n'est pas le seul paramètre responsable de la circulation des fluides interstitiels (perméabilité), la taille des vides intervient aussi : à porosité comparable, un sable est perméable (vides de taille relativement grande), alors qu'une argile est imperméable (vide de très petite taille, attraction de l'eau à la surface des particules). Ainsi, un sédiment peut être très poreux et imperméable et un autre moins poreux et perméable.

Les relations significatives observées entre les paramètres chimiques et faunistiques sont beaucoup plus rares. Une seule relation positive a été montrée entre l'oxygène et la fréquence relative de l'annélide polychète *Nephtys cirrosa*. Aucune autre relation n'a été établie entre les paramètres ammonium et oxygène et l'ensemble des paramètres faunistiques (fréquence relative des cinq taxa considérés, fréquence relative des groupes trophiques...). De nombreuses études visant à étudier les interactions entre la macrofaune et les processus biogéochimiques ont montré cette difficulté à établir des corrélations entre ces derniers. En général, la granulométrie et la teneur en matière organique sont connus comme les principaux facteurs contrôlant l'intensité de la demande en oxygène du sédiment (Fitch et Crowe, 2011).

Dans la bibliographie, la relation entre le paramètre ammonium et l'activité biologique est assez difficile à démontrer. Plusieurs études (Boucher, 1997 ; Raffaelli et al., 2003 ; Janson, 2007 ; Tous Rius, 2012) ont déjà souligné cette observation rejoignant l'hypothèse de Lawton (1994) selon laquelle l'ammonium serait un marqueur biogéochimique aléatoire, possédant un comportement qualifié idiosyncrasie. L'auteur explique que la diversité et la fonctionnalité de l'écosystème sont liées de façon indéterminée et stochastique. Cette observation indique que l'ammonium semblerait être un mauvais marqueur de l'activité macrobenthique. **Dans cette présente étude, aucune relation significative n'a été mise en évidence entre la matière organique (et sa qualité) et les flux totaux moyens en ammonium et oxygène. En revanche, une corrélation négative significative entre l'ammonium et la teneur en sables fins a été établie.**

On peut avancer que les espèces dominant numériquement les stations dans la zone de Machu ont pu profiter de faciès sédimentaires assez variables autour des zones de clapages, engendrant une différenciation dans l'organisation de ces espèces colonisatrices au sein de la zone perturbée. **Les expérimentations de clapages à petite échelle de la baie de Seine (quelques kilomètres) et à court terme (10 mois de dépôts) ont accentué l'effet mosaïque d'habitats qui existait déjà avant les clapages. Les immersions induisent une hétérogénéité de l'habitat et des variations à petite échelle des espèces dominantes présentes au sein de la communauté benthique comme cela a déjà été décrit ailleurs (Morrisey et al., 1992).**

5.2. Quid des autres suivis étudiés dans le cadre des expérimentations de clapages sur le site de Machu ?

L'analyse des relations entre les paramètres biotiques et environnementaux a montré un schéma de la distribution de la macrofaune benthique en fonction des paramètres abiotiques, notamment les paramètres sédimentaires. D'autres facteurs contribuent aussi à minimiser l'impact des immersions de clapages sur la macrofaune benthique. Ces observations peuvent être mises en relation avec d'autres paramètres biotiques et abiotiques mesurés dans le cadre des suivis pris en charge par le GMPR et les laboratoires associés en baie de Seine orientale dans le cadre des expérimentations de clapages sur le site de Machu.

5.2.1. Chlorophylle *a* et phéopigments

La teneur en matière organique a eu un effet positif sur la densité totale et négatif sur la diversité des espèces. Concernant les fréquences relatives des groupes trophiques, une seule corrélation positive a été établie entre la teneur en matière organique et les suspensivores. Durant les expérimentations de clapages, la teneur en matière organique a augmenté principalement autour des zones de clapages, comme l'a souligné la corrélation négative de la teneur en matière organique et de la distance. Néanmoins, les teneurs sont restées assez faibles en comparaison avec d'autres mesures de teneurs en matière organique dans l'embouchure de la Seine. La chlorophylle *a* est un pigment photosynthétique permettant de quantifier la biomasse totale de phytoplancton actif (par opposition à la matière végétale morte quantifiée par les phéopigments). Ainsi, le suivi de la chlorophylle *a* paraît important pour juger (1) si les ressources trophiques sont suffisantes dès ce premier maillon de la chaîne alimentaire, (2) si le phytoplancton est suffisamment productif pour favoriser l'oxygénation des eaux et (3) à l'inverse, si les biomasses observées ne sont pas excédentaires, au risque d'entraîner des surconsommations d'oxygène lors de la dégradation de ces populations phytoplanctoniques (Foussard et Etcheber, 2011). Son étude dans le cadre du suivi de la qualité de l'eau réalisé par le GPMR a montré une variation saisonnière où des teneurs plus élevées ont été mesurées en mai 2012 et juillet 2012 comparativement à la période hivernale (Tableau IV.8). Les produits de dégradation, les phéopigments sont toujours inférieurs aux concentrations en chlorophylle *a* (Tableau IV.8) illustrant une part importante de matière fraîche.

Tableau IV.8. Concentrations en chlorophylle *a* et phéopigments sur la station AK4D en situation de pré-clapages (novembre 2011) et de clapages (mai 2012 à février 2013) à différentes profondeurs (source : GPMR).

Date	AK4D 1m sous-surface					AK4D milieu					AK4D 1m du fond				
	Nov 11	Mai 12	Juil 12	Nov 12	Fév 13	Nov 11	Mai 12	Juil 12	Nov 12	Fév 13	Nov 11	Mai 12	Juil 12	Nov 12	Fév 13
Chlorophylle <i>a</i> (µg/l)	<1,0	13,1	6,3	<1,5	1,0	<1,0	1,7	4,8	<1,50	0,7	<1,0	1,7	1,5	<1,5	0,5
Phéopigments (µg/l)	<1,0	3,1	2,6	<1,5	<0,5	<1,0	1,5	3,3	<1,5	<0,5	<1,0	1,1	3,9	<1,5	1,7

Cette source d'alimentation disponible a sans doute permis d'offrir à la macrofaune benthique et notamment aux suspensivores un complément de nourriture, la matière organique présente

Chapitre IV : Relation entre la macrofaune benthique et les caractéristiques sédimentaires et physico-chimiques du site de Machu dans le sédiment sur la zone de Machu n'est pas très élevée (<5%) comparée à des taux supérieurs de 10 % enregistrés à l'embouchure de Seine (Janson, 2007).

5.2.2. Qualité chimique des sédiments

La qualité chimique des sédiments, non étudiée dans le cadre du présent travail, joue aussi un grand rôle sur la macrofaune benthique. Généralement, dragages et rejets des sédiments en mer posent le problème de la mobilité des éléments toxiques et de leurs effets sur les organismes vivants. Les processus qui interviennent dans le relargage ou l'immobilisation des contaminants associés au sédiment sont contrôlés par les propriétés physico-chimiques de l'environnement du site de dépôt (Alzieu et al., 1999). De faibles concentrations en contaminants sur les zones de dragages et de clapages vont contribuer à diminuer l'impact des immersions. Dans le cadre des expérimentations de clapages menées par le GPMR, la qualité des sédiments a été étudiée sur la zone draguée du chenal de navigation (Brèche et Engainement) ainsi que sur la zone de Machu avant puis à la fin des expérimentations de clapages. Les analyses ont porté sur les éléments préconisés par la réglementation dans la circulaire du 14 juin 2000, qui concernent les métaux lourds, les polychlorobiphényles (PCBs), les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAPs) et les organo-étains-MBT, DBT et TBT. Les sédiments des zones draguées ainsi que ceux présents sur la zone de dépôts ont montré des teneurs en métaux lourds, en PCB, en TBT (et ses dérivés) et en HAP inférieures au niveau réglementaire N1 GEODE⁵. **Les résultats des analyses chimiques des sédiments déposés concernant les métaux lourds ont montré des taux similaires à ceux observés lors de l'état initial, y compris sur les stations directement impactées par les clapages.** L'impact des expérimentations de clapages a créé une détérioration locale de la macrofaune benthique causée par l'immersion de plusieurs milliers de mètres cubes de sédiments non contaminés. L'absence de contaminants a favorablement joué un rôle dans la structure de la communauté des sables moyens propres à *Nephtys cirrosa*.

⁵ En milieu marin et estuarien, le référentiel français est précisé par l'arrêté du 14 juin 2000. Cet arrêté précise deux seuils (N1 et N2) pour les teneurs chimiques (actuellement métaux et PCB), seuils proposés par le groupe GEODE, qui ont été établis par la France dans le cadre de la convention OSPAR. Ils visent les opérations de dragage et d'immersion. Le niveau 1 (N1), au-dessous duquel les opérations de dragage et d'immersion seraient autorisées sans autre étude : l'impact potentiel est jugé neutre ou négligeable, les valeurs observées se révélant comparables aux « bruits de fond » environnementaux. Le niveau (N2), au dessus duquel les opérations d'immersions sont susceptibles d'être interdites sous réserve que cette interdiction soit la solution de gestion la moins dommageable pour l'environnement : une investigation complémentaire est généralement nécessaire car des indices peuvent laisser présager un impact potentiel de l'opération. Une étude d'impact approfondie est alors jugée indispensable.

5.2.3. Halieutique

L'immersion de sédiments sablo-vaseux peut entraîner des modifications physiques ou chimiques sur l'environnement : la destruction des communautés benthiques peut avoir un effet néfaste sur les populations halieutiques, le macrobenthos étant une ressource d'alimentation importante pour les poissons. La disparition de la nourriture pour de nombreux poissons affecte les réseaux trophiques au sein des écosystèmes marins. L'étude halieutique a été réalisée par la Cellule du Suivi du Littoral Normand (CSLN) dans le cadre des expérimentations de clapages. Le comportement des espèces de poissons en réponse aux incidences apparaît différent selon les espèces et selon le type d'impact (direct ou indirect, plus ou moins récent). Généralement, les espèces comme la sole, la plie ou la limande se sont concentrées sur la zone à proximité des clapages, notamment après chaque phase d'immersion sur le site de clapages MABIO. D'autres espèces comme la petite sole jaune sont généralement moins abondants sur la zone impactée qu'aux alentours (GPMR, données non publiées).

5.3. Le site de Machu : une zone propice aux futurs clapages ?

5.3.1. Capacité de récupération élevée

Basées sur les analyses de corrélation et d'ordination, **les stations étudiées sur le site de Machu ont montré une tendance claire de la distribution en relation avec leur distance par rapport aux sites de clapages.** En effet, les résultats montrent que la structure des assemblages macrobenthiques des stations de clapages et des stations en périphérie diffèrent durant les épisodes de clapages. Ces résultats coïncident avec ceux de Cruz-Motta et al. (2004) montrant une différence de structure au sein des communautés benthiques dans la baie de Cleveland (Australie) immédiatement (15 jours) après un dépôt de clapages. En revanche, trois mois après la fin des immersions, cette différence n'est plus observable, ce qui illustre une rapide réponse des organismes face à la perturbation anthropique. Les analyses BIOENV dans cette présente étude, soulignent le même phénomène. Lors des épisodes de clapages de 250 000 m³ de sédiment sur le site de MABIO (1^{er}, 3^{ème}, 5^{ème} phase d'échantillonnage) ajoutés aux 650 000 m³ de sédiments déposés seulement entre juillet et octobre 2012 sur le site de MASED (3^{ème} et 4^{ème} échantillonnage), le paramètre distance contribue très fortement à expliquer la distribution des assemblages faunistiques sur Machu. La plus forte contribution du paramètre distance a été observé en juillet 2012 (3^{ème} échantillonnage) au moment des recrutements de juvéniles, ce qui a probablement accentué la différence de structure des communautés macrobenthiques entre les stations de clapages et les stations en périphérie. L'effet des clapages est généralement immédiat car il est aisément reconnu que l'immersion de matériel de dragage entraîne une asphyxie et un enfouissement des organismes. De nombreux auteurs ont en effet démontré que les jeunes post-larves sont très sensibles à l'enfouissement (Elmgren et al., 1986 ; Bouma et al., 2001). En fonction du temps, la contribution du paramètre distance a diminué plus ou moins progressivement jusqu'à disparaître en mars 2013 suggérant que la fin des clapages depuis 3 mois sur le site de MASED aurait permis aux assemblages de récupérer plus facilement jusqu'à avoir des taux similaires aux stations de référence. Ce raisonnement semble en accord avec les résultats décrits dans le chapitre précédent (Chapitre III., Figure III.11) montrant des valeurs plus élevées de l'abondance sur les stations de clapages que sur des stations de référence en janvier 2013 et mars 2013. Quant aux valeurs de richesse spécifique, elles étaient quasiment similaires en mars 2013.

5.3.2. Caractère écotonal d'espèces dominantes

Le site de Machu est dominé majoritairement par les annélides polychètes *Magelona filiformis*, *Magelona johnstoni*, *Nephtys cirrosa* et *Spiophanes bombyx* caractéristiques de la communauté des sables moyens propres à *Nephtys cirrosa* de la partie orientale de la baie de Seine (Prygiel, 1987) et au sud de la mer du Nord (Desroy et al., 2002 ; Van Hoey et al., 2004). Au coté de ces espèces affines aux sables, les espèces typiques de la communauté des sables fins plus ou moins envasés à *Abra alba-Lagis koreni* (*Owenia fusiformis*, *Abra alba*) se juxtaposent à la communauté des sables moyens propres à *Nephtys cirrosa*. **Les espèces *Abra alba* et *Owenia fusiformis* illustrent le caractère écotonal de ces communautés benthiques qui assurent la transition entre la communauté des sables moyens propres à *Nephtys cirrosa* et celle de la communauté des sables fins plus ou moins envasés à *Abra alba - Lagis koreni*.**

Le vaste ensemble sablo-vaseux (400 km²) à proximité du site de Machu qui s'étend de l'embouchure de la Seine vers le sud, face à Deauville et jusqu'au nord, entre le Cap de la Hève et le Cap d'Antifer (Gentil et al., 1986 ; Thiébaud et al., 1997) abrite la communauté à *Abra alba*, l'une des plus riches en abondance et biomasse des mers européennes (Thiébaud et al., 1997 ; Dauvin et Desroy, 2005). Plusieurs espèces, notamment, le bivalve *Abra alba* présentent un cycle de vie benthopélagique, composé d'une vie larvaire planctonique, d'une phase de recrutement, puis d'une phase adulte benthique. Sa phase larvaire réduit la compétition avec les adultes et lui assure des capacités de dispersion et de colonisation de nouveaux habitats comme la zone de Machu enrichie en matière organique. Le bivalve *Abra alba* possède une grande capacité de tolérance aux variations du milieu de par sa faible exigence écologique et est capable de réaliser plusieurs pontes par an, lui offrant de grandes capacités de reproduction (Dauvin et Gentil, 1986). C'est une espèce pionnière ou colonisatrice de milieux perturbés, caractérisée par une courte durée de vie, une forte croissance et une longue vie larvaire. En période de recrutement, le mollusque bivalve *Abra alba* présente de très fortes densités au sein de la communauté des sables moyens propres à *Nephtys cirrosa*. Dans cette étude, ce phénomène naturel a pu être observé en été au moment des campagnes de pré-clapages puis durant les clapages. La présence de l'espèce *Abra alba* au sein de milieux sableux faiblement envasés a déjà été montrée par de nombreux auteurs, notamment en mer du Nord (Duineveld et al., 1991 ; Künitzer et al., 1992 ; Van Hoey et al., 2004), dans la partie est de la Manche (Desroy et al., 2002), sur le site de clapages actuel du Kannik du GPMR (Chouquet, 2013) et dans le bassin d'Arcachon (Bachelet et al., 1996).

5.3.3. Etat écologique des communautés macrobenthiques à l'issue des expérimentations de clapages

Cette synthèse des relations entre les facteurs biotiques et environnementaux permet aussi de mieux évaluer l'état écologique du milieu anthropisé. L'indice multicritère M-AMBI a été retenu par la France pour qualifier l'état des masses d'eaux côtières dans la cadre de la DCE. La distribution des groupes écologiques mesurée sur le site de Machu en situation de pré-clapages et de clapages montre une dominance des groupes I et II. En revanche, la proportion du groupe V (opportunistes de premier ordre) diffère entre les deux périodes. Elle est nulle en période de pré-clapages et évolue jusqu'à 26 % en période de clapages. Néanmoins, le calcul de l'AMBI a permis de mettre en évidence des états écologiques (définis dans le cadre de la DCE) qualifiés de bon à très bon et ceci pour les deux phases. A son tour, le calcul de l'indice biotique modifié M-AMBI a mis en évidence des états écologiques qualifiés de bons à très bons. Ce dernier prend en considération dans son calcul, les valeurs de la richesse spécifique, la diversité de Shannon et les valeurs de l'AMBI. Durant les clapages, les périodes de printemps et été ont montré des valeurs élevées en diversité et abondance, ce qui a permis d'avoir des valeurs de M-AMBI parfois supérieures à celles mesurées en situation de pré-clapages. **Tout ceci concoure à démontrer que le site de Machu est favorable pour l'immersion de dépôts de dragage du GPMR.**

L'étude de l'impact des expérimentations de clapages en baie de Seine révèle que la granulométrie, la teneur en matière organique et sa qualité, la porosité, les composés dissous présents à l'interface eau-sédiment contrôlent la distribution de la macrofaune au sein du sédiment. Les organismes benthiques, qui vivent à l'interface eau-sédiment et dans les sédiments superficiels, sont directement exposés aux variations des conditions sédimentaires et physico-chimiques du milieu. Dans le chapitre V, des recommandations et un protocole adapté sont proposés dans le cadre des expérimentations de clapages sur le site de Machu afin de minimiser les impacts sur l'environnement des futurs clapages en baie de Seine

Chapitre V :

**Recommandations pour minimiser les impacts
des clapages et favoriser une récupération
rapide des habitats benthiques
sur le secteur de Machu.**

Chapitre V : Recommandations pour minimiser les impacts des clapages et favoriser une récupération rapide des habitats benthiques sur le secteur de Machu.

La connaissance des impacts potentiels et/ou réels des immersions de matériel de dragage sur l'environnement marin constitue un élément précieux dans l'élaboration d'un protocole de suivi adapté pour détecter les effets (MEMG, 2003). Les conséquences potentielles des clapages concernent dans un premier temps le système physique qui se trouve altéré et qui à son tour affecte la santé du système biologique. Les effets éventuels sur ce dernier affectent de nombreux maillons de la chaîne trophique (producteurs primaires, faune benthique, les poissons, les oiseaux, les mammifères marins...) pouvant se répercuter ensuite sur les activités de pêche et sur la conservation du milieu (Elliot et al., 1998). Notre connaissance de ces effets et des liens entre les différentes réponses peuvent être perçus comme un schéma conceptuel naturellement complexe, de par la nature du système et les changements potentiels entre la zone de dragage et de clapage (Figure V.1 ; adapté d'après Elliott et Hemingway, 2002).

1. Impacts potentiels des clapages sur l'environnement marin

1.1. Incidences des opérations de clapages sur le milieu physique

Les immersions ont d'abord pour conséquence d'altérer la bathymétrie (Fredette et French, 2004) des fonds du site récepteur, qui à leur tour modifient la couverture sédimentaire ainsi que le régime hydrodynamique de la zone concernée. Intimement liées à la structure et le fonctionnement des invertébrés, des modifications du substrat et des conditions hydrodynamiques auront des conséquences sur les communautés benthiques en place, et sur les fonctions trophiques que peuvent représenter ces habitats benthiques (Elliot et al., 1998). A leur tour, les organismes macrobenthiques influencent certaines espèces piscicoles démersales. Ces dernières présentent des affinités au substrat et la modification de la nature sédimentaire des fonds peut également se traduire par des changements de la faune piscicole benthodémersale.

Le second effet majeur des clapages est la mise en suspension des sédiments clapés affectant la turbidité de l'eau. Ainsi, les opérations de clapages peuvent occasionner localement et de façon temporaire une libération de particules fines lors du dépôt de sédiment (lorsqu'il en contient), créant ainsi la formation de panaches turbides (Wu et al., 2007 ; Houziaux et al., 2011). L'augmentation de la turbidité a des répercussions sur la production primaire et le fonctionnement des organismes vivants (Essink, 1999). En effet, la production du phytoplancton est directement dépendante de la pénétration de la lumière dans la colonne d'eau qui est à son tour entravée par la concentration de matière organique en suspension. Cependant, le phénomène de turbidité est plutôt local et temporaire, et a un faible effet sur des écosystèmes lors des opérations de clapages. A noter que les engins de pêche notamment les chaluts, provoquent aussi une remise en suspension des sédiments fins (Watling et Norse, 1998) dont la gravité peut être comparable à d'autres perturbations marines naturelles et anthropiques tout comme les activités liées aux extractions de granulats marins (Duclos, 2012). Enfin, dans des conditions naturelles, les courants, la houle et le vent peuvent engendrer des perturbations physiques équivalentes à celles provoquées par les travaux de clapages (Bolam et Ress, 2003).

La mise en suspension des sédiments, la formation d'un nuage de turbidité en surface, puis le dépôt des sédiments dépendent de plusieurs facteurs comme la méthode d'extraction et de dépôt, la nature des sédiments, en particulier son contenu en particules fines et les conditions hydrodynamiques. L'accroissement de la turbidité est généralement localisée et temporaire, du fait de la formation d'agrégats au sein du nuage turbide, qui ont une vitesse de chute plus élevée que les particules fines isolées. L'amplitude du nuage turbide dépend aussi de la nature des sédiments : l'impact est plus important dans le cas de particules très fines comme les silts et surtout les argiles qui nécessitent un temps de sédimentation très élevé (Alzieu, 1999). L'impact est plus limité dans le cas du dragage de sables et bien sûr de graviers et galets.

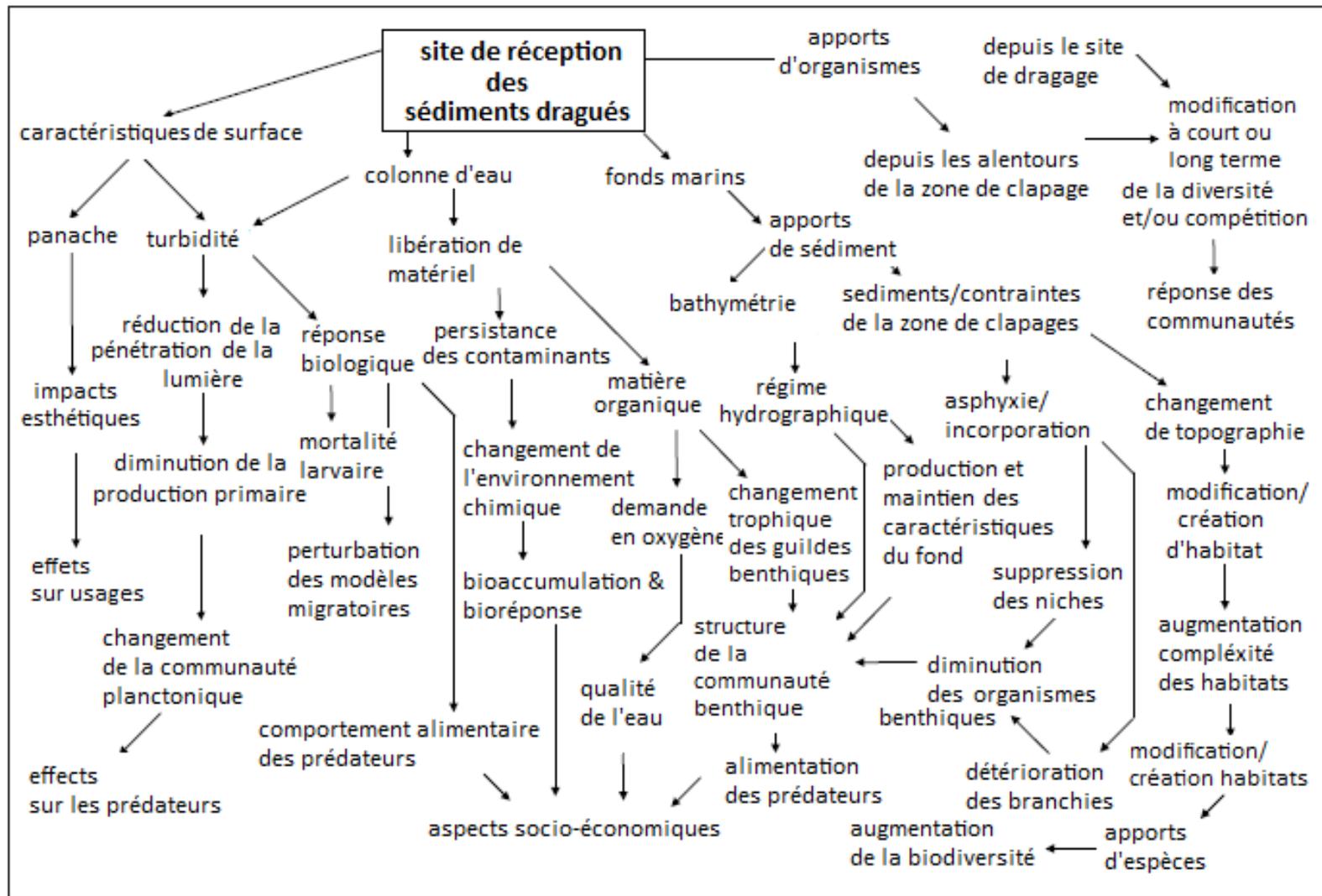


Figure V.1. Modèle conceptuel des impacts environnementaux potentiels présents sur le site de réception des sédiments dragués (adapté de Elliott et Hemingway, 2002)

1.2. Incidences des opérations de clapages sur la qualité chimique du milieu

Les opérations de clapages entraînent la libération de matériel potentiellement contaminé. Cette contamination est aussi fonction de la granulométrie des particules draguées et rejetées, plus importante avec de fortes teneurs en vases argileuses. Elle peut comprendre la présence de métaux lourds, de polychlorobiphényles (PCBs), d'hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAPs), d'organo-étains-MBT, DBT et TBT et de pesticides... (Stronkhorst, 2003). Leur rejet pose le problème de la mobilité et de la disponibilité des éléments et substances toxiques et de leurs effets sur les organismes vivants. Les processus qui interviennent dans le relargage ou l'immobilisation des contaminants associés au sédiment sont régulés par les propriétés physico-chimiques de l'environnement du site de dépôt (Ross, 1994 ; Ernst, 1996), mais sont aussi liés à l'activité microbologique. Par exemple, les sédiments fins anoxiques libérés dans la colonne d'eau oxygénée peuvent causer une libération de polluants précédemment piégés du fait des conditions chimiques anoxiques. De la même manière, la matière organique dans le sédiment peut créer une augmentation de la demande en oxygène (Giles et al., 2006 ; Janson, 2007). De nombreux compartiments biologiques vont être à l'origine de l'augmentation de la demande en oxygène, comme la micro- et la méiofaune qui affectent les taux de minéralisation à l'interface eau-sédiment et stimulent les processus anaérobies (Roy et al., 2002).

Les espèces chimiques réductrices présentes dans les sédiments et capables d'interagir avec l'oxygène dissous, sont principalement en solution dans l'eau interstitielle du sédiment. Ces espèces sont des dérivés du soufre (H_2S , HS^- , S^{2-}), du fer réduit (Fe^{2+}), et du manganèse (Mn^{2+}). La demande en oxygène permettant la décomposition de la matière organique par les bactéries et l'oxydation des sulfures est limitée à la surface des particules. Ainsi, les échelles de temps de consommation d'oxygène deviennent plus longues et les réactions d'oxydo-réduction deviennent plus importantes une fois le sédiment déposé sur le fond. Toutefois, dans la bibliographie, on trouve plusieurs controverses concernant les effets des dragages sur les teneurs en oxygène dissous. Certaines études ont montré que la dispersion d'un nuage turbide pouvait avoir un effet important sur les teneurs en oxygène (Frankenberg et Westerfield, 1968). A l'inverse, une faible diminution de la teneur en oxygène dissous ($\sim 1 \text{ mg.l}^{-1}$) a été

observée en baie de Chesapeake (Biggs, 1970) ou dans la baie de Mobile en Alabama (Brown et Clark, 1968).

Au cours des opérations de clapages, d'importantes quantités de sels nutritifs peuvent être relarguées dans la masse d'eau à proximité de la zone d'exploitation. En général, une diminution progressive des teneurs en sels nutritifs est observée, suite à des phénomènes tels que l'adsorption sur les particules en suspension, l'utilisation par le phytoplancton (van Beusekom & de Jonge 1998), les processus de nitrification bactérienne et/ou de l'oxydation chimique. Lauwaert et al. (2011) ont montré que l'adsorption des contaminants chimiques et des nutriments est déterminée par la présence de limons plutôt que de sables, ce qui montre que la taille des particules peut être un facteur déterminant sur les composantes biotiques et abiotiques.

1.3. Incidences des opérations de clapages sur le milieu vivant

Les impacts que les organismes peuvent subir du fait des opérations de clapages peuvent être de nature différente. Généralement, ils se matérialisent par des modifications physiques ou chimiques de l'environnement. En effet, les impacts directs concernent la destruction mécanique des espèces et des habitats par des dépôts sur les sites de clapage. Les espèces touchées sont prioritairement celles qui sont inféodées au substrat (espèces benthiques) et à mobilité réduite.

L'impact immédiat sur les organismes benthiques concerne l'enfouissement par le recouvrement des sédiments, le stress et l'étouffement par les panaches turbides (Miller et al., 2002). En effet, les espèces benthiques qui vivent en étroite liaison avec le fond marin et possèdent une mobilité réduite sont très exposées aux effets des travaux de clapages. De manière générale, une grande majorité de la faune et de la flore disparaît ou est très fortement réduite suite aux dépôts (Zimmerman et al., 2003 ; Witt et al., 2004 ; Bolam et al., 2006b). Chez les crustacés et bivalves, des adaptations métaboliques leur permettent de supporter des conditions d'hypoxie importante et augmentent ainsi leur chance de survie. Les polychètes et les mollusques possèdent quant à eux une meilleure mobilité qui leur permet de pouvoir rejoindre plus facilement l'interface eau-sédiment et ainsi d'éviter l'enfouissement et l'asphyxie (Hinckey et al., 2006). Les espèces les plus résistantes sont les suspensivores car à l'aide de leur siphon, ils peuvent survivre à un recouvrement d'au moins 50 cm (Maurer et al., 1986).

Les espèces pélagiques, puisque vivant dans la colonne d'eau, sont moins impactées par les travaux de clapages ; elles possèdent une réelle mobilité qui leur permet de fuir plus facilement les zones de clapages. Dans le cas des poissons, ils sont capables d'éviter les zones impactées, zone où la turbidité est trop importante et peuvent ainsi survivre aux dépôts de dragage (Wilber et al., 2002). En revanche, lorsqu'ils se nourrissent exclusivement d'organismes benthiques, ils peuvent être fortement impactés en raison de la destruction et l'altération des communautés benthiques. Si les sédiments sont trop altérés et empêchent une recolonisation plus ou moins rapide, les poissons tendent à désertir le biotope (Alzieu, 1999). Les oeufs, les larves des poissons et le plancton de manière générale sont sensibles à l'émission de panaches turbides et à la libération de nutriments ou de contaminants chimiques dans la colonne d'eau.

Les impacts indirects (différés dans le temps ou l'espace) des travaux sont essentiellement liés à la remise en suspension de particules et à l'émission de panaches turbides affectant le fonctionnement de l'écosystème. Les impacts potentiels englobent la production primaire, la perturbation des organismes filtreurs, la migration des poissons, et la diminution de la survie des oeufs et des larves pélagiques. Ils peuvent également affecter les activités de prédation des poissons, des oiseaux et des mammifères marins.

En résumé, les effets des dépôts de dragage sur les assemblages benthiques sont diverses (e.g. Van Dolah et al., 1984 ; Harvey et al., 1998 ; Roberts et al., 1998 ; Smith & Rule, 2001). Par conséquent, il est difficile de faire des scénarios précis et de formuler des hypothèses quant à l'impact des dépôts de dragage sur la structure des communautés benthiques et du temps que mettra un écosystème à retrouver son état initial. La gravité de l'impact causé par le dépôt de déblais de dragage dépend de multiples facteurs, tels que la quantité de matériel déposé, des méthodes de dragage et de dépôts utilisées, des propriétés des matériaux dragués ainsi que des différentes caractéristiques de la zone de clapages (Alzieu, 1999).

De plus, la tolérance des individus à l'ensevelissement peut varier au cours de l'année. Concernant ce point, les résultats des études sont divers. Tettelbach et al. (1998) estiment pour leur part que les populations sont plus tolérantes aux processus de sédimentation en hiver plutôt qu'en été du fait que les tempêtes les plus violentes sont en hiver et rendent ainsi les espèces plus résistantes aux perturbations. A l'inverse, Essink (1999) et Powilleit et al. (2006 ; ouest de la mer baltique, baie de Mecklenburg) précisent que la température est un facteur décisif dans la tolérance de la macrofaune à un dépôt massif ; ils expliquent que la survie des

organismes est meilleure en été, en raison d'une activité métabolique plus élevée. Les individus, dont leurs capacités en hiver se trouvent ralenties, sont incapables de réajuster leur position dans la colonne sédimentaire et de regagner l'interface pour éviter l'asphyxie suite à l'ensevelissement.

Cette capacité de résistance peut aussi varier considérablement suivant le groupe fonctionnel auquel appartient l'espèce considérée. Essink (1999) explique que chaque espèce possède une épaisseur maximale en deçà de laquelle elle est capable de pouvoir migrer et remonter à l'interface eau-sédiment. Les espèces au stade juvénile, lors des périodes de recrutement peuvent être avantagées et capables de migrer plus facilement à la surface, du fait de leur taille plus petite (Janson, 2007).

1.4. Processus de recolonisation des écosystèmes impactés

La réponse de la perturbation de la macrofaune benthique a été souvent utilisée comme indicateur de l'impact des opérations de dragage et clapage (Boyd et al., 2003 ; Bolam et al., 2006b ; Hermand, 2008).

Les réponses écologiques du benthos à des opérations de clapages dépendent de nombreux facteurs comme le volume et la fréquence auxquels les dépôts sont réalisés, de la similarité ou non de la granulométrie entre le site dragué et le site récepteur, la teneur en matière organique, le degré de contamination, et surtout de la nature de l'habitat de réception (état plus ou moins stable des communautés benthiques) (Bolam et Ress, 2003 ; Bolam et al., 2006a).

1.4.1. Dynamique de recolonisation

De manière générale, à la suite d'une perturbation au sein d'un écosystème, une dynamique de recolonisation de la macrofaune va avoir lieu. Celle-ci a d'ailleurs été mise en évidence à partir de différentes études en mer Méditerranée dans la baie de Blanes (Sardá et al., 2000) et en mer du Nord (Boyd et al., 2005).

En général, lorsque les communautés benthiques sont perturbées, les écosystèmes montrent une réduction de leur diversité spécifique, de leur abondance et de leur biomasse (Newell et al., 1998 ; 1999). Puis, lorsque les apports de matière diminuent, l'installation d'espèces pionnières, opportunistes capables de vivre sur les milieux perturbés apparaît (Figure V.2). Ce

stade est appelé "stade I" et fait référence aux espèces à "stratégie r" qui utilisent l'essentiel de leur énergie dans la reproduction, et possèdent ainsi un fort taux de croissance. Ces organismes présentent donc un taux élevé de fécondité et un cycle de vie très court (polychètes Capitellidae, Spionidae). La recolonisation se fait généralement par l'intermédiaire de larves ou d'adultes en provenance des zones environnantes. Ces espèces sont caractérisées par une faible taille mais, comme elles sont abondantes, il existe une augmentation de la biomasse et de la richesse spécifique durant les premiers stades de recolonisation (Figure V.2). De plus, ces espèces pionnières jouent un rôle dans la réoxygénation des sédiments superficiels. En effet, de part leur activité de bioturbation, elles participent au transport des composés dissous à l'interface eau-sédiment.

Par la suite, ces organismes benthiques sont remplacés par des organismes de stade II, individus de plus grandes tailles et de cycle de vie plus long. Ces assemblages sont plus divers mais moins abondants, ils incluent des amphipodes et des petits bivalves qui n'ont pas besoin de pénétrer profondément dans le sédiment. Cette seconde étape met en évidence une réduction de la biomasse de la communauté benthique qui peut perdurer pendant plusieurs années, bien que les clapages aient cessé. Enfin, le stade III fait référence à un état d'équilibre au sein de l'écosystème ; il comprend des assemblages dominés par des individus de grande taille et à cycle de vie long. Ce sont des organismes comme les polychètes (Maldanidae, Nephtyidae) et les échinodermes (Figure V.2). La durée des différents stades est très variable, de quelques mois à quelques années. Ces exemples de recolonisation de la macrofaune sont détaillés dans la section suivante.

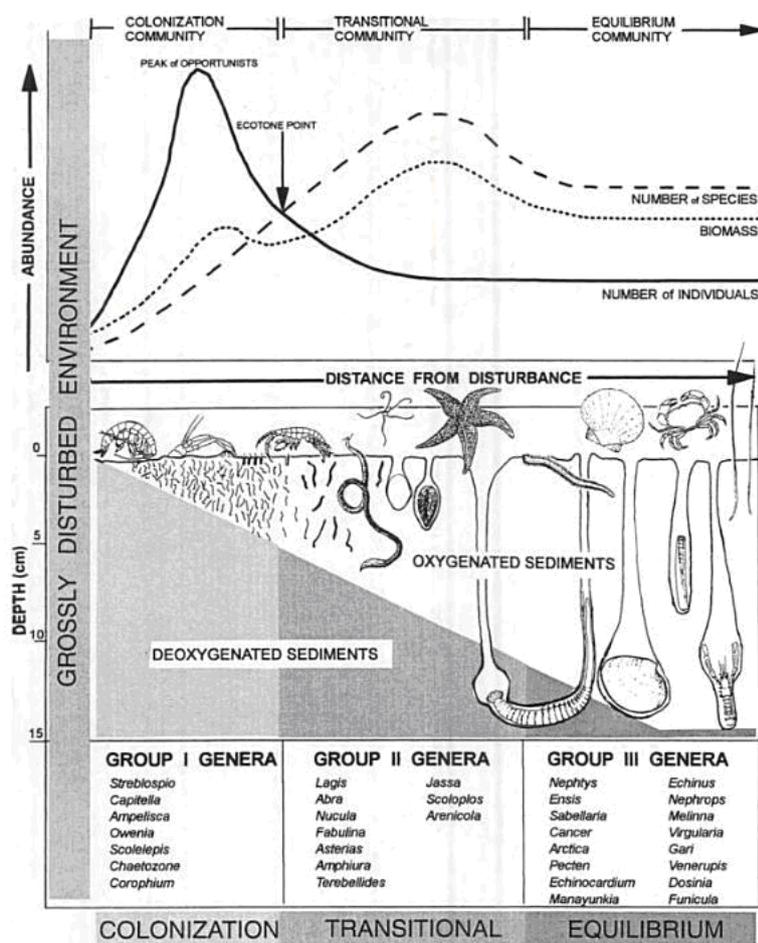


Figure V.2. Evolution et différents stades de recolonisation de la macrofaune benthique suite à des perturbations environnementales (cas des activités de clapages) (Basé à partir des travaux de Pearson et Rosenberg, 1978 ; Rhoads, 1978, tiré de Newell et al., 1998)

1.4.2. Vitesse de récupération

Les temps de récupération des écosystèmes après des travaux de clapages peuvent être très variables d'un écosystème à l'autre, ils varient de quelques mois (Clark and Miller-Way, 1992 ; Diaz, 1994 ; Smith et Rule, 2001) à plusieurs années (Olivier et al, 1977 ; Harvey et al, 1998). La durée de récupération de l'écosystème va surtout dépendre de l'intensité à laquelle le site a été exploité. Dans le cas de clapages assez courts et avec de faibles volumes concernés, le temps de restauration peut être de seulement quelques semaines à quelques mois. Dans le cas d'une perturbation intense (important volume de sédiments clapés, haute fréquence de rejets...) (Bolam et Rees, 2003), sa restauration sera plus longue, de l'ordre de plusieurs années (1 à 5 ans).

Les écosystèmes présentant des paramètres physiques constants et par conséquent une certaine stabilité (habitats profonds, euhalins) abritent généralement un large nombre d'espèces biologiquement stables. A l'inverse, les écosystèmes présentant une variabilité importante des paramètres physiques supportent relativement moins d'espèces avec d'importantes variations dans le nombre d'individus. Par conséquent, les communautés des environnements variables et aux fortes contraintes physiques (estuaires, habitats peu profonds) sont moins complexes mais se rétablissent plus rapidement à la suite d'une perturbation que les communautés des zones plus stables (habitats profonds, euhalins...). La récupération d'un écosystème côtier ou polyhalin suite à un dépôt de sédiment est comprise entre 1 à 5 ans (Tableau V.1). Les résultats de ces différentes études (Tableau V.1) sont résumés ci-dessous afin de mettre en relation le temps de récupération d'un milieu perturbé en fonction de la complexité de son état initial.

Tableau V.1. Temps de récupération de la communauté benthique suite à des dépôts de matériel de dragages sur des sites présentant des caractéristiques différentes.

Temps de récupération	Caractéristiques de l'habitat	Site	Référence
3 mois	Peu profond (6 m), euhalin	Port de Coff, Australia	Smith et Rule, 2001
Un an après, largement restauré	Peu profond (5 m), sableux, euhalin	Torsminde, Norderney, Terschelling, De hann, Mer du Nord	Essink (1997)
> 2 ans	Sables fins, 55 m de profondeur, euhalin	Anse à Beaufile, baie des Chaleurs, Canada	Harvey et al. (1998)
1-4 ans	24 m de profondeur, faible hydrodynamisme	Monterey Bay, Californie, USA	Oliver et al. (1977)
>10 mois (car loin d'être restauré)	30 m de profondeur, sédiment stable	Columbia River, Oregon, USA	Richardson et al. (1977)
1- 3 mois	3 m de profondeur, fond vaseux, polyhalin	Chesapeake, USA	Diaz (1994)
6 mois	Estuaire	North Edisto River, Sud Caroline, USA	Van Dolah et al. (1984)

Dans un environnement variable du fait des changements importants de certains paramètres comme la salinité et l'hydrodynamisme (vagues, courants de marée), les espèces présentes appartiennent généralement au stade I ou II.

Harvey et al. (1998) ont étudié l'impact d'un dépôt de dragage de sédiment de sables fins à une profondeur de 55 m dans la Baie des Chaleurs au Canada (Tableau V.1). La quantité de sédiment clapée fut de 6002 m³ créant ainsi un tas de 25 m de diamètre, ce qui entraîna

l'asphyxie de nombreuses espèces benthiques, exceptés certains amphipodes (Ampeliscidae et Melititae). Durant les premiers stades de recouvrement de la faune (15 jours après le dépôt), l'assemblage benthique est caractérisé par une diminution de la densité des espèces les moins opportunistes (Nephtyidae et Opheliidae) et par une augmentation de la densité des espèces opportunistes (Spionidae, Capitellidae, Cirratulidae). Un an après, les densités des espèces opportunistes sont significativement plus importantes dans le l'écosystème impacté que sur la zone témoin. L'assemblage des espèces dans son ensemble est représentatif d'un premier stade de récupération. Comme beaucoup d'espèces présentes sur ce site ne sont pas opportunistes et possèdent de faibles taux de croissance, une durée de deux ans au minimum est prédite pour que la structure de la communauté macrobenthique soit similaire aux sites non perturbés. De la même façon, Richardson et al. (1977) ont étudié le recouvrement d'une zone impactée par un dépôt de 460 000 m³ de sédiment formant un monticule de 750 m de rayon et de 1,5 m de haut (Tableau V.1). La zone au départ présente une communauté diversifiée liée à un sédiment stable. Les auteurs ont montré une diminution drastique de l'abondance et du nombre d'espèces due à l'ensevelissement des individus. Après 2, 5 et 8 mois, la récupération de la communauté macrobenthique se fait lentement. A la fin du suivi (10 mois après la fin des clapages), la zone est loin d'être revenue à son état initial.

L'étude de Olivier et al. (1977) permet de mieux comprendre comment les facteurs physiques affectent la résilience des communautés benthiques. Ils ont étudié la résilience des communautés le long d'un transect de perturbations physiques (action des vagues) dans la baie de Monterey, en Californie. Les auteurs ont choisi trois stations (24, 18 et 9 m de profondeur) le long de ce transect. La complexité de la communauté se réduit avec la diminution de la profondeur et l'augmentation de l'hydrodynamisme. A la station à 24 m de profondeur, la communauté est dominée par des polychètes et réduite en crustacés, ces derniers étant davantage présents dans les stations moins profondes (station à -9 m) où l'action des vagues est plus importante pour ces espèces mobiles. Ils ont constaté que les communautés dans les environnements très variables sont plus résistantes, tandis que celles dans les zones plus profondes sont moins résistantes et que la récupération du site peut prendre jusqu'à 4 ans.

Ainsi, la résilience des communautés est inversement corrélée avec la complexité de la communauté et directement liée à la variabilité physique de l'environnement.

Diaz et al. (1994) ont aussi travaillé sur la résilience des communautés benthiques à la suite de dépôts de vase liquide sur une zone de transition entre les habitats fluviaux et estuariens (2,4 à

3,6 m de profondeur avec une gamme de salinité de 0-5). Le stress physique présent dans cette zone engendre la présence d'une communauté de macrofaune faiblement abondante et la présence de sédiments vaseux instables. Ils ont montré que les espèces qui colonisent la zone impactée sont les mêmes qu'avant les rejets et que seulement un mois après, la zone a retrouvé son état initial. Ils concluent à une absence de succession de stades de recolonisation de la zone, étant donné que les espèces initialement présentes étaient déjà des espèces opportunistes. De même, la récupération des espèces benthiques après le dépôt de 28 475 m³ de sédiment a été étudiée par Van Dolah et al. (1984) au sein d'un estuaire (North Edisto River, Caroline, USA). Ils ont montré que seulement 6 mois après la fin des clapages, la communauté était similaire à celle de l'état initial et que la récupération de la zone s'est faite par des espèces déjà présentes sur le site et donc qu'aucune succession de stades de recolonisation n'a été observée.

2. Recommandations pour les futurs clapages en baie de Seine

A partir du bilan des données bibliographiques précédemment présenté et sur la base des résultats de l'étude biosédimentaire réalisée dans le cadre du projet d'expérimentations de clapages sur le site de Machu (rappelés dans cette section), certaines précautions peuvent être proposées afin de minimiser les impacts des futures immersions sur les habitats benthiques.

La synthèse bibliographique montre que les effets des clapages peuvent être divers, c'est-à-dire affecter de multiples compartiments biologiques liés les uns aux autres et surtout varier d'un site d'immersion à un autre. Les études sur les habitats benthiques sont l'exemple type de diversité d'impacts (e.g. Van Dolah, 1984 ; Wildish et Thomas, 1985 ; Jones, 1986 ; Harvey et al, 1998 ; Smith et Rule, 2001 ; Wilber et al., 2007). Par conséquent, les prévisions ainsi que les hypothèses sur les effets des clapages sur l'environnement restent difficiles à établir. **Il est donc difficile de tirer des conclusions générales sur les effets des immersions de sédiment, ce qui suggère que l'évaluation doit être faite au cas par cas (Harvey et al., 1998).** D'une manière générale, la gravité d'un impact causé par l'élimination des matériaux de dragage dépend de nombreuses variables et principalement des facteurs suivants (Cole et al., 1999a et b) :

- ❖ la similitude du sédiment entre des sites de dragages et de clapages
- ❖ les conditions hydrodynamiques du site de clapages
- ❖ le volume de matériel sédimentaire déposé sur le site de clapages
- ❖ la méthode et fréquence des opérations de clapages

De ce fait, les recommandations proposées dans le cadre du projet d'expérimentations de clapages porte essentiellement sur ces quatre aspects.

2.1. Choix du site de clapages

2.1.1. Similitude du sédiment entre la zone de dragage et la zone de clapages

Avant tout, il est primordial de sélectionner un site de clapages correspondant à des fonds sédimentaires d'une granulométrie similaire à la zone de dragage pour ne pas modifier de façon drastique le substrat et les communautés macrobenthiques en place (Hermand, 2008 ; Ware et al., 2010). La nature du matériel déposé peut aussi influencer son impact sur l'écosystème. Ainsi, Janson (2007) a montré que la réponse des organismes

pouvait être différente selon le matériel sédimentaire déposé, mettant en évidence une forte réduction du nombre d'espèces après un dépôt sablo-vaseux, au contraire d'un dépôt riche en vase. La fraction sableuse, en modifiant la composition granulométrique du sédiment a changé la composition spécifique de la communauté avec des répercussions sur les espèces et les individus : influence du régime alimentaire, degré de mobilité et capacité à se maintenir à l'interface eau-sédiment (Witt et al., 2004). Cependant, elle a avantagé les espèces capables de supporter un changement de la texture du substrat (Thrush et al., 2003).

Au cours des expérimentations de clapages sur le site de Machu, la quantité de vase sur certaines stations a augmenté drastiquement passant d'environ 1 % avant les dépôts à plus 50 % de vase pendant les immersions. Néanmoins, cette augmentation de vase est demeurée limitée dans le temps et dans l'espace aux stations de clapages et aux stations les plus proches. Ce changement local ne semble pas avoir affecté la communauté macrobenthique en place, restée similaire à la situation antérieure aux clapages ainsi qu'aux stations de référence situées hors zone d'influence durant les immersions. Aucun changement de communauté n'a été observé sur le site de Machu même si une augmentation d'espèces opportunistes a été montrée sur les stations de clapages et en périphérie proche lors des expérimentations. Des extensions des aires de distribution des communautés des sables moyens plus ou moins envasés à *Abra alba-Lagis koreni* correspondant à la zone NATURA 2000 baie de Seine orientale ont été observées vers le site de Machu, principalement en période de recrutement à la fin du printemps-début été. Ce phénomène a été naturellement observé en situation d'avant les clapages mais semble accru durant la période des immersions, notamment en raison de l'augmentation des teneurs en particules fines et en matière organique. En effet, pour les mêmes périodes de suivis avant et pendant les clapages, une augmentation des abondances de certaines espèces au voisinage des sites de clapages est observée. Par exemple, pour la station AK4E (site au NE de MABIO), les abondances du bivalve *Abra alba* sont passées de 0 ind.0,3m⁻² en avril 2010 (pré-clapages) à 32 ind.0,3m⁻² en mars 2012 (clapages) et de 0 ind.0,3m⁻² en novembre 2011 (pré-clapages) à 47 ind.0,3m⁻² en novembre 2012 (période de clapages). Les différences d'abondances observées aux mêmes périodes avant et après immersions peuvent résulter de ces dernières, mais pourraient aussi être attribuées à une variabilité naturelle inter-annuelle des communautés benthiques, lesquelles sont affectées par différents types de perturbations à caractère naturel, tels les variations saisonnières des températures et les apports fluviaux (e.g. Morrissey et al., 1992a, b ; Simonini et al., 2004, 2005a, b).

2.1.2. Caractéristiques physiques du site récepteur

La communauté macrobenthique du site de clapages doit être adaptée à un environnement plus ou moins instable, caractérisé par de fortes conditions hydrodynamiques causant une instabilité marquée des sédiments en place sur le fond, spécialement en hiver lorsque l'interface sédimentaire est plus souvent perturbée (Gaini et al., 2001 ; Simonini et al., 2004). Dans ces conditions, les espèces développent souvent des capacités d'enfouissement et d'autres adaptations (morphologiques, métaboliques, comportementales) afin de supporter l'ensevelissement. Ces caractéristiques peuvent ainsi leur permettre de tolérer des augmentations de taux de sédimentations modérés causés par les activités de clapages et autres pressions anthropiques (Maurer et al., 1981a, b ; 1982 ; 1986 ; Moodley et al., 1998 ; Newell et al., 1998 ; Roberts et al., 1998 ; Schratzberger et al., 2000 ; Prevedelli et al., 2001).

La profondeur du site de clapage ne doit pas être trop importante afin de favoriser une zone où l'hydrodynamisme et les variations des paramètres physico-chimiques sont suffisamment élevés. Les communautés inféodées à des zones physiquement très variables sont plus aptes à supporter la perturbation. De la même façon, la proximité d'un fleuve favorise les apports de grande quantité de matière organique et des communautés abondamment peuplées et particulièrement aptes à supporter les perturbations (Hermand, 2008).

L'hydrodynamisme en Manche et notamment sur le site de Machu est élevé, permettant d'abriter une communauté benthique adaptée à supporter plus facilement les pressions anthropiques (Chapitre I). La profondeur du site de Machu n'est pas trop importante, elle est comprise entre -12 m CMH et -20 m CMH. Les résultats de suivis réalisés durant les opérations de clapages ont montré un effet modéré et localisé des immersions, mis en évidence par les valeurs de richesse spécifique et d'abondance faibles seulement sur les stations de clapages ou à leur proximité immédiate (distance de 500 m). L'hydrodynamisme a joué ici un très grand rôle dans les processus de recolonisation de la macrofaune benthique, en permettant le transport de larves mais aussi probablement d'adultes, depuis les zones avoisinantes vers la zone de Machu impactée par les expérimentations de clapages.

2.2. Modalités de dépôt des opérations de clapages

La quantité de matériel déposé et par conséquent l'épaisseur du dépôt de déblais de dragage sont des facteurs déterminants. Afin de réduire l'impact des clapages, **il est recommandé de déposer les sédiments graduellement et de façon homogène sur de larges zones afin de permettre au plus grand nombre d'organismes de survivre en remontant des couches de sédiments pas trop épaisses** (Simonini et al., 2005b). Lorsque d'épaisses couches de sédiments sont au contraire déposées sur une petite surface, l'épaisseur des sédiments clapés peut excéder la capacité d'enfouissement et de tolérance des organismes benthiques, causant des variations dans la structure et la composition des assemblages benthiques (Smith et Rule, 2001). **On parle alors d'épaisseur « critique » qui peut varier d'une étude à l'autre et dépend notamment des assemblages faunistiques qui composent le site impacté.** A titre d'exemples, les abondances et richesses spécifiques ont été fortement diminuées suite à l'asphyxie des individus lors de dépôts vaseux de 50 cm (Cruz-Motta et Collins, 2004) ou de 1,5 m d'épaisseur de type sableux (Powilleit et al., 2006). Les travaux menés par Loher et al. (2004) en Nouvelle-Zélande ont quant à eux montré que des apports terrigènes sableux de seulement 3 mm d'épaisseur sont suffisants pour altérer la structure de la communauté macrobenthique et réduire les paramètres faunistiques comme la richesse spécifique et l'abondance. En revanche, de nombreuses espèces se sont révélées résistantes à des phases de dépôts pouvant atteindre jusqu'à 30 cm d'épaisseur (Maurer et al., 1979). Cette résistance est attribuée à la capacité de déplacement de la macrofaune dans le sédiment leur permettant de se maintenir à l'interface eau-sédiment, au moyen de migrations verticales.

S'agissant du site expérimental de Machu, des coupes transversales et longitudinales des deux sites de dépôts MASED et MABIO ont permis de caractériser la morphologie des monticules de sédiments (Chapitre III. Figure III.18). Comme l'ont montré ailleurs plusieurs études (Sinclair Knight Merz, 1996 ; Cruz-Motta et Collins, 2004 ; Powilleit et al., 2006), une répartition inégale des matériaux de dragage déposés a été mise en évidence. La différence de hauteur de sédiment a engendré une variabilité des taux de survie des espèces benthiques mobiles qui sont étroitement liées à l'épaisseur de la couche de dépôts (Essink, 1999). Dans la présente étude, la réponse des espèces face aux différences d'épaisseurs des dépôts a été observée entre les stations AK4C et AK4D durant les immersions. Bien que ces deux stations soient placées sur le même site de clapages MABIO, une différence de hauteur de sédiment déposée a engendré une différence des valeurs d'abondance et de richesse spécifique entre les

deux stations pendant les clapages (chapitre III. Figure III.9 et Figure III.10). Le dépôt de 5 m de hauteur environ réalisé sur le site de MASED a quant à lui engendré une diminution drastique des valeurs de richesse spécifique et de l'abondance pendant les immersions. L'impact est toutefois resté localisé sur le site de clapages MASED et sur les stations les plus proches (à 500 m). Toutefois, après l'arrêt des clapages sur le site de clapage de MASED, en décembre 2012, la récupération du site a démarré très rapidement, puisque des valeurs de richesse spécifique et d'abondance similaires, puis plus élevées, aux stations de référence ont été observées.

Il est aussi important de limiter la hauteur des sédiments afin de garder un niveau bathymétrique assez profond pour ne pas modifier les conditions hydrodynamiques du milieu et éviter une trop forte dispersion des fines. C'est le cas sur l'actuel site de dépôt du GMPR, le Kannik dans l'embouchure de la Seine, où l'objectif est de combler des casiers jusqu'à une profondeur de l'ordre de -7 m CMH. Les résultats biosédimentaires menés sur le Kannik ont notamment montré au printemps 2012 une faune faiblement diversifiée, peu dense et générant peu de biomasse sur les casiers C et D. Les niveaux bathymétriques y sont hauts, ce qui entraîne une instabilité du milieu où les fonds sableux sont continuellement sollicités par l'agitation de la houle et des vagues, limitant les accumulations de particules fines et donc les apports de matière organique (Chouquet, 2013).

2.3. Fréquence des opérations de clapages

La saison à laquelle les clapages sont réalisés ne montre pas toujours une réponse significative sur les capacités de restauration de la communauté (Hermand, 2008). Toutefois la réduction de la production primaire du phytoplancton due à l'augmentation de la turbidité peut être minimisée lorsque les opérations de dragages s'effectuent durant l'automne et l'hiver (Essink, 1999). Dans mon étude, il n'est pas possible de conclure à un réel effet saisonnier des clapages sur la macrofaune benthique, l'impact des clapages étant essentiellement dû à l'immersion de grandes quantités de sédiments qui entraînent l'enfouissement et l'asphyxie des organismes. En fin de printemps-début d'été, le phénomène de recrutement a normalement eu lieu sur le site de Machu permettant d'avoir des valeurs d'abondance et de richesse spécifique élevées sur les stations de clapages comme sur le reste des stations étudiées. Ainsi, une recolonisation rapide de la macrofaune benthique a été observée sur les stations de clapages, notamment les stations AK4C et AK4D (site de

MABIO) après le dépôt de 250 000 m³ de sédiments déversés en mai 2012. Après la fin des immersions sur le site de MASED, en hiver (décembre 2012), des valeurs de richesse spécifique et d'abondances similaires aux stations de référence ont été mesurées en janvier 2013 et mars 2013.

3. Proposition d'un protocole de gestion des sédiments dragués adapté aux futurs clapages en baie de Seine

3.1. Complexité de gestion des sédiments dragués

Par nécessité d'anticiper la modernisation de la flotte mondiale de navires vraquiers et pour maintenir et développer son trafic, le GMPR qui doit maintenir l'accès à ces bassins portuaires de Rouen doit draguer environ 4,5 millions de m³ de sédiments par an (source : données GPMR). Ces importants volumes, principalement dragués pour l'entretien des fonds de la partie estuarienne de son chenal de navigation, sont actuellement clapés en mer sur le site du Kannik. Ce site utilisé depuis 1977 nécessite la recherche d'un site d'immersion alternatif pour pallier sa prochaine saturation (en 2014) et par la même occasion déplacer les immersions vers le large pour minimiser le comblement de l'estuaire de la Seine.

Dans le cadre d'une demande d'autorisation par arrêté préfectoral pour le dragage et l'immersion de matériel sédimentaire sur un site alternatif au Kannik, le GPMR pourrait demander à bénéficier d'un site d'immersion durable dans le secteur de Machu. Le périmètre du site retenu compte tenu des autres contraintes dans ce secteur serait alors réduit à un polygone de 10 km², dont le contour est figuré en rouge sur la Figure V.3. En effet, il existe en baie de Seine orientale plusieurs causes de restriction de la disponibilité de zones possibles pour une nouvelle zone d'immersion (Chapitre I). La localisation du futur site potentiel de clapages a ainsi été décidée à la suite de la délimitation des zones de contraintes nautiques et des zones d'intérêt écologique dans le secteur concerné [zone biologiquement riche (trait jaune) et zone NATURA 2000 (trait vert)]. Rappelons qu'une étude préliminaire a été réalisée en 2008-2009 afin de sélectionner un site pour mener les expérimentations de clapages (Jourde et Dubut, 2009 ; Alizier et Dauvin, 2009). Il a été retenu le principe de mener les expérimentations sur les zones sableuses, zones bien représentées en baie de Seine et plus pauvres en espèces et de granulométrie proche des sédiments dragués dans l'estuaire de la Seine.

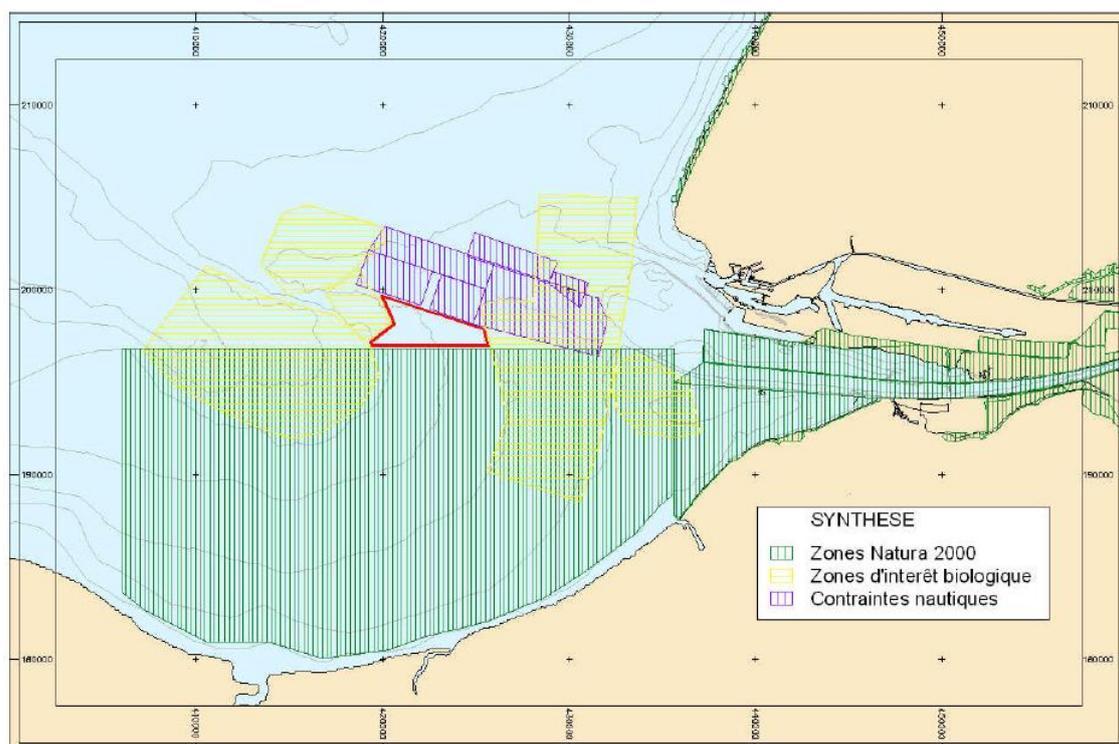


Figure V.3. Synthèse des zones de contraintes nautiques, des zones d'intérêt biologique et délimitation (en rouge) de la zone de moindre contrainte, retenue pour être la future zone d'immersion des sédiments de dragage du GPMR.

Les zones matérialisées en jaune sur la carte (Figure V.3) correspondent à des zones plus riches biologiquement, avec des sédiments hétérogènes caractérisés par des fractions vaseuses et grossières (principalement faciès hétérogène envasé de la communauté des sables fins plus ou moins envasés à *Abra alba-Lagis koreni*, Cabioch et Gentil, 1975).

3.2. Exploitation de la future zone de clapages du GPMR

L'une des recommandations majeures pour l'exploitation de la future zone de clapages en baie de Seine par le GPMR est "**l'exploitation du site en bandes alternées**". Cette méthode, aussi proposée dans le cadre d'extractions de granulats marins en Manche orientale (Lozach, 2011), a pour but de favoriser les processus de récupération biologique par la recolonisation.

La zone de clapages retenue serait alors divisée en bandes toutes orientées dans la direction des plus forts courants de vives eaux moyennes. Rappelons que la société ARTELIA et le GPMR ont modélisé le devenir des sédiments sur le site expérimental de Machu : les résultats ont montré une dispersion résiduelle des particules fines vers le sud ouest, en accord avec nos analyses sédimentaires réalisées dans le cadre des suivis biosédimentaire et hydrosédimentaire. Il apparaît donc judicieux de se baser sur la direction

de dispersion des particules fines pour définir l'orientation des bandes des futurs clapages (et ainsi suivre au mieux l'évolution des fonds sédimentaires durant les futures campagnes de suivis).

La proposition pour l'exploitation des bandes consiste en l'alternance temporelle d'une phase de clapages suivie d'une phase de récupération afin de favoriser la recolonisation de la macrofaune benthique. Le site retenu est découpé en 6 bandes (B1 à B6 ; Figure V.4) de 1,2 km de largeur et de 1,2 km à 2,8 km de longueur (Tableau V.2). **Le principe est d'exploiter une bande à la fois jusqu'à atteindre une hauteur maximale de dépôts de 5 m.** Cette hauteur a été choisie en accord avec les résultats obtenus dans le cadre du projet d'expérimentations de clapages sur le site de Machu [impact modéré et local des expérimentations sur les sites de MABIO (dépôt de 2 m) et MASED (dépôt de 5 m)] et en prenant en compte les importantes quantités de sédiments à déposer chaque année par le GPMR. Lorsque la hauteur est atteinte, les clapages cessent sur la bande en cours d'exploitation et peuvent commencer sur une autre bande. Deux bandes contiguës ne sont jamais exploitées successivement. Ainsi, après l'arrêt des clapages sur une bande, la récupération du site peut se faire assez rapidement si le volume de dépôt n'est pas trop important et si la bande attenante n'a pas été exploitée. La recolonisation du site impacté pourra se faire plus facilement, notamment par les recrutements et migration d'adultes, depuis la bande adjacente non impactée en même temps.

Tableau V.2. Dimensions (longueur et largeur maximales ; km) et surface (km²) des bandes (B1 à B6) de clapages.

Bandes	Largueur maximale	Longueur maximale	Surface
B1	1,2 km	1,2 km	0,85 km ²
B2	1,2 km	1,5 km	1,36 km ²
B3	1,2 km	1,9 km	1,72 km ²
B4	1,2 km	2,2 km	2,05 km ²
B5	1,2 km	2,5 km	2,41 km ²
B6	1,2 km	2,8 km	2,70 km ²

La drague aspiratrice (par exemple l'existante drague Daniel Laval) devra effectuer le clapage en marche afin d'étaler des couches de sédiments les moins épaisses possibles. Généralement, le matériel est déposé sur les 200 premiers mètres. Il est donc nécessaire de se placer au mieux sur la zone de dépôt pour réaliser des couches de hauteurs similaires. **La proposition**

de dragage en bandes alternées est une proposition innovante car elle permet une exploitation intense en trouvant un juste compromis entre surfaces exploitées, durée de perturbation et intensité des clapages. En effet, les surfaces exploitées à un temps donné seront assez faibles (inférieures à 3 km²), ce qui aura pour effet de limiter l'impact des clapages à une zone restreinte.

Il est préférable de ne pas combler les bandes sur des hauteurs supérieures à 5 m dans un premier temps afin de minimiser l'impact sur les organismes vivants et de permettre une meilleure résistance et résilience de la macrofaune benthique. Une fois que l'ensemble de la zone retenue pour les futurs clapages est exploitée, on peut recommencer la même procédure d'exploitation des bandes en redémarrant sur la bande B1, en réduisant si possible la hauteur de dépôts. En d'autres termes, on ne cherche pas à exploiter la future zone de clapages comme est exploitée le site actuel de clapages du GPMR, le Kannik. Pour ce dernier, une stratégie de comblement de "caisiers" jusqu'à une profondeur imposée de -7 m CMH est adoptée. Dans ce cas, l'hydrodynamisme de la zone est modifiée, les particules fines se dispersent plus facilement en cas de hauteurs de sédiments trop importantes et le temps de récupération de la zone impactée est largement augmentée.

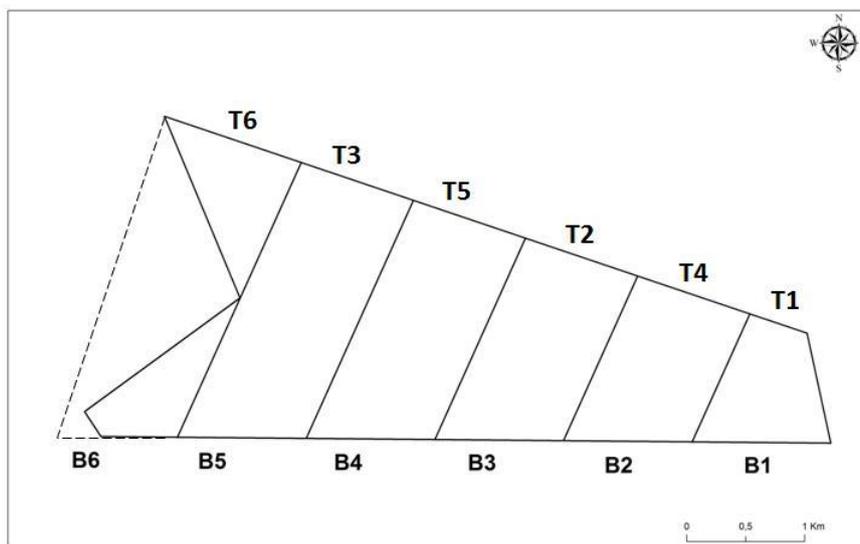


Figure V.4. Délimitation de six bandes (B1 à B6) pour les futurs clapages, exploitées durant différentes phases (T1 à T6).

4. Proposition d'un protocole de suivi biosédimentaire adapté aux futurs clapages en baie de Seine

4.1. Stratégie d'échantillonnage

L'exploitation du site retenu pour les futurs clapages impose que des suivis scientifiques puissent être poursuivis lors de celle-ci. **En ce qui concerne les suivis benthiques, deux types de suivis biosédimentaires sont recommandés : un premier suivi de la bande en cours d'exploitation pendant toute la durée de clapages de sédiments sur cette dernière et un deuxième suivi dès l'arrêt de l'exploitation de la bande concernée.** Le nombre et la localisation des stations de prélèvements doivent être déterminés en fonction de la surface retenue pour mener les clapages.

Le protocole du premier suivi biosédimentaire de la bande en cours d'exploitation se définirait de la manière suivante (Figure V.5).

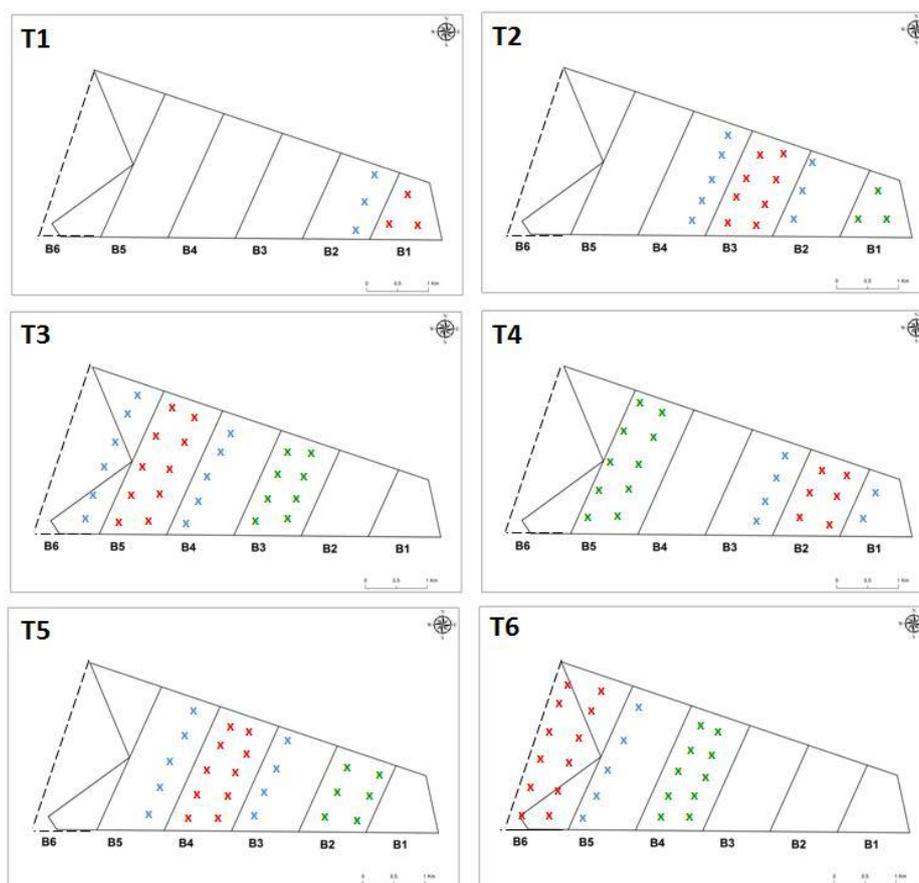


Figure V.5. Schéma des différents échantillonnages à réaliser lors des différentes phases d'exploitations (T1 à T6) des bandes de clapages. Les stations de prélèvements symbolisées par les croix rouges sont localisées par la bande en cours d'exploitation de clapages pour la phase concernée (Tn). Les croix bleues sont situées sur la bande contiguë à la bande d'exploitation en cours et les croix vertes sur la bande qui n'est exploitée.

Durant la première phase d'exploitation T1, la bande B1 est exploitée. Trois stations (en rouge ; Figure V.5) sont échantillonnées sur l'ensemble de la surface de la bande B1 (zone d'impact direct) en conservant le principe d'échantillonner une station tous les 500 m. Dans l'optique de suivre les changements qui vont avoir lieu dans chaque bande et de tester l'hypothèse de perturbation intermédiaire, il faudrait échantillonner les zones d'impact secondaire (i.e. pouvant subir les effets indirects des clapages), c'est-à-dire la bande B2, contiguë à la bande exploitée B1. Ainsi, il serait judicieux d'échantillonner sur la bande B2, la première radiale de stations composée de trois stations (en bleu), la plus proche de la bande B1. La zone d'impact secondaire correspond à la distance maximale (<1 km) de l'impact des immersions observé durant les expérimentations de clapages sur le site de Machu. Le suivi de la bande contiguë permet aussi de connaître l'état écologique des zones avoisinantes afin de savoir si cette dernière pourra favoriser la récupération du site de clapages par migration d'adultes et de juvéniles en période de recrutement. Des stations de référence situées hors de l'emprise des clapages sont nécessaires pour évaluer la variabilité naturelle du site durant les clapages et pour faire la distinction entre les fluctuations naturelles de celles liées à la perturbation anthropique. Les trois stations de référence suivies durant les expérimentations de clapages sont localisées dans la zone d'attente des navires du GPMR et correspondent au même faciès sédimentaire et à la même communauté benthique que la future zone potentielle de clapages. Ainsi, les trois stations de référence de la radiale AK8 pourront servir à nouveau de stations de contrôle pour le suivi biosédimentaire de la future zone de clapages.

Une fois que la hauteur de 5 m de sédiment est atteinte sur la bande B1, la bande B3 est exploitée à son tour pendant la deuxième phase T2 (Figure V.5). Le même protocole que décrit pour la phase T1 est suivi. Un ensemble de huit stations est échantillonné sur la bande B3, cinq stations sur la bande B4 contiguë à la bande d'exploitation B3, 3 stations sur la bande B2 contiguë également la bande d'exploitation B3 ainsi que trois stations de référence sur la radiale AK8. Une fois la bande B3 exploitée totalement, les clapages sont entrepris sur la bande B5 dans une troisième phase (T3) puis la bande B2, puis B4 et B6 selon le même protocole que décrit précédemment.

Le deuxième suivi biosédimentaire après l'arrêt de l'exploitation de la concernée se définit selon le protocole suivant (Figure V.5). Une fois que la bande concernée n'est plus en exploitation car la hauteur de dépôts acceptable est atteinte, un ensemble de stations situées sur la bande en question sont étudiées. Le nombre de stations dépend de la superficie de la bande, conservant le principe d'échantillonner une station tous les 500 m. Le but de ce suivi

est d'évaluer les processus de recolonisation ainsi que le temps de récupération biologique de la communauté benthique résiliente des sables moyens propres à *Nephtys cirrosa* de la partie orientale de la baie de Seine. **On préconise un suivi biosédimentaire de deux ans minimum**, ce temps correspond au temps moyen de récupération des communautés benthiques dans des zones peu profondes possédant un fort hydrodynamisme (cf. partie sur la synthèse bibliographique). La stratégie d'échantillonnage est illustrée sur la Figure V.5. Durant la phase T2, trois stations (en vert) sont échantillonnées sur la bande B1, puis durant la phase T3, 8 stations (en vert) sont échantillonnées sur la bande B3, etc.

Le Tableau V.3 est un tableau récapitulatif du nombre et de la localisation des stations à échantillonner durant les différentes phases de clapages. Il évoque aussi la durée d'exploitation de chaque bande en partant du principe que l'on clape sur une hauteur de 5 m, ce qui représente une durée d'exploitation totale des 10 km² d'environ 12 ans. Dans ce calcul, on considère un taux de stabilité du sédiment de 100 %. A titre indicatif, ce dernier est compris entre 59 % et 73 % sur les sites de clapages MASED et MABIO durant les expérimentations de clapages sur le site de Machu, ce qui veut dire que le temps d'exploitation pourrait être plus long.

Tableau V.3. Tableau récapitulatif du nombre de stations d'échantillonnage et leur localisation durant les différentes phases d'exploitation des bandes pour les futurs clapages en baie de Seine.

Période et durée d'exploitation (Tn)	Bande d'exploitation	Nombre de stations	Localisation des stations
T1 (1 an)	B1	9	3 stations en B1
			3 stations en B2
			3 stations en REF
T2 (2 ans)	B3	22	8 stations en B3
			5 stations en B4
			3 stations en B2
			3 stations en REF
			3 stations en B1
T3 (2 ans et demi)	B5	32	10 stations en B5
			6 stations en B6
			5 stations en B4
			3 stations en REF
			8 stations en B3
T4 (1 an et demi)	B2	25	6 stations en B2
			4 stations en B3
			2 stations en B1
			3 stations en REF
			10 stations en B5
T5 (2 ans et 1 trimestre)	B4	28	10 stations en B4
			5 stations en B5
			4 stations B3
			3 stations en REF
			6 stations en B2
T6 (3 ans)	B6	30	12 stations en B6
			5 stations en B5
			3 stations en REF
			10 stations en B4

4.1.1. Périodes d'échantillonnage

❖ Suivis biosédimentaires approfondis

Il est conseillé de réaliser les deux suivis biosédimentaires (suivi de la bande en exploitation et suivi de la bande en cours de récupération) en fin d'hiver (mars-avril : abondance

minimales) et en automne (septembre-octobre) sur l'ensemble des stations pour chaque phase d'exploitation (T1 à T6), le nombre de stations est compris entre 9 stations (T1) et 32 stations (T2). Le but est d'estimer l'intensité du recrutement des différentes espèces et de déceler l'arrivée d'espèces opportunistes, premier signe d'une perturbation. Cette stratégie d'échantillonnage biannuel permet d'évaluer l'état de la communauté assez rapidement notamment en cas d'un suivi approfondi sur plusieurs années, Ce type de procédure est aussi recommandé par l'IFREMER et la directive Cadre sur l'Eau (DCE) dans leurs directives pour l'échantillonnage quantitatif et le traitement des échantillons de la macrofaune benthique des fonds meubles.

❖ Suivi saisonnier supplémentaire

Afin de **prendre en compte la variabilité saisonnière sur le secteur de Machu**, il est aussi nécessaire de réaliser des suivis à chaque saison, si possible. Le but est d'observer les effets des recrutements qui peuvent être un élément majeur de la recolonisation du site impacté mais aussi les phénomènes de migration des adultes comme ceux observés dans le cadre du suivi biosédimentaire des expérimentations de clapages sur le site de Machu. Dans ce cas, il est recommandé de **suivre au moins une station** dans chaque zone prospectée dans le cadre des suivis biosédimentaires. Il est conseillé de prospecter à chaque saison, une station sur la bande en cours d'exploitation, une station dans chaque bande contiguë, une station dans la bande en cours de récupération et une station de contrôle.

❖ Importance des données de référence

Les deux suivis biosédimentaires réalisés dans le cadre d'immersions de produits de dragage requièrent à la fois **des études spatio-temporelles de contrôle (BACI) c'est-à-dire en situation de pré-clapages sur l'ensemble de la future zone de clapages** afin de faire la distinction entre les changements significatifs naturels et anthropiques. Dans certains cas, les données sont insuffisantes pour déterminer la part de variabilité naturelle pour les paramètres mesurés au sein de la zone concernée (Powilleit et al., 2006). Pour réussir à faire la distinction entre la variabilité naturelle et anthropique, la démarche de type BACI (Before-After Control Impact) est fortement recommandée (Schmitt et Osenberg, 1996 ; OSPAR, 2004). Elle compare les changements de la zone impactée avec une zone de contrôle présentant des caractéristiques physiques, chimiques et biologiques similaires tout en étant préservée des perturbations liées aux clapages. De plus, la démarche BACI permet de comparer tout changement avec la situation de référence (pré-clapages). Cette stratégie d'étude a été utilisée

dans le cadre du suivi biosédimentaire mené dans le projet d'expérimentations de clapages sur le site de Machu. Elle a permis de montrer l'importante variabilité temporelle des paramètres mesurés en situation de pré-clapages et l'importance des recrutements macrobenthiques en conditions naturelles. De plus, elle a mis en évidence la part de variabilité à court terme liée aux clapages pour une grande partie des paramètres mesurés (i.e. particules fines, matière organique et sa qualité, oxygène, macrofaune...).

4.1.2. Variables à mesurer sur le long terme, importance des réplicats

Le suivi biosédimentaire durant les immersions expérimentales a permis de montrer une **importante hétérogénéité spatiale**. Ce phénomène est naturellement observable et décrit sous le terme de **mosaïque d'habitats**. Les clapages expérimentaux ont tendance à amplifier ce phénomène, créant ainsi des zones plus ou moins envasées, enrichies en matière organique par rapport à des conditions naturelles de sédiment sableux pauvre en matière organique. Il sera donc nécessaire de **réaliser un minimum de cinq réplicats par station** comme le préconise le protocole d'échantillonnage des stations benthiques de la DCE et le guide méthodologique d'études du macrobenthos en estuaire de Seine (Dauvin, 2011) ; ils seront réalisés à la benne Van Veen ou une autre benne permettant une surface d'échantillonnage de 0,1 m². Ce protocole d'échantillonnage est nécessaire pour prendre en considération la variabilité faunistique et sédimentaire du site de clapages. Il est recommandé de tamiser le sédiment sur une maille de 1mm afin de garder une information la plus complète possible, notamment au moment des recrutements avec le recensement des juvéniles de très petites tailles.

Pour compléter les données acquises par échantillonnage à la benne Van Veen, il serait intéressant de pouvoir compléter les données biosédimentaires obtenues avec des observations de vidéo sous-marine, comme lors du suivi expérimental de Machu. Cette méthode a permis d'avoir une meilleure vision notamment des différents habitats créés par les clapages : zone juste perturbée, zone en récupération, zones récupérées et zones de références.

Il est aussi important d'appréhender l'ensemble des paramètres physico-chimiques et biologiques d'un système pour en comprendre précisément le fonctionnement. Hermand (2008) préconise notamment de suivre les paramètres comme la porosité ainsi que la teneur en carbone biopolymérique corrélés avec les indices biotiques mesurés.

Dans mon étude, de nombreux paramètres abiotiques et biotiques ont été mesurés (Chapitre IV). Ils concernent notamment les paramètres faunistiques généraux, les fréquences relatives des cinq espèces dominantes, les groupes trophiques, les paramètres sédimentaires et chimiques. De nombreuses relations ont été mises en évidence entre ces divers paramètres. Par exemple, la granulométrie (% classe granulométrique), la matière organique sont corrélées avec les paramètres faunistiques. Les analyses de flux à l'interface eau-sédiment ne seront pas réalisables en routine, en raison de la longue période nécessaire pour les analyses (une semaine en moyenne par campagne). Rappelons d'ailleurs que les résultats n'ont pas montré de corrélations significatives avec la macrofaune durant les clapages expérimentaux. De plus, une très grande variabilité intra-station a été mise en évidence. En routine et sur du long terme, il serait plus pertinent de réaliser des prélèvements de sédiment pour l'analyse de la macrofaune benthique, de la granulométrie et de la matière organique et de sa qualité, paramètres étroitement liés entre eux. Il serait aussi intéressant de réaliser en routine des analyses en chlorophylle *a* et phéopigments dans le sédiment et la colonne d'eau afin de connaître la biomasse phytoplanctonique, source de nourriture potentielle pour certaines espèces macrobenthiques.

4.1.3. Utilisation des indices biotiques

Dans notre étude, les indices biotiques AMBI et M-AMBI ont été utilisés afin de qualifier l'état écologique des communautés benthiques face aux clapages expérimentaux sur le site de Machu. Pour les deux indices biotiques et pour l'ensemble du suivi, les états écologiques sont qualifiés de bons à très bons. **Néanmoins, l'utilisation de l'AMBI rencontre quelques limites et nécessite de nombreuses précautions (Borja et Muxika, 2005). La robustesse de l'indice est moindre lorsque le nombre de taxons/et ou d'individus échantillonnés est réduit (par exemple, il n'est pas recommandé de calculer de tels indices biotiques avec moins de 20 individus dans un échantillon)**. En effet, le calcul de l'AMBI est basé uniquement sur les proportions des cinq groupes écologiques de polluo-sensibilités différentes auxquels appartiennent les espèces constitutives des communautés benthiques. Dans mon étude, les stations de clapages ont souvent montré des valeurs de richesse spécifique et/ou d'abondances faibles - parfois mêmes nulles - alors que les groupes écologiques étaient dominés par des types IV et/ou V. Le résultat de l'AMBI a donc tout naturellement donné des valeurs d'AMBI faibles qualifiant l'état écologique défini par la DCE de très bon. Il est donc préférable de calculer la valeur de l'AMBI pour chaque réplicat et de calculer ensuite la

moyenne sur toutes les valeurs de la station, surtout lorsque certains échantillons ne contiennent aucun taxon. Afin de pallier ces problèmes, Borja et Muxilla (2005) recommandent d'utiliser d'autres métriques en parallèle de l'AMBI afin d'avoir une vue plus complète de la communauté benthique. L'indice biotique modifié (M-AMBI) a été retenu par la France pour un diagnostic de qualité des masses d'eau côtières. Cet indice (Muxika *et al.*, 2007) est une "version améliorée" de l'indice AMBI développé par [A. Borja et son équipe (*e.g.* Borja *et al.*, 2000, Borja & Muxika, 2005)] et adopté par le pays Basque. C'est un outil multivarié qui incorpore l'indice biotique AMBI, la richesse spécifique et la diversité de Shannon. A l'inverse de l'AMBI, le M-AMBI a montré des corrélations significatives avec les paramètres faunistiques comme la richesse spécifique, la diversité de Shannon et l'indice d'équitabilité de Pielou. Il peut être considéré comme suffisamment représentatif de la communauté en place sur le site de Machu. Dans la plupart des cas, l'indice M-AMBI répond aux pressions comme prévu, à une diminution de l'état écologique immédiatement après la perturbation (Borja *et al.*, 2008). Toutefois le M-AMBI s'est déjà montré inapplicable dans certains cas de pollutions par des substances toxiques ainsi qu'en milieux semi-fermés (Pinto *et al.*, 2009). Dans une étude, comparable à la nôtre, des effets des clapages en Méditerranée, Hermand (2008) a montré que l'utilisation du M-AMBI pouvait être aussi inapplicable car s'apparentant plus à une perturbation physique qu'à un enrichissement en matière organique. Ces résultats montrent que les indices biotiques doivent être utilisés avec précaution car en fonction de la nature de la perturbation, ils peuvent fournir des informations différentes. L'étude en parallèle de plusieurs indices biotiques (AMBI, M-AMBI, BO2A, BENTIX...) peut permettre d'obtenir une information plus critique de l'état écologique du milieu perturbé.

Un protocole de gestion et de suivis biosédimentaires adapté pour l'exploitation de la future zone de clapages a pu être mis en place pour les futurs clapages en prenant en compte les résultats biosédimentaires obtenus lors du projet expérimental de Machu en accord avec les données bibliographiques. Le protocole se base sur les spécificités spatiales et temporelles de la zone concernée pour permettre de minimiser les impacts des clapages sur les habitats benthiques en favorisant une récupération rapide du milieu qui sera sans doute plus longue en vue des futurs clapages beaucoup plus conséquents et répétés au cours du temps.

Conclusions générales et perspectives

Conclusions générales et perspectives

L'immersion de déblais de dragage en mer est une activité très réglementée depuis l'entrée en vigueur de la Convention d'Oslo en 1974. Des lignes directrices OSPAR déterminent la meilleure pratique environnementale pour la gestion des matériaux de dragage. Les autorités nationales suivent ces lignes directrices pour gérer les clapages et pour minimiser les effets sur le milieu marin. Le choix d'une stratégie de gestion appropriée doit donc tenir compte de la nature et de la qualité chimique des sédiments de dragage, de la variation des caractéristiques physiques, chimiques et biologiques du site récepteur ainsi que des modalités de clapages (procédure, fréquence, quantité...) (Francingues et al., 1985 ; Bolam et al., 2006b). Les études des effets des clapages sur les écosystèmes marins illustrent la variabilité marquée des impacts environnementaux liés aux immersions et encourage le défi de généraliser et de déterminer les principaux outils de gestion des sédiments (Bolam et al., 2006a).

La démarche de type BACI (Before-After-Control Impact) développée dans notre suivi biosédimentaire a permis de caractériser **dans un premier temps** en situation antérieure aux clapages, les caractéristiques de la dynamique benthique de la zone de Machu à différentes échelles de temps (saisonnier/pluriannuel) et d'espace. Outre le fait de décrire les principales caractéristiques sédimentaires, physico-chimiques et biologiques de la zone retenue, ces suivis ont permis de montrer que le site de Machu possède des qualités indéniables pour recevoir des déblais de dragage en minimisant les effets de ces derniers sur les écosystèmes marins. En effet, la variabilité marquée des caractéristiques biotiques et abiotiques mesurée permet de dire que la communauté benthique des sables moyens propres à *Nephtys cirrosa* est accoutumée à des facteurs d'instabilité et possède ainsi une bonne réactivité face à une perturbation anthropique. De plus, les conditions hydrodynamiques énergétiques du site entretiennent cette instabilité en favorisant le transport et la migration des larves et adultes au moment des recrutements en fin de printemps-début été. Cette caractéristique est surtout à même de faciliter la récupération du milieu après la fin des clapages comme observé ailleurs (Zajac et Whitlatch, 2001 ; Diaz, 1994 ; Bolam et Fernandes, 2002).

Dans un second temps, les suivis scientifiques des différentes phases de clapages ont permis d'évaluer l'impact des rejets sur la communauté des sables moyens propres à *Nephtys cirrosa* ainsi que sur les caractéristiques sédimentaires et physico-chimiques du milieu sur les deux lieux expérimentaux de rejet, MABIO (dépôts étalés) et MASED (dépôts concentrés), et à leur voisinage. L'impact des clapages a été immédiat, mis en évidence par des variations spatio-

temporelles significatives des principales caractéristiques sédimentaires, physico-chimiques et biologiques. Ainsi, une augmentation des particules fines, de la matière organique et de la qualité et de la porosité a été mesurée. Les immersions de deux millions de mètres cube de sédiment ont détérioré de façon significative la communauté macrobenthique à très court terme (10 jours) sur les deux zones de clapages MABIO et MASED. Néanmoins, les effets ont été localisés et modérés aux zones de clapages et sur les zones les plus proches (± 500 m). La haute fréquence des suivis a permis de voir que très rapidement une recolonisation par la macrofaune a lieu sur les zones impactées. Comme mis en évidence en situation de pré-clapages, le recrutement de juvéniles, la migration d'adultes et le caractère écotonal de certaines espèces caractéristiques de la communauté des sables fins plus ou moins envasés à *Abra alba* ont favorisé un début de récupération des zones de clapages, même à très court terme. Ceci est attesté par les valeurs des paramètres faunistiques similaires entre les stations de clapages et les stations de référence 44 jours après un dépôt de 250 000 m³ sur le site de MABIO et 1 et 3 mois après la fin des clapages sur le site de MASED. Des espèces opportunistes de type Capitellidae ont été recensées durant les premiers mois de suivis, mais aucun changement de communauté n'a été observé durant les immersions. Les espèces comme les mollusques bivalves et les annélides polychètes très mobiles sont reconnues pour être les plus adaptées à supporter un enfouissement. Elles ont tout naturellement été les espèces dominantes des stations des zones de clapages MABIO et MASED. Des différences significatives des paramètres faunistiques ont été observées entre les deux sites de clapages, en raison notamment d'une méthodologie de dépôt différente. Ainsi, une plus faible épaisseur de dépôt (environ 2 m) et une fréquence de rejet trimestrielle sur le site de clapages MABIO a pour conséquence des valeurs des paramètres faunistiques significativement plus élevées par rapport au site de clapage MASED, dépôt conique d'environ 5 m de haut, constitué dans les faits par étapes beaucoup plus espacées dans le temps que prévu initialement. Ce résultat montre l'importance de réaliser des couches de sédiment les moins épaisses possibles.

Cette étude a donc contribué à améliorer les connaissances des relations entre la macrofaune et le sédiment et ainsi de mieux comprendre le fonctionnement de l'écosystème benthique et notamment de la communauté des sables moyens propres à *Nephtys cirrosa*.

Dans un troisième temps, une influence des facteurs sédimentaires et physico-chimiques sur la distribution spatio-temporelle des taxa macrobenthiques a été mise en évidence, qui concerne principalement les paramètres sédimentaires comme la répartition granulométrique, ainsi que la matière organique et sa qualité. Les résultats détaillés dans mon mémoire, à

l'échelle du site de Machu, ont confirmé la prépondérance des caractéristiques sédimentaires, étayant le principe que la texture du sédiment est le facteur principal de la distribution spatio-temporelle de la faune benthique des substrats meubles à petite échelle de temps (mois, année) et d'espace (mètre, kilomètre), comme observé par exemple par Hermand (2008) dans un contexte lié aux clapages de boue portuaire en mer Méditerranée. Les relations des caractéristiques chimiques, des différents groupes trophiques avec le reste des paramètres ont été plus complexes à justifier et moins faciles à interpréter. La difficulté de démontrer des relations entre les paramètres chimiques et l'activité biologique illustre l'hypothèse d'idiosyncrasie (Janson, 2012) observée et suggère une participation d'autres compartiments biologiques tels que les bactéries et la méiofaune dans le fonctionnement de cette communauté (Wenzhöfer et Glud, 2004 ; Franco et al., 2010).

Dans un dernier temps, une synthèse des résultats acquis durant les expérimentations de clapages sur le site de Machu a permis de confronter les principales conclusions avec une synthèse bibliographique des effets des clapages sur l'environnement marin ainsi que les processus et temps de recolonisation de la macrofaune benthique dans les écosystèmes impactés. L'impact des clapages dépend de nombreuses variables et principalement des facteurs suivants : (1) la similitude du sédiment entre des sites de dragages et de clapages, (2) les conditions hydrodynamiques du site de clapages, (3) le volume de matériel sédimentaire déposé sur le site de clapages et (4) la méthode et fréquence des opérations de clapages (Cole et al., 1999a et b). Dans un contexte de mise en place d'outils de gestion des sédiments marins, notre travail propose des réflexions sur : (1) les stratégies de gestion de la future zone de clapage en baie de Seine pour le GPMR et (2) un protocole de suivi biosédimentaire adapté au contexte de la baie de Seine orientale afin d'évaluer l'impact réel des clapages sur la future zone de rejets, alternative au site actuel du Kannik. Pour ce faire, une planification des clapages en bandes alternées est préconisée afin de diminuer les surfaces exploitées à un temps donné et faciliter les déplacements des organismes benthiques depuis les zones avoisinantes non perturbées vers les zones impactées, et ceci dès la fin de la perturbation anthropique. Les intervalles de temps entre les exploitations des différentes bandes sont aussi plus à même de favoriser un meilleur état écologique de l'ensemble de la zone de clapages en maintenant des états de perturbation intermédiaires durant les activités de clapages. Un nécessaire suivi biosédimentaire adapté est proposé, de manière à comprendre les changements environnementaux sur le site. Ce dernier est appliqué aux particularités des clapages qui seront menés et issu de nos travaux de suivis de l'expérimentation. Le futur suivi biosédimentaire a aussi pour but de mesurer les temps de récupération à court terme pendant

les premiers mois de recolonisation et à plus long terme ; il est préconisé deux ans au minimum entre deux exploitations consécutives d'une même bande de clapage. Des recommandations ont été apportées sur la localisation des stations de prélèvements, leur nombre et leurs périodes préférentielles. Des conditions de référence obtenues en situation de pré-clapages permettent de faire plus facilement la distinction entre la variabilité naturelle et anthropique. Les stations de contrôle, situées hors de la zone affectée, possèdent les mêmes caractéristiques naturelles que la zone de clapage et sont donc appropriées à l'étude des changements entre les zones impactées et non impactées.

Initialement, il était prévu dans le cadre de ma thèse de réaliser le suivi biosédimentaire à la fois avant/pendant/après les clapages et ainsi obtenir des résultats relatifs à la récupération de la macrofaune benthique pendant une année entière (quatre suivis saisonniers) après l'arrêt des clapages expérimentaux. Le début des expérimentations de clapages devait commencer au cours du dernier trimestre 2010, mais l'autorisation préfectorale pour le projet d'expérimentations de clapages sur le site de Machu, n'a été obtenue qu'en début 2012, et le début des immersions n'a pu avoir lieu qu'en mai 2012. Néanmoins, grâce à un complément financier d'un an du GPMR, je réalise actuellement des prélèvements saisonniers supplémentaires à 3 mois, 6 mois, 9 mois et 1 an, afin de suivre la recolonisation de la macrofaune benthique après les derniers clapages de février 2013 sur le site de clapages MABIO. Ces données permettront de compléter l'ensemble des données acquises lors du projet notamment sur la phase de récupération de la communauté benthique des sables moyens propres à *Nephtys cirrosa* suite aux immersions. Le but est de mesurer la capacité de résilience des communautés benthiques et de définir définitivement les "bonnes pratiques" de clapages minimisant les impacts et fixer le choix du site pour les futures immersions. Il s'agira d'évaluer le temps de récupération de la macrofaune benthique sur la zone impactée par les clapages expérimentaux et de savoir s'il existe une différence de récupération en fonction de la procédure de dépôts des sédiments entre les deux sites d'immersions. Si l'immersion expérimentale de deux millions de m³ de sédiments a montré un impact modéré et localisé des clapages sur le site de Machu, la réponse de la communauté des sables moyens propres à *Nephtys cirrosa* et sa capacité de résistance et de résilience restent incertains en cas de clapages beaucoup plus importants et répétés.

Il est aussi prévu de valoriser ce travail en termes de publications et d'intégrer les nombreuses données acquises depuis avril 2010 au projet ANTROPOSEINE. L'objectif principal de ce

projet financé durant trois ans (2013-2016) par le Programme Seine Aval sera de faire une synthèse de l'ensemble des connaissances acquises, notamment sur le fonctionnement écologique de l'estuaire de Seine et de la partie orientale de la Baie de Seine et des différentes composantes de l'écosystème, afin de décrire le fonctionnement du réseau trophique des différents secteurs qui composent l'ensemble de la zone (de Ouistreham au Cap d'Antifer en englobant le banc de Seine). Ce projet s'insère dans la continuité de travaux initiés en modélisation ECOPATH et en modélisation inverse (Rybarczyk et Elkaïm, 2003 ; Garcia et al., 2011). Concrètement pour les données me concernant, par une approche écosystémique, il s'agit de déterminer le fonctionnement trophique de la zone de Machu et de savoir s'il est comparable ou différent par exemple à la zone NATURA baie de Seine (largement échantillonnée mais non détaillée dans mon manuscrit de thèse). De plus, il s'agira aussi de connaître les évolutions possibles du fonctionnement trophique du site de Machu à la suite des clapages expérimentaux. Dans le cadre de la mise en place d'outils réglementaires envisagés pour atténuer les effets des activités humaines sur les écosystèmes côtiers et estuariens (Eu, 2000, 2005), l'élaboration d'indicateurs de qualité relatifs au fonctionnement ou au rôle fonctionnel des écosystèmes (Dauvin et Ruellet, 2007 ; Hering et al., 2010) peuvent venir compléter les indicateurs de qualité basés sur les éléments structuraux ou taxonomique généralement retenus dans les exigences normatives des différentes directives réglementaires. Une première phase de travail a déjà été entreprise en 2011 sur les données acquises lors des suivis de pré-clapages du site de Machu au début de ma thèse. Ce travail a été effectué en collaboration avec Clément Garcia, benthologue au Cefas en Angleterre. Brièvement, le site de Machu est caractérisé par un système basé essentiellement sur le complexe détritique. Cette caractéristique pourrait directement impliquer la place prépondérante qu'occupent la méiofaune (connue pour être étroitement liée au complexe détritique) et les dépositivores non sélectifs. Le fonctionnement trophique des organismes dépend plus du recyclage comme le montre la quantité de « retour au détritus » apparaissant comme une part importante des flux totaux. Le site peut être caractérisé par une « immaturité » illustrée par différents ratios. Une deuxième phase d'étude à partir des données acquises pendant et après les clapages sur le site de Machu pendant une année permettra de confirmer ou d'infirmer les conclusions émises dans mon mémoire pendant la période de clapages évoquant davantage des corrélations du groupe trophique des suspensivores avec la matière organique et sa qualité.

Mon travail de thèse est complémentaire aux études menées sur l'impact des clapages détaillées dans la bibliographie et synthétisées dans ce manuscrit (chapitre V). Il s'inscrit dans une démarche de gestion basée sur les écosystèmes (Ecosystem Based Management). Sur un

plan à long terme, il serait intéressant de mieux comprendre les effets cumulatifs des activités humaines sur les écosystèmes marins en s'intéressant à l'ensemble des pressions liées à l'homme. Dans ce contexte, les données acquises durant le suivi biosédimentaire relatif au projet d'expérimentations de clapages en baie de Seine orientale sur la zone de Machu peuvent être replacées dans un contexte plus général, en développant une étude des effets cumulatifs des impacts des différentes activités anthropiques notamment en baie de Seine orientale ayant un impact sur les habitats benthiques : implantations d'éoliennes offshore au large de Courseulles, activités de pêche, extractions de granulats marins et clapages sur les sites du Kannik et d'Octeville.

Bibliographie.

Bibliographie

- A -

Alizier, S., Dauvin, J.C., 2009. Résultats sur la campagne d'échantillonnage benthique en avril 2009 en baie de Seine. Station Marine de Wimereux, Contrat USTL ROCVN 9019, 39 pp.

Alizier, S., 2011. Echelles spatio-temporelles d'observations 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 I, 204 pp.

Alzieu, C., Abamou, A., Bassoullet, P., Boutier, B., 1999. Dragage et environnement marin : état des connaissances. Plouzane : Edition Ifremer, 223 pp.

Aminot, A., Chaussepied, M., 1983. Manuel des analyses chimiques en milieu marin. Centre National pour l'Exploitation des Océans (CNEXO), Brest, 395 pp.

Armonies, W., 2000. On the spatial scale needed for benthos community monitoring in the coastal North Sea. *Journal of Sea Research*, 43, 121-133.

Avoine, J., 1981. L'estuaire de la Seine: Sédiments et dynamique sédimentaire. Thèse de 3ème cycle, Université de Caen, 236 pp.

Avoine, J., Crevel, L., Dubrulle, L., Boust, D., Guegeniat, P., 1984. Sédiments et dynamique sédimentaire en baie de Seine. XVIIIe journées de l'hydraulique, Marseille, I.3.1-I.3.2.

Avoine, J., 1986. Sediment exchanges between the Seine estuary and its adjacent shelf. *Journal of the Geological Society*, London, 144, 135-348.

Avoine, J., Crevel, L., 1986. Evaluation des apports fluviaux dans l'estuaire de la Seine. La baie de Seine (GRECO-MANCHE) ; Actes de colloque n°4, pp. 117-124.

Avoine, J., Caillot, A., Hoslin, R., Larssonneur, C., Massias, J., Quesney, M., 1986. Contribution des traceurs radioactifs à l'étude des mouvements sédimentaires en baie de Seine. La baie de Seine (GRECO-MANCHE). IFREMER, Université de Caen, 211-218.

Avoine, J., 1994. Synthèse des connaissances sur l'estuaire de la Seine, Partie 2- Sédimentologie. Port Autonome du Havre, Ifremer, Brest, 156 pp.

- B -

Bachelet, G., de Montaudouin, X., Dauvin, J.C., 1996. The quantitative distribution of subtidal macrozoobenthic assemblages in Arcachon bay in relation to environmental factors: a multivariate analysis. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 42, 371-391.

Barnay, A.S., 2003. Structure des peuplements de sables fins plus ou moins envasés en Manche : échelles spatiales et biodiversité. Thèse de doctorat, Université de Paris VI, 250 pp.

Biggs, R.B., 1970. Project A. Geology and Hydrography, 7-15. In: Gross physical and biological effects of overboard spoil disposal in upper Chesapeake bay. National Resources Institute. Special report n°3. Chesapeake Bay Lab., University of Maryland, 66 pp.

- Blanchet, H., Lavesque, N., Ruellet, T., Dauvin, J.C., Sauriau, P.G., Desroy, N., Desclaux, C., Leconte, M., Bachelet, G., Janson, A.L., Bessineton, C., Duhamel, S., Jourde, J., Mayot, S., Simon, S., De Montaudouin, X., 2008.** Use of biotic indices in semi-enclosed coastal ecosystems and transitional waters habitats - Implications for the implementation of the European Water Framework Directive. *Ecological Indicators*, 8, 360-372.
- Bolam, S.G., Fernandes, T.F., 2002.** Dense aggregations of tube-building polychaetes: response to small-scale disturbances. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 269, 2197-222.
- Bolam, S.G., Rees, H.L., 2003.** Minimizing impacts of maintenance dredged material disposal in the coastal environment: a habitat approach. *Environment Management*, 32, 171-188.
- Bolam, S.G., Rees, H.L., Somerfield, P., Smith, R., Clarke, K.R., Warwick, R.M., Atkins, M., Garnacho, E., 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, 415-426.
- Bolam, S.G., Schratzberger, M., Whomersley, P., 2006b.** Macro- and meiofaunal recolonisation of dredged material used for habitat enhancement: temporal patterns in community development. *Marine Pollution Bulletin*, 52, 1746-1755.
- Boon, A.R., Duineveld, G., Kok, A., 1999.** Benthic organic matter supply and metabolism at depositional and non-depositional areas in the North Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 49, 747-761.
- Borjá, A., Franco, J., Perez, V., 2000.** A marine biotic index to the establish ecology quality of soft-bottom benthos within European estuarine coastal environments. *Marine Pollution Bulletin*, 40, 1100-1114.
- Borjá, A., Muxika, I., Franco, J., 2003.** The application of Marine Biotic Index to different impact sources affecting soft-bottom benthic communities along European coasts. *Marine Pollution Bulletin*, 46, 835-845.
- Borjá, A., Franco, J., Valencia, V., Bald, J., Muxika, I., Belzunce, M., J., Solaun, O., 2004.** Implementation of the European water framework directive from the Basque country (northern Spain): a methodological approach. *Marine Pollution Bulletin*, 48, 209-218.
- Borjá, A., Muxika, I., 2005.** Guidelines for the use of AMBI (AZTI's marine biotic index) in the assessment of the benthic ecological quality. *Marine Pollution Bulletin*, 50, 787-789.
- Borjá, A., Daurer, D.M., 2008.** Assessing the environmental quality status in estuarine and coastal systems: Comparing methodologies and indices. *Ecological Indicators*, 8, 331-337.
- Boucher, G., 1997.** Diversité spécifique et fonctionnement des écosystèmes : revue des hypothèses et perspectives de recherche en écologie marine. *Vie Milieu*, 47, 307-316.
- Bouma, H., Duikerb, J.M.C., de Vriesc, P.P., Hermanc, P.M.J., Wolffa, W.J., 2001.** Spatial pattern of early recruitment of *Macoma balthica* (L.) and *Cerastoderma edule* (L.) in relation to sediment dynamics on a highly dynamic intertidal sandflat. *Journal of Sea Research*, 45, 79-93.
- Boyd, S.E., Rees, H.L., Cooper, K.M., Campbell, S., Limpenny, D.S., 2003.** Preliminary observations of the effects of dredging intensity on the re-colonisation of dredged sediments off the southeast coast of England (Area 222). *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 57, 209-223.

Boyd, S.E., Limpenny, D.S., Rees, H.L., Cooper, K.M., 2005. The effects of marine sand and gravel extraction on the macrobenthos at a commercial dredging site (results 6 years post-dredging). *ICES Journal of Marine Science*, 62, 145-162.

Brown, C.L., Clark, R., 1968. Observations on dredging and dissolved oxygen in a tidal waterway. *Water Resource Research*, 4, 1381-1384.

Buleon, P., Shurmer-Smith L., (dir.), 2008. Espace Manche. Un monde en Europe/Channel Spaces, a World within Europe, ESO UMR 6590, Caen, Université de Caen, Projet EMDI, 197 pp.

- C -

Cabioch, L., 1968. Contribution à la connaissance des peuplements benthiques de la Manche occidentale. *Cahiers de Biologie Marine*, 9, 493-720.

Cabioch, L., Gentil, F., 1975. Distribution des peuplements benthiques dans la partie orientale de la Baie de Seine. *Compte rendus Académie des Sciences, Paris*, 280, 571-574.

Cabioch, L., Gentil, F., 1997. Les biocénoses subtidales macrobenthiques de la Manche, conditions écologiques et structure générale. In: Dauvin, J.-C. (Ed.), *Les biocénoses marines et littorales françaises des côtes atlantique, Manche et Mer du Nord, synthèse, menaces et perspectives*. Muséum National d'Histoire Naturelle, Paris, pp. 68-78.

Cachot, J., 2009. La génotoxicité. Quel risque pour les espèces aquatiques. Fascicule Seine Aval, GIP Seine-Aval, Rouen, France, 2.1., 35 pp.

Cammen, L.M., 1991. Annual bacterial production in relation to benthic microalgal production and sediment oxygen uptake in an intertidal sandflat and an intertidal mudflat. *Marine Ecology Progress Series*, 71, 13-25.

Chandrasekara, W.U., 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, 191-207.

Chouquet, B., 2013. Evaluation des peuplements benthiques de la zone d'immersion du Kannik, Rapport de campagnes du printemps 2012. Cellule du Suivi du Littoral Normand (CSLN), 41 pp.

Clark, D., Miller-Way, T., 1992. An environmental assessment of the effects of open-water disposal of maintenance dredged material on benthic resources in Mobile Bay, Alabama. WES/MP/EL-D-92-1, 1-40. Army Engineer Water-ways Experimental Station, Vicksburg, Mississippi, 156 pp.

Clarke, K.R., 1993. Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology*, 18, 117-143.

Clarke, K.R., Ainsworth, M., 1993. A method of linking multivariate community structure to environmental variables. *Marine Ecology Progress Series*, 92, 205-219.

Clarke, K.R., Warwick, R.M., 2001. *Change in Marine Communities: An Approach to Statistical Analysis and Interpretation*. 2nd edition: PRIMER-E, Plymouth, UK, 172 pp.

Cole, R.G., Shea, S., Glasby, C.J., Immenga, D., 1999a. Biological effects of disposal of marina channel dredgings in the shallow subtidal of a fetch-limited embayment. In: Proceedings of XIV Austral-Asian Coastal and Engineering Conference and VII Austral-Asian Port and Harbor Conference, pp. 125–128.

Cole, R.G., McComb, P., Sait, J., 1999b. Effects of near-shore sand disposal on subtidal and intertidal organisms at New Plymouth, New Zealand. In: Proceedings of XIV Austral-Asian Coastal and Engineering Conference and VII Austral-Asian Port and Harbor Conference, pp. 129–134.

Cowan, J.L.W., Pennock, J.R., Boynton, W.R., 1996. Seasonal and interannual patterns of sediment nutrient and oxygen fluxes in Mobile Bay Alabama (USA): regulating factors and ecological significance. *Marine Ecology Progress Series*, 141, 229-245.

Cruz-Motta, J.J., Collins, J., 2004. Impacts of dredged material disposal on a tropical soft-bottom benthic assemblage. *Marine Pollution Bulletin*, 48, 270-280.

- D -

Dauvin, J.C., Gentil, F., 1986. Eléments de synthèse sur la biologie et la dynamique du bivalve *Abra alba* dans la Manche. *Haliotis*, 15, 103-111.

Dauvin, J.C., Gillet, P., 1991. Spatio-temporal variability 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, 105-121.

Dauvin, J.C., 1992. Cinétique du recrutement d'*Owenia fusiformis* en Baie de Seine. *Oceanologica Acta*, 15, 187-197.

Dauvin, J.C., 1993. Le benthos : témoin des variations de l'environnement. *Oceanis*, 19, 25-53.

Dauvin, J.C., Lozachmeur, O., Capet, Y., Dubrulle, J.B., Ghezalic, M., Mesnard, A.H., 2004. Legal tools for preserving France's natural heritage through integrated coastal zone management. *Ocean and Coastal Management*, 47, 463-477.

Dauvin, J.C., Desroy, N., 2005. The food web in the lower part of the Seine estuary. *Hydrobiologia*, 540, 13-27.

Dauvin, J.C., 2006. The Seine estuary, a highly developed area. *Seine-Aval Special Issue, September 2006, North Atlantic Estuaries, problems and perspectives*, pp. 27-32.

Dauvin, J.C., Desroy, N., Janson, A.L., Vallet, C., Duhamel, S., 2006. Recent changes in estuarine benthic and suprabenthic communities resulting from the development of harbour infrastructure. *Marine Pollution Bulletin*, 53, 80-90.

Dauvin, J.C., Lozachmeur, O., 2006. Mer côtière à forte pression anthropique propice au développement d'une Gestion Intégrée : exemple du bassin oriental de la Manche (Atlantique nord-est). *Vertigo*, 7, 3, 1-14.

Dauvin, J.C., Ruellet, T., 2007. Polychaete/amphipod ratio revisited. *Marine Pollution Bulletin*, 55, 215–224.

Dauvin, J.C., Ruellet, T., Desroy, N., Janson, A.L., 2007. The ecological quality status of the Bay of Seine and Seine Estuary: use of biotic indices. *Marine Pollution Bulletin*, 55, 241–257.

- Dauvin, J.C., 2008.** Effects of heavy metal contamination on the macrobenthic fauna in estuaries: the case of the Seine estuary. *Marine Pollution Bulletin*, 57, 160-169.
- Dauvin, J.C., Ruellet, T., 2009.** The estuarine quality paradox: Is it possible to define an ecological quality status for specific modified and naturally stressed estuarine ecosystems? *Marine Pollution Bulletin*, 59, 38-47.
- Dauvin, J.C., 2011.** Perception sectorielle face à la nécessité d'une vision globale et partagée de l'estuaire de la Seine. *Vertigo*, hors série, 10, 1-15.
- Dauvin, J.C., 2012.** Are the Eastern and Western Basins of the English Channel Two Separate Ecosystems? *Marine Pollution Bulletin*, 64, 463-71.
- Dauvin, J.C., Brind'Amour, A., Cuvilliez, A., Dancié, C., Desroy, N., Le Hir, P., Lesourd, S., Méar, Y., Morin, J., 2012.** Rapport final Couplages bio-morpho-sédimentaires et dynamique à long terme des habitats et des peuplements benthiques et ichtyologiques en Seine aval, Projet COLMATAGE, 210 pp.
- Diaz, R.J., 1994.** Response of tidal freshwater macrobenthos to sediment disturbance. *Hydrobiologia*, 278, 201-212.
- Denis, L., 1999.** Dynamique des flux d'oxygène et de sels nutritifs à l'interface eau-sédiment sur la marge continentale du Golfe du Lion (Méditerranée nord occidentale). Thèse de doctorat. Université de Méditerranée, 191 pp.
- Denis, L., Grenz, C., Alliot, E., Rodier, M., 2001.** Temporal variability in dissolved inorganic nitrogen fluxes at the sediment-water interface and related annual budget on a continental shelf (NW Mediterranean). *Oceanologica Acta*, 24, 1-13.
- Desroy, N., Warembourg, C., Dewarumez, J. M., Dauvin, J.C., 2002.** Macrobenthic resources of the shallow soft-bottom sediments in the eastern English Channel and southern North Sea. *Journal of Marine Science*, 60, 120-131.
- Desroy, N., Baron, M., Payen, C., Dauvin, J.C., 2006.** L'estuaire de la Seine : zone de conflit entre développement économique et préservation de l'environnement. *Océanis*, 30, 71-93.
- Dewarumez, J.M., Davoult, D., 1997.** Les biocénoses subtidales macrobenthiques en Manche Orientale et Mer du Nord. In: Dauvin, J.C. (Ed.), *Les biocénoses marines et littorales françaises des côtes Atlantique, Manche et Mer du Nord. Synthèse, menaces et perspectives.* Muséum National d'Histoire Naturelle. Paris, pp. 79-82.
- Duclos, P.A., 2012.** Impacts morpho-sédimentaires de l'extraction de granulats sur les fonds marins de la Manche orientale. Thèse de doctorat, Université de Rouen, 282 pp.
- Duineveld, G.C.A., Kunitzer, A., Niermann, U., De Wilde, P.A.W.J., Gray, J.S., 1991.** The macrobenthos of the North Sea. *Netherlands Journal of Sea Research*, 28, 53-65.

- E -

Eckman, J. E., 1996. Closing the larval loop: linking larval ecology to the population dynamics of marine benthic invertebrates. *Journal of Experimental Marine Biology Ecology*, 200, 207-237.

- Ehrenhauss, S., Huettel, M., 2004.** Advective transport and decomposition of chain-forming planktonic diatoms in permeable sediments. *Journal of Sea Research* 52, 179-197
- Ehrenhauss, S., Witte, U., Janssen, F., Huettel, M., 2004.** Decomposition of diatoms and nutrient dynamics in permeable North Sea sediments. *Continental Shelf Research* 24, 721-737
- Elliott, M., Newell, S., Jones, N.V., Read, S.J., Cutts, N.D., Hemingway, K.L., 1998.** Intertidal Sand and Mudflats and Subtidal Mobile, Sandbanks (volume II). An overview of dynamic and sensitivity characteristics for conservation management of SACs. Report to Scottish Association for Marine Science (UK Marine SACs, Project), 151 pp.
- Elliott, M., Hemingway, K.L., 2002.** Fishes in Estuaries. Blackwells Publ., Oxford, 636 pp.
- Elliott, D., McLusky, M., 2004.** The estuarine ecosystem: ecology, threats & management, (3rd Ed.). Lavoisier, 214 pp.
- Elliot, M. Quintino, V., 2007.** The Estuarine Quality Paradox, Environmental Homeostasis and the difficulty of detecting anthropogenic stress in naturally stressed areas. *Marine Pollution Bulletin*, 54, 640-645.
- Elmgren, R., Ankar, S., Marteleur, B., Ejdun, G., 1986.** Adult interference with postlarvae in soft sediments: the Pomtoporeia-Macom example. *Ecology*, 67, 827-836.
- Engler, R., Saunders, L., Wright, T., 1991.** Environmental effects of Aquatic Disposal of Dredged Material. *Environmental Professional*, 13, 317-325.
- Epping, E., van der Zee C., Soetaert, K., Helder, W., 2002.** On the oxidation and burial of organic carbon in sediments of the Iberian margin and Nazaré Canyon (NE Atlantic). *Progress in Oceanography*, 52, 99-431.
- Essink, K., 1997.** RIACON Risk analysis of coastal nourishment techniques. Final evaluation report. National Institute for Coastal and Marine Management/RIKZ. Report No. RIKZ-97.031. AE Haren, The Netherlands, 42 pp.
- Essink, K., 1999.** Ecological effects of dumping of dredged sediment; option for management. *Journal of Coastal Conservation*, 5, 69-80.
- Ernst, W.H.O., 1996.** Bioavailability of heavy metals and decontamination of soils of plants. *Applied Geochemistry*, 11, 163-167.
- Eu, 2000.** Parliament and Council Directive 2000/60/EC of 23rd October 2000. Establishing a Framework for Community Action in the field of Water Policy. Official Journal PE-CONS 3639/1/00 REV 1, Brussels.
- Eu, 2005.** Proposal for a Directive of the European Parliament and of the Council, establishing a Framework for Community Action in the field of Marine Environmental Policy. COM (2005), 505 final, SEC (2005), 1290, Brussels, 31 pp.

- F -

- Fitch, J., Crowe, T., 2011.** Combined effects of temperature, inorganic nutrients and organic matter on ecosystem processes in intertidal sediments. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 400, 257-263.
- Flemer, D.A., Ruth, B.F., Bundrick, C.M., Gaston, G.R., 1997.** Macrobenthic community colonisation and community development in dredged material disposal habitats off coastal Louisiana. *Environmental Pollution* 96, 141–154.
- Folk, R.L., 1954.** The distinction between grain size and mineral composition in sedimentary-rock nomenclature. *Journal of Geology*, 62, 344-359.
- Folk, R.L., 1966.** A review of grain-size parameters. *Sedimentology*, 6, 73-93.
- Folk, R.L., Ward, W.C., 1957.** Brazos River bar: a study in the significance of grain size parameters. *Journal of Sedimentary Petrology*, 27, 3-26.
- Forja, J.M., Blasco, J., Gomez-Parra, A., 1994.** Spatial and seasonal variation of in situ benthic fluxes in the bay of Cadiz (south-west Spain). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 39, 127-141.
- Foucher, E., Biseau, A., Berthou, P., Fifas, S., Forest, A., Vigneau, J., 2010.** Eléments d'information sur la coquille Saint-Jacques en baie de Seine et l'éventualité de la mise en place d'une zone de restriction spéciale. <http://archimer.ifremer.fr/doc/00024/13492/>.
- Foussard, V., Etcheber, H., 2011.** Proposition d'une stratégie de surveillance des paramètres physico-chimiques pour les estuaires de la Seine, de la Loire et de la Gironde. *Projet BEEST*, 70 pp.
- Francingues, N.R., Palermo, M.R., Lee, C.R., Peddicord, R.K., 1985.** "Management Strategy for Disposal of Dredged Material: Test Protocols and Contaminant Control Measures," *Miscellaneous Paper D-85-1*, US Army Engineer Waterways Experiment Station, Vicksburg, MS.
- Franco, M.A., Vanaverbeke, J., Van Oevelen, D., Soetaert, K., Costa, M.J., Vincx, M., Moens, T., 2010.** Respiration partitioning in contrasting subtidal sediments: seasonality and response to a spring phytoplankton deposition. *Marine Ecology*, 31, 276-290.
- Frankenger, D., Westerfield, C.W., 1968.** Oxygen demand and oxygen depletion capacity of sediments from Wassau Sound, Georgia. *Bulletin Academie Sciences*, 26, 160.
- Fredette, T.J., French, G.T., 2004.** Understanding the physical and environmental consequences of dredged material disposal: history in New England and current perspectives. *Marine Pollution Bulletin*, 49, 93-102.
- Froelich, P.N., Klinkhammer, G.P., Bender, M.L., Luedke, N.A., Heath, G.R., Cullen, D., Dauphin, P., Hammond, D., Hartman, B., Maynard, V., 1979.** Early oxidation of organic matter in pelagic sediments of the Eastern Equatorial Atlantic: suboxic diagenesis. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 43, 1075-1090.
- Fromentin, J.M., Dauvin, J.C., Ibanez, F., Dewarumez, J.M., Elkaim, B., 1996.** Long-term variations of four macrobenthic community structures. *Oceanologica, Acta* 20, 43-53.
- Frontier, S., Pichot-Viale, D., 1998.** *Ecosystèmes-Structure, fonctionnement, évolution*. Ed. Dunod, Paris, 447 pp.

Frontier, S., Pichot-Viale, D., Leprêtre, A., Davoult, D., Luzcak, C., 2004. Ecosystèmes-Structure, fonctionnement, évolution. Ed. Dunod, Paris, 549 pp.

- G -

Garcia, C., Chardy, P., Dewarumez, J.M., Dauvin, J.C., 2011. Assessment of Benthic Ecosystem Functioning Through Trophic Web Modelling: The Example of the Eastern Basin of the English Channel and the Southern Bight of the North Sea. *Marine Ecology: an evolutionary perspective* 32 (Suppl. 1), 72–86.

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, 307 pp.

Garnaud, S., Lesueur, P., Lesourd, S., Garlan, T., Clet, M., Brun-Cottan, J.-C., 2003. Holocene to modern fine-grained sedimentation on a macrotidal shoreface-to-inner shelf (eastern Bay of the Seine, France). *Marine Geology* 202 (1–2), 33–54.

Garnier, E., Lavorel, S., Ansquer, P., Castro, H., Cruz, P., Dolezal, J., Eriksson, O., Fortunel, C., Freitas, H., Golodets, C., Grigulis, K., Jouany, C., Kazakou, E., Kigel, J., Kleyer, M., Lehsten, V., Leps, J., Meier, T., Pakeman, R., Papadimitriou, M., Papanastasis, V.P., Queded, H., Quétier, F., Robson, M., Roumet, C., Rusch, G., Skarpe, C., Stenberg, M., Theau, J.P., Thébault, A., Vile, D., Zarovali, M.P., 2006. Assessing the effects of land-use change on plant traits, communities and ecosystem functioning in grasslands: a standardized methodology and lessons from an application to 11 european sites. *Annals of Botany*, 1-19.

Gentil, F., 1976. Distribution des peuplements benthiques en Baie de Seine. Thèse d'Etat, Université Pierre et Marie Curie, 70 p.

Gentil, F., Irlinger, J.P., Elkaim, B., Proniewski F., 1986. Premières données sur la dynamique du peuplement macrobenthique des sables fins envasés à *Abra alba* de la Baie de Seine orientale. Actes de colloques, IFREMER, 4, 409-420.

Gentil, F., Cabioch, L., 1997. Les biocénoses subtidales macrobenthiques de la Manche, conditions écologiques et structure générale. In *Les biocénoses marines et littorales françaises des côtes Atlantique, Manche et Mer du Nord, synthèse, menaces et perspectives*, 28, Dauvin, J.-C. (ed.). Muséum National d'Histoire Naturelle, Paris. 349 pp.

Giani, M., Boldrin, A., Matteucci, G., Frascari, F., Gismondi, M., Rabitti, S., 2001. Downward fluxes of particulate carbon, nitrogen and phosphorus in the north-western Adriatic Sea. *The Science of the Total Environment*, 266, 125–134.

Giles, H., Pilditch, C.A., Bell, D.G., 2006. Sedimentation from mussel (*Perna canaliculus*) culture in the Firth of Thames, New Zealand: Impacts on sediment oxygen and nutrient fluxes. *Aquaculture*, 216, 125-140.

Glémarec, M., 1979. Les fluctuations temporelles des peuplements benthiques liées aux fluctuations climatiques. *Oceanologica Acta*, 2, 365-371.

Grall, J., Coïc, N., 2005. Une synthèse des méthodes d'évaluation de la qualité du macrobenthos en milieu côtier. Rapport du REBENT, réseau benthique. Laboratoire des Sciences de l'Environnement Marin, Institut Universitaire Européen de la mer, Plouzané.

Grenz, C., Denis, L., Boucher, G., Chauvaud, L., Clavier, J., Fichez, R., Pringault, O., 2003. Spatial variability in sediment oxygen consumption under winter conditions in a lagoonal system in New Caledonia (South Pacific). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 285-286, 33-47.

Grimes, S., Ruellet, T., Dauvin, J.C., Boutiba, Z., 2010. Ecological Quality Status of the soft-bottom communities on the algerian coast: General patterns and diagnosis. *Marine Pollution Bulletin*, 60, 1969-1977.

Guézennec, L., 1999. Hydrodynamique et transport en suspension du matériel particulaire fin dans la zone fluviale d'un estuaire macrotidal : l'exemple de l'estuaire de la Seine (France). Thèse de doctorat, Université de Rouen, 230 pp.

- H -

Hall, S.J., 1994. Physical disturbance and marine benthic communities: life in unconsolidated sediments. *Oceanography Marine Biology Annual Review* 32, 179-239.

Hancke, K., Glud, R N., 2004. Temperature effects on respiration and photosynthesis in three diatom-dominated benthic communities. *Aquatic Microbial Ecology*, 37, 265-281.

Hardman-Mountford, N.J., Allen, J.I., Frost, M.T., Hawkins, S.J., Kendall, M.A., Mieszkowska, N., Richardson, K.A., Somerfield, P.J., 2005. Diagnostic monitoring of a changing environment: An alternative UK perspective. *Marine Pollution Bulletin*, 50, 1463-1471.

Harvey, M., Gauthier, D., Munro, J., 1998. Temporal changes in the composition and abundance of the macrobenthic invertebrate communities at dredged material disposal sites in the Anse à Beaufils, baie des Chaleurs, eastern Canada. *Marine Pollution Bulletin*, 36, 41-55.

Hering, D., Borja, A., Carstensen, J., Carvalho, L., Elliott, M., Feld, C.K., Heiskanen, A.-S., Johnson, R.K., Moe, J., Pont, D., Solheim, A.L., van de Bund, W., 2010. The European Water Framework Directive at the age of 10: a critical review of the achievements with recommendations for the future. *Science of the Total Environment*, 408, 4007-4019.

Hermant, R., 2008. Réponses d'une communauté macrobenthique méditerranéenne soumise à des apports sédimentaires allochtones naturels ou anthropiques. Thèse de doctorat, Université de la Méditerranée, 233 pp.

Hermant, R., Salen-Picard, C., Alliot, E., Degiovanni, C., 2008. Macrofaunal density, biomass and composition of estuarine sediments and their relationship to the river plume of the Rhone River (NW Mediterranean). *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 79, 367-376.

Hinchey, E.K., Schaffner, L.C., Hoar, C.C., Vogt, B.W., Batte, L.P., 2006. Responses of estuarine benthic invertebrates to sediment burial: the importance of mobility and adaptation. *Hydrobiologia*, 556, 85-98.

Houziaux, J.S., Fettweis, M., Francken, F., VanLancker, V., 2011. Historic (1900) seafloor composition in the Belgian-Dutch part of the North Sea: A reconstruction based on calibrated visual sediment descriptions. *Continental Shelf Research*, 31, 1043-1056.

Hubas, C., 2006. Rôle des communautés microbiennes dans les flux de matière des sédiments meubles intertidaux. Thèse de doctorat, Université du Littoral Côte D'Opale, 253 pp.

Huettel, M., Rush, A., 2000. Transport and degradation of phytoplankton in permeable sediment. *Limnology and Oceanography*, 45, 534-549.

- J -

Janson, A.L., 2007. Evolution de la biodiversité benthique des vasières subtidales et 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, 282 pp.

Janson, A.L., Denis, L., Rauch, M., Desroy, N., 2012. Macrobenthic biodiversity and oxygen uptake in estuarine systems: the example of the Seine estuary. *Journal Soils Sediments*, 12, 1568-1580.

Johnson, L.J., Frid, C.L.J., 1995. The recovery of benthic communities along the county Durham coast after cessation of colliery spoil dumping. *Marine Pollution Bulletin*, 30, 215-220.

Jones, A.R., 1986. The effects of dredging and spoil disposal on macrobenthos, Hawkesbury estuary, NSW. *Marine Pollution Bulletin*, 17, 17-20.

Jourde, J., Dubut, S. 2009. Etat initial biosédimentaire sur deux sites alternatifs d'immersion du Grand Port Maritime de Rouen : Machu et Banc de Seine. Rapport de la campagne de décembre 2008. Cellule du Suivi du Littoral Normand, 14 pp.

-K-

Kristensen, E., Andersen, F.O., 1992. Effect of benthic macrofauna and temperature of degradation of macroalgal detritus: the fate of organic carbon. *Limnology and Oceanography*, 37, 1404-1419.

Kristensen, E., 1993. Seasonal variations in benthic community metabolism and nitrogen dynamics in a shallow, organic-poor Danish lagoon. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 36: 565-586.

Künitzer, A., 1990. The infauna and epifauna of the central North Sea. *Meeresforsch*, 33, 23-37.

Künitzer, A., Basford, D., Craeymeersch, J.A., Dewarumez, J.M., Dörjes, J., Duineveld, G.C.A., Eleftheriou, A., Heip, C., Herman, P., Kingston, P., Niermann, U., Rachor, E., Rumohr, H., de Wilde, P.A.J., 1992. The benthic infauna of the North Sea: species distribution and assemblages. *ICES Journal of Marine Science*, 49, 127-143.

- L -

Lambhead, P.J.D., Platt, H.M., Shaw, K.M., 1983. The detection of differences among assemblages of marine benthic species based on an assessment of dominance and diversity. *Journal of Natural History*, 17(6), 859-874.

Larsonneur, C., Homménil, P., 1967. Sédiments et sédimentation dans la partie orientale de la baie de Seine. *Revue Soc. Sci. Savantes Haute Normandie, Sciences*, 47, 45-75.

Larsonneur, C., Bouysse, P., Auffret, J.P., 1982. The superficial sediments of the English Channel and its western approaches. *Sedimentology*, 29, 1982, 1 - 14.

Lauwaert, B., Delgado, R., Derweduwen, J., Devriese, L., Fettweis, M., Hostens, K., Janssens, J., Martens, C., Robbens, J., Timmermans, S., Van Hoey, G., Verwaest, T., 2011. Synthesis report on the effects of dredged material disposal on the marine environment

(licensing period 2010-2011). Management Unit of the North Sea Mathematical Models (MUMM)/Institute for Agricultural and Fisheries Research (ILVO). Animal Sciences Unit - Fisheries/Maritime Access Division/Agency for Maritime and Coastal Service. Coastal Division/Flanders Hydraulics R: Brussels, 85 pp.

Lawton, J.H., 1994. What species do in ecosystems. *Oikos*, 71, 367-374.

Le Hir P., L'Yavanc, 1985. Observations de courant en Baie de Seine. Volume, N° 1.

Le Pape, O., Holley, J., Guérault, D., Désaunay, Y., 2003. Quality of coastal and estuarine essential fish habitat: estimations based on the size of juvenile common sole (*Solea solea* L.). *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 58, 793-803.

Le Pape, O., Gilliers, C., Riou, P., Morin, J., Amara, R., 2007. Convergent signs of degradation in both the capacity and the quality of an essential fish habitat: state of the seine estuary (France), flatfish nurseries. *Hydrobiologia*, 58, 225-229.

Lesourd, S., 2000. Processus d'envassement d'un estuaire macrotidal : zoom temporel du siècle à l'heure; application à l'estuaire de la Seine. Thèse de doctorat, Université de Caen, 280 pp.

Lesourd, S., Lesueur, P., Brun-Cottan, J.C., Auffret, J.P., Poupinet, N., Laignel, B., 2001. Morphosedimentary evolution of a macrotidal estuary subjected to human impact; the example of the Seine (France). *Estuaries*, 24 (6B), 940-949.

Lesourd, S., Lesueur, P., Brun Cottan, J.C., Garnaud, S., 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, 3-16.

Lesueur, P., Lesourd, S., 1999. Sables, chenaux, vasières: dynamique des sédiments et évolution morphologique. Fascicule du programme scientifique Seine-Aval (39 pp.). IFREMER, Université de Caen Basse Normandie, ISBN 2-84433-028-2.

Lewis, L.J., Davenport, J., Kelly, T.C., 2002. A study of the impact of a pipeline construction on estuarine benthic invertebrate communities. *Estuarine Coastal Shelf Science*, 55, 213-221.

Loher, A.M., Thrush, S.F., Hewitt, J.E., Berkenbusch, K., Ahrens, M., Cummings, V.J., 2004. Terrestrially derived sediment: response of marine macrobenthic communities to thin terrigenous deposits. *Marine Ecology Progress Series*, 273, 121-138.

Lozach, S., 2011. Habitats benthiques marins du bassin oriental de la Manche : Enjeux écologiques dans le contexte d'extraction de granulats marins. Thèse de doctorat, Université de Lille, 286 pp.

L'Yavanc, J., Alzieu, C., Mauvais, J.L., 1999. Les dragages sur le littoral français. In: Alzieu, C. (Ed.) (1999). Dragages et environnement marin: état des connaissances. pp. 25-36.

-M-

Mackin, J.E., Aller, R.C., 1984. Ammonium adsorption in marine sediments. *Limnology and Oceanography*, 29, 250-257

Magalhaes, C.M., Bordalo, A.A., Wiebe W.J., 2002. Temporal and spatial patterns of intertidal sediment-water nutrient and oxygen fluxes in the Douro River estuary, Portugal. *Marine Ecology Progress Series*, 233, 55-71.

- Manheim, F.T., Dwight, L., Belastock, R.A., 1974.** Porosity, density, grain density and related physical properties of sediments from the Red Sea Drill Cores. in: Initial reports of the deep-sea drilling project, Whitmarsh R. B., Weser O. E., Ross D. A. (Eds), Washington : US Government Printing Office 887-907.
- Maurer, D., Aprill, G., 1979.** Intertidal Benthic Invertebrates and Sediment Stability at the Mouth of Delaware Bay. *Hydrobiology*, 64, 379-403.
- Maurer, D., Leathem, W., Kinner, P., Tinsman, J., 1979.** Seasonal fluctuations in coastal benthic invertebrates assemblages. *Estuarine and Coastal Marine Science*. 8, 181-193.
- Maurer, D., Keck, R.T., Tinsman, J.C., Leathem, W.A., 1981a.** Vertical migration and mortality of benthos in dredged material. Part I Mollusca. *Marine Environmental Research*, 4, 299–313.
- Maurer, D., Keck, R.T., Tinsman, J.C., Leathem, W.A., 1981b.** Vertical migration and mortality of benthos in dredged material. Part II Crustacea. *Marine Environmental Research*, 5, 301–317.
- Maurer, D., Keck, R.T., Tinsman, J.C., Leathem, W.A., 1982.** Vertical migration and mortality of benthos in dredged material, Part III Polychaeta. *Marine Environmental Research*, 6, 49–68.
- Maurer, D.T., Keck, R.T., Tinsman, J.C., Leathem, W.A., Wethe, C., Lord, C., Church, T.M., 1986.** Vertical Migration and Mortality of Marine Benthos in Dredged Material: A Synthesis. *Hydrobiologia*, 71, 49-63.
- Mear, Y., Poizot, E., Murat, A., Lesueur, P., 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, 2335–2351.
- MEMG, 2003.** Group Co-ordinating Sea Disposal Monitoring. Final Report of the Dredging and Dredged Material Disposal Monitoring Task Team. Science Series Aquatic Environmental Monitoring Report, CEFAS, Lowestoft 55, 52 pp.
- Middelburg, J.J., Duarte, C.M., Gattuso, J.P., 2005.** Respiration in coastal benthic communities. In: del Giorgio, P.A., Williams, P.J. (Eds.), *Respiration in aquatic systems*, Oxford University Press, pp. 206-224.
- Miller, D.C., Muir, C.L., Hauser, O.A., 2002.** Detrimental effects of sedimentation on marine benthos: what can be learned from natural processes and rates? *Ecological Engineering*, 19, 211-232.
- Moodley, L., Heip, C.H.R., Middelburg, J.J., 1998.** Benthic activity in sediments of the northwestern Adriatic Sea: sediment oxygen consumption, macro and meiofauna dynamics. *Journal of Sea Research*, 40, 263–280.
- Morrisey, D.J., Underwood, A.J., Howitt, L., Stark, J.S., 1992a.** Temporal variation in soft-sediment benthos. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 164, 233-245.
- Morrisey, D.J., Underwood, A.J., Howitt, L., Stark, J.S., 1992b.** Spatial variation in soft-sediment benthos. *Marine Ecology Progress Series*, 81, 197–204.
- Mortimer, R.J.G., Davey, J.T., Krom, M.D., Watson, P.G., Frickers, P.E., Clifton, R.J., 1999.** The effect of macrofauna on porewater profiles and nutrient fluxes in the intertidal zone of the Humber estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 48, 683-699.

Muxika, I., Borja, A., 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.

-N-

Newell, R.C., Seiderer, L.J., Hitchcock, D.R., 1998. The impact of dredging works in coastal waters: A review of the sensitivity to disturbance and subsequent recovery of biological resources on the sea bed. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review*, 36, 127-178.

Newell, R.C., 1999. Organic Enrichment Associated with Outwash from Marine Aggregates Dredging: A Probable Explanation for Surface Sheens and Enhanced Benthic Production in the Vicinity of Dredging Operations.

- O -

O'Connor, T.P., 1998. Comparative criteria: land application of sewage sludge and ocean disposal of dredged material. *Marine Pollution Bulletin*, 36, 181-184.

Olivier, J.S., Slattery, P.N., Hulberg, L.W., Nybakken, J.W., 1977. Patterns of succession in benthic infaunal communities following dredging and dredged material disposal in Monterey Bay. US Army Waterways Experiment Station Technical Report D-77-27. US Army Engineer Waterways Experiment Station, Vicksburg, Mississippi, 186 pp.

Olivier, F., Vallet, C., Dauvin, J.C, Retière, C., 1996. Drifting in post-larvae and juveniles in an *Abra Alba* (Wood) community of the eastern part of the Bay of Seine (English Channel). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 199, 89-109.

Olivier, F., 1997. Régulation des populations de recrues en régime mégatidal : effet du couplage physique-biologique en couche limite benthique. Thèse de doctorat, Université de Rennes I, 135 pp.

OSPAR, 1998. Convention for the protection of the marine environment of the northeast Atlantic. Ministerial meeting of the OSPAR Commission, Sintra, 22-23 July 1998.

OSPAR, 2000. Quality Status Report 2000. Region II Greater North Sea. OSPAR Commission London.

OSPAR, 2004. Revised guidelines for the management of dredged material (Reference No. 2004-08).

- P -

Paphitis, D., Bastos, A.C., Evans, G., Collins, M., 2010. The English Channel (La Manche): evolution, oceanography and sediment dynamics – a synthesis. In: Whittaker, J.E., Hart, M.B. (eds), *Micropaleontology, Sedimentology, Environments and Stratigraphy. A tribute to Dennis Curry (1912-2001)*, Published by the Micropalaeontological Society, pp. 99-132.

Pearson, T. H., Rosenberg, R., 1978. Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review* 16, 229-311.

Peeters, E.T. H. M., Gylstra, R., Vos J.H., 2004. Benthic macroinvertebrate community structure in relation to food and environmental variables. *Hydrobiologia*, 519, 103-115.

Pielou, E.C., 1966. Species diversity and pattern diversity at community in the study of ecological succession. *Journal of Theoretical Biology*, 10, 370-383.

Pinto, R., Patricio, J., Baeta, A., Fath, B.D., Neto, J.M., Marques, J.C., 2009. Review and evaluation of estuarine biotic indices to assess benthic condition. *Ecological Indicators*, 9, 1-25.

Powilleit, M., Kube, J., 1999. Effects of severe oxygen depletion on macrobenthos in the Pomeranian Bay (southern Baltic Sea): a case study in a shallow, sublittoral habitat characterised by low species richness. *Journal of Sea Research*, 42, 221-234.

Powilleit, M., Kleine, J., Leuchs, H., 2006. Impacts of experimental dredged material disposal on a shallow, sublittoral macrofauna community in Mecklenburg Bay (western Baltic Sea). *Marine Pollution Bulletin*, 52, 386-396.

Prevedelli, D., Simonini, R., Ansaloni, I., 2001. Relationship of nonspecific commensalisms in the colonization of the deep layers of sediment. *Journal of the Marine Biology Association of United Kingdom*, 81, 897-901.

Proniewski, F., Elkaïm, B., 1980. Benthos subtidal de l'estuaire de la Seine. Résultats préliminaires. *Comptes Rendus des séances de l'Académie des Sciences, Paris*, 291, série D, 545-547.

Prygiel, J., 1987. Etude du peuplement à *Ophelia borealis* et de l'annélide *Nephtys cirrosa* (Ehlers 1868) en Manche orientale et en Mer du Nord occidentale. Thèse de doctorat, Université de Lille, 128 pp.

- R -

Raffaelli, D., Emmerson, M., Solan, M., Biles, C., Paterson, D., 2003. Biodiversity and ecosystem processes in shallow coastal waters: an experimental approach. *Journal of Sea Research*, 49, 133-141.

Rabouille, C., Denis, L., Dedieu, K., Stora, G., Lansard, B., Grenz, C., 2003. Oxygen demand in coastal marine sediments: comparing in situ microelectrodes and laboratory incubations. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 285-286, 49-69.

Rauch, M., Denis, L., 2008. Spatio-temporal variability in benthic mineralization processes in the Eastern English Channel. *Biogeochemistry*, 89, 163-180.

Reid, P.C., Auger, C., Chaussepied, M., Burn, M., 1993. Quality Status Report of the North sea 1993. Report on sub-region 9. United Kingdom Department of the Environment, République Française Ministère de l'Environnement, Institut Français de Recherche pour l'Exploitation de la Mer.

Rhoads, D.C., McCall, P.L., Yingst, J.Y., 1978. Disturbance and Production on the Estuarine Seafloor: Dredge-spoil disposal in estuaries such as Long Island Sound can be managed in ways that enhance productivity rather than diminish it. *American Scientist*, JSTOR.

Richardson, M.D., Carey, A.G., Colgate, W.A., 1977. Aquatic disposal field investigation, Columbia River disposal, Oregon. Corvallis School of Oceanography, Oregon State University, Corvallis, 79 pp.

Roberts, R.D., Gregory, M.R., Foster, B.A., 1998. Developing an Efficient Macrofauna Monitoring Index from an Impact Study - A Dredge Spoil Example. *Marine Pollution Bulletin*, 36, 231-235.

Roberts, R.D., Forrest, B.M., 1999. Minimal impact from long-term dredge spoil disposal at a dispersive site in Tasman Bay, New Zealand. *Journal of Marine and Freshwater*, 33, 623-633.

Ross, S.M., 1994. Retention, transformation and mobility of toxic metals in soils. University of Bristol, UK.

Røy, H., Hüttel, M., Jørgensen, B.B., 2002. The role of small-scale sediment topography for oxygen flux across the diffusive boundary layer. *Limnology and Oceanography*, 47, 837-847.

Rybarczyk, H., Elkaïm, 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, 775–791.

- S -

Salomon, J.C., Breton, M., 1991. Courants résiduels de marée dans la Manche. *Oceanologica Acta*, 11, 47-53.

Salomon, J.C., Breton, M., 1993. An atlas of long term currents in the Channel. *Oceanologica Acta*, 16(5-6), 439-448.

Santschi, P., Höhener, P., Benoit, G., ten Brink, B., 1990. Chemical processes at the sediment-water interface. *Marine Chemistry*, 30, 269-315.

Sanvicente-Anorve, L., Leprêtre, A., Davoult, D., 1996. Large-Scale Spatial Pattern of the Macro-benthic Diversity in the Eastern English Channel. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 76, 153-160.

Sardá, R., Pinedo, S., Gremare, A., Taboada, S., 2000. Changes in the dynamics of shallow sandy-bottom assemblages due to sand extraction in the Catalan Western Mediterranean Sea. *ICES Journal of Marine Science*, 57, 1446–1453.

Scherrer, B., 1984. Biostatistiques. Editions G. Morin, Paris, France.

Scherrer, B., 2007. Biostatistiques, vol 1, 2e édn. Gaëtan Morin éditeur, 816 pp.

Schmitt, R.J., Osenberg, C.W., 1996. Detecting ecological impacts: concepts and applications in coastal habitats. Academic Press, San Diego, USA, 401 pp.

Schratzberger, M., Rees, H.L., Boyd, S.E., 2000. Effects of simulated deposition of dredged material on structure of nematode assemblages the role of burial. *Marine Biology*, 131, 519–530.

Seider, L.J., Newell, R.C., 1999. Analysis of the relationship between sediment composition and benthic community structure in coastal deposits: Implications for marine aggregate dredging. *Journal of Marine Science*, 56, 757-765.

Simboura, N., 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.

Simonini, R., Ansaloni, I., Bonvicini Pagliai, A.M., Prevedelli, D., 2004. Organic enrichment and structure of the macrozoobenthic community in the Northern Adriatic Sea in an area facing Adige and Po mouths. *ICES Journal of Marine Science*, 61, 871–881.

Simonini, R., Ansaloni, I., Bonvicini Pagliai, A.M., Cavallini, F., Iotti, M., Mauri, M., Montanari, G., Preti, M., Rinaldi, A., Prevedelli, D., 2005a. The effects of sand extraction on the macrobenthos of a relict sands area (Northern Adriatic Sea): results 12 months postextraction. *Marine Pollution Bulletin*, 50, 768–777.

Simonini, R., Ansaloni, I., Cavallini, F., Graziosi, F., Iotti, M., Massamba N'Siala, G., Mauri, M., Montanari, G., Preti, M., Prevedelli, D., 2005b. Effects of long-term dumping of dredged material on macrozoobenthos at four disposal sites along the Emilia-Romagna coast (Northern Adriatic Sea, Italy). *Marine Pollution Bulletin*, 50, 1595-1605.

Sinclair Knight Merz, 1996. Long term dredged spoil disposal strategy (LTDSDS). Townsville Port Authority technical report, Townsville.

Smith, S.D.A., Rule, M.J., 2001. The Effects of Dredge-Spoil Dumping on a Shallow Water Soft-Sediment Community in the Solitary Islands Marine Park, NSW, Australia. *Marine Pollution Bulletin*, 42(11), 1040-1048.

Snelgrove, P.V.R., Butman, C.A., 1994. Animal-sediment relationships revisited: cause versus effect. *Oceanography Marine Biology Annual Review*, 32, 111-177.

Stewart-Oaten, A., Murdoch, W.W., Parker, K.R., 1986. Environmental Impact Assessment: "Pseudoreplication" in Time? *Ecology*, 67, 929–940.

Stronkhorst, J., Ariese, F., van Hattum, B., Postma, J.F., de Kluijver, M., Den Besten, P.J., Bergman, M.J.N., Daan, R., Murk, A.J., Vethaak, A.D., 2003. Environmental impact and recovery at two dumping sites for dredged material in the North Sea. *Environmental Pollution*, 124, 17-31.

Sogreah, 2008. Etudes hydrauliques et sédimentologiques en estuaire de Seine. Analyse comparative de sites complémentaires au Kannik. Rapport 171 1817 R1.

Solorzano, L., 1969. Determination of ammonia in natural waters by the phenol-hypochlorite method. *Limnology and Oceanography*, 14, 799-801.

-T-

Teske, P.R., Wooldrige, T.H., 2003. What limits the distribution of subtidal macrobenthos in permanently open and temporally open/closed South African Estuaries? Salinity vs. sediment particle size. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 56, 1-14.

Thiébaud, E., 1994. Dynamique du recrutement et dispersion larvaire de deux annélides polychètes *Owenia fusiformis* et *Pectinaria koreni* en régime mégatidal (baie de Seine orientale, Manche). Thèse de doctorat, Université de Paris VI, 146 pp.

Thiébaud, E., Cabioch, L., Dauvin, J.C., Retière, C., Gentil, F., 1997. Spatio-temporal persistence of the *Abra alba-Pectinaria koreni* muddy-fine sand community of the eastern bay of Seine. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 77, 1165-1185.

Thiébaud, E., Lagadeuc, Y., Olivier, F., Dauvin, J.C., Retière, C., 1998. Do hydrodynamic factors affect the recruitment of marine invertebrates in a macrotidal area? The case study of *Pectinaria koreni* (Polychaeta) in the Bay of Seine (English Channel). *Hydrobiologia*, 375/376, 165-176.

Thrush, S.F., Hewitt, J.E., Norkkon, A., Cummings, V.J., Funnell, G.A., 2003. Macrobenthic recovery processes following catastrophic sedimentation on estuarine sandflats. *Ecological Applications*, 13(5), 1433–1455.

Toumasiz, A.D., 1995. Environmental impact associated with the dumping of dredged material at sea. A study for the Limassol port extension works. *Water Science and Technology*, 32, 151– 158.

Tous Rius, A., 2011. Approche fonctionnelle des communautés benthiques à *Abra alba* et *Ophiothrix fragilis* du bassin oriental de la Manche : approche expérimentale. Thèse de doctorat, Université de Lille 1, 259 pp.

Tunberg, B.G., Nelson, W.G., 1998. Do climatic oscillations influence cyclical patterns of soft bottom macrobenthic communities on the Swedish west coast? *Marine Ecology Progress Series*, 170, 85-94.

-U-

Underwood, A.J., 1992. Beyond BACI: the detection of environmental impacts on populations in the real, but variable, world. *Journal Experimental Marine Biology Ecology*, 161, 145-178.

Underwood, A.J., 1994. On beyond BACI: sampling designs that might reliably detect environmental disturbances. *Ecological Applications*, 4, 3-15.

- V -

Van Beusekom, J.E.E., de Jonge, V.N., 1998. Retention of phosphorus and nitrogen in the Ems estuary. *Estuaries*, 21, 527-539.

Van Dolah, F., Calder, D.R., Knott, D.M., 1984. Effects of dredging and open-water disposal on benthic macroinvertebrates in a South Carolina estuary. *Estuaries*, 7, 28-37.

Van Hoey, G., Degraer, S., Vincx, M., 2004. Macrobenthic community structure of soft bottom sediments at the Belgian Continental Shelf. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 59, 599-613.

Van Hoey, G., Derweduwen, J., Vandendriessche, S., Parmentier, K., Hostens, K., 2009. How will the ecological quality status of benthos in coastal waters evolve (ECOSTAT)? ILVO report, 63p.

Vaslet, D., Larssonneur, C., Auffret, J.P., 1978. Surficial sediments of the English Channel (map and booklet). Bureau de Recherche Géologiques et Minières, Orléans, France.

Vaz, S., Carpentier, A., Coppin, F., 2007. Eastern English Channel fish assemblages: measuring the structuring effect of habitats on distinct sub-communities. *ICES Journal of Marine Science*, 64, 271–287.

- W -

Watling, L., Norse, E.A., 1998. Disturbance of the Seabed by Mobile Fishing Gear: A Comparison to Forest Clearcutting. *Conservation Biology*, 12, 1180-1197.

Ware, S., Bolam S.G., Ress H.L., 2010. Impact and recovery associated with the deposition of capital dredgings at UK disposal sites: Lessons for future licensing and monitoring. *Marine Pollution Bulletin*, 60, 79-90.

Wentworth, C.K., 1922. A scale of grade and class terms for clastic sediments. *Journal of Geology*, 30, 377-392.

Wenzhöfer, F., Glud, R.N., 2004. Small-scale spatial and temporal variability in coastal benthic O₂ dynamics: effects of fauna activity. *Limnology and Oceanography*, 49, 1471-1481.

Wilber, D., 2002. Oyster reefs community assessment, ERD/EL Internal Working Document. U.S. Army Engineer Research and Development Center, Vicksburg, MS.

Wilber, D.H., Clarke, D.G., Rees, S.I., 2007. Responses of benthic macroinvertebrates to thin-layer disposal of dredged material in Mississippi Sound, USA. *Marine Pollution Bulletin*, 54, 42–52

Wildish, D.J., Thomas, M.L.H., 1985. Effects of dredging and dumping on benthos of Saint John Harbor. *Canadian Marine Environmental Research*, 15, 45-57.

Witt, J., Schroeder, A., Knust, R., Azntz, W.E., 2004. The impact of harbour sludge disposal on benthic macrofauna communities in the Weser estuary. *Helgoland Marine Research*, 58, 117-128

Wu, G., de Leeuw, J., Skidmore, A.K., Prins, H.H.T., Liu, Y., 2007. Concurrent monitoring of vessels and water turbidity enhances the strength of evidence in remotely sensed dredging impact assessment. *Water Research*, 41, 3271-3280.

- Z -

Zajac, R.N., Whitlatch, R.B., Thrush, S.F., 1998. Recolonization and succession in soft-sediment infaunal communities: the spatial scale of controlling factors. *Hydrobiologia*, 375/376, 227–240.

Zajac, R.N., Whitlatch R.B., 2001. Responses of macrobenthic communities to restoration efforts in a New England estuary. *Estuaries*, 24, 167-183.

Zimmerman, L.E., Jutte, P.C., Van Dolah, R.F., 2003. An environmental assessment of the Charleston Ocean Dredged Material Disposal Site and surrounding areas after partial completion of the Charleston Harbor Deepening Project. *Marine Pollution Bulletin*, 46, 1408-1419.

Publications et colloques.

Publications et colloques

Publications

Marmin, S., Dauvin, J.-C., Denis L., 2012. Etude et caractérisation d'un futur site de clapage en baie de Seine par une approche bio-sédimentaire intégrée, 26e Forum des jeunes océanographes, dir. F.G. Schmitt, Paris, Union des océanographes de France, 63-66.

Marmin, S., Dauvin J.-C., Lesueur P., (soumis). Harbour Dredged Sediment Management: A collaborative Approach for Selecting a New Deposit Site in the Bay of Seine, France. *Journal of Hazardous Materials*.

Communications orales

❖ **Geo-Environmental Engineering (GEE) - 29 au 31 mai 2012** – Caen, France.

S. Marmin, J-C. Dauvin, P. Lesueur, (2012). Experimentations of dumping dredged sediments in the eastern Bay of Seine, France: identification of a disposal site and establishment of an integrated global protocol.

❖ **50th Estuaries and coastal areas in times of intense changes (ECSA) - 3 au 7 Juin 2012** - Venise, Italie.

S. Marmin, J-C. Dauvin, P. Lesueur, C. Garcia, (2012). Implementation of a new dredged material disposal site in the Seine estuary: the need of an integrative managing approach.

❖ **CARTographie des HABitats Marins Benthiques : de l'Acquisition à la Restitution (CARHAMB'AR) - 26 au 28 mars 2013** - Brest, France.

S. Marmin, J-C. Dauvin, P. Lesueur (2012). Approche spatiale à échelle régionale : comparaison du réseau trophique de cinq habitats benthiques de la partie orientale de la baie de Seine.

❖ **48th Annual European Marine Biology Symposium (EMBS) – 19 au 23 août 2013** – Galway, Ireland.

S. Marmin, J-C. Dauvin, P. Lesueur (2012). Impacts of the short-term dredged material disposal experiments on benthic habitats of the Seine Bay (Eastern English Channel).

Poster

❖ **26e Forum des jeunes océanographes - 30 septembre au 1er octobre 2013** - Wimereux, France.

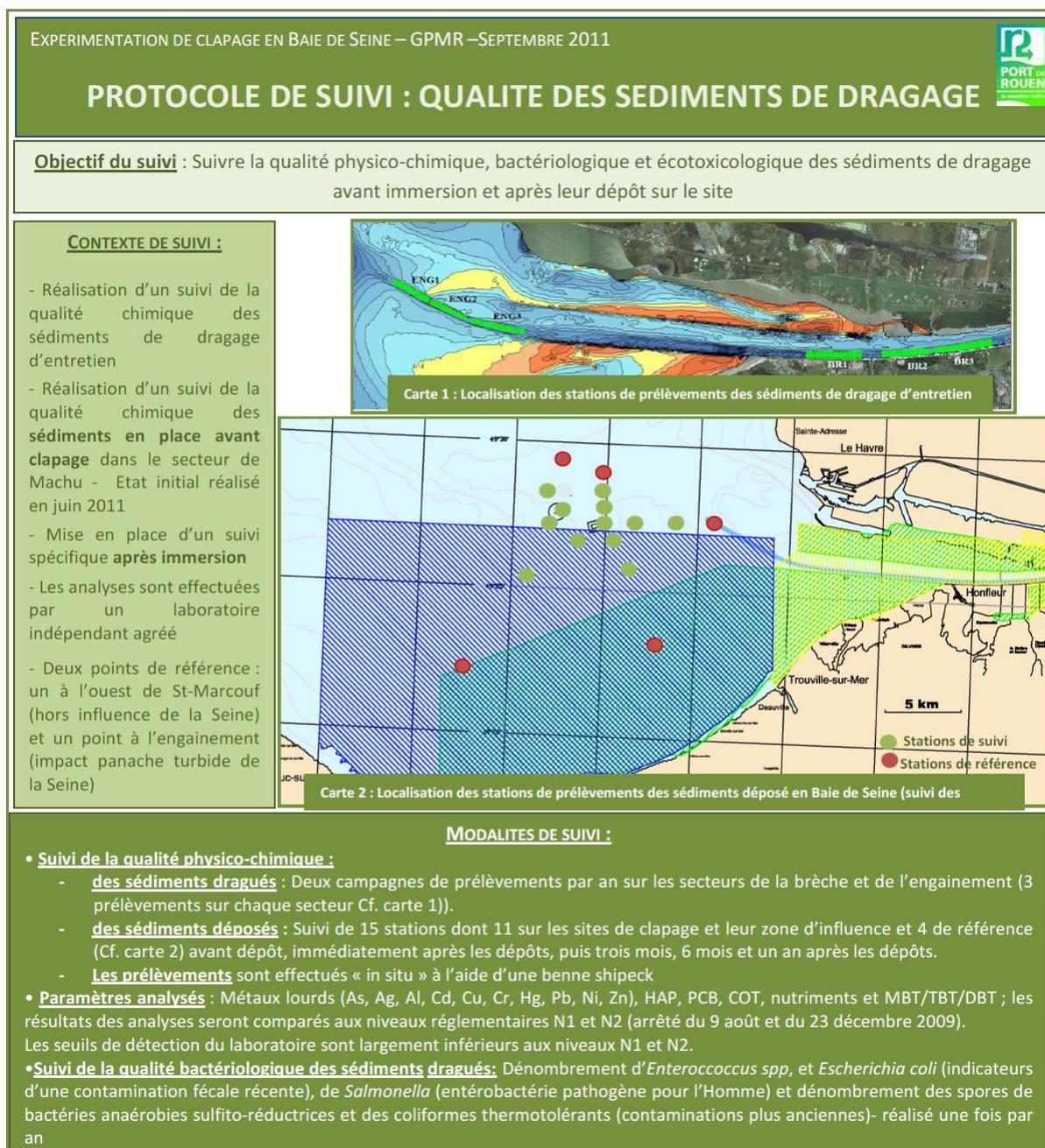
S. Marmin, J-C. Dauvin, L. Denis, (2010). Etude et caractérisation d'un futur site de clapage en baie de Seine par une approche bio-sédimentaire intégrée.

❖ **12th International Symposium on the Interactions between Sediments and Water (IASWS) - 19 au 23 juin 2011 – Dartington, Angleterre.**

S. Marmin, J-C. Dauvin, L. Denis, (2011). Dredged material disposal in the coastal environment: study of a site in the Seine Bay from a bio-sedimentary integrated approach.

Annexes.

Annexe 1 : Protocoles des différents suivis mis en place dans le cadre du projet d'expérimentations de clapages en baie de Seine orientale.



PROTOCOLE : QUALITE DE L'EAU DES ZONES D'IMMERSION

Objectif du suivi : Suivre la qualité physico-chimique, et microbiologique de l'eau marine au droit du site d'immersion expérimentale et selon un transect Nord-Sud

CONTEXTE DE SUIVI :

- Réalisation d'un suivi de la qualité chimique et microbiologique de l'eau selon un transect Nord – Sud en direction de la côte

- Analyses réalisées par un Laboratoire indépendant agréé



MODALITES DE SUIVI :

• Suivi de la qualité physico-chimique de l'eau:

Suivi réalisé en avril et en juillet pendant la période d'immersion,

Echantillon prélevé à l'aide d'une bouteille de Niskin à 1 m sous la surface, au milieu de la colonne d'eau et à 1 m du fond pour un coefficient de marée moyen

Paramètres analysés sur eaux brutes : Oxygène dissous, salinité, différentes formes d'azote et de phosphore, chlorophylle a et phaeopigments, MES, Métaux lourds (As, Ag, Cd, Cr, Cu, Hg, Pb, Ni, Zn), les résultats des analyses seront comparés, pour les paramètres communs, à ceux du RHLN (Réseau Hydrologique du Littoral Normand)

• Suivi de la qualité microbiologique de l'eau :

Dénombrement d'*Enterococcus spp.*, et *Escherichia coli* (indicateurs d'une contamination fécale récente), et dénombrement des spores de bactéries anaérobies sulfito-réductrices

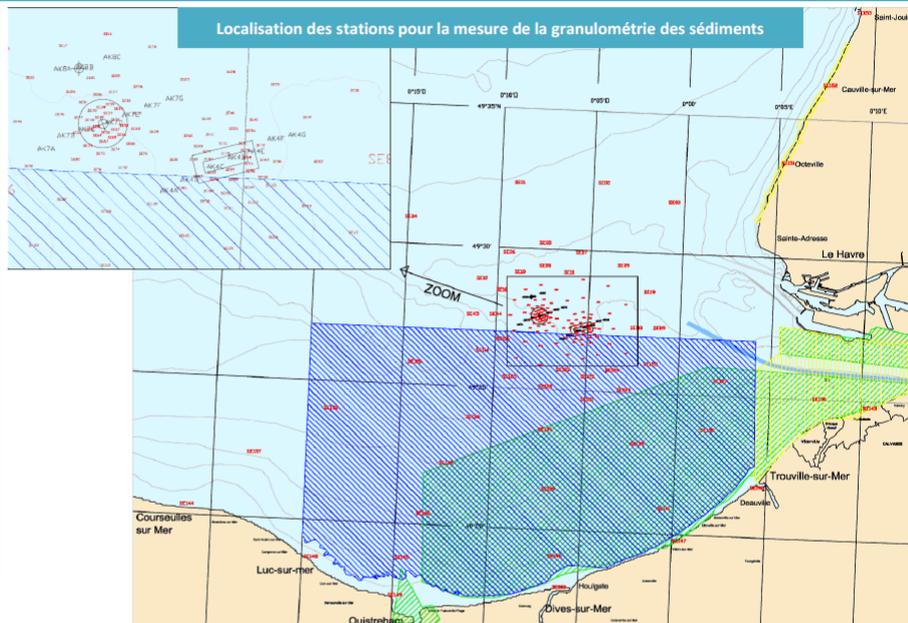
Réalisation en parallèle d'un prélèvement moyen directement dans le puits de la drague (7 à 8 échantillons unitaires pour mélange) pour analyse microbiologique.

PROTOCOLE DE SUIVI : EVOLUTION HYDROSEDIMENTAIRE

Objectif du suivi : Suivre l'évolution du site d'expérimentation hydrosédimentaire en mesurant son érosion, l'évolution de sa granulométrie de surface et les lieux privilégiés de redéposition des sédiments érodés

CONTEXTE DE SUIVI :

- Dépôt d'1 million de m³ de sédiments nécessaire au suivi (campagne de dragage de 3 à 4 mois)
- Constitution d'un 'tas' aussi haut que possible (-7/-8 m CMH) pour le soumettre à l'action érosive de la houle et intégrer ce paramètre dans les suivis
- Mise en place de traceurs (minéralogiques ou géochimiques) permettant de suivre la dispersion du panache
- Etat initial réalisé en juillet 2011



MODALITES DE SUIVI :

- **Suivi de l'évolution morphologique du secteur de Machu :** effectué par bathymétrie avec une périodicité définie en fonction des évolutions constatées (sondages fréquents en début de période de mise en dépôt, puis sondage plus espacé par la suite, selon les évolutions constatées)
- **Suivi de l'évolution de la granulométrie :**
 - Réalisation de plus de **150 points de prélèvement** à l'aide d'une benne shipeck dans la partie orientale de la Baie de Seine avec un maillage d'autant plus large que les points seront éloignés des sites d'immersion. Prélèvements réalisés avant immersion, immédiatement après la première campagne d'immersion, à 3 mois, 6 mois et 1 an après les dépôts dans le but de suivre l'évolution de la granulométrie de surface et d'évaluer la localisation des sites privilégiés de re-déposition des sédiments érodés. Analyse des prélèvements par granulométrie laser réalisée par l'Université de Caen – Basse-Normandie
 - Carottages de la partie supérieure du dépôt : effectués par plongeurs immédiatement après clapage, puis après chaque évolution significative de la bathymétrie ou de la granulométrie de surface afin de mieux caractériser les sédiments érodés et de quantifier les dépôts pour chaque classe granulométrique suivie

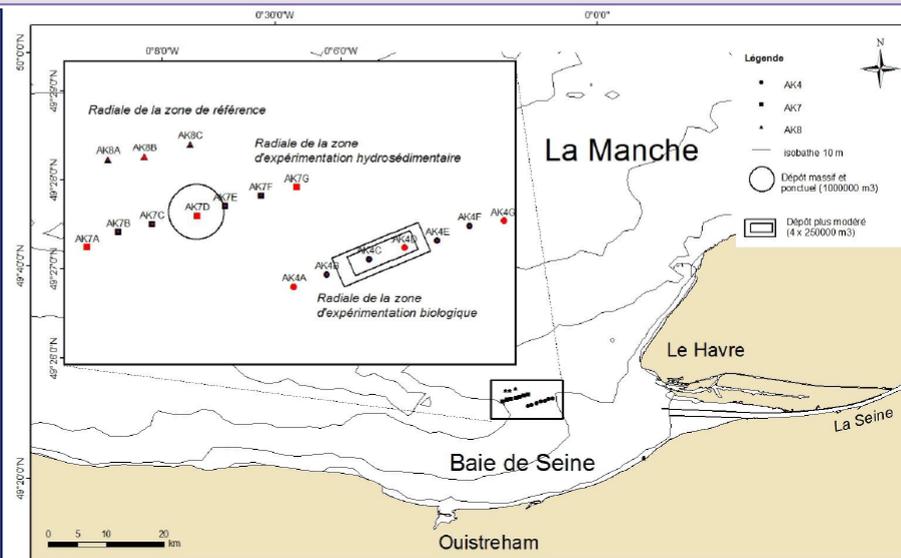


PROTOCOLE DE SUIVI : EVOLUTION BIOSÉDIMENTAIRE

Objetif du suivi : Evaluer l'incidence des clapages et l'évolution temporelle de cet impact sur la macrofaune benthique en terme de diversité des espèces, d'abondance et de biomasse afin de suivre la recolonisation du site

CONTEXTE DE SUIVI :

- Suivi réalisé dans le cadre d'une thèse à l'Université de Caen
- Suivi réalisé sur les deux zones de clapage afin de comparer l'impact d'un dépôt massif et ponctuel / dépôt plus modéré en quatre occasions
- Etat initial réalisé en 2009-2010 dans le cadre d'un Diplôme Supérieur de Recherche (Lille 1)
- Etude des relations sédiment/espèces macrobenthiques et de la dynamique de recolonisation / capacité de restauration de la communauté benthique



Localisation des 3 radiales AK7, AK8 et AK4 (5 réplicats seront réalisés pour les stations en rouge)

MODALITES DE SUIVI :

• Mise en place de 3 radiales :

- AK 4 : sur la zone d'expérimentation biologique (7 stations)
- AK 7 : sur la zone d'expérimentation hydrosédimentaire (7 stations)
- AK 8 : servant de zone de référence (3 stations)

• **Prélèvements et analyses :** Réalisation de prélèvements de sédiment sur chacune des 17 stations aux différentes saisons pour permettre l'identification de la faune benthique (10 stations à 3 et 7 stations à 5 réplicats au centre et aux extrémités des radiales, voir carte ci-dessus) et l'évaluation de la granulométrie du sédiment (1 réplicat).

Le protocole sera adapté selon le protocole DCE : pour les 10 stations à 3 réplicats, 5 réplicats seront prélevés et trois seront analysés dans un premier temps. Si les échantillons sont homogènes, seuls trois réplicats seront analysés. Dans la cas contraire, les cinq réplicats seront analysés.

Définition des descripteurs biologiques (richesse spécifique, nombre d'individus, diversité de Shannon) et calcul de l'AMBI et du M-AMBI permettant la caractérisation de l'état écologique du milieu.

Réalisation de carottages (4 réplicats) sur la station centrale des trois radiales. Analyse du profil vertical de la matière organique, la porosité, des concentrations d'oxygène dissous, d'ammonium et de sels nutritifs des sédiments superficiels afin d'évaluer les flux à l'interface eau-sédiment et connaître les mécanismes de dégradation associés (aérobies et anaérobies).

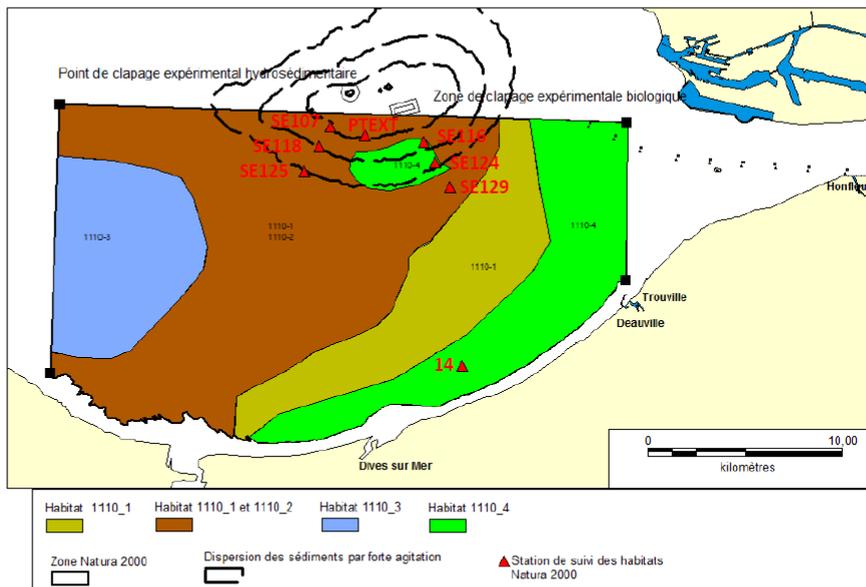
• **Prélèvement pour étude halieutique** Réalisation de 7 stations de prélèvements dans le cadre du suivi halieutique (Cf. Fiche protocole halieutique) deux fois par an (printemps et automne) sur 2 ans.

PROTOCOLE DE SUIVI : HABITATS BENTHIQUES DANS LA ZONE NATURA 2000 'BAIE DE SEINE ORIENTALE'

Objectif du suivi : Evaluer l'incidence des immersions expérimentales sur les habitats Natura 2000 du SIC Baie de Seine orientale

CONTEXTE DE SUIVI :

- Suivi réalisé dans le cadre d'une thèse à l'Université de Caen Basse Normandie
- Recoupement des zones d'influence hydrosédimentaire des immersions expérimentales en tempête et des habitats Natura 2000 du site Baie de Seine Orientale
- Seuls les habitats 1110-1 & 1110-2 et l'habitat 1110-4 localisés au sud des expérimentations se situent dans la zone d'influence hydrosédimentaire des immersions
- Etat initial (cartographie des habitats) réalisé en 2011



MODALITES DE SUIVI :

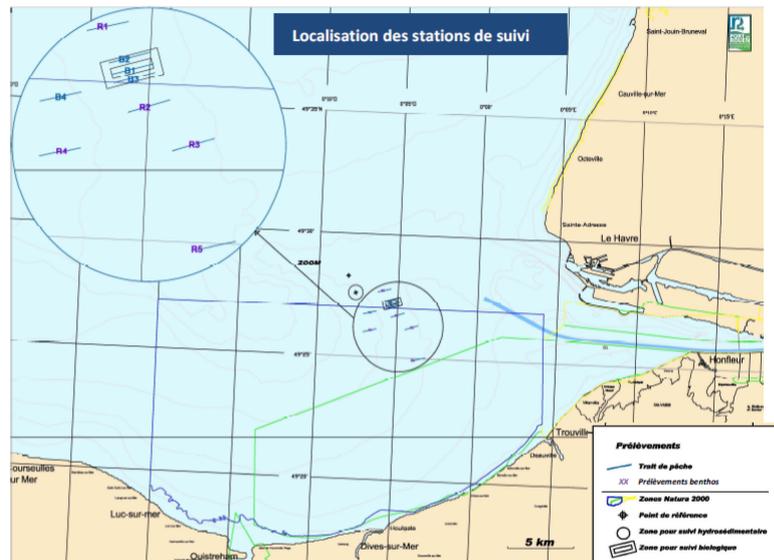
- **Suivi des habitats Natura 2000** : Mise en place de 7 stations dans la zone d'impact potentiel des expérimentations sur la zone NATURA 2000 : cinq stations échantillonnées dans la zone de l'habitat 1110-1 (Sables fins propres et légèrement envasés, herbiers à *Zostera marina*) & 1110-2 (Sables moyens dunaires), deux stations dans la zone de l'habitat 1110-4 (Sables mal triés) ainsi qu'une station de référence dans la zone de l'habitat 1110-4 (extérieure à la zone d'influence hydrosédimentaire).
- **Prélèvements et analyses** : Le suivi s'effectuera une fois en fin d'hiver (février-mars : abondances minimales) à raison de 5 prélèvements à la benne Van Veen pour la macrofaune et un prélèvement pour la mesure de la granulométrie et la matière organique sur une période de deux ans. Le protocole, identique à celui du suivi biosédimentaire, est identique à celui défini dans le cadre de la Directive Cadre sur L'eau.
- **Résultats** : Définition de descripteurs biologiques des communautés en place (richesse spécifique, (S), nombre d'individus (N) et indice de diversité de Shannon (H')) et calcul de l'AMBI et du M-AMBI permettant la caractérisation de l'état écologique de l'habitat, afin de définir l'évolution de l'état écologique des habitats.

PROTOCOLE DE SUIVI HALIEUTIQUE

Objetif du suivi / Nature des impacts attendus : Suivre le peuplement halieutique de la zone d'expérimentation biologique

CONTEXTE DE SUIVI :

- Suivi réalisé dans le cadre d'immersions saisonnières (CSLN)
- Choix d'un **échantillonneur représentatif** de la biodiversité (petites espèces), ciblant les espèces **bentho-démersales** (chalut de fond) et les **classes d'âge** présentes sur le site (maillage de 10 mm en maille de côté)
- Mise en relation des distributions et des évolutions sur le plan halieutique avec les caractéristiques de l'**habitat** (granulométrie, benthos)
- Possibilité de comparaison avec d'autres sites alternatifs d'immersion (protocole similaire)



MODALITES DE SUIVI :

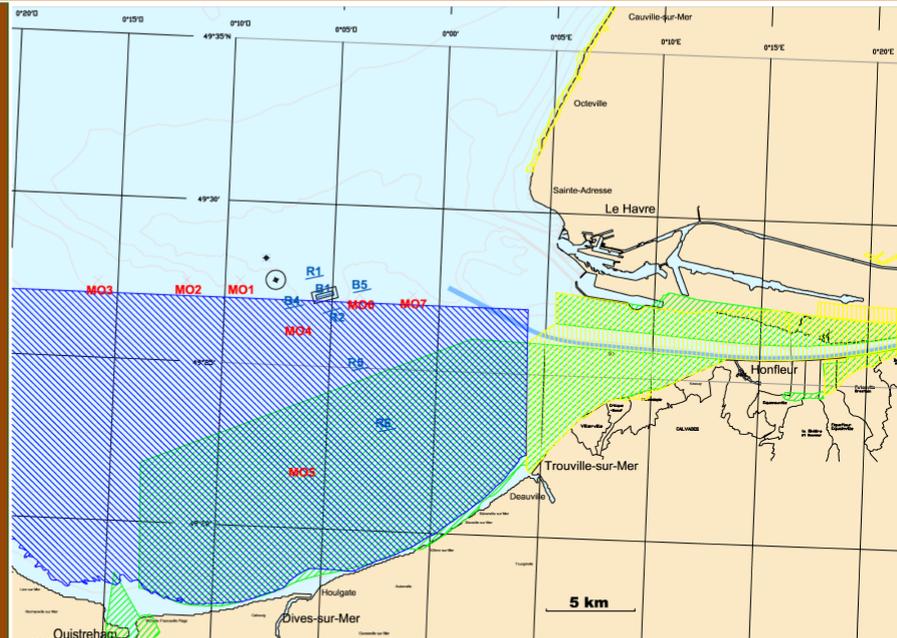
- **Chalutage de nuit**, à contre-courant, au moyen d'un chalut de fond à poissons de 9m de corde de dos.
 - **Durée du chalutage** fixée à 15 minutes (distance de chalutage de 800 à 1100m)
 - **Echelle temporelle** : Fréquence saisonnière des campagnes
- Suivi des impacts : - incidences immédiates : 0 à 15 jours après chaque phase de clapages
 - recolonisation à court terme : 1,5 à 2 mois après chaque phase de clapages
 - recolonisation à moyen terme : jusqu'à 12 mois après la dernière phase de clapages
- **Echelle spatiale** :
 - 4 stations témoins de l'impact direct (B1 située sur le site d'expérimentation biologique, 3 réplicats temporels) ou indirect (B2, B3 située dans la zone de garde fixée à 200 m au tour du dépôt et B4 dans la panache hydrosédimentaire des dépôts)
 - 5 stations de référence : R1 à R5 situées en fonction la bathymétrie et de la nature des substrats
 - **Prélèvements de chairs de poissons benthiques ou crustacés** pour analyses (Cf. Fiche bio-accumulation) et examen anatomopathologique des poissons
 - **Réalisation de prélèvements de benthos** au droit des traits de chalut B1, B4, R1, R2, R3, R4, et R5 deux fois par an (sur 2 ans) au printemps et en automne en vue d'établir une relation trophique entre le peuplement halieutique et benthique.

PROTOCOLE DE SUIVI : BIOACCUMULATION

Objectif du suivi : Evaluer le risque de bio-accumulation dans les matières vivantes (mollusques, crustacés et poissons) lié aux immersions de sédiments de dragage d'entretien en Baie de Seine

CONTEXTE DE SUIVI :

- Mise en place de casiers de coquillages filtreurs (moules) selon la méthode définie par l'IFREMER (suivi RINBIO)
- Réalisation de pêches pour prélèvement de crustacés, coquillages et poissons (limandes, soles, étrilles, tourteaux, bulots,...) pour analyses chimiques. Les analyses sont effectuées par un Laboratoire indépendant agréé ; Etat initial réalisé avant le début des immersions en 2011
- Suivi de la qualité des sédiments avant et après clapage effectué en parallèle pour permettre une corrélation entre la qualité des sédiments et l'éventuelle bio-accumulation (cf. fiche qualité des sédiments)



Localisation de l'implantation des casiers de coquillages filtreurs (moules) et des traits de pêche pour les prélèvements du suivi de bioaccumulation

MODALITES DE SUIVI :

- **Suivi de la bio-accumulation par des organismes filtreurs :** mise en place de 7 casiers de moules (*Mytilus edulis*) à 2, 5 et 10 km du site (dont 1 au sud servant de référence) avant et pendant l'expérimentation utilisant une technique de transplantation de moules développée par IFREMER (ANDRAL, ALZIEU, 2002 – Emploi d'une méthode de transplantation de mollusques pour l'évaluation de l'impact des immersions des sédiments dragués)
- **Suivi d'un point de référence** à l'Ouest de Saint Marcouf (hors panache turbide de la Seine) : Analyse de moules issues de conchylicultures locales
- **Paramètres analysés :** Analyse de l'état physiologique des moules (épaisseur de la coquille, malformations...) et analyses des métaux lourds (Cd, Hg, Pb, Ni, Ag), HAP, PCB, TBT... (Selon le protocole de l'IFREMER) et comparaison au suivi RNO
- **Suivi de la qualité sanitaire des poissons benthiques (plie, sole, limande), des coquillages (bulots/nasses) et crustacés (étrilles, tourteaux) prélevés au voisinage du site :** réalisation de deux campagnes de pêche spécifiques pour prélèvements. Chalutage de nuit au moyen d'un chalut de fond à poissons (identique protocole halieutique). Durée du chalutage : 30 minutes. 7 traits de chalut proposés. Analyse des teneurs en PCB et PCB-dl, en métaux lourds, HAP et TBT sur les chairs des individus pêchés.



SYNTHESE : BIO-INDICATEURS

CONTEXTE DE SUIVI

La surveillance de l'environnement mise en place dans le cadre du suivi de l'expérimentation de clapage de sédiments sur le site de Machu en Baie de Seine est fondée sur trois approches complémentaires :

- la **détection des polluants et leur quantification** dans l'eau du site de clapage et dans les sédiments ;
- l'**évolution hydrosédimentaire** du site afin d'appréhender les phénomènes d'augmentation des fonds, d'érosion et de re-déposition des sédiments érodés ;
- l'**évaluation des effets des polluants sur les organismes vivants**, au niveau des individus et au niveau des populations et communautés.

Aucune de ces approches ne se suffit à elle-même pour fournir des éléments fiables et complets sur l'état de l'environnement. Il est reconnu que seule l'association de ces différentes approches permet une évaluation pertinente de la qualité de l'environnement marin et de quantifier les incidences d'un projet sur celui-ci.

Les **bioindicateurs** utilisés dans la troisième approche du protocole de suivi se répartissent en trois catégories et visent à collecter divers niveaux d'informations :

- les **bioaccumulateurs** qui concentrent certains contaminants dans leurs tissus et en facilitent la détection, ils permettent de comparer les niveaux de contaminations à des normes ou des références
- les **indicateurs écologiques**, basés sur la présence ou l'absence d'espèces particulières ou sur la composition des peuplements et la structure des populations, mesurent les effets éventuels à moyen et long terme
- les **biomarqueurs** constituent des paramètres observables au niveau moléculaire, biochimique, cellulaire, physiologique ou comportemental, révélant l'exposition à un ou plusieurs polluants et la nature complexe de cette contamination.

Ces bioindicateurs associés à une démarche de détection et de quantification des polluants peuvent :

- émettre des signaux précoces signalant des problèmes environnementaux liés à l'expérimentation;
- identifier des relations de cause à effet entre certains composés altéragènes et les effets biologiques constatés ;
- évaluer l'état de stress global de l'environnement au travers notamment des réponses d'organismes indicateurs et de populations (aucun stress, stress avec dommages réversibles, stress avec dommages irréversibles).

Les bioindicateurs choisis présentent l'avantage de pouvoir être utilisés ultérieurement pour une surveillance du milieu marin et pour évaluer l'efficacité de mesures correctrices sur la santé des écosystèmes et vis-à-vis de normes environnementales et sanitaires.

BIO-INDICATEURS

L'évaluation de l'état écologique se fera à partir d'indicateurs ou descripteurs biologiques des communautés en place dans les substrats meubles, divers indices existent parmi lesquels les plus opérationnels sont le AMBI et le M-AMBI. Il s'agit d'un indice marin multimétrique de la qualité écologique du benthos de substrat meuble. Désigné comme « AMBI Modifié », il résulte d'une application de l'analyse factorielle à l'indice AMBI, la richesse spécifique (i.e. le nombre d'espèces) et l'indice de diversité de Shannon-Weaver. Ils sont en particulier utilisés dans le cadre des réseaux de surveillance du milieu marin (Cf. Fiches protocole : Suivi biosédimentaire et habitats dans la zone Natura 2000).

Sur les substrats durs, plusieurs indices différents ont été développés, ils sont basés sur les polychètes, les amphipodes et les macroalgues mais n'ont pas été retenus compte tenu de la spécificité des habitats de la zone géographique concernée.

BIO-ACCUMULATEURS

Les bioaccumulateurs retenus pour évaluer le risque de bioaccumulation dans les matières vivantes sont les mollusques, les crustacés et les poissons benthiques. La moule *Mytilus edulis* a fait l'objet d'études approfondies qui permettent de conclure à son intérêt pour la biosurveillance, notamment par le biais de l'installation de cages artificielles (caging). La recherche des micropolluants dans les crustacés détritivores (étrilles) et la chair des poissons (limandes, soles, plies) constituent des approches complémentaires reconnues (Cf. fiche protocole Bioaccumulation).

BIO-MARQUEURS

Les **biomarqueurs** peuvent être classés selon deux approches : les marqueurs d'exposition et les marqueurs d'effet, les marqueurs de qualité générale et les marqueurs spécifiques d'un contaminant.

Parmi les biomarqueurs de qualité globale, le GPMR mettra en place : l'examen anatomopathologique (maladies cutanées des poissons lors des pêches réalisées dans le cadre du suivi halieutique), les tests de toxicité sub-létale pour les sédiments de dragage sur des larves d'invertébrés (huitres), les tests de microtoxicité d'inhibition de bio-luminescence (*vibrio-fischeri*) et les tests de toxicité des sédiments d'eau salée vis-à-vis de *Corophium volutator* ; ces deux derniers tests, recommandés par OSPAR, correspondent à des espèces présentes en Baie de Seine. Ces tests sont détaillés en page suivante.

CONTEXTE DE SUIVI**Tests de toxicité sub-létale sur des larves d'invertébrés (huitres creuses *Crassostrea gigas*) EPA 850-1055 : Toxicité chronique**

Source : IFREMER

Ce test de développement embryonnaire est applicable aux milieux liquides ainsi qu'aux sédiments. Le milieu de référence est constitué par de l'eau de mer synthétique ou de l'eau de mer naturelle filtrée.

L'émission des gamètes des mollusques matures est déclenchée par chocs thermiques modérés. Après fécondation en eau de référence, les œufs sont répartis dans les milieux à tester (env. 20 000 par litre). La toxicité est évaluée en déterminant le pourcentage d'anomalies de développement embryonnaire pour des concentrations en sédiments comprises entre 0 et 10 g/l.

La dose déterminant 50 % de larves anormales (CI50) est déterminée graphiquement ou par la méthode des Probits.

Tests de microtoxicité d'inhibition de bio-luminescence (*vibrio-fischeri*) NF ISO11348-2 : Toxicité aigüe

La bactérie *Vibrio fischeri* est un microorganisme marin qui émet naturellement de la lumière. Le phénomène de bioluminescence chez cette bactérie est lié au cycle énergétique de la cellule. Une inhibition de la bioluminescence peut donc être interprétée comme une perturbation du métabolisme énergétique de la bactérie.

L'essai consiste à reconstituer dans un milieu liquide salin une souche de bactérie lyophilisée et de l'exposer pour des périodes de 5 et 15 minutes, à une série de concentrations de l'échantillon à analyser. Après la période d'exposition, le niveau de réduction de la bioluminescence est comparé à celui d'un groupe témoin. Les CI50 (Concentration inhibitrice) sont ensuite calculées à 5 minutes et 15 minutes.

Tests de toxicité des sédiments d'eau salée vis-à-vis de *Corophium volutator* (ISO 16712) : Toxicité aigüe

La toxicité est déterminée comme étant la mortalité des amphipodes adultes en contact avec les sédiments pendant 10 jours à différentes concentrations. Ce test concerne la toxicité des sédiments. Des valeurs de CE50 peuvent alors être calculées.

Ce test a été retenu en raison de la présence de cette espèce d'amphipode en Baie de Seine orientale.

Annexe 2 :

Grilles comparatives des caractéristiques des échantillons de sédiments superficiels sur les trois radiales de la zone de Machu

Numérotation des points d'échantillonnage et bathymétrie

			AK8A 13 m	AK8B 13 m	AK8C 13 m		
AK7A 20 m	AK7B 18 m	AK7C 18 m	AK7D 16 m	AK7E 15 m	AK7F 14 m	AK7G 13 m	
	AK4A 17 m	AK4B 16 m	AK4C 15 m	AK4D 14 m	AK4E 13 m	AK4F 12 m	AK4G 12 m

Rappel des coupures granulométriques

Limites des coupures granulométriques	Nomenclature	Nomenclature simplifiée Symboles
> 2000 μm	Graviers et galets	Gr
1000 – 2000 μm	Sables très grossiers	SG
500 – 1000 μm	Sables grossiers	
250 – 500 μm	Sables moyens	Sm
125 – 250 μm	Sables fins	Sf
63 – 125 μm	Sables très fins	
< 63 μm	Silts et argiles	Fines

SABLES et GRAVIERS : modes granulométriques (en μm)**Situations avant les clapages**Echantillonnage de novembre 2011

			AK8A 200-250	AK8B 200-250	AK8C 200-250		
AK7A 315-400	AK7B 315-400	AK7C 315-400	AK7D 315-400	AK7E 200-250	AK7F 200-250	AK7G 200-250	
	AK4A 160-200	AK4B 160-200	AK4C 315-400	AK4D 250-315	AK4E 250-315	AK4F 250-315	AK4G 200-250

SABLES et GRAVIERS : modes granulométriques (en μm)**Situations après début des clapages****Echantillonnage de mai 2012**

Surligné en jaune : granodécroissance ; **surligné en rose** : granocroissance (/ novembre 2011)

			AK8A 200-250	AK8B 200-250	AK8C 200-250		
AK7A 200-250	AK7B 400-500	AK7C 200-250	AK7D 31-40mm	AK7E 200-250	AK7F 200-250	AK7G 200-250	
	AK4A 160-200	AK4B 160-200	AK4C 125-160	AK4D 125-160	AK4E 160-200	AK4F 250-315	AK4G 250-315

Echantillonnage de juin 2012

			AK8A 200-250	AK8B 200-250	AK8C 200-250		
AK7A 200-250	AK7B 315-400	AK7C 200-250	AK7D 125-160	AK7E 200-250	AK7F 250-315	AK7G 200-250	
	AK4A 160-200	AK4B 200-250	AK4C 125-160	AK4D 125-160	AK4E 160-200	AK4F 250-315	AK4G 200-250

Echantillonnage de juillet 2012

			AK8A 200-250	AK8B 200-250	AK8C 200-250		
AK7A 200-250	AK7B 400-500	AK7C 100-125	AK7D 80-100	AK7E 80-100	AK7F 200-250	AK7G 200-250	
	AK4A 160-200	AK4B 200-250	AK4C 100-125	AK4D 100-125	AK4E 100-125	AK4F 200-250	AK4G 200-250

Echantillonnage d'octobre 2012

			AK8A 200-250	AK8B 200-250	AK8C 200-250		
AK7A 200-250	AK7B 800-1000	AK7C 200-250	AK7D 125-160	AK7E 125-160	AK7F 200-250	AK7G 200-250	
	AK4A 160-200	AK4B 200-250	AK4C 125-160	AK4D 100-125	AK4E 125-160	AK4F 200-250	AK4G 160-200

SABLES et GRAVIERS : principaux modes granulométriques (en μm)Echantillonnage de novembre 2012

			AK8A 200-250	AK8B 250-315	AK8C 200-250		
AK7A 200-250	AK7B 125-160	AK7C 200-250	AK7D 160-200	AK7E 125-160	AK7F 200-250	AK7G 200-250	
	AK4A 160-200	AK4B 160-200	AK4C 160-200	AK4D 125-160	AK4E 125-160	AK4F 250-315	AK4G 200-250

Echantillonnage de janvier 2013

			AK8A 200-250	AK8B 200-250	AK8C 200-250		
AK7A 200-250	AK7B 315-400	AK7C 80-100	AK7D 125-160	AK7E 125-160	AK7F 200-250	AK7G 200-250	
	AK4A 160-200	AK4B 160-200	AK4C 125-160	AK4D 125-160	AK4E 125-160	AK4F 200-250	AK4G 200-250

Echantillonnage de mars 2013

			AK8A 200-250	AK8B 200-250	AK8C 200-250		
AK7A 160-200	AK7B 200-250	AK7C 200-250	AK7D 200-250	AK7E 125-160	AK7F 200-250	AK7G 200-250	
	AK4A 160-200	AK4B 160-200	AK4C 100-125	AK4D 125-160	AK4E 125-160	AK4F 200-250	AK4G 200-250

Teneurs (%) en particules fines < 50 μm

Situations avant les clapages

Echantillonnage d'avril 2010

			AK8A <1	AK8B <1	AK8C <1		
AK7A <1	AK7B <1	AK7C <1	AK7D <1	AK7E <1	AK7F <1	AK7G <1	
	AK4A <1	AK4B <1	AK4C <1	AK4D <1	AK4E <1	AK4F <1	AK4G <1

NB : Analyses réalisées avec un nombre réduit de tamis à la Station Marine de Wimereux

Echantillonnage de novembre 2011

			AK8A <1	AK8B <1	AK8C <1		
AK7A <1	AK7B <1	AK7C 2	AK7D <1	AK7E 2	AK7F 1	AK7G 3	
	AK4A 2	AK4B 5	AK4C <1	AK4D <1	AK4E <1	AK4F <1	AK4G <1

Echantillonnage de novembre 2012

			AK8A <1	AK8B <1	AK8C <1		
AK7A 1	AK7B <1	AK7C 21	AK7D 3	AK7E 6	AK7F 2	AK7G 1	
	AK4A 8	AK4B 5	AK4C 22	AK4D 16	AK4E 7	AK4F <1	AK4G <1

Echantillonnage de janvier 2013

			AK8A <1	AK8B <1	AK8C <1		
AK7A <1	AK7B <1	AK7C 53	AK7D 3	AK7E 5	AK7F 5	AK7G 12	
	AK4A 3	AK4B 6	AK4C 12	AK4D 20	AK4E 3	AK4F <1	AK4G <1

Echantillonnage de mars 2013

			AK8A <1	AK8B <1	AK8C <1		
AK7A <1	AK7B <1	AK7C 30	AK7D 1	AK7E 3	AK7F 2	AK7G 1	
	AK4A 3	AK4B 5	AK4C 18	AK4D 16	AK4E 3	AK4F <1	AK4G <1

Echantillonnage de novembre 2011 (pour rappel)

			AK8A <1	AK8B <1	AK8C <1		
AK7A <1	AK7B <1	AK7C 2	AK7D <1	AK7E 2	AK7F 1	AK7G 3	
	AK4A 2	AK4B 5	AK4C <1	AK4D <1	AK4E <1	AK4F <1	AK4G <1