HAL
archives-ouvertes.fr

Réponses d'une communauté macrobenthique méditerranéenne soumise à des apports sédimentaires allochtones naturels ou anthropiques

Rachel Hermand

▶ To cite this version:

Rachel Hermand. Réponses d'une communauté macrobenthique méditerranéenne soumise à des apports sédimentaires allochtones naturels ou anthropiques. Ecologie, Environnement. Université de la Méditerranée - Aix-Marseille II, 2008. Français. tel-00389104v1

HAL Id: tel-00389104
https://tel.archives-ouvertes.fr/tel-00389104v1

Submitted on 28 May 2009 (v1), last revised 14 Nov 2012 (v2)

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 LA MÉDITERRANÉE (AIX-MARSEILLE II)
CENTRE D'OCÉANOLOGIE DE MARSEILLE
STATION MARINE D'ENDOUME - UMR CNRS 6540- DIMAR

Thèse de Doctorat
Océanographie

Rachel HERMAND

RÉPONSES D'UNE COMMUNAUTÉ MACROBENTHIQUE MÉDITERRANÉENNE SOUMISE À DES APPORTS SÉDIMENTAIRES ALLOCHTONES NATURELS OU ANTHROPIQUES

À Marseille, le 18 décembre 2008 devant le jury :

- Pr Jean-Claude Dauvin, Université des Sciences et Technologies de Lille - Rapporteur
- Pr Patrick Lesueur, UMR CNRS 6143 M2C – Caen - Rapporteur
- Pr Charles-François Boudouresque, UMR CNRS 6540 DIMAR – Marseille- Examinateur
- Dr Chantal Salen-Picard, UMR CNRS 6540 DIMAR – Marseille - Directrice de thèse
- Mr Jean-Michel Bocognano- Ingénieur génie marin - Port Autonome de Marseille - Invité

Région
Provence-Alpes-Côte d'Azur

Rappelez-vous bien mes enfants qu'il n'existe rien de constant si ce n'est le changement.

(Bouddha)

Avant-propos

Une thèse… qu'est-ce donc ? Une thèse c'est plusieurs années de travail. Plusieurs années d'une vie, et pour moi l'aboutissement de plusieurs années d'études. Quelqu'un m'a dit un jour que je "m'assurai ainsi de bonnes bases". C'est un peu vrai. Ce doctorat marque donc la fin de longues années d'études dans lesquelles j'ai tout investi. Je tiens à préciser que je ne serais pas arrivée jusqu'ici sans d'énormes investissements personnels, le soutien de mes proches et les bourses d'État.

Même si j'étais encore étudiante, ces années ont représenté pour moi une expérience professionnelle exceptionnelle au cours desquelles j'ai appris l'intégration dans un groupe professionnel existant, les relations humaines, l'autonomie, les contraintes, les déceptions et les réussites… une partie de la vie professionnelle en somme.

La vie professionnelle n'est que très rarement solitaire, et ma thèse n'a pas dérogé à la règle. En effet, même s'il n'apparaît que mon nom sur la couverture de ce manuscrit beaucoup de personnes ont participé à ce travail. Je ne peux donc pas oublier de glisser un mot pour celles et ceux qui se sont investi même un tout petit peu dans ce projet.

À l'origine, lorsque j'étais encore en DEA, c'est Jean-Michel Bocognano qui venait travailler avec Chantal à la mise en place de ce projet. Je me dois de le remercier pour cela parce que pas de projet, pas de thèse… Mais je dois le remercier également pour les collaborations multiples que nous avons eues pendant ces quatre années de partenariat. Merci pour votre regard extérieur sur mon travail et vos encouragements et merci de votre sympathie et de votre disponibilité.

Toute ma thèse s'est déroulée au Centre D'océanologie de Marseille (COM) où j'ai appris à connaître les personnes, qui, lorsque j'étais en 2nd cycle, étaient mes "profs". La relation "prof-élève" a été difficile à dépasser pour moi. J'ai réussi à dépasser ça et nous sommes assez vite devenus des collaborateurs et dans certains cas, beaucoup plus, je crois. Je veux parler de Mireille Harmelin, dont j'ai partagé le bureau pendant plus d'un an, Claude Degiovanni, Yves Letourneur, Thierry Perez, Charles-François Boudouresque. Je tiens également à parler de Nicole Boury-Esnault, de Jean Vacelet, Gérard et Denise Bellan, qui ont toujours été de bons conseils, aimables, plein d'humour et de bonne humeur… J'ai toujours craint que nombre d'entre eux soient absents lors de ma soutenance parce qu'ils seraient à la

retraite… Et effectivement, certains sont effectivement aujourd'hui à la retraite. Je la leur souhaite joyeuse et longue et je garderai d'eux d'excellents souvenirs.

Un grand nombre de gens se sont investis directement à mes cotés dans ce projet. Ils sont intervenus chacun à leur niveau, en fonction de leur spécialité et de leur disponibilité.

Dans le cadre des missions de terrain, je tiens à remercier tout particulièrement Françoise Cubizolles qui m'a accompagnée lors de la plupart des missions en mer et qui m'a été d'une aide précieuse. Toutes ces missions ne se seraient pas réalisées correctement sans elle. Merci d'avoir toujours été partante pour ces sorties que j'appelai "croisières" quand il s'agissait de trouver des accompagnants. Merci aussi à celles et ceux qui sont venus avec moi moins souvent, Claude Degiovanni, Élisabeth Alliot, Denise Arlhac et Sébastien Brasselet. Merci évidemment aux marins des différents bateaux. Je veux parler de Jacques Guillaume, patron du Cupidon, bateau avec lequel nous avons fait la majorité de nos missions. Mais aussi des marins de l'Antedon II et du Thétys II et merci également à Bernard de Ligondes qui nous a conduit une fois ou deux avec l'Armandia, pour des missions à la logistique "mémorable".

Dans le cadre du travail au laboratoire, je tiens à dire un très grand merci à Marie-France Fontaine qui a réalisé la grande majorité des dosages des composants de la matière organique et des mesures de biomasse. Son aide a vraiment été indispensable. Je crois que sinon, je serai encore, à l'heure qu'il est, en train d'acquérir les mesures. Merci pour ton assiduité et pour ton éternelle bonne humeur qui a contribué à me redonner le moral dans les jours "sans". Merci aussi à Camille, Morgane et Sébastien qui, lors de leur stage, ont fourni un travail indispensable. J'espère que leur stage leur a été aussi utile qu'à moi. Merci à Anne Chenuil pour son aide en anglais. Je dirai également merci à Élisabeth Alliot, pour son aide lors des dosages de chlorophylle et des essais de dosage des acides aminés. Merci pour ton écoute et ton soutien. Je te souhaite une très bonne et bien sûr très longue retraire. Merci à Claude Degiovanni, pour son aide lors des mesures de granulométrie, de l'analyse des spectres de diffractométrie et lors de la rédaction de la partie sur la sédimentologie. Pour toi aussi Claude, j'espère que ta retraite t'apportera tout ce qui tu espères.

Dans le cadre des déterminations taxonomiques de la faune, trois personnes ont donné beaucoup de leur temps. Il s'agit de Jean-Claude Sorbe et Richard El-Kaim pour les crustacés et Chantal Salen-Picard pour les annélides. Merci de votre aide, indispensable. Merci à Chantal de m'avoir enseigné une partie de son savoir qui aujourd'hui me permet de "perpétuer" la lignée des taxonomistes, en voie de disparition !

Pour finir, je voudrais remercier l'ensemble des critiques de mon travail. Il y a eu les critiques du comité de thèse, Jean-Claude Dauvin, Claude Degiovanni, Mireille Harmelin, et Élisabeth Alliot. Il y a eu aussi des critiques intermittents, tous celles et ceux à qui j'ai demandé une aide ponctuelle, c'est-à-dire à peu près tous les gens du COM. Merci à chacun d'entre eux, qui a donné de son temps pour ce projet. Je tiens à remercier de façon plus appuyée Claude et Élisabeth qui ont participé à la relecture de mon manuscrit avec intérêt et sans obligation. Merci aussi à Mireille pour son aide lors des différentes étapes de mon travail.

C'est bien sûr Chantal Salen-Picard qui a donné le plus de son temps dans ce projet. En tant que directrice de thèse elle a toujours eu un œil sur ce que je faisais. Elle m'a sans cesse maintenu dans la bonne direction et m'a enseigné énormément de choses. Merci Chantal pour votre aide et votre attention. Merci aussi pour notre amitié au travail et en dehors. Qu'elle dure encore longtemps…

Ce travail a été réalisé avec le soutien du Port Autonome de Marseille et de la Région Provence-Alpes-Côte-D'azur que je remercie.

À Frédéric

Et À Mes Parents

Table Des Matières

Liste des abréviations et des équations 9

Chapitre I. Introduction Générale 11

I.1. Contexte général 12
I.2. Contexte technique : FOS 2XL 13
I.3. Objectifs et stratégie 15
I.3.1. Compréhension des relations "macrofaune-sédiments" 15
I.3.2. Phénomènes mis en jeu dans la restauration du milieu 16
I.3.3. Outil de suivi de la macrofaune 17

Chapitre II. Zone D'étude Et Échantillonnage 19

II.1. Zone d'étude 20
II.1.1. Une zone sous l'influence du Rhône 20
II.1.2. Les travaux réalisés par le Port Autonome de Marseille 22
II.2. Échantillonnage : méthodes et calendrier 30

Chapitre III. Le Sédiment Et La Matière Organique Sédimentaire 35

III.1. Texture du sédiment : granulométrie, porosité et minéraux argileux 36
III.1.1. Introduction 36
III.1.2. Méthodologie 37
III.1.3. Résultats 41
III.2. Matière organique 53
III.2.1. Introduction 53
III.2.2. Origine, quantité et qualité de la matière organique : signatures isotopiques, C, N et C/N 54
III.2.3. La fraction labile et les pigments chlorophylliens 63
III.3. Discussion sur la texture du sédiment et la matière organique 81
III.3.1. Texture du sédiment 81
III.3.2. Apports terrestres et océaniques 83
III.3.3. Quantité et qualité de la MOP 88
III.3.4. Les sédiments clapés 91
III.4. Conclusions sur la texture du sédiment et la matière organique 92

Chapitre IV. Le Peuplement Benthique & Ses Relations Avec Le Sédiment 93

IV.1. Le peuplement benthique : approche descriptive 94
IV.1.1. Introduction 94
IV.1.2. Densité totale, richesse et diversité taxonomiques 95
IV.1.3. Composition taxonomique 104
IV.2. La restauration du peuplement des sédiments clapés 120
IV.2.1. Introduction 120
IV.2.2. Étude démographique : dynamique de population de *Sternaspis scutata* (Ranzani, 1817) et biomasses individuelles de *Laonice cirrata* et *Lumbrineris latreilli* 121
IV.2.3. Estimation du temps de restauration 131
IV.3. Relations "macrofaune-sédiments" 134
IV.3.1. Introduction 134
IV.3.2. Matrice de corrélations 135
IV.3.3. Régressions multiples 140
IV.3.4. Indices biotiques 144
IV.4. Discussion sur le peuplement benthique et ses relations avec le sédiment 152
IV.4.1. La restauration du peuplement des clapages 152
IV.4.2. L'influence du Rhône sur la communauté 159
IV.4.3. Écologie des taxa dominants et influence des paramètres sédimentaires 164

Chapitre V. Discussion et Conclusions Générales 169

V.1. Recommandations pour les futures campagnes d'immersion en mer 170
V.1.1. Choix du site de clapages 170
V.1.2. Modalités de clapages 170
V.2. Outil et méthodologie proposée 171
V.2.1. Le niveau de détermination taxonomique 171
V.2.2. L'utilisation des indices biotiques 173
V.2.3. L'utilisation des paramètres sédimentaires pour prédire la restauration de la communauté benthique est-elle possible? 175
V.3. Conclusions 176

Bibliographie 178

Publications & Colloques 193

Annexes 195

Annexe 1: Protocoles de dosages 196
Dosage de la calcimétrie 196
Dosage des pigments 197
Dosage des glucides 198
Dosage des protéines 199
Dosage des lipides 200
Annexe 2 : Données faunistiques 201
Classification des espèces 201
Nombre d'espèces identifiées 206
Annexe 3 :Régressions multiples. 210
Annexe 4 : Le nouveau chapitre de la thèse 212
Cadre général et enjeux 213
Déroulement, gestion et coût du projet 217
Compétences, savoir-faire, qualités professionnelles et personnelles 224
Résultats, impact de la thèse 228
Annexe du nouveau chapitre de la thèse 230

Résumé 232

Abstract 233

Liste des abréviations et des équations

Abréviations	Paramètres	Formules de calcul	Unités
B	Biomasse		mg (masse sèche sans cendres)
BPC	Carbone Organique BioPolymérique	$C_{Pr} + C_{Glu} + C_{Lip}$	mg / g sed sec
Chl *a*	Chlorophylle *a*		µg / g sed. sec
Chla_{ac}	Chlorophylle *a* active	$\frac{\text{Chlorophylle}_a}{\text{Chlorophylle}_a + \text{Phéopigments}}$	sans unités
C_{Glu}	Carbone associé aux glucides totaux		mg / g sed sec
C_{Lip}	Carbone associé aux lipides		
C_{Pr}	Carbone associé aux protéines		
CPE	Pool de phytopigments	Chl*a* + Phéo	µg / g sed. sec
Dt	Densité totale		individus /0,1 m²
$d_{PA\text{-}SLT\ Fos}$	Distance euclidienne entre PA (a) et SLT Fos (b)	$d_{ab} = \sqrt{\sum_{i=1}^{n} (F_{ai} - F_{bi})^2}$	sans unités
F_i	Fréquence relative d'un taxa i dans le peuplement	$\frac{D_i}{D_t}$	
Glu_S	Glucides Solubles		µg d'équivalent glucose / g sed. sec
Glu_I	Glucides Insolubles		
Glu	Glucides totaux	$Glu_S + Glu_I$	
H'	Indice de Shannon	$-\sum_{i=1}^{S} \frac{N_i}{N} . \log_2 \frac{N_i}{N}$	sans unités
Jaccard	Indice de similarité de Jaccard	$\frac{a}{a+b+c} * 100$	
$\frac{I}{S}$	$\frac{\text{Insolubles}}{\text{Solubles}}$	$\frac{Glu_I}{Glu_S}$	
J'	Équitabilité	$\frac{H'}{H'_{max}}$	
Lip	Lipides		µg d'éq. ac.tripalmitique / g sed. sec
Phéo	Phéopigments		µg / g sed. sec
Pr	Protéines		µg d'éq. albumine / g sed. sec
$\frac{Pr}{Glu}$	Capacité trophique	$\frac{Pr}{Glu}$	sans unités
$L_{1/2}$	Largeur du demi-bouclier de *Sternaspis scutata*		mm
MSSC	Masse Sèche Sans Cendres		mg
PAM	Port Autonome de Marseille		
S	Richesse taxonomique		nb taxa / 0,1m²
*	Significatif	$p < 0,05$	
**	Hautement significatif	$p < 0,01$	
***	Très hautement significatif	$p < 0,001$	

Chapitre I.
Introduction Générale

I.1. Contexte général

En milieu marin, les zones estuariennes et côtières sont particulièrement exposées à la pression anthropique : environ 60 % de la population mondiale vit à moins de 80 km des côtes. L'enrichissement en nutriments par les rejets agricoles ou la pollution domestique, la grande variété des contaminants chimiques (organiques, minéraux) et l'augmentation de la population sont parmi les menaces les plus importantes qui pèsent sur le milieu marin et ses ressources. En Europe, la Directive Cadre Eau impose qu'en 2015 "le bon état écologique" des milieux humides soit rétabli. Les instances européennes, en 2000, mais aussi l'"Environmental Protection Agency" aux États Unis ont adopté, comme outil de diagnostic de l'état des milieux estuariens et côtiers, l'utilisation d'indices biotiques basés sur les peuplements d'invertébrés benthiques (Weisberg *et al.*, 1997; Borja *et al.*, 2000; Simboura et Zenetos, 2002; Bald *et al.*, 2005; Flaten *et al.*, 2006; Dauvin et Ruellet, 2007; Hale et Helsthe, 2008). Ces animaux sont considérés comme d'excellents indicateurs des conditions environnementales grâce (1) au fait qu'ils vivent dans les sédiments et soient exposés aux contaminants chimiques et à de fréquents stress oxiques, (2) à leur relative sédentarité qui leur permet d'être le reflet des conditions environnementales proches, (3) à leur durée de vie relativement longue qui assure une intégration des conditions environnementales sur plusieurs années, (4) au fait que beaucoup d'espèces sont des espèces commerciales ou en sont les proies et enfin (5) grâce au fait qu'ils participent aux flux géochimiques à l'interface eau-sédiment avec leurs activités de bioturbation et de nutrition. Cependant, l'utilisation des invertébrés benthiques dans ce cadre fait débat et une multitude de publications discutent de la fiabilité de ces indices (Salas *et al.*, 2004; Carvalho *et al.*, 2006; Borja *et al.*, 2007; Dauvin, 2007; Borja et Dauer, 2008; Puente *et al.*, 2008; Pinto *et al.*, 2009).

La typologie des communautés benthiques est conditionnée, à grande échelle par le type de substrat, dur ou meuble. Les substrats meubles étant les substrats les plus répandus dans les océans, ce sont eux qui présentent le plus grand intérêt dans la problématique de gestion de la qualité des milieux côtiers. Dans ces substrats, le facteur essentiel qui conditionne le type de communauté est la granulométrie du sédiment (Pérès et Picard, 1964; Thrush, 1991; Gayraud et Phillipe, 2003). Au sein d'une même communauté, la quantité, la qualité et la disponibilité des ressources alimentaires jouent également un rôle important dans la distribution des espèces (Pearson et Rosenberg, 1978; Marsh et Tenore, 1990; Graf, 1992; Fabiano et Danovaro, 1994; Danovaro *et al.*, 1995a; Rossi, 2003). Dans les zones côtières, les ressources alimentaires "marines" sont complétées par les apports terrigènes (Lochet et

Leveau, 1990; Largier, 1993; Danovaro *et al.*, 1995a; Darnaude, 2003). Ces apports terrigènes influencent les communautés benthiques indirectement, en favorisant la production primaire et directement, par la matière organique terrestre qui sédimente. On estime à plus de 90 % la part de C_{org} attribuée à la production phytoplanctonique dans l'océan mondial contre moins de 1,5 % la part apportée par les fleuves (Romankevich, 1984). Dans le cas particulier des zones estuariennes ou deltaïques, la part de matière organique d'origine terrestre dans les sédiments superficiels peut atteindre plus de 50 % (Bouloubassi *et al.*, 1997). Les variations de débit des fleuves entraînent, dans la zone côtière qu'ils influencent, des variations de densité, de diversité et de composition des peuplements macrobenthiques ainsi que de l'ensemble du réseau trophique (Danovaro *et al.*, 2000b; Danovaro *et al.*, 2002; Salen-Picard et Arlhac, 2002; Darnaude *et al.*, 2004a; Rozas *et al.*, 2005; Wheatcroft, 2006; Hermand *et al.*, 2008). Une partie de la matière organique terrigène est "remise en circulation" dans les réseaux trophiques par le biais des animaux benthiques qui en constituent un maillon important (Thrush et Dayton, 2002; Darnaude, 2003; Lohrer, 2006). Cependant, les relations existant entre le compartiment "matière organique particulaire" sédimentaire et "benthos" sont encore mal comprises (Constable, 1999).

Les fleuves sont également des sources importantes de sédiments qui constituent de réelles contraintes pour les organismes, benthiques ou pélagiques (Pfannkuche *et al.*, 1999; Hewitt *et al.*, 2003; Aller et Aller, 2004; Gibbs et Hewitt, 2004; Wlodarska-Kowalczuk et Pearson, 2004; Wlodarska-Kowalczuk *et al.*, 2005; Akoumianaki et Nicolaidou, 2007; Wlodarska-Kowalczuk *et al.*, 2007; Cosentino et Giocobbe, 2008). Ils sont aussi d'importants vecteurs de contaminants de toutes natures et de toutes origines : industrielles, domestiques ou agricoles. Les réactions des communautés benthiques dans ces régions sont donc conditionnées à la fois par les apports fluviaux en matière organique mais aussi par les apports en contaminants (Alliot *et al.*, 2003; Charmasson, 2003; Eyrolle *et al.*, 2004; Miralles *et al.*, 2006; Cooksey et Hyland, 2007).

I.2. Contexte technique : FOS 2XL

Dans le contexte mondial de l'expansion du trafic maritime de containers, les ports ont besoin d'augmenter leur capacité d'accueil pour des navires de plus en plus grands (Wang et Culliname, 2006; Frémont, 2007). De nombreux aménagements passant par d'importants travaux de dragages sont nécessaires. Ces travaux, même s'ils sont ponctuels, produisent des

quantités de déblais au moins aussi importantes que celles produites par les dragages d'entretien nécessaires au maintien de l'activité portuaire. L'immersion des déblais des dragages est, parmi les différents procédés de traitement des boues de dragages, la plus économique, en temps, espace et en argent (Alzieu, 1999; Bolam et Rees, 2003). De ce fait, elle est très largement utilisée par les installations portuaires, que ce soit pour des travaux d'entretien ou d'aménagement. L'immersion des déblais en mer est encadrée au niveau international par la convention de Paris, dite convention OSPAR (OSPAR, 1998) et au niveau national par la "loi sur l'eau". En 2004, en Europe, plus de 110.10^6 tonnes (poids sec) de sédiment ont été immergées en mer (OSPAR Commission, 2006). Pourtant, très peu d'études concernant les impacts de l'immersion sur le milieu ont été réalisées. Ce sont majoritairement des études réalisées aux États-Unis ou des études techniques qui n'ont pas fait l'objet de publications scientifiques (Bolam et Rees, 2003). La présente étude s'inscrit dans le cadre du projet "FOS 2XL" réalisé par le Port Autonome de Marseille (PAM) (golfe de Fos, Méditerranée occidentale). "FOS 2XL" est un projet d'aménagement des installations portuaires des bassins ouest qui vise à agrandir le terminal conteneurs de Fos-sur-Mer et à porter, d'ici à 2012, la capacité de conteneurs à 1 500 000 par an. En 2003, d'importants travaux de dragages ont produit près de 6 000 000 m^3 de déblais qui ont été immergés en mer, au Sud du Golfe de Fos.

Lors des immersions les communautés benthiques sont enfouies sous d'importantes couches de sédiment. Parce que cet enfouissement est imprédictible et de relativement courte durée, l'immersion constitue une perturbation, telle que l'ont définie Connell et Sousa[1] et le GESAMP[2] (1983; 1995). L'impact écologique de l'immersion des déblais est classiquement abordé par l'étude de la colonisation du milieu et de la restauration de la communauté (Van Dolah *et al.*, 1984; Flemer *et al.*, 1997; Radenac *et al.*, 1997; Bolam *et al.*, 2004; Bolam et Whomersley, 2005; Simonini *et al.*, 2005; Bolam *et al.*, 2006a; Wilber *et al.*, 2007). Ses effets sont variables et dépendent à la fois des conditions environnementales qui règnent au site récepteur et de la qualité du matériel déposé (Bolam et Rees, 2003). Il est d'ailleurs souvent préconisé d'étudier ce type d'impact au cas par cas (Simonini *et al.*, 2005; Bolam *et al.*, 2006a). Cependant, d'après les données bibliographiques, les communautés inféodées aux

[1] Une perturbation est définie comme la variation imprédictible et de courte durée d'un paramètre plus élevée que l'inertie mais plus faible que la résilience. L'inertie d'une communauté est définie comme l'amplitude de la variation d'un paramètre pour laquelle la communauté ne montre aucune réaction. La résilience d'un communauté est définie comme l'amplitude de la variation d'un paramètre pour laquelle la communauté montre une réaction qui reste réversible .

[2] Joint group of experts on the scientific aspects of the marine environmental protection.

habitats instables (systèmes estuariens et zones de front) résistent mieux à ce type de perturbation que les communautés vivant dans les milieux plus stables (profondeur élevée et systèmes euhalins) (2003). Il a été en effet montré que dans les zones soumises à un fort hydrodynamisme et/ou à des forts courants de marées, la restauration du milieu pouvait s'effectuer en moins d'une année après l'arrêt de la perturbation (Van Dolah *et al.*, 1984; Beukema *et al.*, 1999; Guerra-Garcia et Garcia-Gomez, 2006). Au contraire, dans les environnements plus stables, des signes de perturbation (diminution de l'abondance et modifications de la composition spécifique de la communauté) peuvent persister plusieurs années après l'arrêt de la perturbation (Harvey *et al.*, 1998; Bolam et Whomersley, 2005; Bolam *et al.*, 2006b; Wilber *et al.*, 2007). Les capacités de restauration des communautés dépendent de la communauté elle-même mais aussi de la granulométrie, des teneurs en matière organique et en contaminants dans les sédiments et de l'épaisseur du dépôt (Maurer *et al.*, 1982; Johnson et Frid, 1995; Roberts et Forrest, 1999; Bolam *et al.*, 2004; Simonini *et al.*, 2005; Guerra-Garcia et Garcia-Gomez, 2006). Cependant, la majorité des études sont limitées dans le temps et ne couvrent pas l'ensemble de la période conduisant à la restauration complète de la communauté (Van Dolah *et al.*, 1984; Flemer *et al.*, 1997; Harvey *et al.*, 1998; Bolam et Whomersley, 2005; Guerra-Garcia et Garcia-Gomez, 2006). De plus, très peu d'entre elles concernent le milieu méditerranéen (Salen-Picard, 1981; Simonini *et al.*, 2005).

I.3. Objectifs et stratégie

I.3.1. Compréhension des relations "macrofaune-sédiments"

Le principal objectif de cette étude était d'améliorer la compréhension des relations entre les propriétés physico-chimiques du sédiment et de la matière organique particulaire (MOP) et la macrofaune benthique de l'autre. Pour atteindre cet objectif, l'influence d'une sédimentation élevée sur un peuplement macrobenthique méditerranéen a été étudiée dans un cas "naturel" où l'apport sédimentaire était dû à des apports terrigènes (cas des apports d'un fleuve important : le Rhône) et dans un cas "expérimental" où l'apport de sédiment était dû au dépôt ponctuel et localisé d'une importante quantité de sédiment (cas de dépôts de déblais de dragages de "Fos 2XL"). Cette question a été abordée à l'aide :

- du suivi temporel de la quantité et de la qualité nutritionnelle de la MOP sédimentaire estimée par la concentration dans le sédiment du Carbone, de l'Azote, des pigments chlorophylliens et des constituants principaux de la matière organique

(protéines, lipides, glucides) (Plante-Cuny, 1974; Fichez, 1991; Fabiano *et al.*, 1993; Saliot, 1994; Misic et Fabiano, 1996; Grémare *et al.*, 1997; Dell'Anno *et al.*, 2002; Vezzuli et Fabiano, 2006) (Chapitre III).

- du suivi temporel de l'origine de la matière organique à partir des signatures isotopiques en ^{13}C et en ^{15}N (Chapitre III).

- du suivi temporel des caractéristiques faunistiques du peuplement (densité, diversité, richesse et composition taxonomique) (Chapitre IV).

Afin de mettre en évidence un éventuelle influence de la texture du sédiment, les caractéristiques physiques (granulométrie, porosité et quantité d'agglomérats) du sédiment ont également été suivies au cours du temps (Chapitre III). Les interactions entre le compartiment biotique, son habitat et ses ressources ont été compilées et seront présentées dans le Chapitre IV. Dans le cadre de cette étude, les contaminants ne seront pas pris en compte.

I.3.2. Phénomènes mis en jeu dans la restauration du milieu

Le second objectif de cette étude était d'étudier la restauration après la colonisation (de 6 mois à 34 mois après la perturbation) de la communauté benthique qui a colonisé les dépôts de déblais de dragages de FOS 2XL (Chapitre IV). Cette problématique a été abordée afin d'apporter une aide dans la gestion des futures campagnes de dragages-clapages[3].

On parle de restauration d'un écosystème lorsqu'il retourne, avec ou sans l'aide de l'Homme, à l'état préexistant avant la perturbation (Le Floc'h et Aronson, 1995; Monbet, 2001). Cependant, pour prendre en compte les variations naturelles de l'écosystème, le site de clapages a été considéré comme "restauré" lorsqu'il était devenu statistiquement comparable à un site voisin non perturbé. Dans le milieu, seuls le peuplement macrobenthique et les caractéristiques sédimentaires cités précédemment ont été suivis.

Le niveau de restauration et une évaluation du temps nécessaire à une restauration complète ont été déterminés afin d'évaluer la stabilité de la communauté. Stabilité qui a été définie comme la vitesse de l'écosystème pour retourner à son état antérieur après une perturbation (Connell et Sousa, 1983; Frontier, 1999; Bianchi et Morri, 2004).

[3] Clapage : Technique de vidange des dragues qui consiste à ouvrir le fond du navire pour larguer d'un seul coup le contenu des bassins.

I.3.3. Outil de suivi de la macrofaune

Lors des suivis environnementaux ordonnés par les lois, l'étude de la macrofaune benthique est une des préconisations obligatoires. Ce type d'étude est pourtant difficile à mettre en œuvre systématiquement car, elle est très coûteuse, en temps et en personnel qualifié. Dans l'optique d'aider les gestionnaires lors de ces suivis, la possibilité d'utiliser la qualité sédimentaire et la qualité de la matière organique comme alternative à l'utilisation de la macrofaune benthique a été étudiée.

Chapitre II.
Zone D'étude Et Échantillonnage

II.1. Zone d'étude

La zone concernée par ce travail se situe en Méditerranée Nord Occidentale et plus particulièrement à proximité du delta du Rhône et dans le golfe de Fos (Figure II 1). Les travaux de dragages préalables à cette étude ont été réalisés dans les installations portuaires du golfe. L'échantillonnage a été principalement mis en œuvre dans des stations situées entre 56 et 70 m de profondeur au sud du golfe dont une dans la zone de dépôts des déblais de dragages. Une seule campagne d'échantillonnage a concerné directement les installations portuaires avec des stations situées entre 12 et 16 m de profondeur (cf. II.2 p 30).

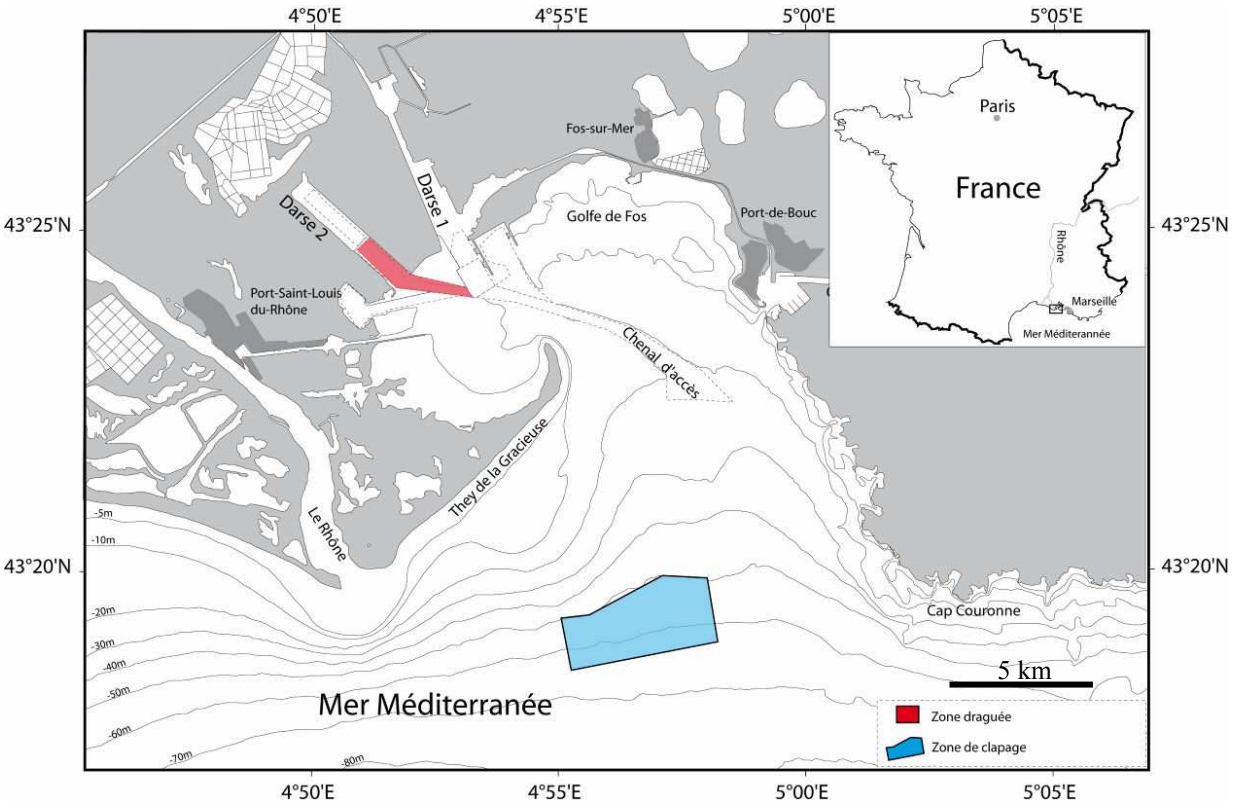


Figure II 1 : Carte de situation de la zone d'étude montrant la zone draguée et la zone de dépôts de déblais. Clapage : Méthode de vidange des dragues qui consiste en l'ouverture des clapets qui constituent le fond des dragues. Le contenu des puits est alors largué à proximité de la surface.

II.1.1. Une zone sous l'influence du Rhône

Le Rhône, dont le bassin versant représente une surface totale de 96 500 km², se charge de matières en suspension, organiques et minérales, d'éléments nutritifs et de divers composés chimiques, tout le long des 765 km de son parcours. Avec un débit liquide moyen de 1715 m^3 / s il est devenu, depuis la construction des barrages sur le Nil, la plus importante source d'apports sédimentaires en Méditerranée Occidentale (Broche *et al.*, 1998). La quantité

totale de matières en suspension apportée par le Rhône a été évaluée à / 7,4.10^6 t / an (Pont *et al.*, 2002). C'est lors des crues printanières, provoquées par la fonte des neiges, ou lors des crues automnales, provoquées par des pluies abondantes sur le sud du bassin versant que ces apports sont les plus importants (Cauwet *et al.*, 1990; Pont, 1997; Miralles *et al.*, 2006).

Dès leur arrivée en mer, les eaux du Rhône sont dispersées par les vents et les courants. Les vents soufflant essentiellement du Nord ou du Nord-Ouest dévient initialement le panache vers le sud-est (Vernier, 1972; Ascensio *et al.*, 1977; Broche *et al.*, 1998). Plus au large, il est entraîné vers l'ouest par le courant Liguro Provençal Catalan mais, les variations de régime des vents et des crues du fleuve peuvent modifier ce schéma général. L'étendue du panache a fait l'objet de nombreuses modélisations et observations aériennes ou satellites (Figure II 2) (Estournel *et al.*, 1997; Broche *et al.*, 1998; Forget et Ouillon, 1998; Marsaleix *et al.*, 1998; Estournel *et al.*, 2001; Arnoux-Chiavassa *et al.*, 2003; Perianez, 2005; Miralles *et al.*, 2006). D'une manière générale, l'ensemble de la zone de 20 à 100 m de profondeur de part et d'autre de l'embouchure est soumise à l'influence des eaux du Rhône : à l'ouest, le golfe du Lion et à l'est, jusqu'à la longitude du cap Couronne (Figure II 1) (Alliot *et al.*, 2003; Younes *et al.*, 2003). Les eaux marines, dans la zone de l'embouchure, cheminent en profondeur et constituent deux branches : une branche qui longe le They de la Gracieuse dans la direction ENE; une branche qui remonte du Sud en sens inverse des courants de surface (Vernier, 1972; Blanc, 1977).

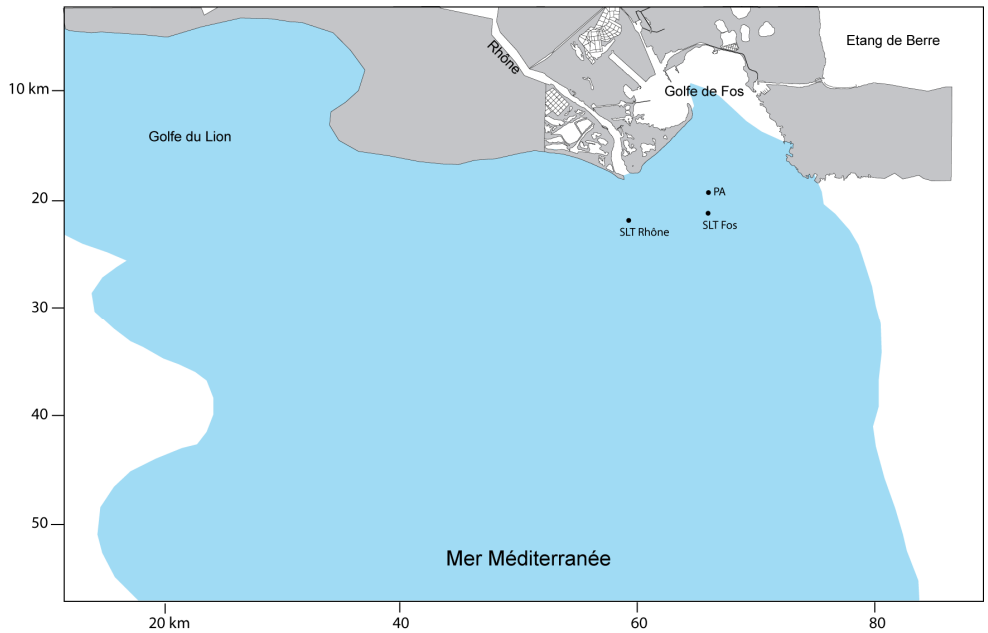


Figure II 2 : Extension maximale du panache de dilution du Rhône d'après Estournel et al. (1997; 2001). Les sites d'échantillonnage (SLT Fos, PA et SLT Rhône) sont positionnés sur cette carte afin de montrer qu'ils sont soumis à l'influence des eaux du Rhône. Les explications concernant l'échantillonnage sont présentées dans le paragraphe II.2 p30.

Les distances de transport des éléments apportés par le fleuve diffèrent selon leur nature, dissoute ou particulaire. Les éléments dissous sont transportés par les masses d'eau et l'influence du fleuve est ressentie sur l'ensemble du golfe du Lion où les apports en nutriments favorise la production primaire planctonique (Cauwet, 1995). Un néphéloïde benthique, causé par la remise en suspension des sédiments et les apports terrigènes, est responsable de la dispersion des matières en suspension sur une grande partie du plateau continental du golfe du Lion (Aloïsi *et al.*, 1982; Monaco *et al.*, 1990; Naudin *et al.*, 1992; Monaco *et al.*, 1999; Lansard *et al.*, 2006; Tesi *et al.*, 2007). Cependant, la majorité des éléments particulaires sédimente sur le prodelta où la part du carbone d'origine terrestre est supérieure à 50 % (Bouloubassi *et al.*, 1997). La principale zone d'étude est située au delà du prodelta (> 60 m environ) dans la zone où sédimentent les particules les plus fines (Noël, 1996) avec un taux de sédimentation moyen d'environ 20 cm / an (Perianez, 2005).

II.1.2. Les travaux réalisés par le Port Autonome de Marseille

À partir de mars 2003, le Port Autonome de Marseille a débuté un vaste projet d'aménagement des installations portuaires visant à augmenter la capacité du terminal à conteneurs dans la darse 2 à 1 500 000 unités par année. La réalisation de ce projet a été prévue en trois phases. La première, celle concernée par ce travail, a eu lieu entre le 22 avril et le 19 septembre 2003. Un total de 5 947 099 m^3 de sédiment ont été dragués dans la darse 2 et son chenal d'accès (Safege Cetiis, 2003) (Figure II 1). Ces sédiments, répondant aux normes de contamination fixées par la Convention de Paris (OSPAR, 1998), ont été immergés en mer au sud du golfe de Fos (Méditerranée Nord Occidentale) entre 50 et 63 m de fond sur une surface totale de 7,2 km^2.

II.1.2.1. La zone de dragages

La darse 2 est située sur la côte Nord Ouest du golfe de Fos. Ce dernier est une baie semi-fermée de 42 km² située à l'est de l'embouchure du Rhône (Figure II 1). Il est traversé par un chenal d'accès de 200 m de large dont la profondeur maximale atteint 24 m. Hors du chenal la profondeur dans le golfe ne dépasse pas 50 m.

Les sédiments de la couche la plus superficielle (< 17 m de profondeur) sont des sédiments d'origine rhodanienne mis en place par le Rhône lors de la construction de son delta (Blanc, 1977; Ramade, comm. pers.). Par ailleurs, la circulation générale dans le golfe de Fos n'entraîne que peu d'apports de sédiments marins à l'intérieur de la darse 2 (Vernier, 1972;

Ulses *et al.*, 2005). Cette darse (profondeur de 14 m) a été définie comme une zone de réception et de décantation temporaire où la sédimentation de particules fines et / ou de débris végétaux alterne avec leur remise en suspension lors des coups de vents de Sud-est (Créocéan, 2001). La turbidité y est en général élevée.

État des sédiments

Lors de l'étude d'impact préalable au travaux (Créocéan, 2001), les caractéristiques physico-chimiques des matériaux à draguer telles que la densité, le pourcentage de Matière Sèche (MS) et de Carbone Organique Particulaire (COP) ont été déterminées. Ont également été mesurées les teneurs en organoétains (TriButyléTain (TBT), DiButyléTain (DBT), MonoButyléTain (MBT)) en éléments métalliques en trace (Al, As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Zn) et en polluants organiques (Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (HAP) et Polychlorobiphényles (PCB)). Les mesures ont été effectuées sur des sédiments superficiels prélevés à la benne Van-Veen (épaisseur maximale de sédiment prélevée égale à 50 cm) ainsi que sur les sédiments profonds prélevés par carottage (jusqu'à 6 m sous l'interface).

Les sédiments superficiels, c'est-à-dire ceux prélevés à la benne, présentaient une densité médiane de 1,69 et une proportion médiane de COP de 1,25 % (poids sec). Pour l'ensemble des contaminants métalliques, les teneurs étaient inférieures à la norme N1 fixée par le Géode (Groupe d'Étude et d'Observation des Dragages et de l'Environnement), l'organisme mis en place à la suite de la convention de Paris pour s'assurer de la bonne conduite des travaux de dragages (OSPAR, 1998). Cela signifie que ces teneurs étaient "normales" ou "comparables au bruit de fond environnemental" sauf pour l'aluminium qui présentait des teneurs comprises entre 3,1 et 6 % du poids sec. Ces teneurs ont été considérées comme normales dans des sédiments très fins tels que ceux de la darse 2 et du chenal. La présence de MBT a été relevée dans l'ensemble des sédiments. Les teneurs en PCB et en HAP ont toujours été inférieures aux niveaux de référence N1, sauf dans quelques prélèvements, où un niveau interdisant la consommation des coquillages a été relevé. D'un point de vue granulométrique, ces sédiments présentaient toutes les caractéristiques des vases ou des vases sableuses, avec des proportions de sables (particules de tailles 250 μm < T < 2 mm) atteignant par endroits plus de 35 % (en masse) (Créocéan, 2001).

Les sédiments profonds, c'est-à-dire ceux prélevés par carottage, avaient une densité un peu plus élevée que les sédiments superficiels avec une densité médiane de 1,81 et des teneurs en COP un peu plus faible avec une médiane de 1,01% (poids sec). En termes de

contamination, ils présentaient les mêmes caractéristiques que ceux de surface. En terme de granulométrie, ils étaient plus variables que les superficiels avec des teneurs en particules de tailles inférieures à 63 µm (pélites) variant de 37,5 % à 95,6 % (en masse). Les graviers (> 2 mm) atteignant parfois plus de 2 % (en masse).

État de la faune

L'étude préalable a déterminé que la biocénose en place dans la darse 2 était la "Biocénose des Sables Fins" (Pérès et Picard, 1964; Créocéan, 2001) dominée par les Annélides Polychètes (40 à 80 % du peuplement). Les autres grands groupes taxonomiques étaient représentés par les crustacés, les mollusques bivalves et les échinodermes. Les peuplements étaient majoritairement constitués par des espèces opportunistes et suspensivores. Les espèces carnivores étaient plutôt implantées à proximité des substrats durs (piliers d'appontement, quais ou enrochements).

II.1.2.2. Déroulement des travaux

D'importants moyens matériels ont été mis en œuvre pour la réalisation de ce chantier. Trois dragues, trois charrues et une pelle sur un ponton ont été mobilisées pendant plusieurs mois (Safege Cetiis, 2005) (Figure II 3). Les charrues et la pelle avaient pour mission de raboter les fonds les plus hauts afin de déplacer les sédiments vers les zones de passage des dragues. Les dragues aspiraient alors une mixture contenant environ 70 % d'eau : 4 000 m^3 à 5 000 m^3 de sédiment dans un volume total de 15 000 m^3 à 16 000 m^3. Après remplissage de leur puits les dragues partaient sur la zone d'immersion pour effectuer la vidange par clapage[4]. Le délai minimal entre deux rotations a varié de 6 à 12 h selon le nombre de dragues en fonctionnement (jusqu'à deux dragues ont travaillé en même temps). La zone de clapages a été divisée en huit casiers (Figure II 4). Les dragues devaient initialement vidanger leur puits dans chaque casier successivement. Cependant, l'ordre des casiers a du être adapté en fonction des conditions météorologiques pour régulariser l'étalement des déblais et limiter la dispersion. Ainsi, les deux casiers les plus à l'est, initialement préconisés pendant les périodes de vent d'est, ont été privilégiés en mai 2003. En contrepartie, les clapages se sont concentrés sur les autres casiers jusqu'en août 2003. Les rotations ont ensuite repris un ordre normal. Le temps minimum de passage des dragues au dessus d'un même casier a donc varié de 12 h à

[4] Clapage : Méthode de vidange des dragues qui consiste en l'ouverture des clapets qui constituent le fond des dragues. Le contenu des puits est alors largué à proximité de la surface.

48 h.

Avant les dragages, la sortie du chenal et l'entrée de la darse 2 avaient une profondeur de 14 m. À la fin des travaux d'agrandissement, prévue en 2012, la profondeur du chenal d'accès et de la darse 2 autorisera un tirant d'eau admissible[5] de 16 m au lieu des 13 m actuels. Lors de la première phase, la profondeur a déjà été augmentée de 14 m à 18 dans le chenal et de 14 à 17 m dans la darse permettant d'atteindre un tirant d'eau admissible de 14,5 m (Tableau II I). Un volume total de près de 6.10^6 m^3 de sédiment a été dragué lors de cette première phase avec une épaisseur maximale de 4 m dans le chenal d'accès. Lors des deux phases suivantes $4{,}8.10^6$ m^3 puis à nouveau 6.10^6 m^3 seront encore dragués en 2007 puis en 2012.

Tableau II I : Résumé des volumes et épaisseurs de matériau dragué d'après les données techniques de Créocéan (2001).

	Surface (m^2)	**Volume dragué (m^3)**	**Profondeur avant travaux (m)**	**Profondeur après travaux (m)**	**Épaisseur de matériaux dragués (m)**
Chenal d'accès	633 614	1 675 000	14	18	4
Darse 2 partie Sud	857 970	4 325 000	14	17	3

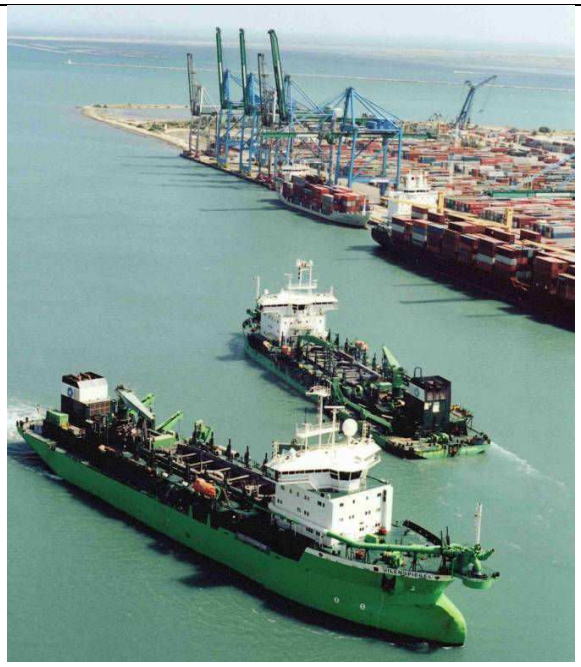


Figure II 3 : Photo aérienne des dragues en cours d'opération dans la darse 2. À gauche, drague vide. À droite, drague pleine. Source PAM.

[5] Le tirant d'eau admissible est la hauteur d'eau nécessaire pour qu'un navire évolue dans des conditions de sécurité totale compte tenu de sa vitesse et de son chargement.

Zone d'étude

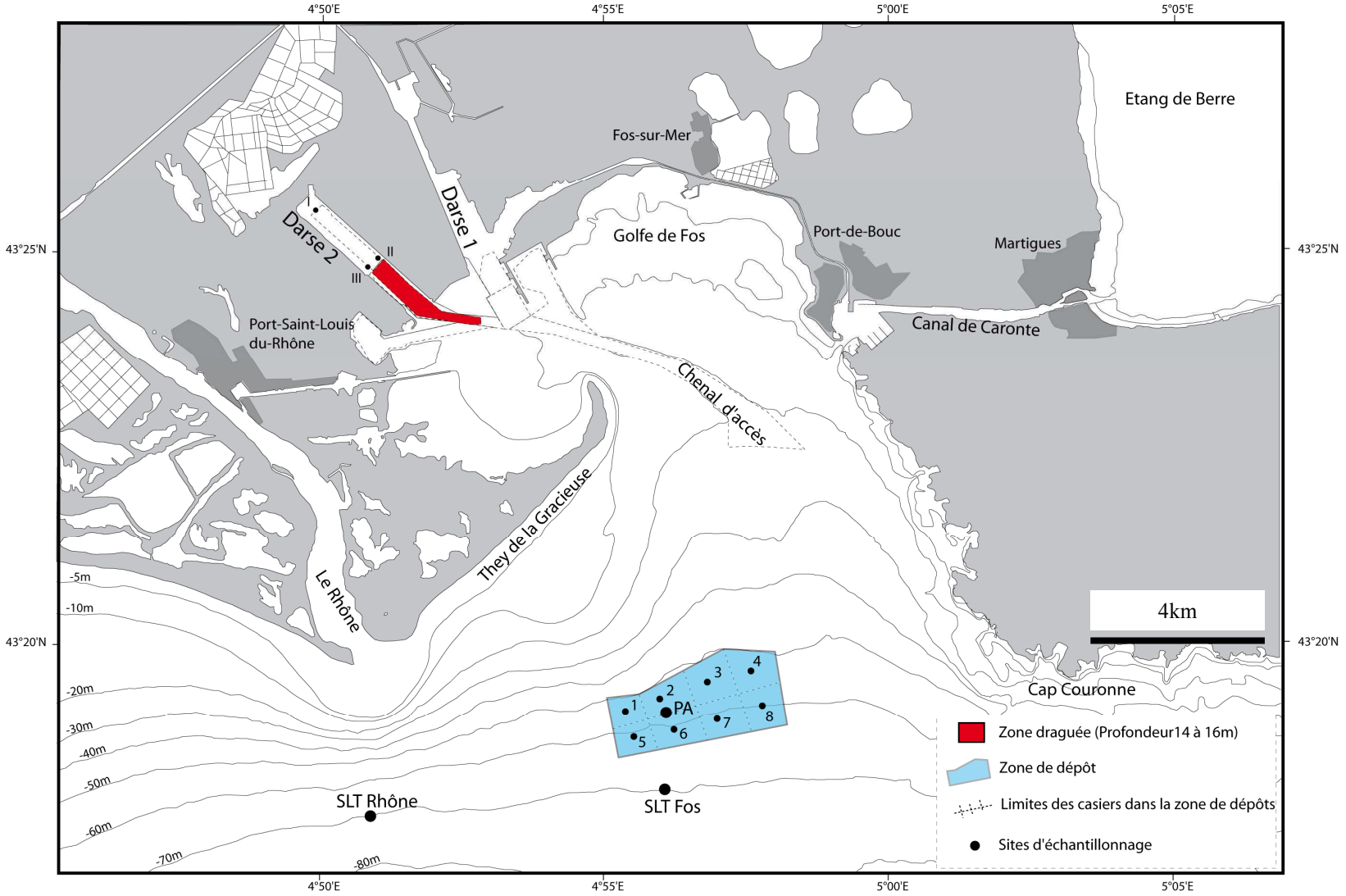


Figure II 4 : Carte de situation des points d'échantillonnage. SLT Fos, PA et SLT Rhône sont les trois stations échantillonnées régulièrement de mars 2004 à juillet 2006. I à III = Stations "Darse 2-1 à 3" échantillonnées en mars 2006. 1 à 8 = stations "PAS, 1 à 8" échantillonnées en mai 2004.

Lors de l'étude d'impact préalable (Créocéan, 2001), la sédimentation des matériaux clapés et la surface impactée au sol par un clapage ont été modélisées en fonction des conditions météorologiques et des caractéristiques physiques des sédiments. La surface maximale recouverte par un clapage a été estimée à 0,9 km² et l'épaisseur maximale, au sommet du cône de dépôt à 25 cm. La remise en suspension générée par cette méthode de rejet est généralement faible et concerne essentiellement les particules fines (Alzieu, 1999). La remobilisation de ces sédiments, après leur dépôts, a été décrite comme limitée car une longue période de vent fort (20 m / s constamment pendant au moins 15 jours) serait au moins nécessaire pour remettre ces sédiments en suspension (Créocéan, 2001).

II.1.2.3. La zone de clapages et les environs de l'embouchure du Rhône

Pour l'ensemble des travaux de Fos 2XL, passés et à venir, une zone de 7,2 km² a été déterminée par l'arrêté préfectoral du 8 octobre 2002, pour recevoir les sédiments dragués les plus fins. Cette zone s'étend au sud du golfe de Fos entre 50 et 63 m de fond (Figure II 1).

Avant les travaux

Avant les travaux, le sédiment de la zone de réception des déblais était un sédiment vaseux, riche en eau avec une couche oxydée relativement fine où se concentre la faune (Blanc, 1974). La biocénose autochtone a été identifiée comme la biocénose des Vases Terrigènes Côtières (Pérès et Picard, 1964) caractérisée par un peuplement essentiellement animal avec une prédominance des annélides polychètes dépositivores (Picard, 1965; Salen-Picard *et al.*, 2003). Cette biocénose s'étend de part et d'autre de l'embouchure du Rhône entre 20 et 100 m de profondeur (Picard, 1971).

Le Rhône et les installations portuaires constituent une source non négligeable de contaminants divers, organiques ou inorganiques (RNO, 1998). La contamination dans cette zone est, en général, plus élevée qu'aux environs. Le Réseau National d'Observation de la Qualité du Milieu Marin (RNO, IFREMER) a relevé, par exemple jusqu'à 0,37 g / g sed sec de mercure total devant le Rhône contre 0,11 g / g sed sec sur la côte Languedocienne (à peine plus que le bruit de fond). Alliot *et al.*, (2003) ont également relevés dans les sédiments au droit du Rhône des teneurs élevées en éléments métalliques en trace (Cd, Mn, Fe). Cette contamination ambiante dans ce secteur explique que les sédiments dragués avaient des teneurs en contaminants toutes inférieures ou égales aux normes fixées par Géode (Safege Cetiis, 2003).

Après les travaux

Le suivi des travaux et les suivis bathymétriques ainsi que les mesures de contaminants ont été réalisés par le bureau d'étude Safege-Cetiis en charge du suivi à long terme ordonné par l'État. Les sédiments clapés ont recouvert l'ensemble de la zone de clapages d'une couche de sédiment dont l'épaisseur a atteint 1,5 m par endroits (Figure II 5). Aucun apport notable de contaminants dans la colonne d'eau n'a été mis en évidence à la suite des clapages.

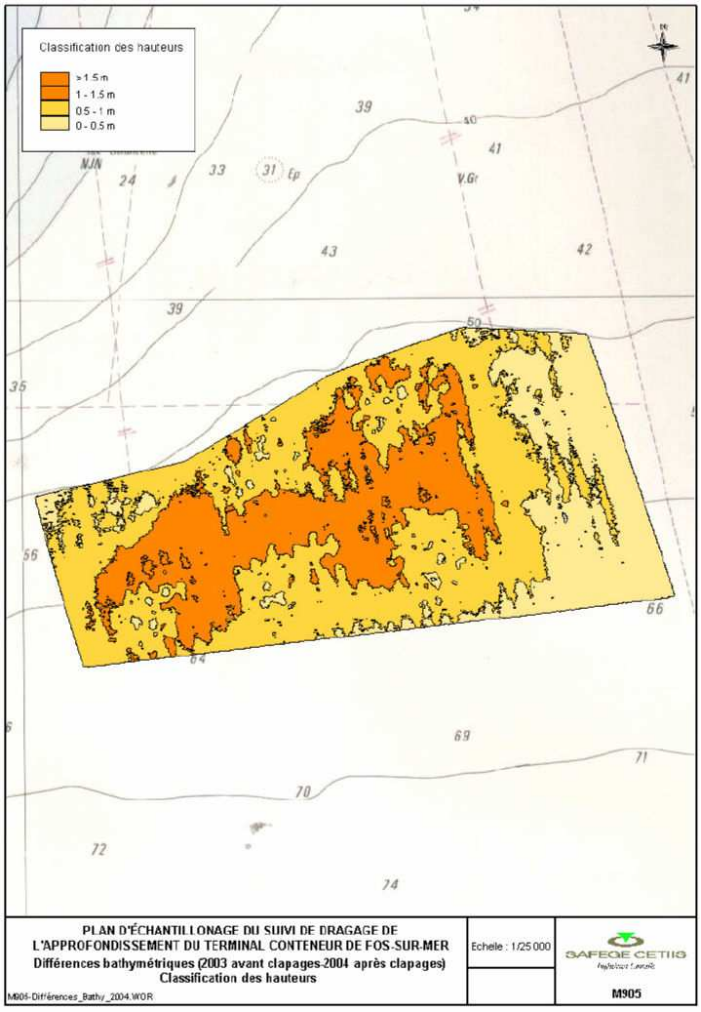


Figure II 5 : Différences de bathymétrie entre 2003 (avant les clapages) et 2004 (après les clapages). (Safege Cetiis, 2005).

Le bureau d'étude a effectué au printemps 2004 un échantillonnage de la macrofaune qui couvrait l'ensemble de la surface de clapage avec 16 stations (1 à 16) à l'intérieur et une zone périphérique de 1 mille nautique de large avec 10 stations à l'extérieur (17 à 26). Les prélèvements ont été effectués avec une benne Van-Veen. Les sédiments ont été tamisés sur des mailles carrés de 1 mm et la macrofaune a été comptabilisée pour une surface de 0,3 m²

par station (soit l'équivalent de 3 coups de benne). Dans le cadre de la collaboration avec le Port Autonome de Marseille, nous avons pu disposer de ces données sur lesquelles nous avons appliqué une classification ascendante hiérarchique (CAH) afin de tester l'homogénéité de la zone. La distance euclidienne a été utilisée pour construire la matrice de distances nécessaire à cette méthode d'analyse. La méthode d'agrégation choisie a été la méthode de Ward. Les résultats de cette analyse, complétés par les résultats de tests non paramétriques de Kruskal-Wallis, ont montré que la zone "interne" et la zone "externe" de la zone de clapages différaient en termes de composition du peuplement. Deux groupes se distinguant par les densités des quatre espèces suivantes *Sternaspis scutata, Laonice cirrata, Harpinia dellavallei et Anobothrus gracilis* ont pu être mis en évidence (Figure II 6). Dans la zone "intérieur" les densités de *L. cirrata* et de *S. scutata* étaient 5 à 7 fois plus élevées qu'à l'extérieur (Tableau II II).

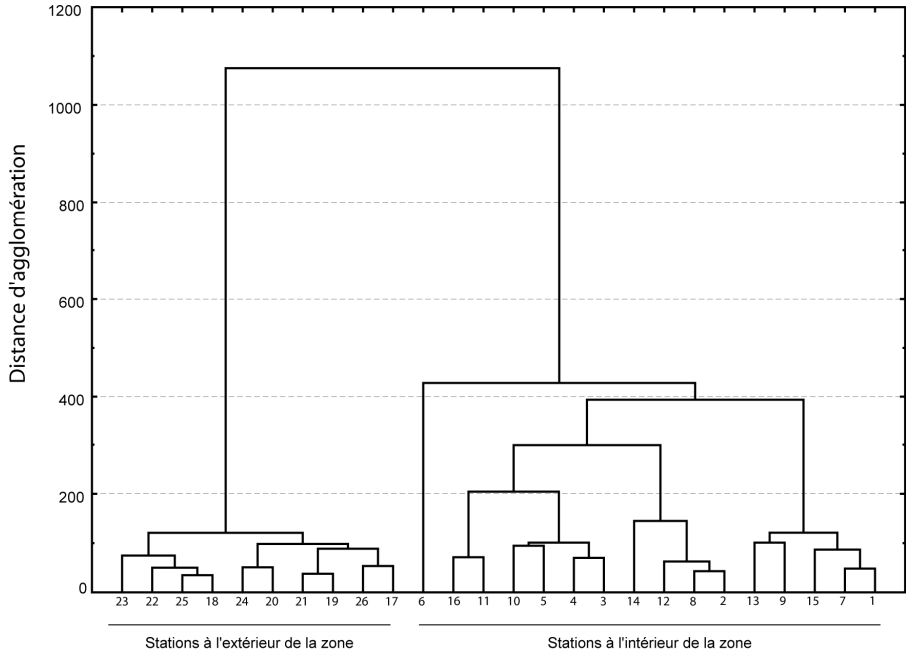


Figure II 6 : Classification hiérarchique ascendante réalisée d'après les données de Safege Cetiis, 2005. Méthode d'agrégation : Ward basée sur la distance euclidienne. En fonction de l'ensemble des espèces présentes dans le peuplement en données brutes (densité ind / 0,3 m²).

Tableau II II : Comparaison entre les zones "intérieur" et "extérieur" de la zone de clapages Médiane des densités (ind / 0.3m²) des 4 espèces qui expliquent la variabilité des 2 zones "intérieur" et "extérieur" de la zone de clapages : Anobothrus gracilis, Harpinia dellavallei, Laonice cirrata et Sternaspis scutata. En rouge = statistiquement significatif. Tableau réalisé d'après les données de Safege Cetiis, 2005.

Zone	**N**	***Anobothrus gracilis***	***Harpinia dellavallei***	***Laonice cirrata***	***Sternaspis scutata***
Intérieur	16	48	0	89	155
Extérieur	10	15	2	13	29
Statistiques	H	14,84	9,44	14,41	14,80
	p	***	***	***	***

II.2. Échantillonnage : méthodes et calendrier

Entre mars 2004 et juillet 2006, seize campagnes d'échantillonnage ont été réalisées. Quinze d'entre elles ont concernées trois stations régulières (Tableau II III) : PA, SLT Rhône et SLT Fos (Figure II 4). La station PA a été choisie en plein cœur de la zone de clapages, dans une zone où le rehaussement du fond avait atteint plus de 1 m. La station SLT Rhône, a été choisie hors de l'influence des clapages mais soumise directement aux apports du Rhône. Située au large de l'embouchure, son suivi a permis de mettre en évidence l'influence du fleuve sur la zone d'étude. Les apports du fleuve sont en effet considérés comme le principal facteur structurant les peuplements benthiques locales (Salen-Picard et Arlhac, 2002; Salen-Picard *et al.*, 2003). La station SLT Fos est située à environ 1 mille nautique au sud de la zone de clapages hors de leur influence[6] et dans la biocénose des vases terrigènes côtières. Cette station, suivie temporellement en terme de composition macrobenthique (Picard, 1965; Salen-Picard *et al.*, 1997; Salen-Picard et Arlhac, 2002; Salen-Picard *et al.*, 2003) et de biogéochimie (Alliot *et al.*, 2003; Younes *et al.*, 2003) a été utilisée comme témoin.

Du sédiment a été prélevé à l'aide d'une Benne Van-Veen (surface échantillonnée de 0,1 m²) (Figures II 7 et II 8). La macrofaune a été collectée après tamisage sur le bateau du contenu de la benne (Figure II 9 a) (maille carrée 500 µm). L'utilisation de maille de cette taille permet de capturer des espèces de petite taille et des juvéniles souvent nombreux dans les milieux dégradés (Pinto *et al.*, 2009). Les refus de tamis ont été immédiatement plongés dans une solution de formaldéhyde à 10 % neutralisée. Au laboratoire, ils ont été rincés à l'eau douce et triés sous la loupe binoculaire (Figure II 10). La faune a été déterminée dans la mesure du possible jusqu'à l'espèce et comptabilisée (sauf pour les groupes très peu représentés : nématodes ou phoronidiens par exemple). Afin de prendre en compte la variabilité naturelle de la répartition spatiale des animaux, trois réplicats ont été effectués à chaque campagne.

Tableau II III : Coordonnées et profondeur des sites de prélèvements et dates auxquelles les prélèvements ont été effectués dans les trois stations SLT Fos, PA et SLT Rhône. Prélèvement effectués : M : prélèvement de macrofaune. S : prélèvement de sédiments pour les analyses physico-chimiques. G : prélèvement de sédiment pour la granulométrie. - : pas de prélèvements ou information indisponible.

[6] D'après les modèles réalisés dans les études préalables aux travaux Créocéan, 2001. *Opérations de dragages - Approfondissement du terminal à conteneurs de Fos-Approfondissement pour l'extension des capacités de Fos conteneurs (Fos 2XL). Etude d'impact.* Report number: 100438. 249 p., la superficie impactée par chaque clapage atteint au maximum 0,9km². Ceci équivaut à un disque de rayon d'environ 530 m soit environ 0,3 miles nautiques.

	Sites	SLT Fos	PA	SLT Rhône
	Latitude Nord	43° 18' 15	43° 19' 05	43° 17' 70
	Longitude Est	4° 56' 20	4° 56' 10	4° 51' 00
	Profondeur (m)	62	56	70
Dates	05/03/04	MSG	MSG	MSG
	16/05/04	MSG	MSG	MSG
	30/06/04	MSG	MSG	-
	27/09/04	MSG	MSG	MSG
	05/12/04	MSG	MSG	MSG
	24/02/05	MSG	MSG	MSG
	16/03/05	MSG	MSG	-
	28/04/05	MSG	MSG	MSG
	15/05/05	SG	SG	-
	02/06/05	MSG	MSG	MSG
	27/07/05	MSG	MSG	MSG
	21/09/05	MSG	MSG	MSG
	20/12/05	SG	SG	-
	23/01/06	MSG	MSG	MSG
	20/07/06	MS	MS	MS

Le sédiment destiné aux analyses de la matière organique sédimentaire et de la porosité a été prélevé par carottage (carottiers cylindriques : Ø = 2,5 cm) dans chaque benne, avant son ouverture (Figure II 8b). Trois réplicats ont été réalisés à chaque station et à chaque campagne. Les quatre centimètres superficiels de la couche de sédiment ont été découpés en tranche de un centimètre chacune (Figure II 9b). Seule cette partie superficielle a été utilisée parce qu'elle constitue une zone où l'activité macrobenthique est relativement "uniforme" et qu'elle présente une relative homogénéité du fait de la bioturbation (Josefson *et al.*, 2002). Les tranches de 1 cm ont été nommées de a à d : a pour la tranche 0 - 1 cm et d pour la tranche 3 - 4 cm. Les prélèvements, maintenus au frais sur le bateau, ont été rapidement congelés pour limiter leur dégradation. Préalablement à toute analyse, ils ont été lyophilisés (par sublimation de l'eau sous vide d'air) et homogénéisés (broyés au mortier et tamisés (250µm)) (Figure II 11). Le sédiment destiné aux analyses granulométriques a été prélevé par raclage de la couche superficielle après l'ouverture de la benne. Compte tenu de la bonne reproductibilité de l'appareil de mesure utilisé (cf.III.1.2.1. p37) un seul prélèvement par campagne a été effectué à chaque station.

a) 

b) 

c) 

Figure II 7 : Bateaux utilisés lors des campagnes de prélèvement. a) Cupidon : bateau de pêche. b) Antedon II : Navire océanographie INSU. c) Thethys II : navire océanographique INSU.

a) 

b) 

Figure II 8 : Prélèvement du sédiment à partir du bateau à l'aide d'une benne Van Veen. a) Benne Van Veen lors de sa mise à l'eau. b) La benne sur le bateau juste avant son ouverture.

a) 

b) 

Figure II 9 : a) Tamisage du sédiment à bord du bateau pour récupérer la macrofaune. Tamis à maille carrée de 500 µm. b) Découpage des carottes par tranche de 1 cm.



Figure II 10 : Photo des refus de tamis sous la loupe binoculaire.

Deux protocoles d'échantillonnage supplémentaires ont été mis en œuvre, en mai 2004 et en mars 2006. Le premier, en mai 2004, avait pour objectif d'étudier l'homogénéité de la granulométrie dans la zone de clapages. Un prélèvement de sédiment pour la granulométrie a été effectué dans chaque casier de la même façon que dans les trois stations régulières. Les stations ont été nommées PAS 1 à 8 (Figure II 4) (Tableau II IV). Afin de comparer la granulométrie des sédiments clapés et des sédiments d'origine, un prélèvement de sédiment pour la granulométrie a été effectué dans la partie non draguée de la darse 2 en 3 sites (stations I à III) en mars 2006 (Figure II 4) (Tableau II III et II IV).

Tableau II IV : Coordonnées et profondeurs des sites de prélèvements dans la zone de clapages (profondeurs non disponibles) et dans la darse II. Les prélèvements ont été effectués le 16 mai 2004 dans la zone de clapage et le 09 mars 2006 dans la darse II. Ces prélèvements ont été utilisés pour les analyses granulométriques.

Zone de clapage		**Darse II**	
PAS 1	43° 19' 20 4° 55' 40	I	43°25'60 4°49'80 11 (m)
PAS 2	43° 19' 22 4° 55' 93		
PAS 3	43° 19' 22 4° 56' 83	II	43°24'95 4°50'60 10,5 (m)
PAS 4	43° 19' 73 4° 56' 83	III	43°25'10 4°50'70 11 (m)
PAS 5	43° 18' 80 4° 55' 45		
PAS 6	43° 18' 93 4° 56' 20		
PAS 7	43° 19' 11 4° 57' 70		
PAS 8	43° 19' 11 4° 57' 92		

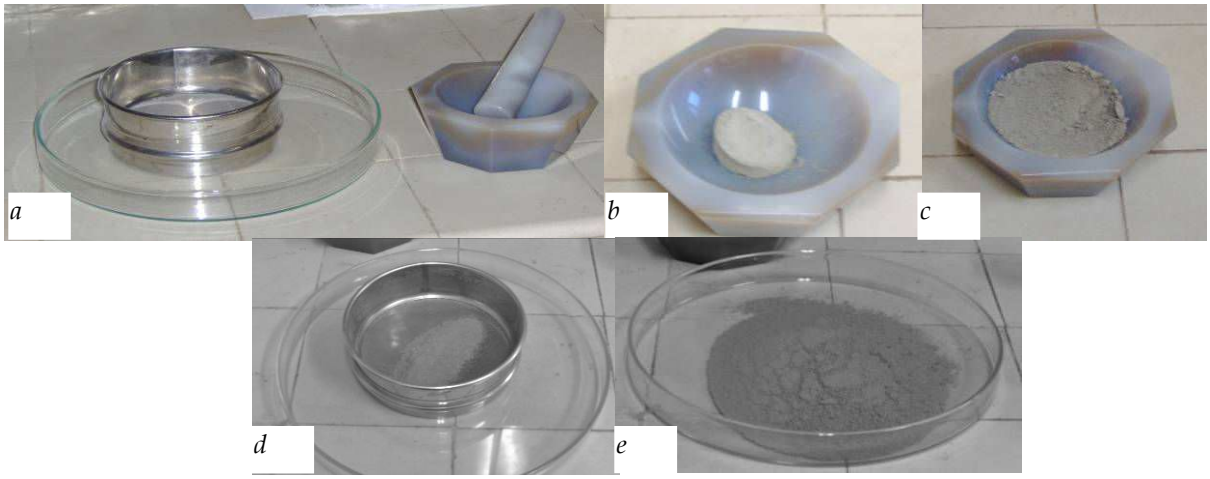


Figure II 11 (a à e) : étapes successives de la préparation des prélèvements de sédiment avant toute analyse. a) matériel nécessaire, un tamis (250 µm) et un mortier; b) aspect du sédiment lyophilisé avant broyage; c) sédiment en cours de broyage; d) l'homogénisation du sédiment par tamisage; e) le sédiment est prêt.

Chapitre III.
Le Sédiment Et La Matière Organique Sédimentaire

III.1. Texture du sédiment : granulométrie, porosité et minéraux argileux

III.1.1. Introduction

Les peuplements benthiques de substrats meubles, en milieu marin ou non, sont essentiellement structurés par la granulométrie et la porosité du sédiment (Pérès et Picard, 1964; Thrush, 1991).

La répartition granulométrique des sédiments dépend essentiellement des apports sédimentaires, de la courantologie et de l'influence de la houle. Sur le plateau continental, en zone estuarienne ou deltaïque, les fleuves constituent une source importante de sédiments (Largier, 1993; Bouloubassi *et al.*, 1997; Sempéré *et al.*, 2000). Dans le Golfe du Lion, le Rhône en est aujourd'hui la source principale (Pont *et al.*, 2002). La composition minéralogique des sédiments charriés par ce fleuve est spécifique et permet d'identifier leur présence dans les sédiments marins (Chamley, 1971). Les plus grosses particules transportées par le Rhône se déposent très près de l'embouchure tandis que de 10 à 120 m de fond le sédiment contient plus de 75% de silts (particules de taille $4 << 63\mu m$) (Blanc, 1977; Roussiez *et al.*, 2006). Sur ces fonds meubles la texture et la qualité du sédiment conditionnent, à différentes échelles, les peuplements benthiques, dans leur typologie et leur état de santé. À grande échelle, la proportion de pélites (particules de taille $< 63\ \mu m$) détermine, le type de peuplement. À plus petite échelle, la porosité du sédiment conditionne la quantité d'eau interstitielle et peut être un facteur important influençant la distribution des invertébrés benthiques fluviaux (Gayraud et Phillipe, 2003). En milieu marin, son influence sur la répartition des invertébrés n'a pas été beaucoup étudiée. Par ailleurs, la proportion d'argiles dans le sédiment rend compte de l'importance du réservoir de carbone organique parce que la MOP a tendance à s'adsorber sur ces particules. On estime en effet que plus de 92 % du carbone lié aux roches sédimentaires est associé aux argiles (Saliot, 1994).

Les interactions entre les particules minérales et la matière organique (adsorption, polymérisation, floculation) interviennent sur la texture du sédiment en modifiant la taille des particules (Thomsen et McCave, 2000). Ceci conduit à la formation de particules de taille plus importante qui sont alors constituées soit uniquement de matière organique agglomérée, soit de particules minérales sur lesquelles se sont adsorbées des particules organiques (Berner, 1980; Dercourt et Paquet, 1996). L'agrégation des particules en cours de sédimentation modifie d'une part, les propriétés de sédimentation des particules (Chang *et al.*, 2006) et

donne une image biaisée de la taille des particules. Débarrasser les particules de leur gangue de matière organique est parfois nécessaire pour mieux connaître la granulométrie réelle des sédiments. La taille et de la quantité des agglomérats contenus dans le sédiment influencent les capacités d'ingestion des animaux benthiques (Thomsen et McCave, 2000) et permettent d'apprécier indirectement la "stabilité" physique de la couche sédimentaire.

L'objectif de ce chapitre est de prendre connaissance de la texture du sédiment (granulométrie, porosité, quantité et taille des agglomérats) afin de pouvoir, dans la partie IV.3 p134, mettre en évidence d'éventuelles interactions avec le peuplement macrobenthique. La confirmation de l'origine des sédiments sera réalisée à partir de l'identification des minéraux argileux.

III.1.2. Méthodologie

III.1.2.1. Les minéraux argileux

Les minéraux argileux sont des phyllosilicates hydratés de très petite taille (quelques microns) qui se présentent en plaquette ou parfois en fibres (Foucault et Raoult, 1995). Ces minéraux sont constitués de plusieurs feuillets dont les éléments de base sont tétraédriques ($Si_4O_{10}(OH)_2^{6-}$) ou octaédriques ($Mg(OH)_2$ ou $Al(OH)_3$). Entre deux feuillets s'intercalent alors différents ions, K, Ca, Na et l'espace interfeuillet a une épaisseur variant d'une espèce minérale à l'autre. Cet espace peut varier expérimentalement par addition de glycérol ou par chauffage. Ils ne peuvent pas être déterminés par des techniques optiques classiques. Leur identification est réalisée par diffractométrie aux rayons X et est basée sur leur structure lamellaire. On estime l'espace interréticulaire qui correspond à la distance entre les faces supérieures de deux feuillets consécutifs. Cette distance est fonction de l'angle (α) du rayon incident du rayon X qui provoque une réflexion (Chamley, 1966).

Les résultats du diffractomètre se présentent sous la forme de spectres donc les pics sont identifiés par l'angle α. Chaque spectre comporte quatre courbes comportant une courbe "normale" et trois courbes correspondant aux trois traitements appliqués au prélèvement (chauffage, addition de glycérol et d'hydrazine). L'analyse des quatre courbes est nécessaire pour identifier les minéraux avec certitude.

La détermination des minéraux argileux a été effectuée, à chaque station, sur les prélèvements de printemps (mars ou mai) et d'automne (septembre ou décembre) de chaque année (douze échantillons). Le sédiment utilisé était celui prélevé après l'ouverture de la

benne et les analyses ont été effectuées au laboratoire du CEREGE à Aix-en-Provence.

III.1.2.2. Mesures de la granulométrie

Les analyses granulométriques ont été réalisées sur l'ensemble des prélèvements de sédiment superficiel prélevé après l'ouverture de la benne. La granulométrie a été effectuée à l'aide d'un granulomètre laser "Malvern Mastersizer" qui mesure systématiquement la taille T(µm) d'un groupe de 10 000 particules. Il établit ensuite les proportions relatives de 51 classes de taille (de 0 à 8 mm) et des grandes catégories sédimentaires (Tableau III I). Des courbes granulométriques $\mathcal{G}$ = (% des particules = F (taille)) sont alors tracées pour chaque prélèvement.

Tableau III I : Catégories sédimentaires déterminées par le granulomètre laser "Malvern Mastersizer"

Taille des particules (µm)	**Dénomination**	
< 4	Argiles	
< 63	Pélites	
4<<63	Silts	
< 125	Sables	Très fins
< 250		Fins
< 500		Moyens
500 << 2 mm		Grossiers & très grossiers

Une nouvelle courbe granulométrique ($\mathcal{G}_{US}$ = courbe ultrasons) a été établie après avoir soumis le sédiment pendant 30 secondes à des ultra-sons. Ce traitement permet de séparer les particules agglomérées par la matière organique. Il déplace le mode des courbes $\mathcal{G}$ vers la gauche, c'est-à-dire vers les tailles T les plus faibles. L'amplitude de ce déplacement ($\mathcal{A}$) rend compte de la quantité d'agglomérats présents dans le sédiment :

$$\mathcal{A} = (|M\text{-}M_{US}| \text{ en } \mu m)$$

Avec M = mode de la courbe $\mathcal{G}$

M_{US} = mode de la courbe $\mathcal{G}_{US}$

III.1.2.3. Mesures de la teneur en eau et de la porosité

La teneur en eau du sédiment (% en masse) a été évaluée pour chaque tranche centimétrique par double pesée avant et après lyophilisation. La porosité a été calculée à partir de l'équation suivante :

$$\phi = \frac{\frac{w}{1,02}}{\frac{1-w}{2,64}+\frac{w}{1,02}}$$ (Dell'Anno *et al.*, 2002)

Avec ϕ = porosité

w : teneur en eau (%) = $\frac{\text{masse d'eau (mg)}}{\text{masse humide (mg)}} \times 100$

Cette méthode rend compte de la porosité totale du sédiment, c'est-à-dire, de l'ensemble des espaces vides du sédiment (Berner, 1980). Cette porosité se distingue de la porosité efficace par le fait qu'elle englobe l'eau adsorbée sur les particules. Ainsi, la porosité totale tend à augmenter avec la proportion des particules fines alors que la porosité efficace tend à diminuer. De la même façon, pour un même échantillon de sédiment, la porosité totale est plus élevée que la porosité efficace. Pour autant, cela ne signifie pas que l'espace potentiellement disponible pour les animaux ou le volume d'eau alloué aux échanges avec la colonne d'eau soit plus important.

III.1.2.4. Analyses des données

Analyse des courbes granulométriques

L'impact des opérations de dragages et clapages sur les sédiments a été évalué en comparant la courbe $\mathcal{G}$ moyenne de l'ensemble des prélèvements de PA avec les courbes de la partie non draguée de la darse 2 (I à III) d'une part et la courbe moyenne des prélèvements de PAS 1 à 8, d'autre part.

L'homogénéité des sédiments de la zone de clapages a été testée en comparant les 8 courbes $\mathcal{G}$ des stations PAS 1 à 8 avec l'algorithme de classification par les k-moyennes (Hartigan et Wong, 1978). Cet algorithme démarre avec k classes aléatoires, puis déplace les observations entre ces classes dans le but (1) de minimiser la dispersion intra-classe et (2) de maximiser la dispersion inter-classes. La dispersion est évaluée par le calcul de la distance euclidienne qui sépare chaque observation du centre (moyenne) de chaque classe. Un test de

significativité (ANOVA) évalue la dispersion entre les groupes en fonction de la dispersion au sein des classes. Les observations sont inclues ou exclues des classes de façon à obtenir les résultats d'ANOVA les plus significatifs possibles. Le choix du nombre de classes appartient à l'analyste et il existe différentes méthodes pour en déterminer les centres initiaux. Dans le cas de cette étude, les distances entre les observations ont été préalablement calculées, puis les observations ont été choisies à intervalles réguliers afin de constituer les centres de classes initiaux. Cette méthode de choix des centres initiaux des classes permet d'éviter l'isolement des points atypiques et d'avoir des classes constituées d'une seule variable. Le nombre de classes a été fixé à trois.

Afin d'identifier les différentes familles de courbes $\mathcal{G}$ dans les stations PA, SLT Rhône et SLT Fos, le même type d'algorithme a été appliqué à chaque ensemble de courbes.

Une courbe différentielle $\mathcal{D} = \mathcal{G}_{US} - \mathcal{G} = F$ (taille) (avec $\mathcal{G}_{US}$ = courbe $\mathcal{G}$ après le passage aux ultra-sons) a été tracée pour chaque prélèvement de SLT Fos, PA et SLT Rhône. Les variations de $\mathcal{D}$ autour de l'axe des abscisses permettent de mettre en évidence la désagrégation des agglomérats. La partie de la courbe sous l'axe des abscisses représente la gamme de taille des agglomérats et la partie au dessus de l'axe représente la gamme de taille des particules qui constituaient ces agglomérats. La taille Tag (µm) des agglomérats a pu être évaluée à partir de l'analyse des courbes $\mathcal{D}$ moyennes de chacune des stations SLT Fos, PA et SLT Rhône.

Les relations existantes entre la quantité d'agglomérats présents dans le sédiment et les teneurs en sables, silts et/ou vases, ont été explorées à l'aide de corrélations linéaires. Les proportions des différentes catégories de particules sédimentaires sont, a priori, très fortement dépendantes les unes des autres, du fait, simplement de la méthode de mesure. De ce fait, pour éviter les redondances, les corrélations entre ces paramètres ont été vérifiées avant de tester les relations avec les quantités d'agglomérats.

Analyse des catégories sédimentaires

Les teneurs en argiles, silts, pélites et sables ont été comparées entre les stations suivant la démarche ci-dessous :

- Dans une première étape, l'homogénéité des variances des distributions à été vérifiée à chaque station avec un test de Levene pour chaque groupe de données.
- Dans la deuxième étape, deux types de démarches ont été adoptées selon les résultats de ce

test :

- Lorsque l'homogénéité des variances était respectée :
  - La significativité des différences constatées a été testée à l'aide d'une analyse de variances : ANOVA.
  - Un test post-hoc de Newman et Keuls a permis de mettre en évidence la(les) donnée(s) statistiquement différente(s) des autres.
- Lorsque l'homogénéité des variances n'était pas respectée :
  - La significativité des différences constatées entre les observations a été testée à l'aide d'un test non paramétrique de Kruskal-Wallis.
  - Un test de comparaison des rangs moyens a permis de mettre en évidence la(les) donnée(s) statistiquement différente(s) des autres.

Les variations temporelles ont été étudiées à chaque site et les tendances ont été évaluées par régression linéaire.

Porosité

La porosité totale a été comparée entre les 3 stations, tout d'abord en tenant compte de l'ensemble des quatre tranches centimétriques puis en considérant la compaction de la couche sédimentaire de la tranche a vers la tranche d. La compaction correspond à la diminution de la porosité avec l'augmentation de la profondeur dans la couche sédimentaire (Berner, 1980). Elle est due à la pression exercée par les couches de sédiment qui s'accumulent à la surface. En considérant que sur les quatre premiers centimètres, la décroissance de la porosité est linéaire, la pente de cette décroissance a été calculée pour chaque prélèvement et sa distribution a été comparée entre les trois stations à l'aide de tests statistiques identiques à ceux cités précédemment. Les variations temporelles de la pente puis de la porosité de chaque tranche centimétrique ont été ensuite étudiées afin d'expliciter les différences constatées.

III.1.3. Résultats

III.1.3.1. Les minéraux argileux

La nature des minéraux argileux présents dans les sédiments n'a pas varié spatialement ou temporellement. Les espèces minérales présentes étaient l'illite, majoritaire, la chlorite, les smectites, la kaolinite. Pour des raisons de simplicité, un spectre seulement sera présenté en exemple (Figure III 1).

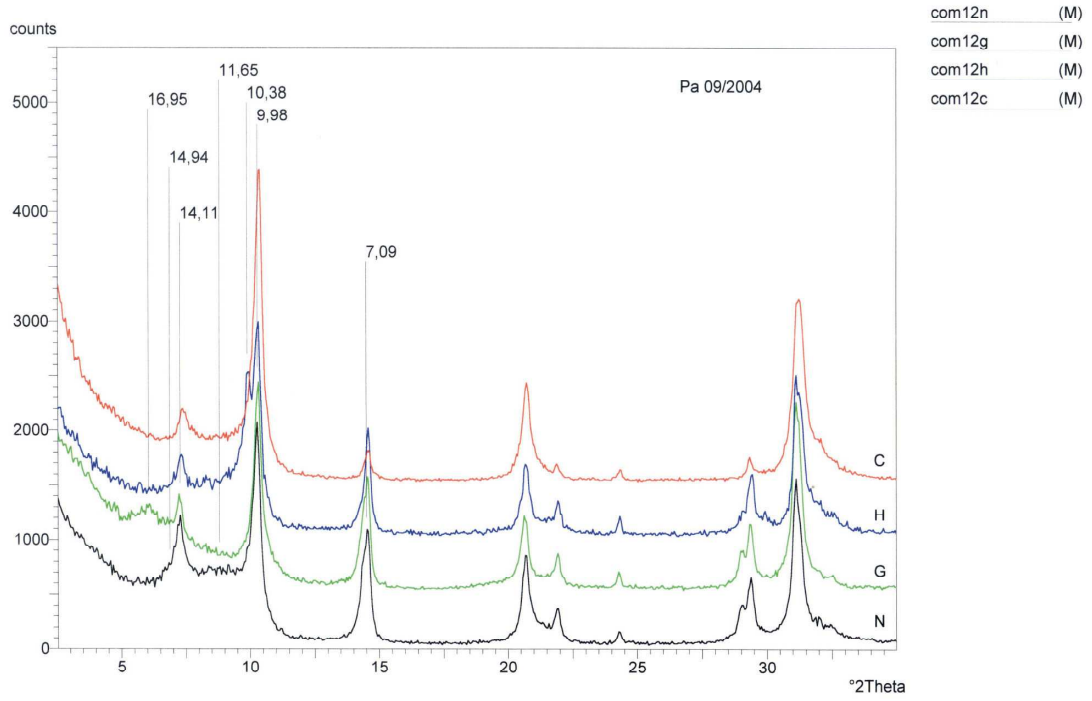


Figure III 1 : Exemple (prélèvement de PA en septembre 2004) de spectre de diffractions aux rayons X utilisé pour la détermination des minéraux argileux. Com12n : Ligne noire : prélèvement sous atmosphère normale; Com 12g : Ligne verte : prélèvement glycolé. Com 12h : Ligne bleue : prélèvement hydrazyné; Com 12c : Ligne rouge : prélèvement chauffé.

III.1.3.2. Granulométrie

La granulométrie a été effectuée sur un total de 46 prélèvements. La taille des particules n'a jamais excédé 500 µm et le sédiment, comprenant plus de 75 % de pélites, était un sédiment vaseux (Larsonneur, 1977) (Tableau III II).

Les sédiments non dragués de la darse 2

Le sédiment non encore dragué au fond de la darse 2 était un sédiment vaseux avec plus de 90% de pélites (Tableau III II). La comparaison de ce sédiment avec celui des stations PAS 1 à 8 a permis de montrer qu'après dragages et clapages une perte significative de près de 10 % dans sa teneur en silts est apparue (54,4 % sur l'ensemble des stations PAS contre 64,5 % dans la darse II).

Tableau III II : Résumé des caractéristiques granulométriques des sédiments aux à PAS 1 à 8 et dans la darse 2 échantillonnées en mai 2004 et en mars 2006. n = nombre de prélèvements. Q1 : 1er quartile. M : médiane. Q3 : 3ème quartile.

		Classes de taille des particules (%)			
		Argiles (<4 µm)	Silts (4<<63µm)	Pélites (<63 µm)	Sables (63 µm <<2 mm)
Darse 2 I à III n=3	Q1	26,3	61,2	92,5	6,8
	M	**26,9**	**64,5**	**91,0**	**8,6**
	Q3	31,7	64,7	95,6	9,0
PAS 1 à 8 n=8	Q1	29,9	51,5	88,8	4,8
	M	**32,0**	**54,4**	**91,6**	**8,4**
	Q3	32,6	61,2	95,2	11,2
Levene	F (1;9)	8,07	6,44	2,95	2,94
	p	0,02	0,03	0,12	0,12
ANOVA ou Kruskal-Wallis	F(1;9)			0,02	0,02
	H(1, N=11)	2,68	4,17		
	p	0,10	0,04	0,88	0,88

La comparaison des courbes $\mathcal{G}$ des stations de la darse 2 (I à III) et des courbes de PA a permis de montrer que la station PA se situe dans un sédiment de même granulométrie que celle du sédiment d'origine de la darse 2 (Figure III 2).

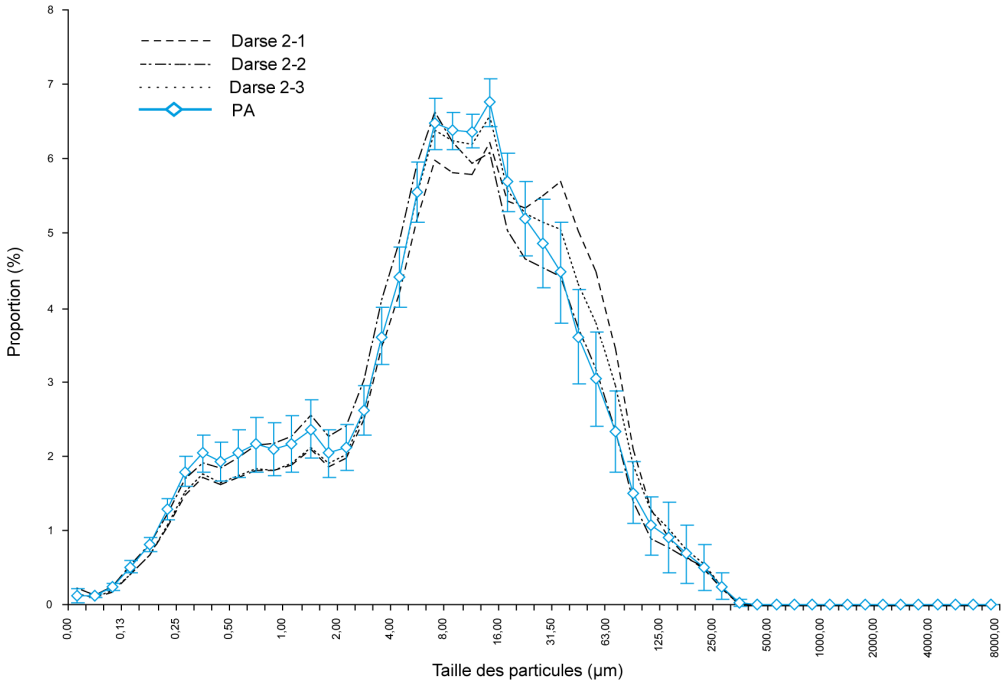


Figure III 2 : Comparaison des courbes granulométriques $\mathcal{G}$ des 3 stations non draguées de la darse 2 (I à III) avec la courbe moyenne ± écart-type de la station PA.

Les sédiments clapés

L'analyse visuelle des 8 courbes $\mathcal{G}$ des stations PAS (Figure III 3 a) laisse supposer la présence de deux familles de courbes. L'algorithme de classification par les k-moyennes a permis de confirmer la présence de deux sous-ensembles distincts et d'en identifier les

composantes. La première regroupait PAS 3, 4, 5, 7 et 8 (= PAS A); la deuxième PAS 1, 2 et 6 (= PAS B) (distance euclidienne interclasse de 0,79) (Figure III 3 b). Les courbes de ces deux classes étaient plurimodales avec des modes superposés : un mode principal dans la classe T ∈]6,00 - 20 µm]; et deux modes secondaires T ∈]0,40 - 1,80 µm] et T ∈]125 - 200 µm]. Les classes PAS A et PAS B se sont distinguées essentiellement par leur teneur en particules de taille 0,16 µm < T < 5,00 µm et 20,00 µm < T < 80,00 µm.

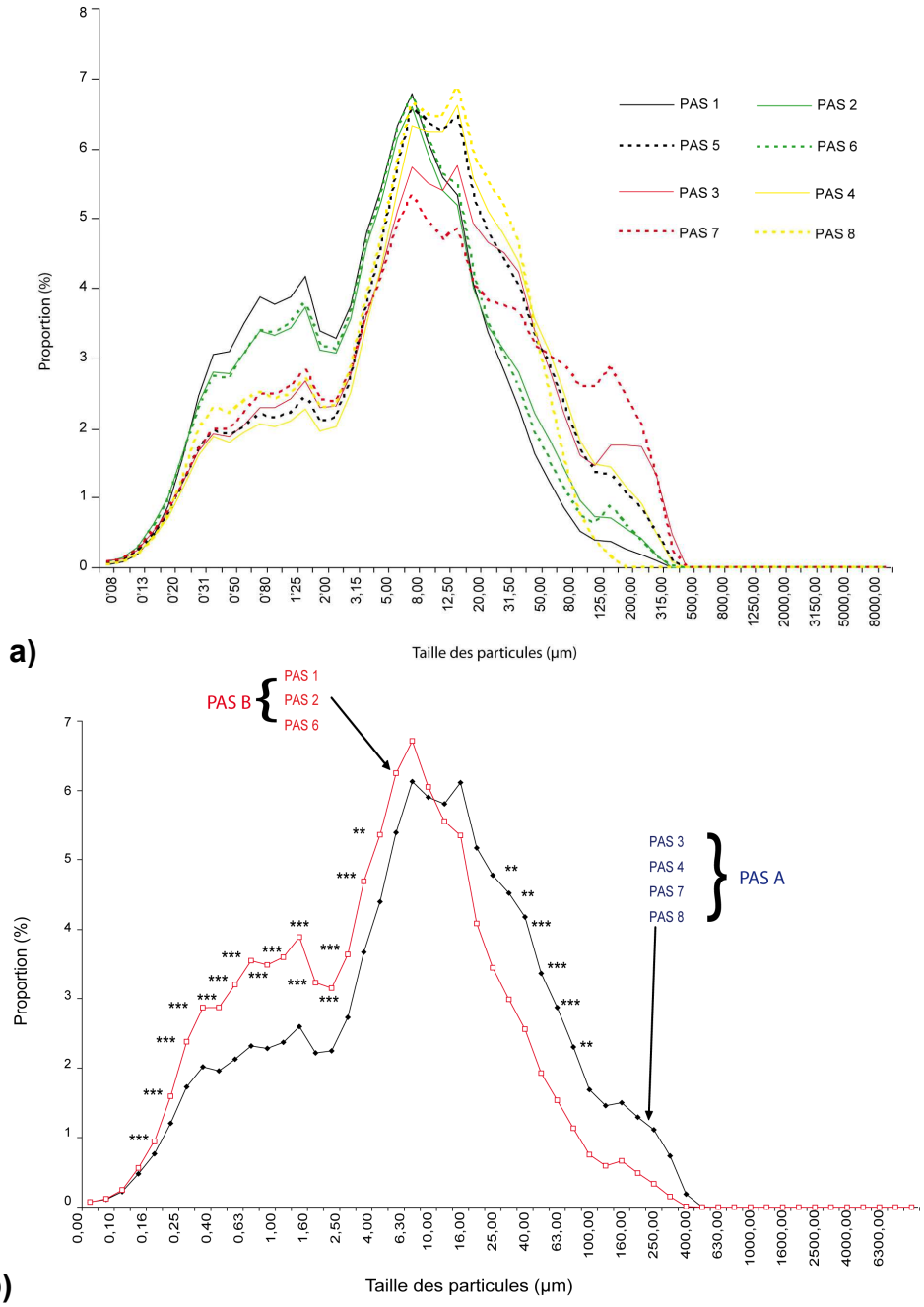


Figure III 3 : Comparaison des courbes granulométriques G des 8 stations de la zone de clapages PAS 1 à 8 en mai 2004. a) 8 courbes de PAS; b) Courbes moyennes des 2 classes déterminées par l'algorithme de classification par les k-moyennes.

La comparaison des courbes $\mathcal{G}$ moyennes de PAS 1 à 8 et de l'ensemble des prélèvements de PA a permis de montrer que, malgré la présence des deux sous-groupes dans la zone de clapages, PA était représentative de l'ensemble de la zone PAS (Figure III 4).

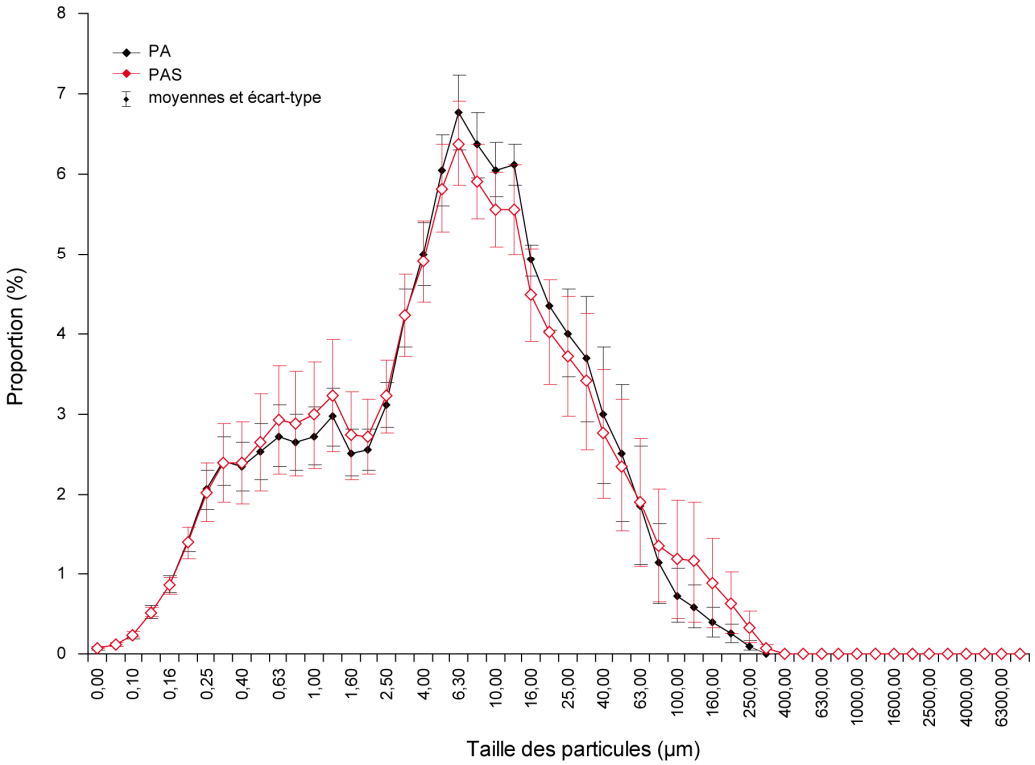


Figure III 4 : Comparaison des courbes $\mathcal{G}$ moyennes ± écart-type des prélèvements de PAS 1 à 8 et de l'ensemble des prélèvements de PA.

Différences entre les sites soumis aux apports sédimentaires (PA et SLT Rhône) et SLT Fos

- **Analyse des courbes granulométriques**

Les distributions des tailles T aux stations PA et SLT Rhône étaient significativement différentes de celles de SLT Fos. PA et SLT Rhône présentaient tout d'abord une valeur médiane du mode (valeur issue directement des résultats du granulomètre laser) significativement plus petite que celle de la station témoin (10,05 µm contre 12,14 µm). À SLT Fos, le mode était situé dans la classe T ∈]10,00 - 12,50 µm] dans 92,8 % des prélèvements. Cette proportion n'atteignait que 75 % à SLT Rhône et seulement 64,3 % à PA.

L'algorithme de classification des k-moyennes a permis de mettre en évidence la présence de deux classes de courbes à chaque station (Figure III 5 a, b et c). Quelle que soit la station, ces classes présentaient des distances euclidiennes interclasses assez faibles de 0,19 à 0,23. Dans chacune des trois stations, les courbes moyennes de ces deux classes présentaient des profils comparables avec un mode principal T ∈]10,00-12,50 µm] et un mode secondaire

T ∈]0,20-1,60 µm]. À SLT Fos (Figure III 5 a), les deux classes ne se distinguaient que par les teneurs en particules de taille T ∈]0,31-0,40 µm] ∪]5,00-6,30 µm] ∪]20-25 à 50-63 µm]. La "classe 1" regroupait tous les prélèvements mars 2004 à février 2005. À PA et à SLT Rhône (Figure III 5 b et c), les différences les plus évidentes entre les deux classes concernaient les teneurs en particules de taille T < 8 µm. C'est à PA, que ces différences étaient les plus marquées. Les classes 1 regroupaient les prélèvements de mars à juin 2004 et février et juillet 2005 à PA (36 % des prélèvements) et décembre 2004 et juillet 2005 à SLT Rhône (25 % des prélèvements).

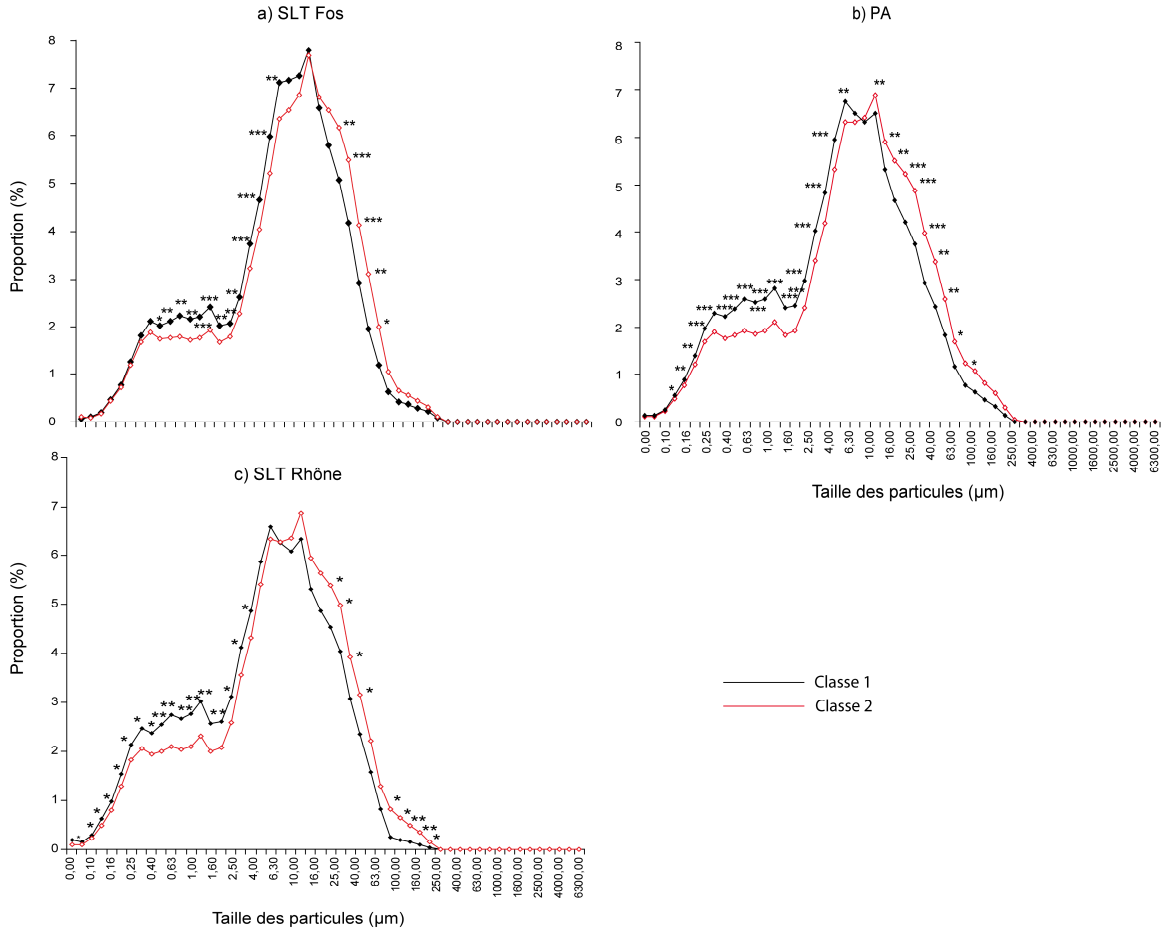


*Figure III 5 : Résultats de l'algorithme de classification des k-moyennes en 2 classes réalisé sur les courbes $\mathcal{G}$ des stations SLT Fos (a), PA (b) et SLT Rhône (c) et de l'analyse de variance consécutive. * significatif; ** hautement significatif; *** très hautement significatif.*

La comparaison des courbes $\mathcal{G}$ moyennes des trois stations SLT Fos, PA et SLT Rhône (Figure III 6), a permis de mettre en évidence que, malgré la variabilité intra-site de la granulométrie, les sédiments de ces trois stations n'étaient pas fondamentalement différents.

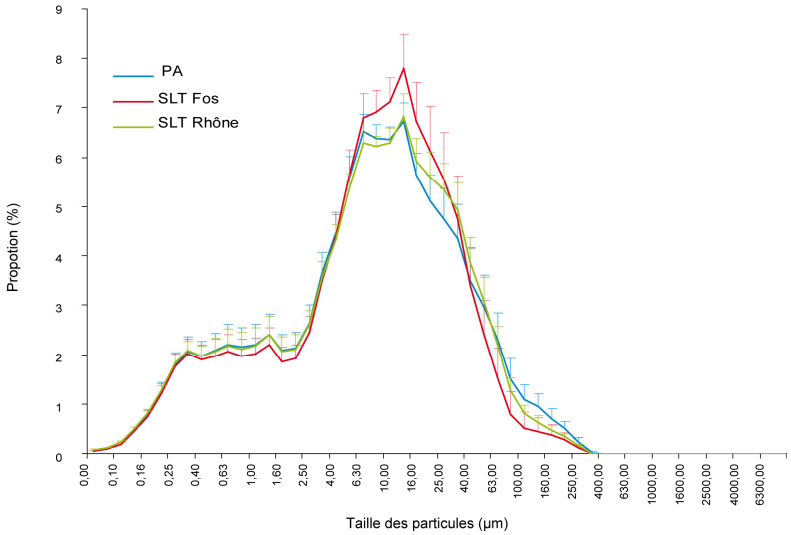


Figure III 6 : Comparaison des courbes $\mathcal{G}$ moyennes ± écart-type de l'ensemble des prélèvements des stations SLT Fos, PA et SLT Rhône.

- **Catégories granulométriques**

Sur l'ensemble des prélèvements, les sédiments de PA et SLT Rhône ont présenté des teneurs comparables en argiles, pélites et sables. Les teneurs en silts y étaient significativement plus faibles qu'à SLT Fos (Tableau III II). Cette faible teneur en silts était accompagnée d'un excès de sables à PA et d'un excès d'argiles à SLT Rhône (Figure III 7).

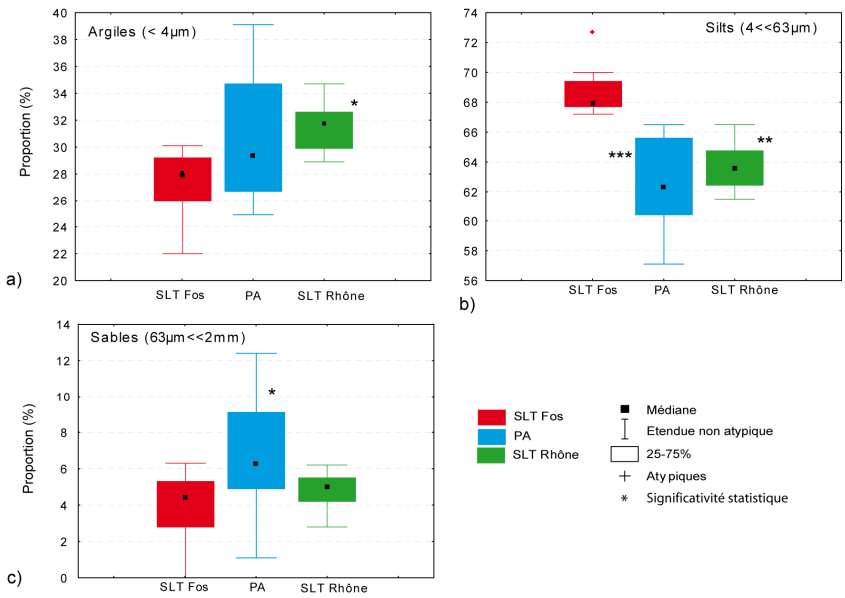


Figure III 7 : Granulométrie de SLT Fos, PA, et SLT Rhône entre mars 2004 et janvier 2006.

À SLT Fos, au cours du temps, la position du mode s'est progressivement déplacée vers la droite (vers des tailles plus grandes) sans toutefois montrer de tendance significative. Elle s'est déplacée de façon irrégulière avec deux pics bien marqués en juin 2004 et en avril

2005 (14 µm et 17 µm respectivement) correspondant avec des teneurs minimales en argiles (Figure III 8). Indépendamment du printemps 2005, les teneurs en argiles et en silts, n'ont pas montré de tendance temporelle significative alors que les proportions de sables ont significativement augmenté de 2,9 à 4,4 % ($Sables = 0{,}34t + 1{,}47$; avec sables (%) et t en mois; $R^2 = 0{,}60$***).

À PA, la position du mode s'est également déplacée vers la droite, passant de 8,27 µm à 10,70 µm ($Mode = 0{,}0051t + 186{,}32$; avec Mode (µm) et t en mois; $R^2 = 0{,}52$***). Cette augmentation s'est expliquée par la diminution de la proportion des argiles de 39,1 % en mars 2004 à 26,7% en janvier 2006. Cette décroissance a été fortement marquée jusqu'à juin 2005 ($Argiles = -0{,}0253t + 1000{,}8$; avec Argiles (%) et t en mois; $R^2 = 0{,}85$***). Au contraire, la proportion de sables a augmenté de 1,1 % à 12,5 % avec une progression linéaire jusqu'à mars 2005 ($Sables = 1{,}24t + 0{,}8$; avec sables (%) et t en mois; $R^2 = 0{,}90$***).

À SLT Rhône, une légère progression vers la droite de la position du mode et une tendance à la diminution de la teneur en argiles ont également été mis en évidence sur l'ensemble de la période étudiée ($Argiles = -0{,}19t + 270{,}16$; avec Argiles (%) et t en mois; $R^2 = 0{,}42$*). Cette diminution, de plus faible amplitude qu'à PA (de 34,7 % à 28,9 %) a été compensée par des variations à la fois des silts et des sables sans qu'aucune tendance significative n'ait pu être mise en évidence pour ces deux catégories.

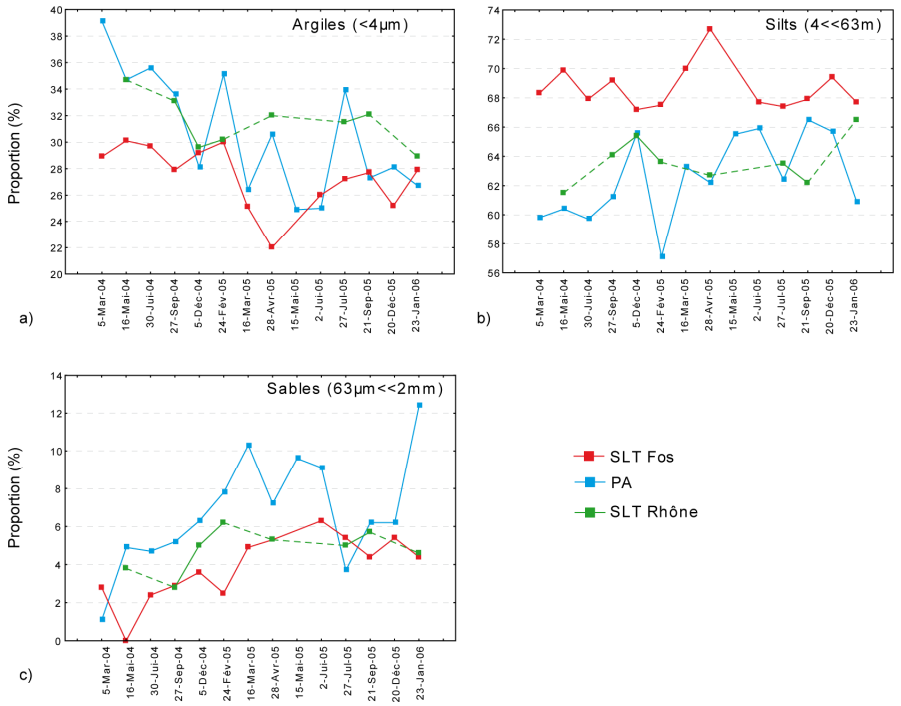


Figure III 8 : Variations temporelles des teneurs en argiles, Silts et sables aux stations SLT Fos, PA et SLT Rhône. Les pointillés figurent lorsqu'il manque des points par rapport aux autres courbes.

Granulométrie après ultra-sons : les agglomérats

À SLT Fos, après le passage des sédiments aux ultra-sons, le déplacement vers la gauche du mode ($\mathscr{A}$), qui reflète la quantité d'agglomérats, avait une valeur médiane de 2,3 µm. C'est à SLT Rhône que ce déplacement a été le plus faible avec une valeur médiane de 1,28 µm. Dans les sédiments clapés de PA, le déplacement était intermédiaire avec une médiane de 1,74 µm. Ces différences traduisent la présence d'une quantité plus faible d'agglomérats dans les sédiments de SLT Rhône et de PA par rapport à SLT Fos. À PA, ce déplacement a décrit une augmentation rapide entre mars 2004 et janvier 2006 (Figure III 9). À SLT Fos et SLT Rhône, le déplacement est resté relativement stable malgré plusieurs pics. Le déplacement du mode était inversement corrélé avec la teneur en argiles (r = -0,73***) et positivement corrélé avec la teneur en silts (r = 0,64***) (Tableau III III).

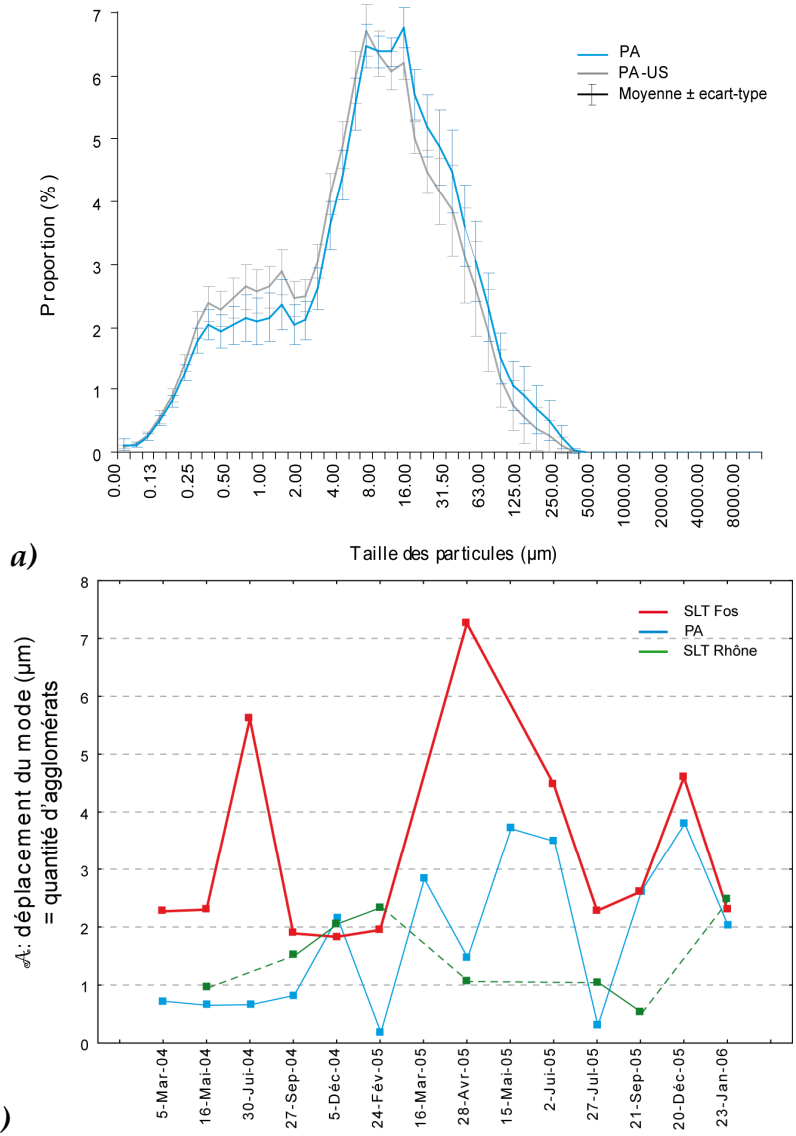


Figure III 9 : a) exemple de courbe granulométrique "ultra-sons" : comparaisons entre la courbe moyenne à PA (PA) et la courbe moyenne après "ultra-sons" (PA-US). b) Variations temporelles du déplacement du mode (µm) après le passage des sédiments aux ultra-sons. Ce paramètre rend compte de la quantité d'agglomérats.

Tableau III III : Matrice de corrélations de la quantité d'agglomérats et les teneurs en argiles, Silts et sables. r : coefficient de corrélation. Nombre de prélèvements = 29. En rouge = statistiquement significatif.

	Porosité	**Argiles < 4µm**	**Silts 4 < < 63 µm**	**Sables 500 µm < < 2 mm**
Argiles (< 4µm)	0,04 ns			
Silts (4 << 63µm)	0,26 ns	-0,73 ***		
Sables (500µm < <2 µm)	-0,41 *	-0,35 ns	-0,39 *	
$\mathcal{D}$(µm)	0,03 ns	-0,65 ***	0,64 ***	$-4{,}10^{-3}$ ns

La comparaison des courbes moyennes de $\mathcal{D}$ de PA, SLT Rhône et SLT Fos (Figure III 10) a permis de préciser à quelles classes de taille de particules étaient dues les différences constatées dans la quantité d'agglomérats. La gamme de taille couverte par les agglomérats était comprise entre 10 µm et 315 µm avec une limite inférieure légèrement plus faible à PA (8 µm). Pour une taille donnée, la quantité d'agglomérats n'était pas la même selon la station (Figure III 10). Les deux stations PA et SLT Rhône présentaient une plus faible quantité d'agglomérats que la station témoin SLT Fos dans les gammes de taille Tag ∈ [20;200 µm] pour PA et Tag ∈ [10; 80 µm] pour SLT Rhône.

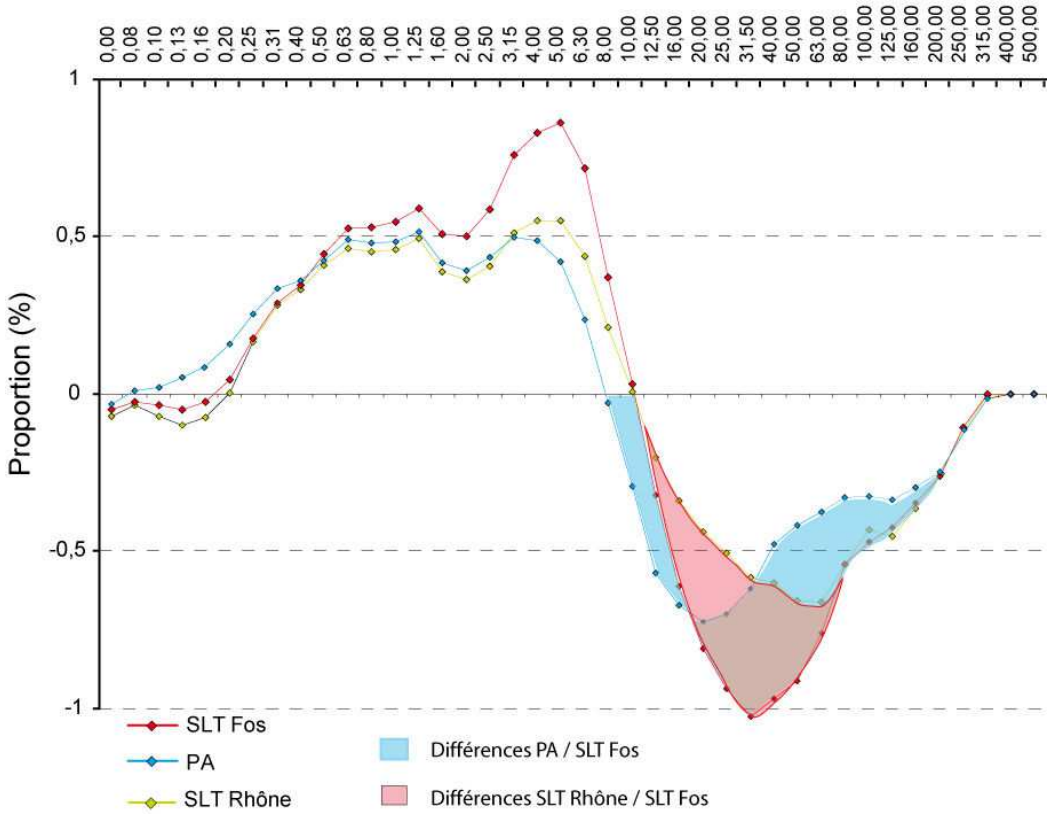


Figure III 10 : Courbes moyennes $\mathcal{D}$ à SLT Fos, PA et SLT Rhône. La zone rouge représente la gamme de taille où la quantité d'agglomérats est plus faible à PA qu'à SLT Fos. La zone bleue représente celle où la quantité d'agglomérats est plus faible à SLT Rhône qu'à SLT Fos.

III.1.3.3. Porosité

Le sédiment à PA présentait une porosité significativement plus faible que celle du sédiment des deux autres stations avec une dispersion plus grande vers les valeurs faibles (Figure III 11 a) (Tableau III IV). De plus, il présentait une stratification plus marquée avec une diminution de la porosité entre le premier et le quatrième centimètre de $2{,}4.10^{-3}$ / cm (n = 31) contre $1{,}1.10^{-3}$ / cm (n = 29) à SLT Rhône et $1{,}3.10^{-3}$ / cm (n = 30) à SLT Fos (Figure III 11 b). Cette différence de stratification s'est maintenue jusqu'à mai 2005 avec une diminution maximale de $4{,}2.10^{-3}$ / cm. À partir de juin 2005, elle est devenue comparable avec celle des deux autres stations avec une diminution maximale de $2{,}1.10^{-3}$ / cm. Cette modification était due essentiellement à l'augmentation de la porosité dans la tranche centimétrique d, dont la porosité médiane était 1,598 ± 0,002 (n = 17) entre mars 2004 à juin 2005 et de 1,603 ± 0,003 (n = 14) entre juillet 2005 à juillet 2006.

Tableau III IV : Comparaison de la porosité des quatre premiers centimètres sous l'interface eau-sédiment entre SLT Fos, PA et SLT Rhône de mars 2004 à juillet 2006. n = nombre de prélèvement. Q1 : 1er quartile, M, médiane, Q3 : 3ème quartile. En rouge = statistiquement significatif ou statistiquement différent.

		SLT Fos	PA	SLT Rhône
n		134	140	120
Q1		1,607	1,602	1,607
M		**1,609**	**1,606**	**1,609**
Q3		1,610	1,607	1,610
Statistiques	**Levene**	F (2;391)=24,74	p : ***	
	Kruskal-Wallis :	H(2;394)=128,56	p : ***	

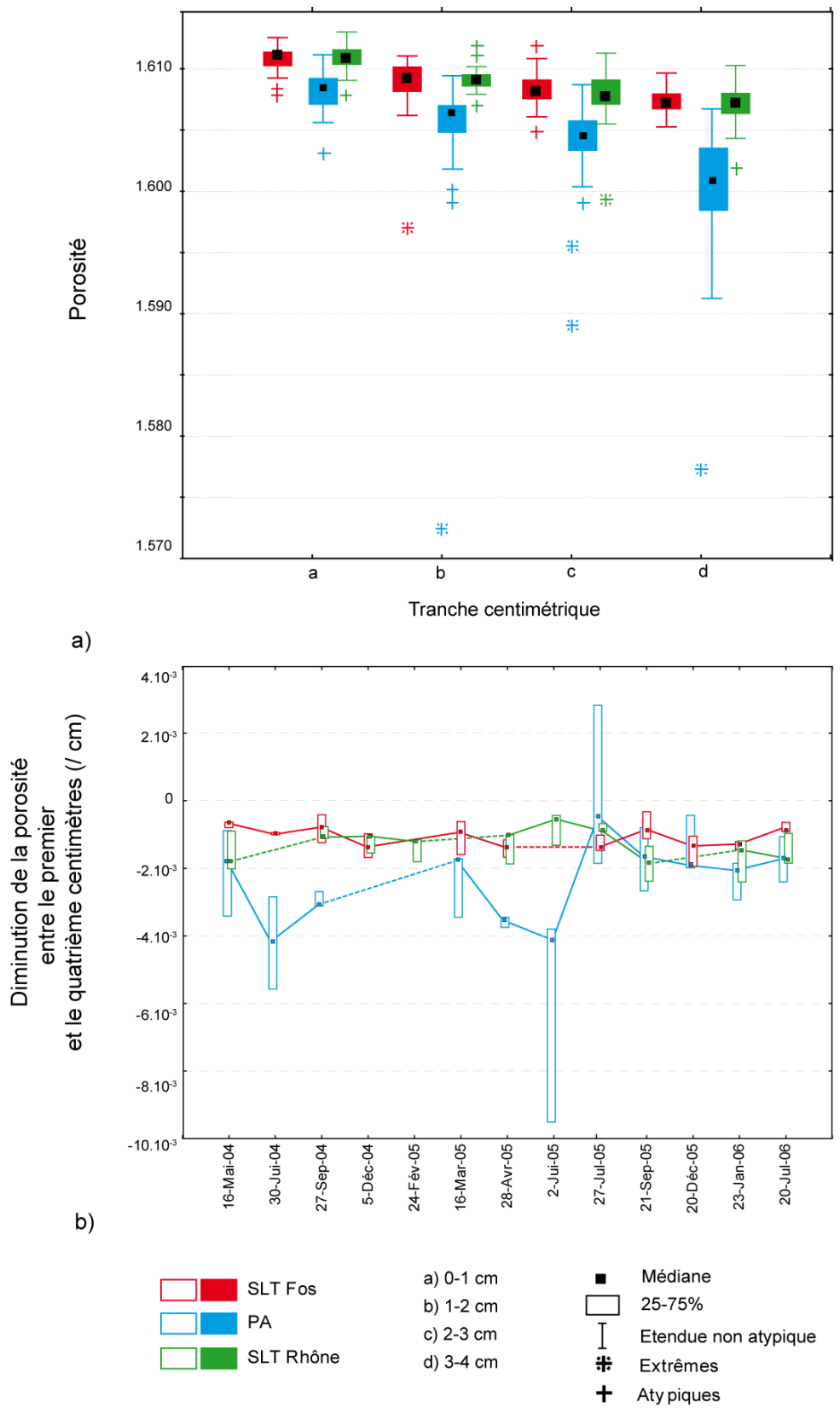


Figure III 11 : Distribution de la porosité totale des sédiments à SLT Fos, PA et SLT Rhône (a) en fonction de la profondeur sous l'interface eau-sédiment et Variation au cours du temps de la pente de diminution de la porosité dans la couche de sédiment (/ cm) (b). Période couverte : mars 2004 à juillet 2006.

III.2. Matière organique

III.2.1. Introduction

Les écosystèmes côtiers sont des systèmes fortement productifs. Ce caractère est accentué à proximité des fleuves parce que la matière organique qu'ils apportent s'ajoute à la matière organique produite par le phytoplancton dans la colonne d'eau. La grande productivité de ces systèmes est due en grande partie à l'abondance du benthos qui assure le transfert de la matière organique terrestre vers les écosystèmes marins (Graf, 1992; Largier, 1993; Darnaude, 2003). Après la granulométrie du sédiment, la quantité et la qualité de la matière organique à laquelle ont accès les animaux constituent les plus importants facteurs structurant les peuplements benthiques (Pearson et Rosenberg, 1978; Marsh et Tenore, 1990; Graf, 1992). Cette matière organique qui atteint le fond a déjà, au cours de sa sédimentation, subi de nombreuses dégradations. Sa composition s'est modifiée progressivement avec la diminution continue des composés les plus labiles. De ce fait, une part importante de cette matière organique sédimentaire ne peut être utilisée par les organismes benthiques en raison de leur équipement digestif (Plante et Jumars, 1992; Plante et Shriver, 1998). Ceci est particulièrement vrai pour la matière organique terrestre qui, composée de débris de feuilles, de fragments de bois, de sédiments, de phytoplancton..., est de nature hétérogène et complexe (Romankevich, 1984; Hedges et Oades, 1997).

La compréhension du fonctionnement des écosystèmes côtiers nécessite alors de connaître l'origine de la matière organique et d'en quantifier la part assimilable par la macrofaune. L'origine de la matière organique a été estimée grâce à l'utilisation des marqueurs de la MOP que sont les isotopes stables du carbone et de l'azote (Haines et Montague, 1979; Riera et Richard, 1996; Kang *et al.*, 1999; Riera *et al.*, 1999; Darnaude *et al.*, 2004a; Carlier *et al.*, 2007). La quantification de la fraction labile de la MOP a été réalisée par l'évaluation des quantités de protéines, glucides et lipides (Fichez, 1991; Grémare *et al.*, 1997; Danovaro *et al.*, 2000a; Fabiano *et al.*, 2001; Dell'Anno *et al.*, 2002; Welker *et al.*, 2002). Le dosage des pigments chlorophylliens est également couramment utilisé parce que les résidus ou les cellules phytoplanctoniques sédimentés constituent une source alimentaire non négligeable pour la faune benthique (Billett *et al.*, 1983; Lochte et Turley, 1988; Thiel *et al.*, 1988-1989; Fichez, 1991; Pfannkuche *et al.*, 1999; Pfannkuche *et al.*, 2000).

Les objectifs de ce chapitre étaient, dans un premier temps, de déterminer l'origine, la quantité et la qualité de la matière organique sédimentaire. Dans un second temps, la qualité

nutritionnelle de la matière organique a été abordée à partir de la quantification de la fraction labile qu'elle contient.

III.2.2. Origine, quantité et qualité de la matière organique : signatures isotopiques, C, N et C/N

Les éléments chimiques que l'on qualifie d'isotopes sont des éléments qui portent le même nombre de protons et d'électrons mais qui diffèrent par leur nombre de neutrons. C'est le cas par exemple de ${}^{12}_{6}C$ et ${}^{13}_{6}C$. Ces éléments possèdent des propriétés physiques et chimiques identiques mais diffèrent par leur masse. Certains isotopes d'un même élément sont radioactifs, comme par exemple le ${}^{14}_{6}C$, d'autres au contraire, sont stables, comme le ${}^{13}_{6}C$. Les éléments sont naturellement présents sous différentes formes isotopiques mais dans des proportions différentes. Dans le cas du Carbone, la forme ${}^{12}_{6}C$ est naturellement présente à 98,9 % contre 1,1 % pour la forme ${}^{13}_{6}C$ (Ghashghaie, comm. pers). Dans le cas de l'Azote, la forme la plus courante est ${}^{14}_{7}N$ (99,63 %) et la forme est ${}^{15}_{7}N$ représente 0,37 %. Les signatures isotopiques en ${}^{13}_{6}C$ (‰) et en ${}^{15}_{7}N$ (‰) d'un composé sont les suivantes :

$$\delta^{13}_{6}C = 1000 \times \frac{\frac{{}^{13}C}{{}^{12}C}(\acute{e})}{\frac{{}^{13}C}{{}^{12}C}(s)}$$

é = prélèvement
s = standard international
= PDB : rostre de bélemnite de la Pee Dee Formation, États Unis

$$\delta^{15}_{7}N = 1000 \times \frac{\frac{{}^{15}N}{{}^{14}N}(\acute{e})}{\frac{{}^{15}N}{{}^{14}N}(s)}$$

é = prélèvement
s = standard international
$=N_2$ atmosphérique

Les réactions, chimiques ou biologiques, utilisent préférentiellement l'une ou l'autre des formes isotopiques et provoquent ce que l'on appelle le "fractionnement isotopique". Ce fractionnement se traduit par une différence de δ entre le composé d'origine et le produit d'une réaction. Il est spécifique d'une réaction et permet de suivre le cheminement des éléments dans un écosystème. Pour le carbone, le fractionnement est faible (1 à 2 ‰) lors des réactions chimiques d'absorption, de digestion et d'assimilation (Peterson et Fry, 1987; Pinnegar et Polunin, 1999). Les signatures isotopiques en carbone dépendent alors essentiellement de la source initiale de carbone : plantes terrestres, dulçaquicoles ou marines, phytoplancton, etc... Pour l'azote, le fractionnement est plus important (3,4 ‰ en moyenne) entre un consommateur et sa nourriture (Vander Zanden et Rasmussen, 2001). Utilisées

depuis longtemps dans de nombreux domaines, les signatures isotopiques sont aujourd'hui couramment utilisées en écologie pour identifier les sources et suivre les flux de matière organique (Peterson, 1999). En milieux côtiers, cet outil à permis d'estimer la contribution relative des différents producteurs primaires, terrestres, dulçaquicoles ou marins. Ces trois types de producteurs ont des signatures isotopiques bien distinctes. Les $\delta^{13}C$ des producteurs terrestres sont généralement compris entre -31 ‰ et -26 ‰ (Camusso *et al.*, 1999; Hsieh *et al.*, 2000). Le phytoplancton marin, lui, a des $\delta^{13}C$ compris entre -32 ‰ et -19 ‰ (Gerdeaux, comm pers).

La calcimétrie, ou teneur en carbonate de calcium ($CaCO_3$) du sédiment, est un paramètre important dans la qualification du carbone dans le sédiment parce que le $CaCO_3$ constitue un piège de C sous forme minérale. Lorsqu'on évalue la quantité de carbone total il faut connaître la part minérale représentée par le $CaCO_3$ et la part organique. Par ailleurs, la teneur en $CaCO_3$ influence les propriétés mécaniques et chimiques du sédiment telles que la cohésion, le pH et la minéralisation des eaux sus-jacentes (Feuillet et Gouleau, 1977; Berner, 1980).

La nature de la matière organique, liée à ses origines et à son état d'évolution, est globalement caractérisée par le rapport d'abondance des composés élémentaires Carbone et Azote exprimé par le rapport $\frac{C}{N}$. La matière organique liée à du phytoplancton vivant a un $\frac{C}{N}$ voisin de 6. Puis à la mort des organismes, le rapport augmente au fur et à mesure de la dégradation de la matière organique à cause de la consommation des composés azotés. Ce rapport atteint 10 à 12 lorsque la matière organique est dégradée (Saliot, 1994). L'évaluation des teneurs en carbone organique et en azote est donc un bon moyen d'appréhender l'état de la matière organique dans sa globalité. Cependant, lorsque celle-ci n'est plus uniquement d'origine marine, comme c'est le cas au large du Rhône, ce rapport est très fortement affecté par la matière organique terrigène car les végétaux terrestres vivants ont des rapports $\frac{C}{N}$ variant de 10 à 15 (Saliot, 1994).

III.2.2.1. Méthodologie

Décalcification et calcimétrie

La décalcification des sédiments est nécessaire aux mesures de signatures isotopiques du carbone, mais aussi au dosage du carbone organique. Cette décalcification a été effectuée par acidification à l'acide chlorhydrique (HCl 1 %). Le protocole détaillé est présenté dans l'annexe. La mesure de la calcimétrie a été effectuée sur le sédiment prélevé par carottage. Elle a été mesurée sur les deux centimètres superficiels de la couche sédimentaire par double pesée avant et après acidification. Seules les stations SLT Fos, PA et SLT Rhône étaient concernées par ces dosages. La calcimétrie a été exprimée en % de poids sec de sédiment.

Signatures isotopique, teneurs en C, N et C/N

Les signatures isotopiques en ^{13}C ($\delta^{13}C$) et en ^{15}N ($\delta^{15}N$) ont été mesurées au spectromètre de masse en phase gazeuse par le laboratoire "Scottish Crop Research Institute" au Royaume-Uni. Ces mesures s'accompagnent des mesures des teneurs en Azote (N), en Carbone total (CT) et Organique (CO). Elles ont été effectuées sur du sédiment décalcifié d'une part et non décalcifié d'autre part. Seuls les prélèvements de SLT Fos, PA et SLT Rhône jusqu'à décembre 2005 ont été concernés par ces dosages qui ont été effectués sur les deux centimètres superficiels du sédiment. Une première série de mesures a été réalisée sur des prélèvements de 20 ± 0,01 mg conditionnés dans des capsules en étain calibrées. Un excès de carbone dans certains prélèvements a provoqué un dégazage de CO_2 trop important qui a rendu impossible la mesure fiable des $\delta^{15}N$. La série suivante a été réalisée sur des prélèvements de 10 ± 0,01 mg mais, cette fois, des quantités d'azote trop faibles ont empêché la réalisation de certaines mesures de $\delta^{15}N$.

La quantité de CO (% sed sec) et le rapport $\frac{C}{N}$ ont été établis de la façon suivante à partir des résultats fournis par le Scottish Crop Research Institute :

$$CO = \left(\frac{CO_{sd} \times (100 - CaCO_3)}{100} \right) \text{ et } \frac{C}{N} = \frac{CO \times M_C}{N \times M_N}$$

Avec CO_{sd} = % en masse du Carbone Organique dans le sédiment décalcifié
CO = % de Carbone Organique dans le sédiment sec
$CaCO_3$ = % en masse du $CaCO_3$ dans le sediment sec
N = % en masse de l'Azote dans le sédiment sec
M_C et M_N = masses molaires (g) du Carbone (M_C) et de l'Azote (M_N)

Analyses des données

Dans l'ensemble de cette partie, sauf cas particuliers, les données chiffrées sont présentées sous la forme : médiane ± espace interquartile. L'espace interquartile est égal à la différence entre le troisième et le premier quartile. Pour les représentations graphiques les boites de Tuckey ont été utilisées. Ce choix a été fait pour s'affranchir de la sensibilité de la moyenne aux valeurs extrêmes. Un prélèvement désigne un réplicat (ou prélèvement) qui comprend deux tranches centimétriques. De la même façon, une campagne désigne un ensemble de trois réplicats ou trois prélèvements. Les tests statistiques utilisés étaient identiques à ceux appliqués dans l'analyse des données granulométriques (cf. III.1.2.4.). Les variations temporelles de $\delta^{13}C$, de [CO] et de [N] ont été comparées entre les stations. Les variations de $\delta^{15}N$ n'ont pas pu être réalisées de façon fiable du fait du peu de données obtenues. Afin de mettre en évidence les positions relatives des stations, un couple ($\delta^{15}N$ - $\delta^{13}C$) d'une part et un couple ([CO]-[N]) d'autre part ont été attribués, lorsque cela a été possible, à chaque prélèvement afin de pouvoir les représenter graphiquement. $\delta^{15}N = f(\delta^{13}C)$ et $[CO] = f([N])$.

Une ACP normée a été réalisée sur l'ensemble des prélèvements des deux premiers centimètres de la couche sédimentaire (55 observations) à partir des 5 variables [N], [CT], [CO]; [$CaCO_3$] et $\frac{C}{N}$. Cette analyse avait pour objectif de mettre en évidence, d'une part, les relations entre les variables et, d'autre part, les groupes d'observations ayant des caractéristiques voisines.

III.2.2.2. Résultats

Signatures isotopiques

L'ensemble des prélèvements de SLT Rhône se sont caractérisées par les valeurs les plus faibles de $\delta^{13}C$ alors que les valeurs à PA et à SLT Fos étaient comparables (Tableau III V et Figure III 12 a). Les valeurs de $\delta^{15}N$ n'ont pas permis de discriminer les stations.

Le $\delta^{13}C$ a peu varié à SLT Fos au cours du temps et est resté compris entre -25 ‰ et -26,10 ‰ sauf en mai 2004 où un pic à -22,01 ‰ a été enregistré (Figure III 12 b). À PA, il est resté comparable à celui de SLT Fos mais le pic printanier de 2004 y a été plus fortement marqué avec une valeur de -14,47 ‰. D'autres pics y ont été observés, en décembre 2004 et en mars 2005 avec des $\delta^{13}C > -20$ ‰. Ces fortes valeurs de $\delta^{13}C$ ont entrainé une forte

variabilité à PA. À SLT Rhône, le $\delta^{13}C$ est toujours resté inférieur à -25 ‰ avec une faible variabilité sauf en septembre 2005 où il a atteint un maximum de -22 ‰.

Le $\delta^{15}N$ est resté très comparable entre les trois stations avec variabilité importante dans les 3 sites (Tableau III V). Les plus fortes valeurs ont été enregistrées au printemps 2004 à PA et SLT Fos puis en juin 2005 à SLT Rhône.

Tableau III V : Signatures isotopiques en ^{13}C ($\delta^{13}C$) en ^{15}N ($\delta^{15}N$) entre mars 2004 et décembre 2005. n = nombre de prélèvements. M = Médiane; Q1 = 1er quartile; Q3 = 3ème quartile. En rouge = statistiquement significatif ou statistiquement différent.

Variables		SLT Fos	PA	SLT Rhône	Statistiques Levene	Statistiques H ou F	Statistiques p
$\delta^{13}C$ (‰)	n	44	53	35	F (2; 133) = 20,25 ***	H(2; N = 136) = 38,96	***
	Q1	-25,83	-25.90	-26,55			
	M	**-25,52**	**-25.62**	**-26,29**			
	Q3	-25,16	-24,39	-25,93			
$\delta^{15}N$ (‰)	n	32	22	25	F (2; 76) = 4,99 **	H(2; N = 79) = 2,03	ns
	Q1	0,96	0,11	1,15			
	M	**1,45**	**1,13**	**1,70**			
	Q3	2,16	2,71	2,33			

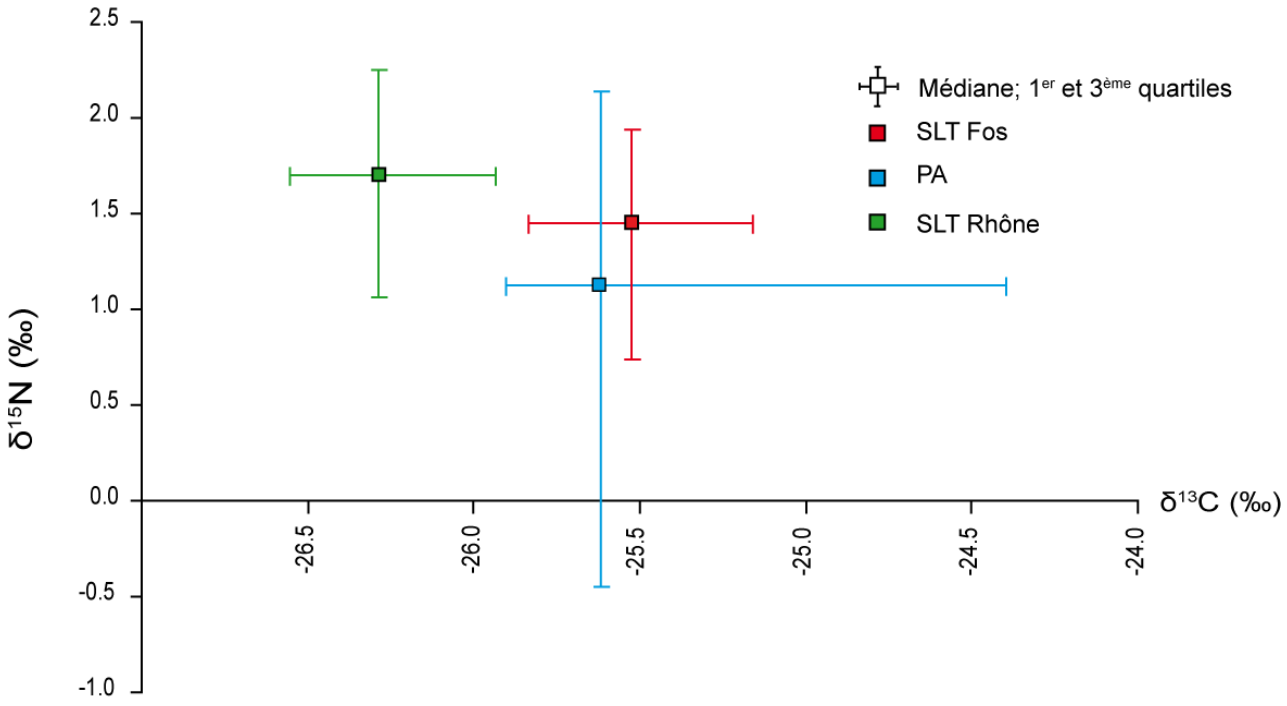


Figure III 12 :(a) Graphe des valeurs médianes et 1er et 3ème quartiles sur les deux premiers centimètres du sédiment des $\delta^{13}C$ et $\delta^{15}N$ à SLT Fos, PA et SLT Rhône

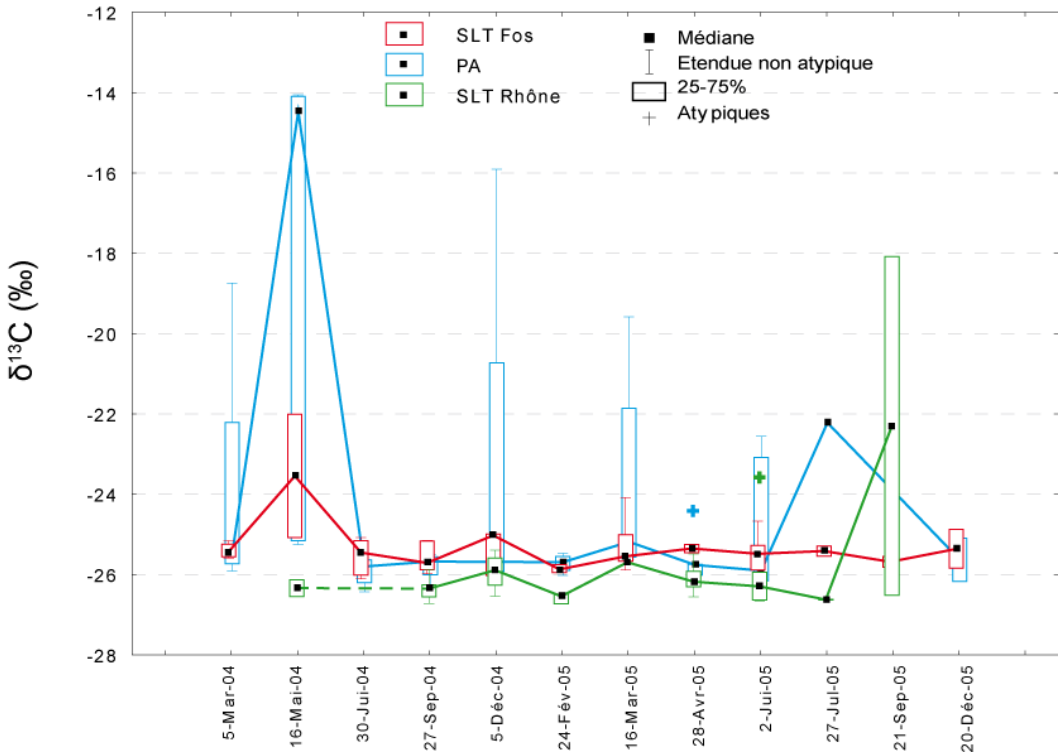


Figure III 12 b) Variation temporelle de $\delta^{13}C$(‰) à SLT Fos, PA et SLT Rhône.

Teneurs en Carbone Total, $CaCO_3$, Carbone Organique, Azote et rapport C/N

Les teneurs en carbone total (CT) à SLT Fos avaient une valeur médiane de 5,2 ± 0,21% (Tableau III VI) et ont décrit, au cours du temps une variation "en cloche", dont le sommet a été atteint pendant l'hiver 2005 (Figure III 13 a). À SLT Rhône, malgré une variabilité plus élevée, les teneurs en CT sont restées comparables, en valeur absolue et en termes de variations, avec celles de SLT Fos. Ceci n'était pas le cas à PA où malgré une augmentation selon une tendance logarithmique ($[CT] = 48{,}93 \times \ln(t) - 511{,}97$; avec CT: Carbone total en % et t en mois; $R^2 = 0{,}49$ ns), les teneurs en CT sont restées significativement plus faibles qu'aux deux autres stations (médiane de 4,56 ± 1,11%). Les teneurs en $CaCO_3$ n'ont pas été significativement différentes entre les stations et ont oscillé entre 40 et 60 % avec plusieurs pics, irréguliers et non concomitants entre les stations (Figure III 13 b).

Les différences principales ont été enregistrées pour les teneurs en Carbone Organique (CO) et en Azote (N) (Tableau III VI, Figure III 13 c et Figure III 14). Les trois stations ont présenté des distributions des teneurs en CO significativement différentes mais des proportions CO/CT comparables. C'est à PA que l'on a relevé les teneurs en CO les plus faibles (médiane 0,63 ± 0,10%) et à SLT Rhône les plus élevées (médiane à 0,94 ± 0,06 %) (Tableau III VI). Les variations de ce paramètre n'ont pas été comparables entre les sites. Les

teneurs ont eu tendance à augmenter à PA et SLT Rhône alors, qu'à SLT Fos, elles ont varié autour d'une médiane de 0,83 ± 0,23 % sans montrer de tendance significative. Plusieurs maxima ont été enregistrés, aux printemps et à l'été à PA, printemps-été et automne à SLT Fos et SLT Rhône. Pour les teneurs en azote, les stations étaient relativement dans la même situation. PA avait les teneurs les plus faibles et SLT Fos et SLT Rhône étaient comparables. Les variations temporelles de ce paramètre ont été difficilement appréciables du fait du peu de données obtenues. La représentation graphique des couples [CO]-[N] (Figure III 14) a permis de nettement différencier les trois stations.

Tableau III VI : Distribution en Carbone, Total et Organique, en $CaCO_3$, en Azote et rapport C/N aux stations SLT Fos, PA et SLT Rhône. En rouge = statistiquement significatif ou statistiquement différent.

Variables		**SLT Fos**	**PA**	**SLT Rhône**	**Statistiques**		
					Levene	**H ou F**	**p**
CT (% sed sec)	n	30	18	25	F (2;70) = 3,89 *	H(2;N = 73) =31,68	***
	Q1	5,11	4,26	5,21			
	M	**5,23**	**4,56**	**5,37**			
	Q3	5,32	5,37	5,48			
CaCO3 (% sed sec)	n	43	50	36	F (2;126) = 4,17 *	H(2,N = 129) = 0,32	ns
	Q1	43,44	42,65	43,70			
	M	**51,49**	**55,85**	**49,57**			
	Q3	59,19	59,74	58,55			
CO (% sed sec)	n	44	45	24	F (2;119) = 1,63 ns	F (2;119) = 128,33	***
	Q1	0,74	0,57	0,91			
	M	**0,83**	**0,63**	**0,94**			
	Q3	0,97	0,67	0,97			
$\frac{CO}{CT}$	n	0,27	27	18	F (2;69) = 0,98 ns	F (2;69) = 2,05	ns
	Q1	0,31	0,25	0,29			
	M	**0,32**	**0,27**	**0,32**			
	Q3	0,38	0,38	0,40			
N (% sed sec)	n	30	18	25	F (2;101) = 0,10 ns	F (2;70) = 60,91	<0,001
	Q1	0,090	0,060	0,097			
	M	**0,095**	**0,067**	**0,101**			
	Q3	0,100	0,080	0,108			
$\frac{C}{N}$	n	20	15	20	F (2;52) = 0,41 ns	F (2;52) = 1,95	ns
	Q1	6,97	6,51	7,22			
	M	**7,51**	**7,04**	**7,83**			
	Q3	7,90	8,10	8,54			

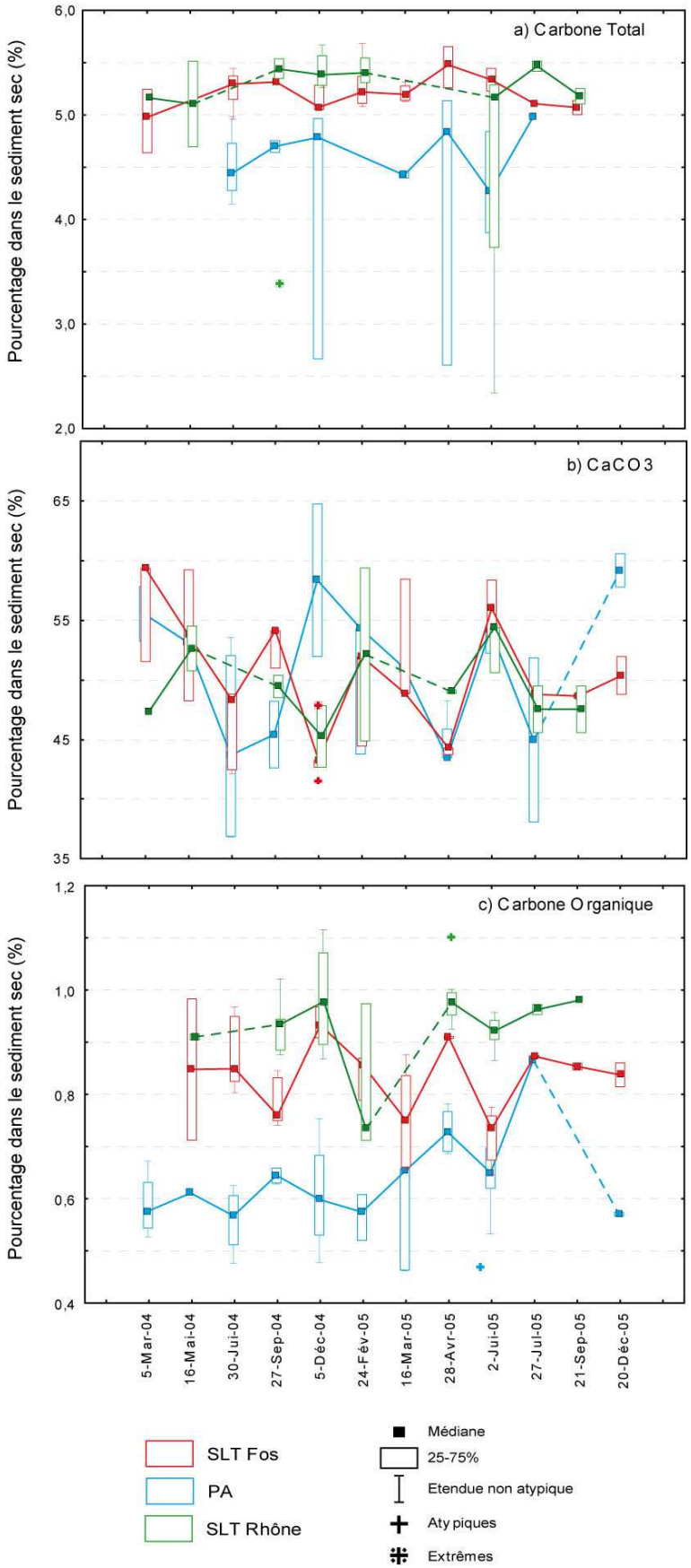


Figure III 13 : Variations temporelles des teneurs(%) en (a) Carbone Total (CT), (b) Carbonate de Calcium ($CaCO_3$) et en (c) Carbone Organique (CO) aux stations SLT Fos, PA et SLT Rhône entre mars 2004 et décembre 2005. Valeurs médianes et 1er et 3ème quartiles sur les deux premiers centimètres du sédiment.

Malgré des différences quantitatives en Carbone Organique et en Azote, les rapports $\frac{C}{N}$ des trois stations n'étaient pas significativement différents avec des valeurs médianes comprises entre 7,5 et 9,96.

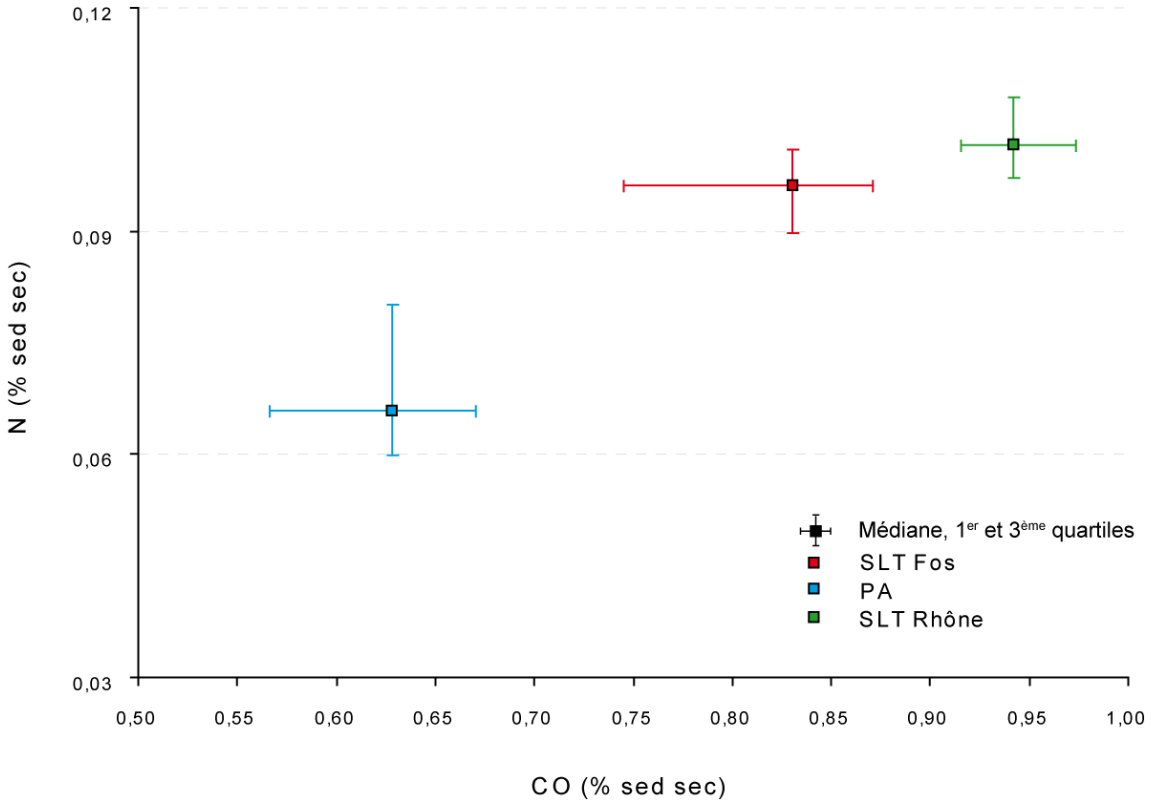


Figure III 14 : Couples [CO]-[N] aux stations SLT Fos, PA et SLT Rhône. Valeurs médianes et 1er et 3ème quartiles sur les deux premiers centimètres du sédiment.

Analyse multivariée

Il ressort de l'ACP réalisée (Figure III 15) que les deux variables les plus représentatives étaient [CO] et [N]. Ces deux variables, très fortement corrélées entre elles ($r = 0{,}75$ ***), étaient également corrélées avec [CT] et $\frac{C}{N}$. [$CaCO_3$] située en opposition de toutes les autres variables sur l'axe 1, était corrélée négativement avec celles-ci. La composante principale (45,02 % de la variabilité totale) reflète, en fait, l'opposition "Carbone organique – Carbone minéral". Sur l'axe 2 (34,67 % de la variabilité), $\frac{C}{N}$ était opposé à [$CaCO_3$] traduisant également l'opposition "organique-minéral".

Dans ce contexte, les prélèvements de PA et SLT Rhône se sont individualisés et opposés le long de l'axe 1 en fonction de la quantité de matière organique que contenait leur sédiment : PA était plutôt caractérisée par un sédiment relativement pauvre en matière

organique et SLT Rhône, au contraire, par un sédiment relativement riche. Les prélèvements SLT Fos, mal représentés dans le plan, n'ont que très peu contribué à la variabilité du système. Sur l'axe 2, l'ensemble des prélèvements était relativement homogène traduisant le fait que $[CaCO_3]$ et $\frac{C}{N}$ n'ont que très peu discriminé les stations.

Les résultats de cette ACP confirment les analyses menées précédemment sur les variables prises séparément et permettent d'avoir une vision plus globale du système.

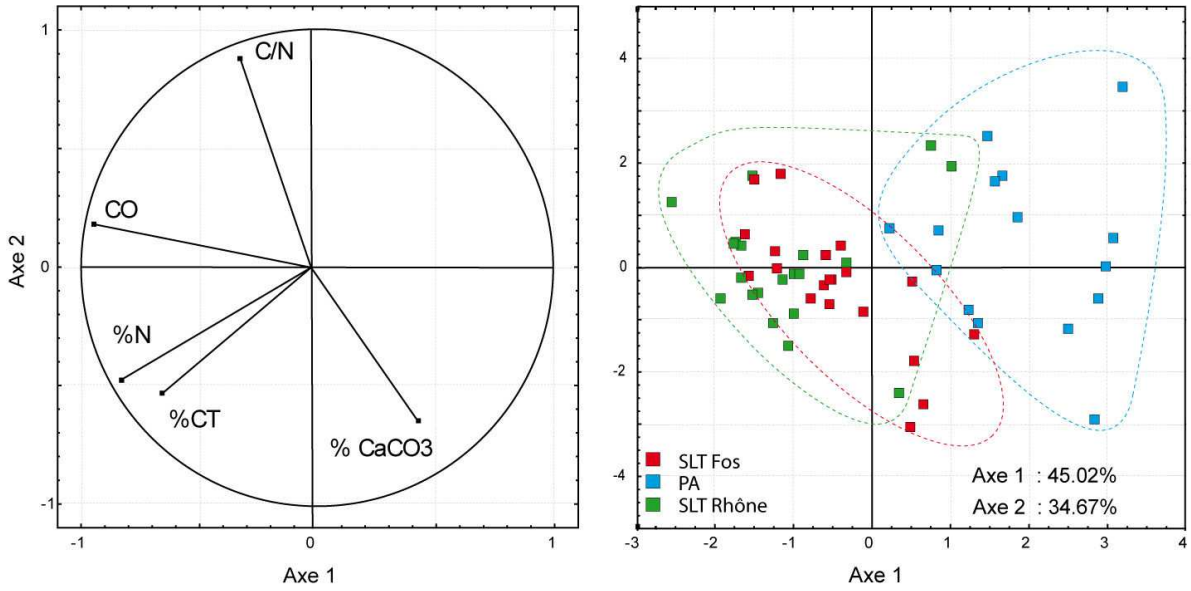


Figure III 15 : Résultats de l'ACP normée basée sur un total de 5 variables ([CO], [N], [CT], $\frac{C}{N}$ et $[CaCO_3]$) et 55 observations.

III.2.3. La fraction labile et les pigments chlorophylliens

III.2.3.1. Introduction

La fraction labile de la Matière Organique Particulaire est estimée par la somme des glucides, protéines et lipides, les trois grandes classes de composés organiques (Fichez, 1991; Fabiano *et al.*, 1993; Saliot, 1994; Misic et Fabiano, 1996; Grémare *et al.*, 1997; Dell'Anno *et al.*, 2002). À ces composés s'ajoutent les pigments chlorophylliens qui représentent les végétaux et le phytoplancton chlorophylliens, sources de nourriture potentiellement importantes pour le benthos (Plante-Cuny, 1974; Riaux-Gobin *et al.*, 2004).

Les glucides représentent la majeure partie du carbone assimilé photosynthétiquement dans la biosphère et constituent la source d'énergie majoritaire des êtres vivants (Saliot, 1994). Ce sont des molécules de structure, de réserve ou des polymères extracellulaires présentes chez tous les êtres vivants. Elles représentent la fraction principale de la matière organique

végétale. Elles constituent 75 % de la matière sèche des plantes terrestres et 15 à 40 % de la matière sèche de la flore marine. Dans le cas particulier des organismes phytobenthiques cette proportion atteint jusqu'à 80 % (Romankevich, 1984; Saliot, 1994). Chez les animaux, elle est nettement moins élevée du fait de l'absence de parois cellulaires cellulosiques (Tableau III VII). Toutefois, il existe une variabilité dans les compositions relatives des différents composés en fonction des périodes de croissance des organismes. Les teneurs en glucides totaux dans le sédiment peuvent être utilisées comme marqueurs des apports du Rhône, à cause de la forte teneur en composés cellulosiques dans l'eau douce (Alliot *et al.*, 2003).

Tableau III VII : Composition biochimique des organismes marins, d'après Romankevich (1984). Contenu en % en masse.

	Matière humide		**Matière sèche**				**Matière organique**		
	Eau	**Matière organique**	**Cendres**	**Protéines**	**Lipides**	**Glucides**	**Protéines**	**Lipides**	**Glucides**
Phytoplancton	80	11	45	30	5	20	55	9	36
Phytobenthos	80	15	25	15	0.5	60	20	0.7	80
Zooplancton	80	18	10	60	15	15	67	17	16
Zoobenthos	63	14	62	27	3	8	71	8	21

Les protéines sont les macromolécules les plus abondantes dans les cellules vivantes. Elles peuvent constituer plus de 50 % de la matière sèche, 60 % pour le zoobenthos et jusqu'à 70 % pour le necton (Romankevich, 1984; Saliot, 1994). À l'état particulaire, les protéines d'un poids moléculaire de plus de 10 kD, représentent de 15 à 50 % du carbone organique. Ce sont des molécules de structure ou de fonction présentes dans de nombreux tissus. On retrouve dans l'eau de mer, à l'état dissous ou particulaire, des acides-aminés et des peptides issus du métabolisme des êtres vivants et de la décomposition de la matière organique morte. Leur concentration varie de quelques µg L à plusieurs centaines de µg / L, en fonction des zones d'accumulation du plancton qui, animal ou végétal, excrète de 30 à 70 % de polymères protéiques (Saliot, 1994). Leur concentration dans les sédiments est en général 150 à 200 fois inférieure à celle du plancton mais, rapidement assimilées, les protéines constituent pour le benthos une source importante d'énergie.

Les lipides occupent de très nombreuses fonctions dans les organismes vivants : ils constituent la forme principale de stockage de l'énergie (cholestérol, triglycérides, cires) et sont les constituants principaux des membranes cellulaires (phospholipides), des hormones (stéroïdes) et des pigments (Saliot, 1994). Leur production est considérable (Romankevich, 1984) et leur quantité dans les organismes vivants est très variable, selon les groupes

taxonomiques et les stades physiologiques.

La production primaire océanique est le fait, d'une part, du phytoplancton et, d'autre part, du microphytobenthos. La part phytoplanctonique de cette production qui atteint le sédiment est réduite du fait du broutage par le zooplancton et/ou de la dégradation bactérienne (Saliot, 1994). La quantité de matériel végétal dans le sédiment est estimée indirectement par la mesure des quantités de pigments. On peut alors être renseigné sur les capacités de production primaire du sédiment ou sur la quantité de matériel végétal qui a sédimenté depuis la colonne sus-jacente. Les pigments chlorophylliens, sont les pigments les plus représentés dans le règne végétal. Ce sont les pigments verts des organismes photosynthétiques. On distingue les chlorophylles *a*, *b*, *c* et *d*. Cette étude est concentrée sur la chlorophylle *a* qui est présente dans les cellules de tous les organismes photosynthétiques, et sur ses dérivés, les phéopigments. La chlorophylle *a* (Chl*a*) reflète la quantité de matière végétale vivante. Les phéopigments (Phéo) reflètent la quantité de matière végétale dégradée.

III.2.3.2. Méthodologie

Techniques de dosages

Les glucides (Glu) ont été extraits par la méthode de Dubois (1956) et dosés au spectrophotomètre. Les glucides n'étant pas naturellement colorés, cette méthode d'extraction aboutit à la création de composés colorés dosables par une méthode colorimétrique. Elle permet de distinguer deux groupes de molécules : les glucides solubles (Glu_S) et les glucides insolubles (Glu_I). Les glucides solubles sont des molécules de faible poids moléculaire, les oligosaccharides. Les glucides insolubles sont des molécules de très haut poids moléculaire, les polysaccharides et une partie des molécules réfractaires à la dégradation (les acides humiques et fulviques). Une fois extraits (cf. p198), les glucides, solubles et insolubles, sont soumis à l'action d'un acide minéral concentré (H_2SO_4). Cette réaction aboutit à la formation de composés (furfural et ses dérivés) qui, en présence de phénol, forment des complexes colorés (Réaction de Molisch-Udransky). L'intensité de la couleur dépend de la quantité de glucides présents. Elle est mesurée à l'aide d'un spectrophotomètre à partir d'une gamme étalon réalisée parallèlement avec des concentrations connues de glucose. Les résultats sont exprimés en µg d'équivalent (éq.) glucose / g sed. sec qui, dans la suite de ce manuscrit, sera simplifié en µg / g sed. sec. Le dosage des glucides solubles et insolubles a été réalisé dans le sédiment dans chacun des quatre centimètres superficiels de chaque réplicat. La fraîcheur de

la matière organique a été estimée à l'aide du rapport $\frac{I}{S} = \frac{Insolubles}{Solubles}$. Ce rapport augmente, lorsque la matière organique se dégrade.

Les protéines (Pr) ont été dosées dans le sédiment par la méthode colorimétrique de Lowry (1951). Cette méthode utilise la liaison spécifique des molécules protéiques, la liaison peptidique. Dans une première étape, cette liaison est repérée par un ion Cu^{2+} (réaction du Biuret) qui se complexe avec les atomes d'azote engagés dans la liaison. Ce complexe étant instable, une réaction d'oxydoréduction se produit en milieu alcalin : le cuivre Cu^{2+} est réduit en Cu^{+} et les résidus acides aminés sont oxydés. Dans la deuxième étape, une seconde réaction d'oxydoréduction a lieu sous l'effet du réactif de Folin-Ciocalteu (de couleur jaune). Le cuivre monovalent est oxydé et le réactif de Folin-Ciocalteu, réduit, devient bleu (cf. p 199). L'intensité de la couleur bleue varie en fonction de la quantité de protéines et de quelques acides aminés libres spécifiques (Tryptophane, Tyrosine et Cystéine). L'intensité de la couleur a été mesurée au spectrophotomètre. Une gamme étalon a été établie parallèlement avec une albumine bovine de concentration connue. Les résultats sont exprimés en mg d'éq. albumine / g sed. sec. qui, dans la suite de ce manuscrit, sera simplifié en µg / g sed. sec. Ce dosage a été réalisé, de la même façon que pour les glucides, dans chacun des quatre centimètre superficiel de chaque réplicat.

L'extraction des lipides totaux (Lip) a été réalisée par la méthode de Bligh et Dyer (1959). Cette méthode est basée sur la solubilité des lipides dans les solvants organiques non polaires. Les lipides des réserves énergétiques (cholestérol, glycérol, triglycérides) sont directement extraits dans un solvant non polaire (chloroforme). Les lipides de structure (phospholipides), souvent associés aux protéines, sont extraits grâce à l'addition d'un alcool (méthanol) (cf. protocole détaillé p 200). Les pigments, bien que lipidiques, ne sont pas extraits par cette méthode. Après extraction, le dosage a été effectué par la méthode de Marsh et Weinstein (1966) qui consiste en une oxydation des lipides par un acide minéral (H_2SO_4). Il en résulte des composés colorés, dosables au spectrophotomètre. Une gamme étalon a été réalisée parallèlement avec des concentrations connues d'acide tripalmitique. Les résultats ont été exprimés en µg d'éq. acide tripalmitique / g sed. sec. qui, dans la suite de ce manuscrit, sera simplifié en µg / g sed. sec. Le dosage des lipides a été également réalisé dans chacun des quatre centimètres superficiels de chaque réplicat.

La méthode spectrophotométrique décrite par Plante-Cuny (1974) a été utilisée pour le dosage des pigments du groupe de la chlorophylle *a*, la chlorophylle elle-même et ses produits

de dégradation, les phéopigments. Cette méthode est basée sur la couleur de la chlorophylle et de ses dérivés qui, possédant plusieurs cycles benzéniques, sont des molécules naturellement colorées. Elles ont été extraites dans l'acétone à 90 % et l'intensité de la couleur a été mesurée grâce à un spectrophotomètre (cf. p 197). Les résultats ont été exprimés en µg / g sed. sec. Le dosage de la chlorophylle *a* (Chl *a*) et des phéopigments (Phéo) a été réalisé dans chacun des quatre centimètres superficiels de chaque réplicat.

Traitement des données

Avant d'étudier les variations spatio-temporelles des différents paramètres, l'homogénéité dans la colonne sédimentaire a été vérifiée. La stratification a été abordée en comparant les tranches centimétriques entre elles pour chacun des paramètres en utilisant une démarche statistique identique à celle déjà appliquée pour les paramètres granulométriques (III.1.2.4. p 39).

Afin d'estimer la quantité de Carbone associé à chacun des constituants les coefficients de conversion suivants ont été utilisés :

- 0,49 µg de C / µg de Pr
- 0,40 µg de C / µg de Glu
- 0,75 µg de C / µg de Lip

} (Pinto *et al.*, 2009)

La somme du carbone associé aux Protéines, Glucides et Lipides a été considérée comme la quantité de Carbone Organique BioPolymérique (BPC) (Dell'Anno *et al.*, 2002) :

$$BPC = C_{\mathrm{Pr}} + C_{Glu} + C_{Lip}$$

Avec : BPC = Carbone Organique BioPolymérique (µg / g sed sec)
C_{Pr} = Carbone associé aux protéines (µg / g sed sec)
C_{Glu} = Carbone associé aux glucides totaux (µg / g sed sec)
C_{Lip} = Carbone associé aux lipides (µg / g sed sec)

Ce paramètre est plus adapté que la quantité de matière organique totale pour évaluer la quantité et la qualité de la matière organique dans le sédiment et pour en suivre les variations. La proportion dans le BPC des différents constituants pris séparément a ensuite été évaluée.

Le rapport $\frac{\text{Protéines}}{\text{Glucides totaux}}$ ($\frac{\text{Pr}}{\text{Glu}}$) (Dell'Anno *et al.*, 2002) a été utilisé comme indicateur de la capacité trophique ($\approx$ qualité nutritionnelle) de la matière organique sédimentaire. La présence de phytoplancton mort et / ou de détritus donne à la matière

organique une faible qualité nutritionnelle et à un rapport $\frac{Pr}{Glu}$ peu élevé. Par contre, avec la présence de micro-organismes qui colonisent la matière organique dérivée de détritus d'algues ou de phytoplancton, la qualité nutritionnelle de la matière organique et donc, le rapport $\frac{Pr}{Glu}$ augmentent (Fukami *et al.*, 1981; Fabiano *et al.*, 1993; Misic et Fabiano, 1996; Dell'Anno *et al.*, 2002). La capacité trophique a été évaluée pour chacune des tranches de un centimètre de chaque réplicat réalisé.

Le rapport $Chla_{ac} = \frac{Chlorophylle_a}{Chlorophylle_a + Phéopigments}$ = chlorophylle *a* active (Plante-Cuny, 1974) a été employé pour évaluer la quantité de phytoplancton fraîchement sédimentée depuis la colonne d'eau sus-jacente. La somme des phéopigments et de la chlorophylle *a* a été définie comme la somme des phytopigments (CPE) (Dell'Anno *et al.*, 2002) :

$$CPE = Chla + Phéo$$

Avec : CPE = Quantité de phytopigments (µg / g sed. sec)
Chl*a* = Quantité de chlorophylle *a* (µg / g sed. sec)
Phéo = Quantité de phéopigments (µg / g sed. sec)

Les données ont été comparées selon deux facteurs “station” et “temps” avec la démarche statistique déjà utilisée (cf. III.1.2.4. p39). Le numéro du réplicat a été considéré comme le facteur aléatoire. Les liens entre certains paramètres (CPE et BPC; Lip, Prot, Glu et BPC…) pris deux-à-deux ont été explorés à l'aide de corrélations linéaires et, afin de mettre en évidence les corrélations entre tous les constituants de la MOP et de regrouper les observations avec des caractéristiques communes, une ACP normée a été réalisée. Cette analyse normée permet de s'affranchir des différences importantes d'échelles entre les paramètres. Six variables actives (Pr, Glu_I, Glu_S, Lip, Chl*a*, Phéo) et cinq variables supplémentaires : ($\frac{I}{S}$; $\frac{Pr}{Glu}$, BPC, CPE et $Chla_{ac}$) ont été prises en compte. L’ensemble de réplicats de SLT Fos, PA et SLT Rhône sur les deux premières tranches centimétriques (après avoir testé la stratification verticale des composants cf. p 69), soit un total de 198 observations, a été utilisé dans cette analyse.

III.2.3.3. Résultats

Stratification verticale des constituants de la matière organique dans le sédiment

Dans les trois stations, SLT Fos, PA et SLT Rhône, les teneurs en glucides insolubles, en lipides et / ou en phéopigments ont montré une stratification verticale importante (Figure III 16). En raison de ces stratifications, présentes tout au long de l'étude, le suivi temporel des différents paramètres n'a été effectué qu'à partir des deux tranches centimétriques a et b, les plus superficielles. Quel que soit le paramètre considéré, aucune tendance significative n'a pu être mise en évidence quant aux variations temporelles de la stratification verticale sur quatre centimètres .

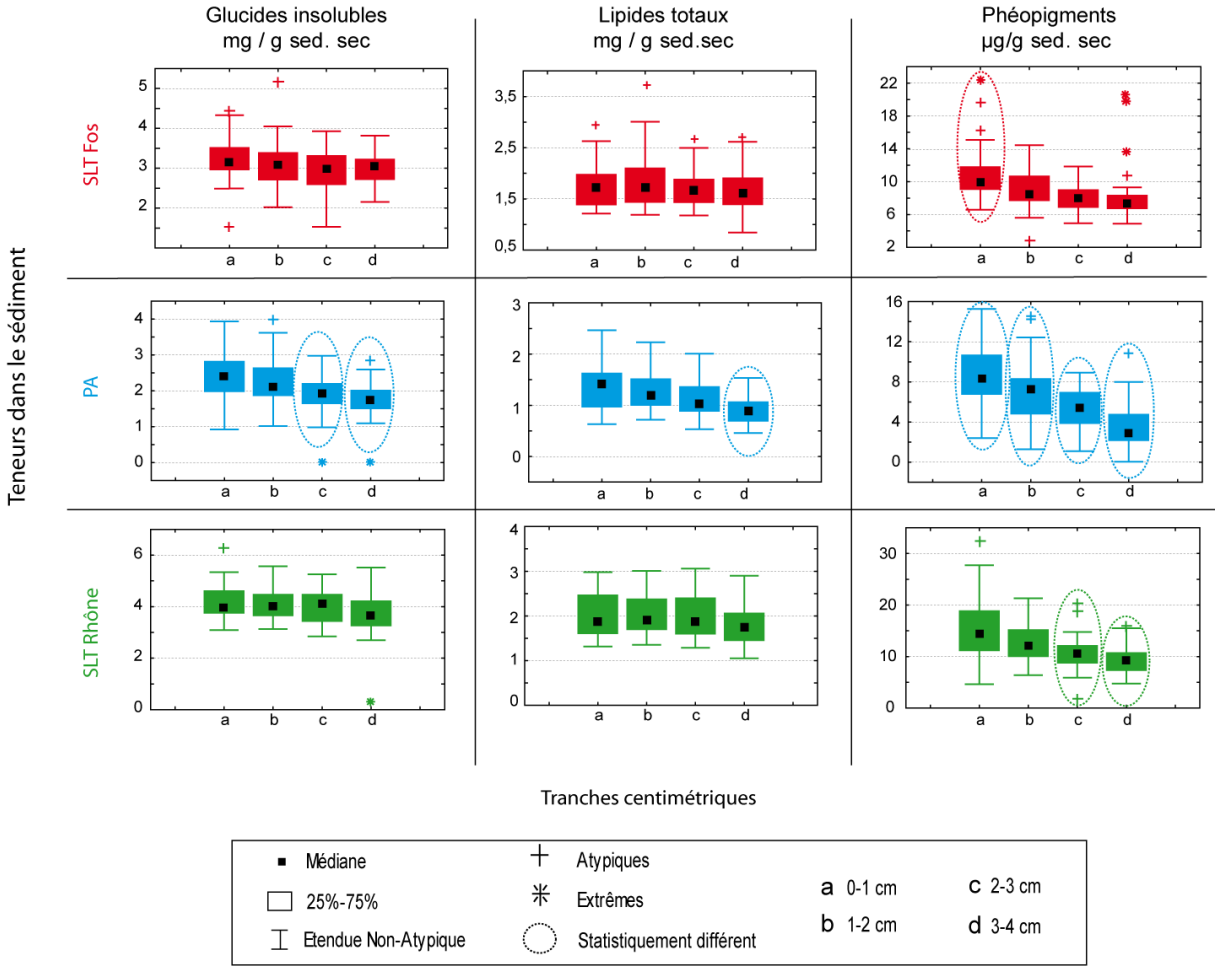


Figure III 16 : Stratification des constituants de la matière organique : glucides insolubles; lipides totaux et phéopigments.

Tableau III VIII : Résumé des distributions des constituants de la fraction labile de la matière organique et analyses statistiques. En rouge = statistiquement significatif ou statistiquement différent.

		SLT Fos	PA	SLT Rhône	Statistiques							
					Test de Levene			Anova		Kruskal-Wallis		
					dl	F	p	dl	F	dl	H	p
CPE (µg / g)	n	77	82	59	2; 215	2,29	ns	2; 215	43,97			***
	Q1	9,91	7,72	13,57								
	M	**11,58**	**9,72**	**16,07**								
	Q3	13,94	13,55	20,78								
Chl*a* (µg / g)	n	77	82	59	2; 215	0,14	ns	2; 215	1,95			ns
	Q1	0,97	0,80	1,35								
	M	**2,00**	**1,64**	**2,66**								
	Q3	3,41	3,41	4,55								
Phéo (µg / g)	n	77	82	59	2; 215	13,14	***			2	68,13	***
	Q1	8,05	6,09	10,44								
	M	**9,59**	**7,69**	**12,83**								
	Q3	11,00	9,16	17,96								
Chla_{ac}	n	77	82	59	2; 215	0,82	ns	2; 215	0,29			ns
	Q1	0,09	0,09	0,08								
	M	**0,17**	**0,18**	**0,17**								
	Q3	0,27	0,27	0,27								
BPC (mg / g)	n	84	87	61	2; 229	1,45	ns			2	103,99	***
	Q1	2,77	2,08	3,58								
	M	**3,06**	**2,37**	**3,78**								
	Q3	3,48	2,75	4,28								
GluI (mg / g)	n	84	87	61	2; 229	1,67	ns	2; 229	159,51			***
	Q1	2,83	1,99	3,76								
	M	**3,18**	**2,26**	**3,96**								
	Q3	3,47	2,71	4,47								
GluS (mg / g)	n	77	80	61	2; 215	4,61	**			2	31,93	***
	Q1	0,09	0,05	0,17								
	M	**0,15**	**0,10**	**0,23**								
	Q3	0,21	0,21	0,33								
Lip (mg / g)	n	84	86	62	2; 229	1,11	ns	2; 229	39,17	2		***
	Q1	1,41	0,96	1,68								
	M	**1,71**	**1,27**	**1,87**								
	Q3	2,00	1,55	2,43								
Pr (mg / g)	n	84	85	62	2; 228	4,74	**			2	12,33	**
	Q1	0,57	0,57	0,78								
	M	**0,80**	**0,78**	**1,01**								
	Q3	1,43	1,44	2,00								
I/S	n	76	79	61	2; 213	5,21	ns			2	2,74	ns
	Q1	13,01	10,38	12,14								
	M	**21,09**	**19,19**	**15,57**								
	Q3	36,13	43,75	25,87								
Pr/Glu	n	84	87	61	2; 229	6,93	**			2	10,27	**
	Q1	0,17	0,21	0,17								
	M	**0,23**	**0,33**	**0,23**								
	Q3	0,47	0,55	0,47								

Les pigments chlorophylliens

Le pool de phytopigments (CPE) était très largement dominé par les phéopigments, presque cinq fois plus concentrés que la chlorophylle *a*. C'est à SLT Rhône, que le pool de phytopigments était le plus grand (Tableau III VIII) et à PA, qu'il était le plus petit. Sur l'ensemble de la période d'étude, la proportion de la chlorophylle *a* par rapport à la somme des pigments chlorophylliens (Chla_{ac}) était comparable entre les 3 sites avec une valeur médiane comprise entre 0,17 et 0,18 ((Tableau III VIII). Toutefois, ses variations temporelles ont été marquées avec notamment une diminution importante en 2006 visible aux trois stations (Figure III 17).

À SLT Fos, Chla_{ac} a diminué progressivement de 0,23 en 2004 à 0,05 en 2006. Au début de 2004, il a augmenté de 0,11 jusqu'à 0,32 où il s'est maintenu jusqu'au printemps 2005 (Figure III 17). Une lente diminution s'est alors amorcée pour atteindre 0,05 en juillet 2006. Ces variations étaient essentiellement dues aux variations de Chl*a* qui ont également diminué entre 2004 et 2006 de 2,97 µg / g sed sec à 0,49 µg / g sed sec. Les teneurs en phéopigments, elles, n'ont montré que des variations de faible amplitude sans différence interannuelle significative mais avec des teneurs plus importantes aux printemps (mars 2004 et avril 2005) (Levene : F (2; 73) = 3,94 **; Kruskal-Wallis : H (3, N = 77) = 10,48 *).

À PA en 2004, le rapport Chla_{ac} a été particulièrement élevé, surtout en mai avec un maximum de 0,50 contre 0,20 et 0,11 à SLT Fos et SLT Rhône respectivement (Figure III 17). Cette forte valeur de Chla_{ac} s'est expliquée, à la fois, par la combinaison d'une forte teneur en Chl*a* (5,94 µg/g sed. sec à PA contre 3,48 µg/g sed. sec à SLT Fos et 2,10 µg/g sed. sec à SLT Rhône) et d'une faible teneur en phéopigments (6,11 µg/g sed. sec à PA contre 11,00 µg/g sed. sec à SLT Fos et 15,79 µg/g sed. sec à SLT Rhône). Pour le reste de la période d'étude, les variations de Chla_{ac}, dues à la fois aux variations des phéopigments et de Chl*a*, étaient comparables, en quantité et en variation, à celles des deux autres stations. Les teneurs en phéopigments ont augmenté de 5,50 µg / g sed. sec en mars 2004 à 12,50 µg / g sed. sec en avril 2005. Elles ont repris ensuite des variations comparables à celles de SLT Fos et de SLT Rhône. Elles n'ont jamais montré de variations intersaisons significatives. Les teneurs en Chl*a* ont montré des variations intersaisons significatives avec des maxima aux printemps et à l'automne (Levene, H (3; 78) = 9,12 ***; Kruskal-Wallis : H (3, N = 82) = 13,01 ***). En dehors du printemps 2004, les variations sont restées de faible amplitude autour d'une valeur médiane de 1,64 µg /g sed sec. (Figure III 17).

À SLT Rhône, Chla_{ac} a décrit des variations interannuelles très proches de celles de

SLT Fos avec des valeurs particulièrement faibles en 2006 (Figure III 17). C'est aux cours des automnes que le rapport Chla_{ac} était le plus élevé (Levene : F (3; 55) = 2,73 ns; ANOVA F (3; 55) = 3,63 ***). Chl*a* a montré, une très forte diminution au cours des années, comme à SLT Fos, et des teneurs maximales à l'automne (Levene : F (3, 55) = 0,18 ns; ANOVA F (3, 55) = 4,98 **). Les teneurs en phéopigments, bien plus élevées qu'aux deux autres stations, n'ont pas montré de variations interannuelles significatives mais une variation intersaisonnières avec des quantités plus importantes aux printemps (Levene : F (3; 55) = 2,09 ns; ANOVA F (3; 55) = 2,73 ***).

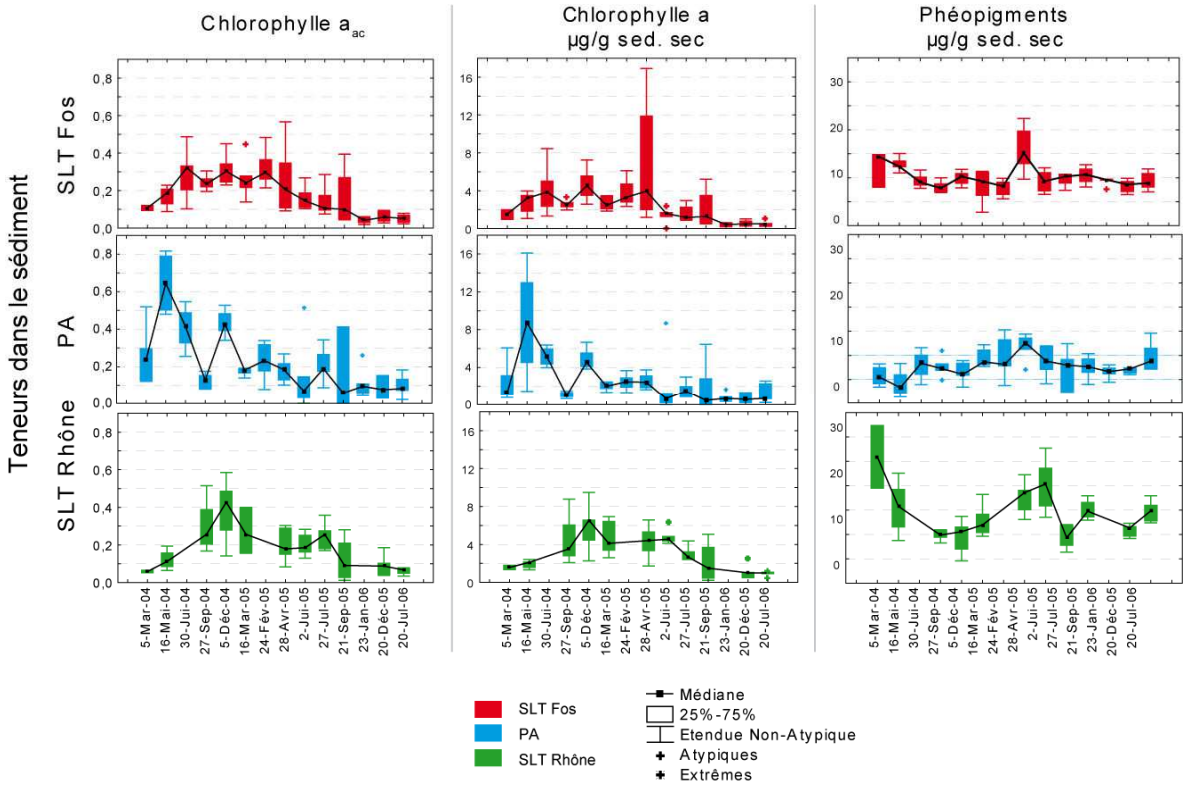


Figure III 17 : Variations des quantités de phytopigments à SLT Fos, PA, et SLT Rhône entre mars 2004 et juillet 2006, sur les 2 centimètres superficiels de la couche sédimentaire.

Carbone organique BioPolymérique (BPC)

La quantité de Carbone organique BioPolymérique (BPC) a varié parallèlement aux trois stations SLT Fos, PA et SLT Rhône avec une diminution significative de 2004 à 2006 (Figure III 18 a). C'est à PA, que la quantité de BPC a été la plus faible et à SLT Rhône, la plus élevée (Tableau III IX). Dans les trois stations, les variations temporelles sont restées de faible amplitude décrivant une lente tendance à la baisse (Figure III 18 b).

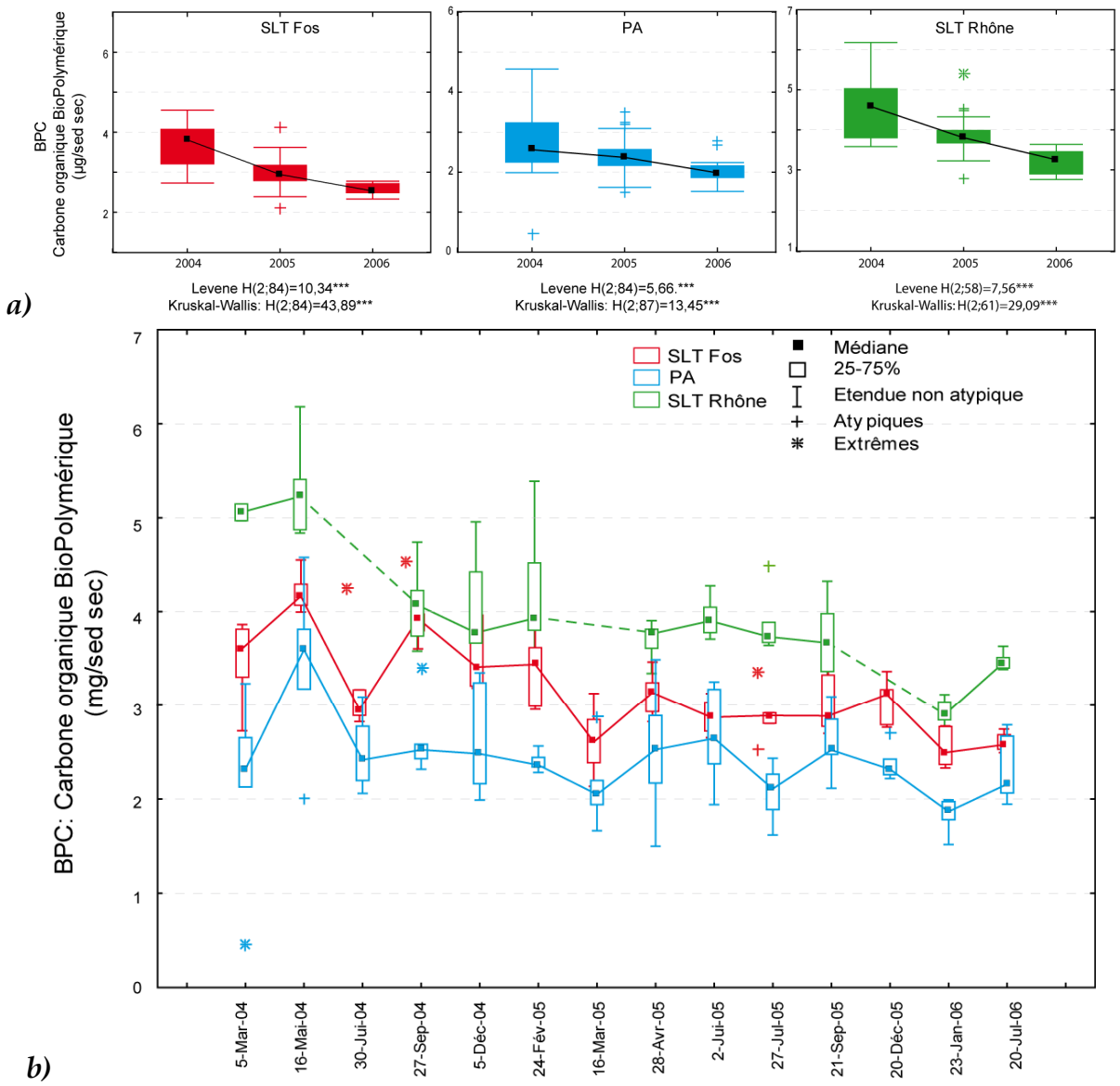


Figure III 18 : Variations temporelles de la quantité de Carbone BioPolymérique (BPC) de mars 2004 à juin 2005à SLT Fos, PA et SLT Rhône. a) variations interannuelles; b) variations à chaque campagne.

La part la plus importante du BPC a toujours été représentée par le carbone associé aux glucides avec une proportion médiane de 38 à 45 % selon les stations (Tableau III IX). Les glucides insolubles (Glu_I) ont très largement dominé le pool de glucides avec des teneurs dans le sédiment comprises entre 0,92 mg / g sed. sec et 6,29 mg / g sed. sec. Les teneurs en glucides solubles (Glu_S), n'ont jamais dépassé 0,86 mg / g sed. sec. De la même façon que pour le BPC, c'est à SLT Rhône que les teneurs en glucides insolubles ont toujours été les plus élevées (Tableau III VIII et Figure III 19 a) et à PA, les plus faibles. Les variations de Glu_I ont été parallèles aux trois stations avec des pics enregistrés en mai 2004, en février et en avril-mai 2005. Quant à Glu_S , la différence entre les stations n'était pas aussi marquée (Tableau III VIII et Figure III 19 b) : hormis un pic important à SLT Rhône au printemps

2004, les teneurs aux trois stations sont restées très proches les unes des autres avec 4 pics quasi concomitants : en mai-juin 2004, en février et juillet 2005 et en juillet 2006. Sur l'ensemble de la période d'étude, la proportion des glucides dans le BPC a montré une tendance à l'augmentation dans les 3 trois sites qui était significative à PA (de 32,8 % à 50,1 %; $C_{Glu} = 0{,}015t - 523{,}83$ C_{Glu}: carbone associé aux glucides (% dans le BPC) et t en mois; $R^2 = 0{,}40$**) et SLT Fos (23,27 à 45,05 %; $C_{Glu} = 0{,}015t - 525{,}50$ C_{Glu}: carbone associé aux glucides (% dans le BPC) et t en mois; $R^2 = 0{,}25$*).

Tableau III IX : Résumé de la distribution des proportions (%) des lipides, protéines et glucides dans le Carbone BioPolymérique. En rouge = statistiquement significatif ou statistiquement différent.

		SLT Fos	PA	SLT Rhône	Statistiques			
					Test de Levene		ANOVA ou KW	
		n = 84	n = 87	n = 61	F	p	F ou H	p
C(Glu) (%)	Q1	36,3	33,6	40	F (2; 228) = 23,31	ns	F (2; 228) = 6,38	**
	M	**42,4**	**38,4**	**45**				
	Q3	47,1	44,3	49,8				
C(Lip) (%)	Q1	37,2	31,8	34,1	F (2; 227) = 3,26	*	H (N = 229) = 11,53	**
	M	**42,3**	**37,7**	**36,9**				
	Q3	45,1	45	40,9				
C(Pr) (%)	Q1	10,9	13,6	11,7	F (2; 226) = 4,06	*	H (N = 229) 11,8	**
	M	**14,2**	**20,8**	**15,6**				
	Q3	22,3	30,6	21,7				

Le deuxième constituant le plus important du BPC était le carbone associé aux lipides avec une valeur médiane de 37 à 42 % (Tableau III IX). Cette proportion était significativement plus faible à SLT Rhône. Pourtant, c'est à cette dernière que, en valeur absolue, les teneurs en lipides dans le sédiment étaient les plus élevées (Tableau III VIII et Figure III 19 c). À PA, [Lip] est restée, en valeur absolue, toujours inférieure à celle des deux autres stations. Les variations saisonnières de ce paramètre, ont été, comme celles des paramètres précédents, parallèles entre les sites. Des teneurs élevées ont été enregistrées aux printemps 2004 et 2005; un pic supplémentaire en septembre 2004 a été observé à SLT Fos et SLT Rhône. À PA seulement, la proportion de lipides a diminué linéairement (de 48 % à 36 %; $C_{lip} = -0{,}014t + 591{,}44$; C_{Lip}: carbone associé aux lipides (% dans le BPC) et t en mois; $R^2 = 0{,}34$*).

Les protéines étaient le constituant minoritaire du BPC avec des proportions médianes comprises entre 14,21 et 20,84 % (Tableau III IX). C'est à PA, que cette proportion était la plus élevée, malgré des teneurs en valeur absolue comparables à celles des deux autres stations (Tableau III VIII et Figure III 19 d). Là encore, les variations temporelles ont été très similaires entre les trois stations avec deux périodes marquées d'abondance, en mars-mai 2004

et en septembre-décembre 2005. Un pic supplémentaire à SLT Rhône a été relevé en juillet 2005. La proportion de protéines dans le BPC est restée stable .

Tableau III X : Matrice de corrélations des paramètres de la matière organique labile avec le paramètre BPC. En rouge = statistiquement significatif.

		Carbone BioPolymérique
Carbone Organique (%)	**r**	0,69
	n	55
	p	***
Glucides Insolubles (µg/g)	**r**	0,80
	n	108
	p	***
Glucides Solubles (µg/g)	**r**	0,48
	n	108
	p	***
Lipides totaux (µg/g)	**r**	0,76
	n	108
	p	***
Chlorophylle a (µg/g)	**r**	0,28
	n	108
	p	**
Phéopigments (µg/g)	**r**	0,36
	n	106
	p	***
Protéines totales (µg/g)	**r**	0,57
	n	108
	p	***
Chlorophylle *a* / Pigments	**r**	0,06
	n	106
	p	ns

Les teneurs en BPC dans les sédiments étaient significativement corrélées avec les teneurs en CPE ($r = 0,56$ ***; $n = 217$) montrant des variations temporelles comparables (Figure III 20). Des corrélations significatives ont été également mises en évidence avec les teneurs en carbone organique mais aussi en glucides, solubles et insolubles, en lipides, chlorophylle *a*, en phéopigments et en protéines totales (Tableau III X). Par contre les teneurs en BPC n'ont montré aucune corrélation significative avec le rapport Chla_{ac}

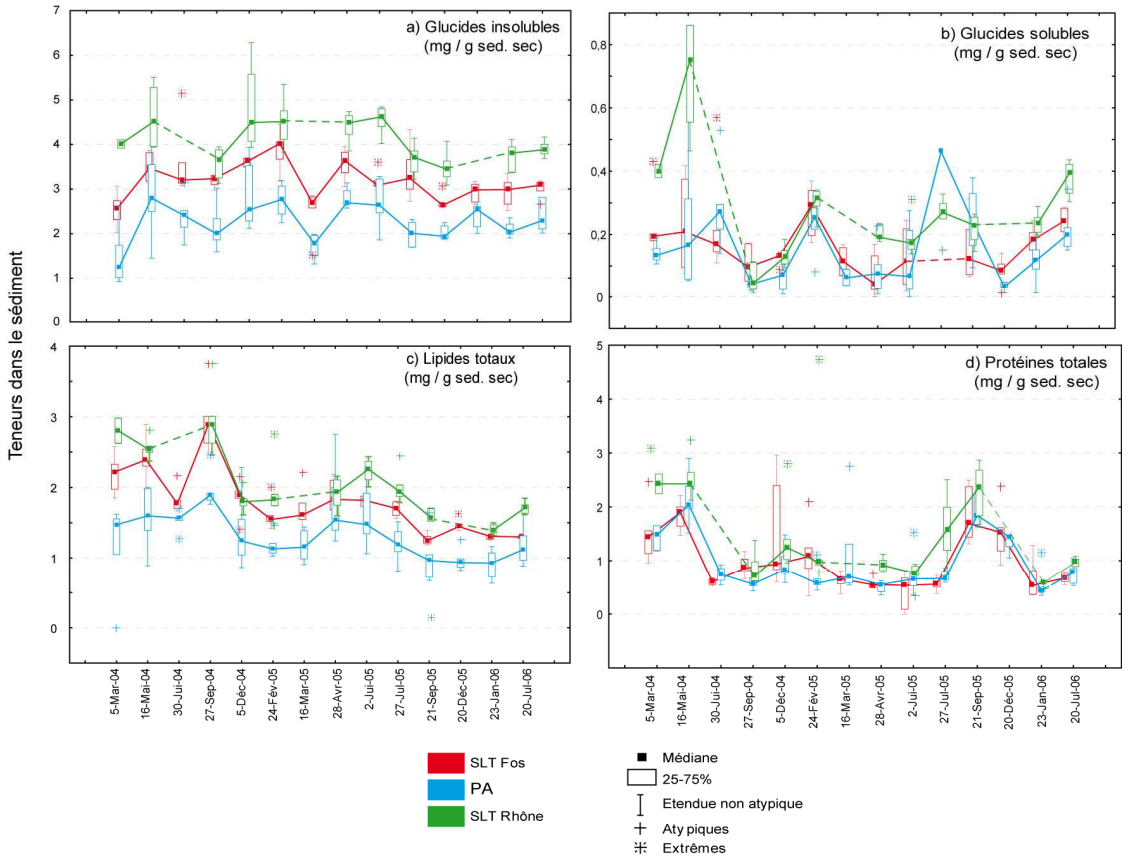


Figure III 19 : Variations temporelles des teneurs en glucides insolubles (a) et solubles (b), lipides (c) protéines (d) à SLT Fos, PA et SLT Rhône entre mars 2004 et juillet 2006.

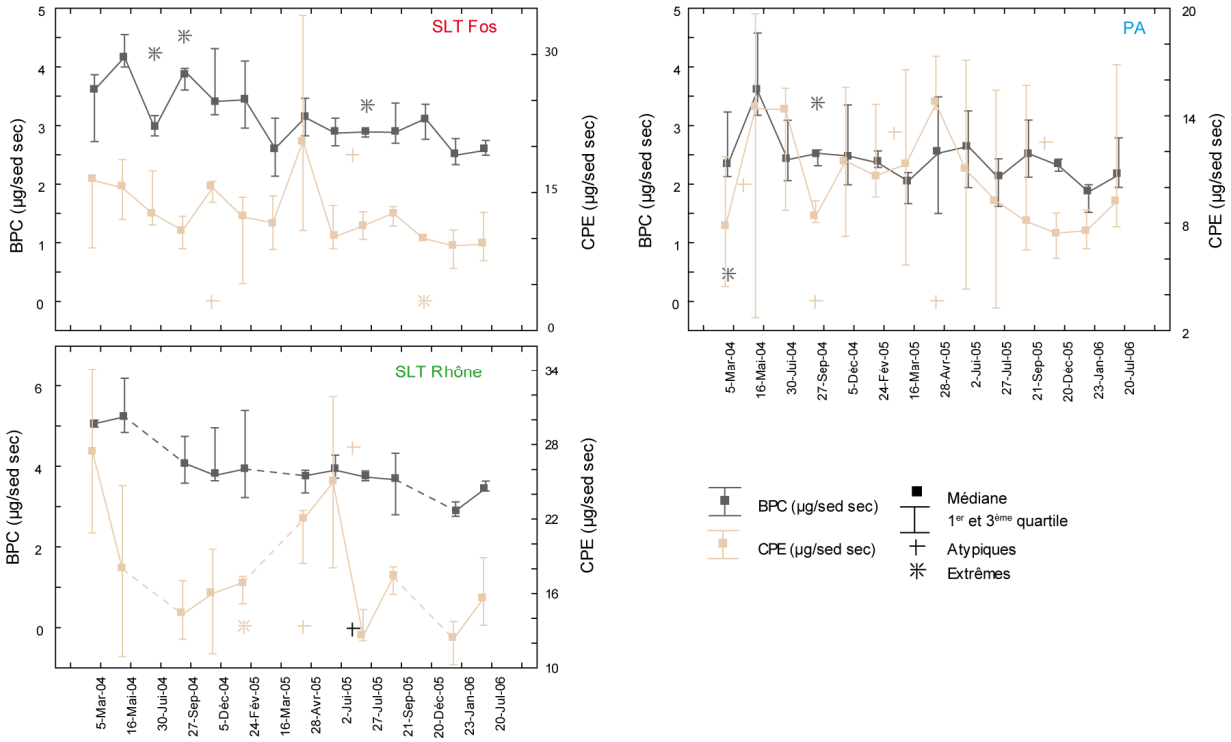


Figure III 20 : Comparaison des variations temporelles des teneurs en BPC (mg / g sed sec) et CPE (µg / g sed. sec) à SLT Fos, PA et SLT Rhône entre mars 2004 et juillet 2006.

Qualité de la matière organique : I/S et Pr/Glu

Malgré des différences statistiquement significatives entre les stations pour les deux catégories de glucides, leurs proportions relatives sont restées comparables (Tableau III VIII). Aucune, différence significative entre les stations n'a été mise en évidence pour le rapport $\frac{I}{S}$. Les variations saisonnières (Figure III 21 a) de ce paramètre ont été quasi identiques dans les trois sites avec des valeurs médianes inférieures à 30 sauf en septembre et décembre 2004 et avril, juin et décembre 2005.

Le rapport $\frac{Pr}{Glu}$ était significativement plus élevé à PA qu'aux deux autres stations (Tableau III VIII). De la même façon que pour le rapport I/S, les variations temporelles étaient comparables entre les trois stations avec des pics bien marqués au printemps 2004 et de juillet à décembre 2005 (Figure III 21 b).

Les paramètres $\frac{Pr}{Glu}$ et Chla_{ac} n'ont pas montré de corrélations significatives avec le paramètre BPC. Ces trois paramètres peuvent être considérés comme des descripteurs indépendants.

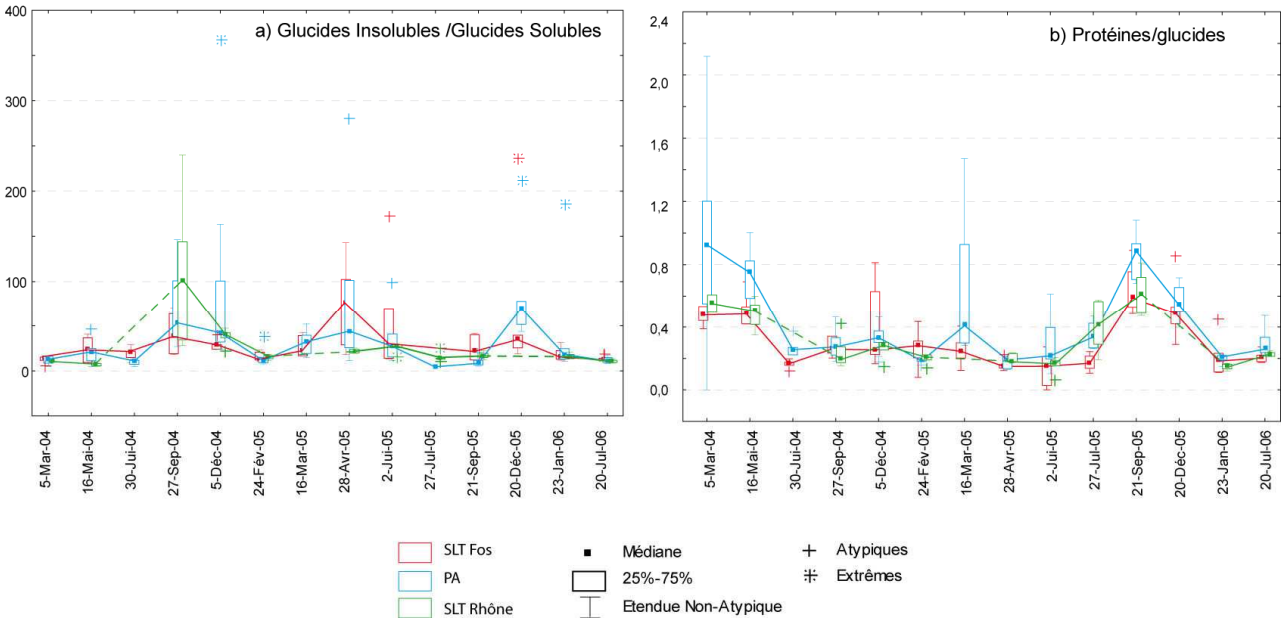


Figure III 21 : Variations temporelles de (a) $\frac{I}{S}$ et de (b) $\frac{Pr}{Glu}$ à SLT Fos, PA et SLT Rhône entre mars 2004 et juillet 2006.

Analyse multivariée

L'ACPn réalisée (Figure III 22) à permis de préciser les variables les plus représentatives, à savoir, dans l'ordre croissant Glu_I, Phéo et Lip. Ces trois variables avaient la plus forte contribution dans la composante principale (axe 1 : 39,89 % de la variabilité totale). Leurs vecteurs ayant la même direction, ces variables étaient fortement corrélées entre elles, (Phéo-Glu_I : r = 0,60***; Lip-Glu_I : r = 0,53***). Chl*a*, mal représentée dans le plan 1x2, ne participait que très peu à la composante principale. L'axe 1, principalement influencé par Glu_I et Phéo, reflétait plutôt la fraction la moins labile de la matière organique malgré une forte influence des lipides réputés facilement dégradables. La variabilité expliquée par l'axe 2 s'élevait à 18,06 % et était principalement due à la variabilité des teneurs en protéines et reflétait plutôt la fraction la plus labile de la matière organique.

Dans ce contexte, les 198 observations se sont réparties le long de l'axe 1 avec un gradient de SLT Rhône, vers PA. Les prélèvements de SLT Rhône répartis du coté des valeurs positives de l'axe 1 étaient caractérisés par des teneurs importantes en Glucides I, Phéopigments et Lipides. Inversement, les prélèvements de PA, du côté des valeurs négatives de l'axe 1, étaient plutôt caractérisés par des teneurs faibles de ces trois constituants. Les prélèvements de SLT Fos, au centre du plan, constituaient un ensemble homogène avec une variabilité réduite. L'étalement le long de l'axe 2, montrait une relative variabilité des observations quant aux teneurs en protéines. Aucune tendance temporelle n'a été mise en évidence.

La projection des variables supplémentaires dans le plan 1x2 a permis de mettre en évidence la très bonne représentativité de $\frac{Pr}{Glu}$, CPE et BPC par rapport aux deux autres descripteurs, Chla_{ac} et $\frac{I}{S}$. Une corrélation marquée de $\frac{Pr}{Glu}$ avec Pr montre que ce descripteur était fortement dépendant de la teneur en protéines. De la même façon, la corrélation entre BPC et CPE déjà signalée est apparue dans cette analyse. Ces deux paramètres ont également montré une forte corrélation avec Glu_I.

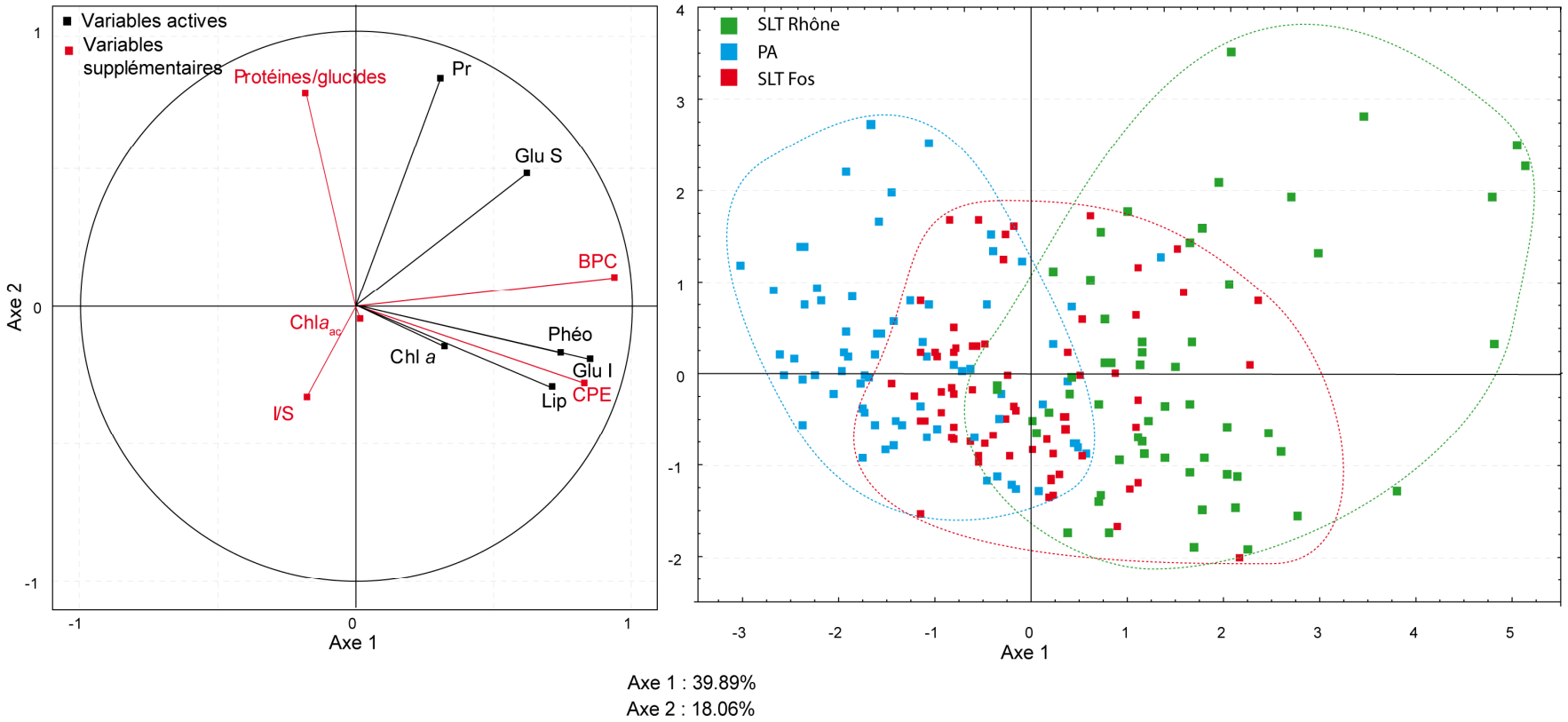


Figure III 22 : ACP normée réalisée avec 6 variables actives (Pr, Glu$_I$, Glu$_S$, Lip, Chla, Phéo) et 5 variables supplémentaires : ($\frac{I}{S}$, $\frac{Pr}{Glu}$, Chla$_{ac}$, BPC et CPE). N = 198 : SLT Fos, PA et SLT Rhône – 2 centimètres superficiels.

Rappel Des Principaux Résultats Sur Le Compartiment Sédimentaire

- Origine continentale commune des sédiments aux trois stations confirmée par la nature des minéraux argileux
- Proportion de silts plus élevée dans la station témoin (SLT Fos) que dans les deux sites soumis aux apports sédimentaires (SLT Rhône soumis aux apports du Rhône et PA soumis au dépôt de dragages) pendant toute la durée de l'étude
- Diminution de la proportion d'argiles
    - Forte à PA de mars 2004 à février 2005
    - Plus modérée à SLT Rhône
- Agglomérats plus abondants à SLT Fos qu'à PA et à SLT Rhône. Quantité plus importantes à SLT Fos aux printemps 2004 et 2005
- Porosité plus faible à PA que dans les deux autres stations et stratification plus marquée à PA jusqu'à mai 2005
- Origine majoritairement continentale de la matière organique particulaire dans le sédiment superficiel confirmée par les signatures isotopiques en ^{13}C.
    - Signatures en ^{13}C plus faibles à SLT Rhône
    - Pics importants des signatures en ^{13}C en mai 2004
- Enregistrement des plus faibles quantités des composants de la matière organique labiles, glucides, lipides et protéines à PA. Enregistrements des plus élevées à SLT Rhône.
- Matière organique labile de meilleure qualité nutritionnelle et taux de dégradation plus faible à PA qu'aux deux autres stations surtout en début d'étude :
    - Capacité Trophique (rapport Protéines/Glucides) plus élevée
    - Chlorophylle *a* active (rapport Chlorophylle *a* / (phytopigments)) plus élevé à PA
- Variations synchrones entre les trois stations des paramètres de la matière organique dès mars 2004. Pics printaniers.

III.3. Discussion sur la texture du sédiment et la matière organique

III.3.1. Texture du sédiment

III.3.1.1. Granulométrie

Les conditions hydrodynamiques régnant à proximité du fond sont responsables du profil granulométrique des sédiments. Dans la zone d'étude, la dominance des particules fines permet de confirmer que c'est une zone de décantation où l'hydrodynamisme est faible (Blanc, 1977). Naudin (1992) avait en effet évalué que la vitesse du courant dans le néphéloïde benthique du Rhône atteignait au maximum 4 cm / s. Avec une faible variabilité intra-site, la granulométrie des sédiments des stations SLT Fos, PA, PAS 1 à 8, et SLT Rhône, était comparable. Ceci traduit l'homogénéité de la zone d'étude quant aux apports sédimentaires d'une part, et à l'hydrodynamisme d'autre part.

L'homogénéité de granulométrie entre les sédiments clapés et les sédiments de la Darse 2, permet de dire qu'à grande échelle, les opérations de dragages-clapages n'ont pas fondamentalement modifié le sédiment d'origine malgré la "fuite" des particules fines dans la colonne d'eau prévue par les modèles de clapages (Alzieu, 1999; Créocéan, 2001). Toutefois il faut rester prudent quant à cette hypothèse parce que nous n'avons, dans cette étude, analysé que le sédiment superficiel, issu pour la majorité de la sédimentation in-situ qui a recouvert les sédiments clapés très rapidement. Il est de plus très probable que lors du dépôt des sédiments un nouveau granoclassement vertical se soit mis en place favorisant les particules fines en surface. La vérification de l'intégrité de la granulométrie entre avant et après clapages nécessiterait un carottage sur toute la hauteur de la couche nouvellement déposée.

L'ensemble de la zone d'étude présentait globalement des granulométries comparables. Toutefois, à petite échelle de légères différences ont été mises en évidence. À PA et SLT Rhône la proportion de silts était plus faible que dans la station témoin. Ce déficit a été attribué à un excès d'argiles à SLT Rhône, ce qui correspond bien avec le schéma typique de sédimentation à l'avant du delta : les particules les plus lourdes sédimentent en amont et les particules fines au large (Blanc, 1977). Par contre à PA, c'est un excès de sable qui était responsable de cette différence. Ceci était dû à la nature du sédiment d'origine qui, dans la darse 2 contenait initialement plus de sables.

III.3.1.2. Agglomérats

Après leur dépôt, les sédiments clapés, majoritairement constitués de particules fines sont devenus rapidement cohésifs. Lors de l'accumulation de sédiment à la surface, la pression exercée, même faible, entraîne le réarrangement des particules qui se positionnent parallèlement les unes aux autres. Dans cette configuration, les forces électrostatiques assurent alors la cohésion des particules entre elles (Dercourt et Paquet, 1996). Cette cohésion peut être majorée par des composés organiques comme la MOP sédimentée (Saliot, 1994) ou la MOP produite in-situ par les organismes vivants, invertébrés ou diatomées (Andersen *et al.*, 2005; Le Hir *et al.*, 2007). Le passage aux ultrasons a permis d'isoler les particules agglomérées par la matière organique et de mieux rendre compte de la texture du sédiment. Dans la zone d'étude, celui-ci s'est caractérisé par deux groupes de particules, celles de taille inférieure à 8-10 µm qui s'agglomèrent et les autres qui restent libres. Chang *et al.* (2006) ont décrit les mêmes propriétés sur des sédiments peu profonds sur les côtes de la Frise Occidentale (Pays-Bas). Ces auteurs décrivent des "flocs" de taille moyenne de 270 µm en période hivernale et de 370 µm en période estivale. Au large du Rhône, les agglomérats couvrent une gamme de taille beaucoup plus large (de 10 µm à 315 µm) certainement due au fort taux de sédimentation ambiant qui renouvelle rapidement la MOP et les particules minérales. Les crues printanières du fleuve et les floraisons planctoniques augmentent la quantité d'agglomérats au printemps par apport de matière organique.

À SLT Fos, la taille et la quantité des agglomérats était plus élevée qu'aux deux stations malgré des quantité de MOP comparable entre les trois sites. Ceci peut-être dû à la relative stabilité du sédiment et à l'âge de la MOP. Sur des agglomérats déjà formés, la MOP continue de s'agglomérer. Cela montre une relative stabilité du sédiment et un renouvellement plus faible qu'à SLT Rhône ou PA. À SLT Rhône, le fort taux de sédimentation dû à la proximité du Rhône entraîne un renouvellement rapide et la formation de nouveaux agglomérats. Leur taille reste alors limitée et, fragiles, les agglomérats se désolidarisent facilement sous l'effet des contraintes engendrées par la sédimentation élevée (Chang *et al.*, 2006). À PA, le sédiment nouvellement déposé est pauvre en MOP et riche en sables qui ne participent pas aux agglomérats. Il ne contient alors que peu d'agglomérats et ceux-ci sont de petite taille. Dans ces sédiments, leur quantité, très faible au départ, a rapidement augmenté, en partie à partir de la floculation des argiles présentes dans le sédiment, mais n'a jamais atteint le niveau mesuré dans le site de contrôle. Cela constitue une des étapes de l'intégration des sédiments clapés dans leur nouvel environnement.

III.3.2. Apports terrestres et océaniques

III.3.2.1. Influence du Rhône

L'influence du Rhône sur la zone d'étude s'est confirmée au niveau sédimentaire par la présence du cortège des minéraux argileux apportés par le Rhône, d'une part (Chamley, 1971; Courp et Monaco, 1990; Pont *et al.*, 2002) et, d'autre part, la forte proportion, dans le sédiment superficiel, de pélites qui, pour une partie au moins, ont été apportée par la sédimentation importante qui règne dans cette zone (Aloïsi *et al.*, 1982; Courp et Monaco, 1990; Perianez, 2005).

Les valeurs de $\delta^{13}C$ mesurées dans les sédiments (médianes comprises entre -25,5 ‰ et 26,5 ‰) étaient très proches des valeurs mesurées dans les MES (Matières En Suspension) de l'eau du Rhône pendant la période d'étude (-27,04 ± 1,26 ‰ (Harmelin-Vivien, comm. pers)) et des valeurs relevées dans la bibliographie. Ces valeurs montrent la forte influence des végétaux terrestres (Kerhervé *et al.*, 2001; Darnaude, 2003; Darnaude *et al.*, 2004a ; Tesi *et al.*, 2007) (Figure III 23). Ceci permet de confirmer la source importante de MOP que représente le Rhône pour cette partie du bassin méditerranéen (Buscail *et al.*, 1990 ; Cauwet *et al.*, 1990 ; Monaco *et al.*, 1999; Kerhervé *et al.*, 2001; Darnaude *et al.*, 2004b).

L'influence sur le fond du panache de dilution du Rhône diminue avec l'éloignement de l'embouchure. Elle est limitée, vers l'Est, à la longitude du cap Couronne (Alliot *et al.*, 2003; Hermand *et al.*, 2008). A l'échelle des trois stations, les signatures en ^{13}C plus élevées à PA et SLT Fos qu'à SLT Rhône traduisent la participation de sources secondaires et purement marines de MOP (Figure III 12). Cette participation a été particulièrement importante au printemps 2004. Les signatures de sources purement marines comme le phytoplancton, le microphytobenthos et les macrophytes marins sont beaucoup plus élevées (Figure III 23) que celles de la MES apportée par le Rhône (Figure III 23). Leur contribution, même faible, à la MOP sédimentaire se répercute sur les signatures en ^{13}C de cette dernière. Si les microphytes sont absents ou quasi absents de la zone d'étude (Bodoy et Plante-Cuny, 1980), une contribution des macrophytes serait envisageable par le biais du transport advectif à partir des herbiers de phanérogames (du genre *Zostera*) subsistant dans le golfe de Fos (Ruitton, comm. pers.). Cependant, les apports de MOP dépendant de ce type de transport sont ponctuels car dépendants essentiellement des courants et des tempêtes (Graf, 1992). Les pics de $\delta^{13}C$ relevés au printemps 2004 à PA et SLT Fos sont donc à mettre en relation avec des blooms phytoplanctoniques ayant eu lieu quelques temps auparavant.

Les signatures en ^{13}C particulièrement élevées (pics à -14 ‰) dans la zone d'étude peut également être attribuées à un déficit en apports terrigènes par rapport aux apports océaniques aux cours de ces dernières années. Le Rhône connaît depuis quelques années un débit particulièrement faible avec des déficits par rapport au débit moyen à long terme (1715 m^3 / s) de -21 % en 2003, -18 % en 2004, -30 % en 2005, -10 % en 2006 (Figure III 24). Bien qu'en décembre 2003, le débit du fleuve ait dépassé 11 000 m^3 / s, cette crue a été de très courte durée (5 jours) et les conditions météorologiques ont entraîné les eaux du Rhône vers l'ouest et les ont contenus à proximité du trait de côte, limitant ainsi la surface couverte par le panache (Gatti *et al.*, 2006).

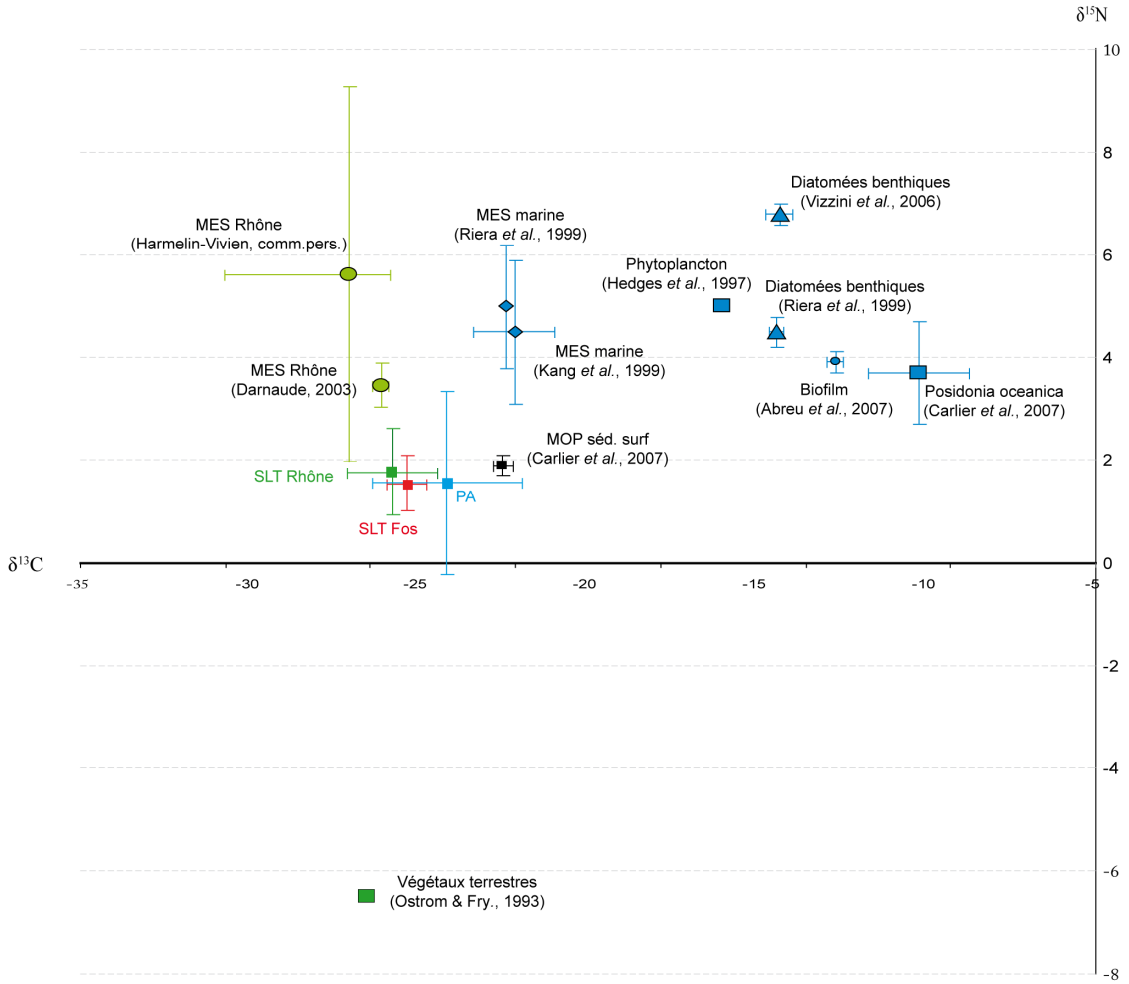


Figure III 23 : Comparaison des $\delta^{13}C$ et $\delta^{15}N$ avec les données de la biliographie (Ostrom et Fry, 1993; Hedges et al., 1997; Kang et al., 1999; Riera et al., 1999; Darnaude, 2003; Abreu et al., 2007; Carlier et al., 2007). Moyenne ± écart-type.

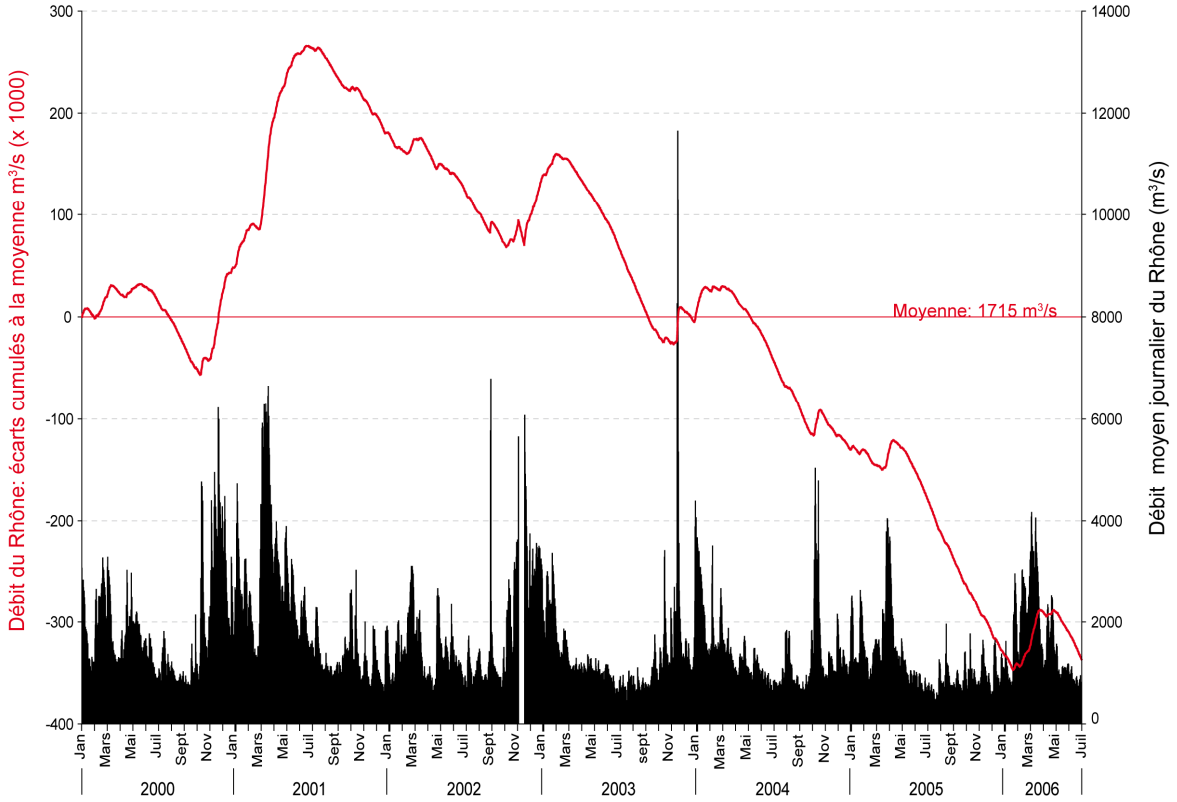


Figure III 24 : Variations temporelles des débits moyens journaliers du Rhône (à Beaucaire, 65 km en amont de l'embouchure). Le tracé noir représente les données brutes relevées sur le serveur télématique de la Compagnie Nationale du Rhône. Le tracé rouge représente les écarts cumulés à la moyenne à long terme (1715 m³/s). Ce tracé met en évidence la tendance globale du débit du fleuve au cours du temps.

Les signatures en ^{15}N des sédiments (< 2 ‰) se sont montrées assez faibles mais concordantes avec les mesures effectuées par Carlier *et al*. (2007) ou Kerhervé (2001) (Figure III 23). Elles sont en général attribuées à la consommation de l'azote durant la sédimentation. La présence de valeurs négatives est souvent attribuée à la présence de diazotrophie du fait de cyanobactéries que l'on peut trouver saisonnièrement dans le golfe du Lion (Kerhervé *et al.*, 2001) .

III.3.2.2. Influence marine

Les apports du Rhône favorisent la production primaire marine (Lochet et Leveau, 1990; Largier, 1993). Ceci a pu être mis en évidence pendant la période d'étude en comparant les données de débit du fleuve fournies par la "Compagnie Nationale du Rhône" et les teneurs en chlorophylle *a* dans l'eau de surface mesurées par le satellite SEA-WIFS et fournies par la NASA (www.giovanni.gsfc.nasa.gov) (Figure III 25). Durant la période d'étude, trois floraisons très bien synchronisées avec les crues du Rhône, ont eu lieu, une peu marquée au printemps 2004 et deux beaucoup plus marquées aux printemps suivants.

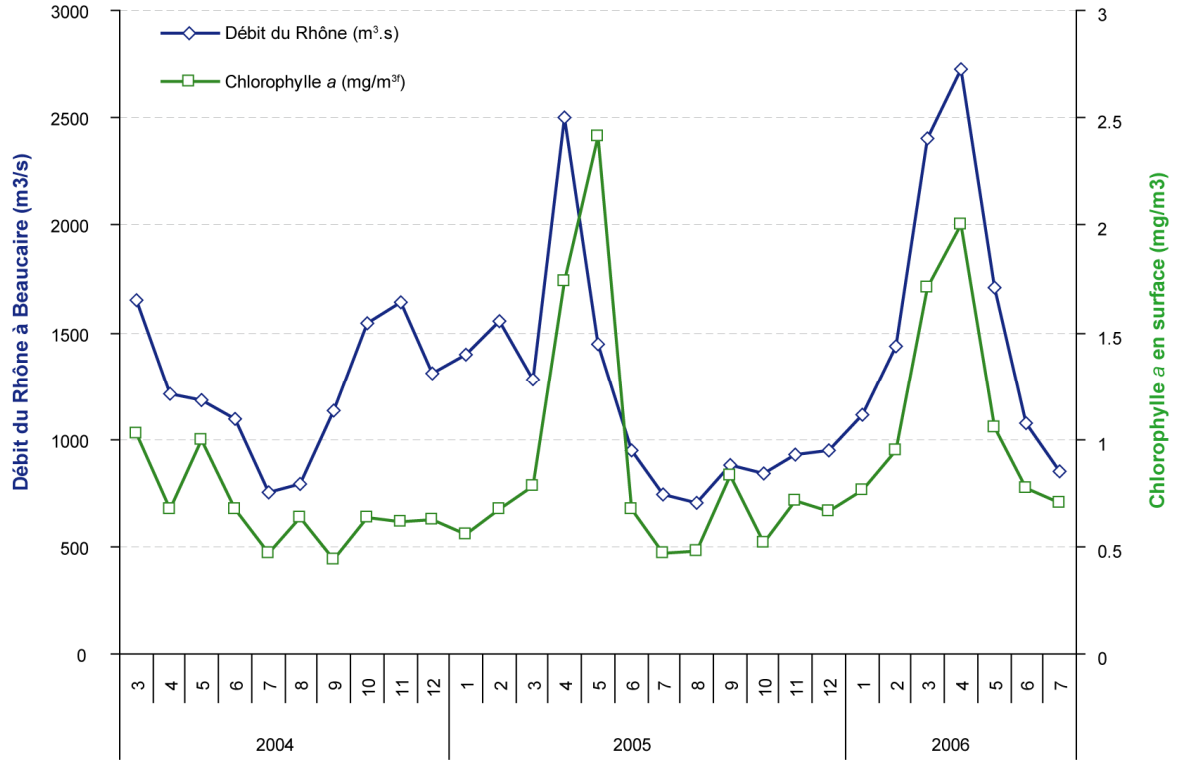


Figure III 25 : relation entre le débit moyen mensuel du Rhône et les mesures des concentrations en chlorophylle a *en surface. Sources : (1) débit du Rhône : Compagnie Nationale du Rhône; (2) Chlorophylle* a *: Données du satellite SEA-WIFS : www.giovanni.gsfc.nasa.gov = moyennes sur la zone [Latitude = [43.0N,45.0N], Longitude = [4.0E,6.0E]).*

Au niveau du sédiment pourtant les variations des paramètres de la MOP n'étaient pas exactement synchronisées avec les floraisons phytoplanctoniques. La majorité des pics des constituants de la MOP sont apparus de façon concomitante au printemps 2004 (mars, avril, mai, juin) et au printemps-été 2005 (avril à juillet) avec un décalage de trois à cinq mois avec les phénomènes de floraisons observés en surface. Ce décalage peut être attribué à plusieurs causes :

1.-le temps nécessaire à la sédimentation du matériel particulaire. Masqué *et al.*(2002) ont estimé que les temps de résidence des particules (radio-isotopes naturels ^{210}Pb and ^{210}Po dans les fractions > 0,2 mm dans les eaux de surface en Méditerranée Nord Occidentale) dans les 50 premiers mètres de la couche d'eau varient de 1,5 semaines à 19 mois voire même 3 ans selon le modèle de calcul utilisé. Le décalage que nous avons observé entre la surface et le fond nous suggère un temps de sédimentation d'environ 3 mois. Toutefois, l'importation de MOP par advection peut minimiser ce temps de sédimentation. Graf (1992) décrit des délais de réponse de la faune benthique à des blooms phytoplanctoniques allant de 2 semaines à 2 mois. Il suggère que la sédimentation des cellules phytoplanctoniques ne s'opère qu'en quelques jours. Le délai plus long que nous avons observé peut être attribué à la turbidité

ambiante et à la présence du néphéloïde benthique qui ralentissent la sédimentation (Dercourt et Paquet, 1996).

2. les modifications de la couche sédimentaire par les phénomènes physiques ou par la faune (remise en suspension et biodéposition). On peut envisager une remise en suspension des sédiments par les forces exercées par le courant sur le sédiment ("Bottom Shear Stress" (BSS)") (Le Hir *et al.*, 2007). Cependant les courants du néphéloïde benthique à proximité du fond (1 m) n'atteignent que 4 cm / s (Naudin *et al.*, 1992) aux alentours de SLT Rhône et sont légèrement supérieurs à 2 cm / s près de SLT Fos et PA. D'après les expériences de Hjulström (Dercourt et Paquet, 1996) un courant d'au moins 100 cm / s est nécessaire pour permettre à la fois l'érosion et le transport d'une boue consolidée constituée de particules de taille < 10 µm. Cependant la seule présence des animaux benthiques peut entraîner la remise en suspension des sédiments superficiels par les activités de nutrition et les déplacements, des modifications importantes de l'érodabilité du sédiment et l'augmentation de la remise en suspension (Graf et Rosenberg, 1997; Andersen *et al.*, 2005; Lansard *et al.*, 2006; Le Hir *et al.*, 2007). Le chalutage régulier dont fait l'objet la zone de clapage (Bocognano, comm. pers.) peut aussi être à l'origine des ces phénomènes de remise en suspension. Cette technique de pêche entraîne une remise en suspension très importante des sédiments les plus fins, jusqu'à 800 g / m² / s (Durrieu de Madron *et al.*, 2005). Une remise en suspension non compensée par les apports du fleuve s'est traduite par une diminution des argiles dans le sédiment de surface. Peu marquée à SLT Rhône et SLT Fos, la diminution des argiles, l'a été fortement à PA. Les sédiments clapés, fraichement remaniés, avaient une plus faible quantité d'agglomérats et une plus grande quantité de sables. Ils présentaient certainement une cohésion plus faible et ont alors été assez facilement remis en suspension (Graf et Rosenberg, 1997; Le Hir *et al.*, 2007). Cette diminution des argiles à PA a pu aussi en partie être due à la floculation des argiles qui a conduit à l'augmentation du nombre d'agglomérats dans les sédiments.

3. Au fait que les données satellites ne rendent compte que de la floraison de surface. Les floraisons dans la colonne d'eau ne sont pas accessibles par cet outil.

4. Le transport advectif qui perturbe le couplage colonne d'eau-sédiment (Graf, 1992). Le transport advectif dans la zone d'étude peut concerner, on l'a déjà vu, le transport de fragments ou de débris de phanérogammes des herbiers voisins.

5.-Le transport des particules par le biais du néphéloïde benthique (Naudin *et al.*, 1992).

6.-L'apport direct de la MOP terrigène par le Rhône (Cauwet *et al.*, 1990; Monaco *et al.*, 1999).

Le fort synchronisme des différents paramètres lors des variations saisonnières et la corrélation entre la quantité de phytopigments (CPE) et le Carbone BioPolymérique (BPC) suggèrent, d'une part, une origine commune des différents constituants de la MOP (Fabiano *et al.*, 1993) et une contribution importante des floraisons phytoplanctoniques.

III.3.3. Quantité et qualité de la MOP

La mer Méditerranée est considérée comme une mer oligotrophe avec des floraisons phytoplanctoniques plus importantes au printemps (Blanc *et al.*, 1969; Bakun et Agostini, 2001) mais très peu de blooms massifs tels que ceux rencontrés en Atlantique (Belin et Raffin, 1998). Une proportion de 25 à 50 % de la production primaire planctonique sédimente et atteint la couche sédimentaire (Dell'Anno *et al.*, 2002). Malgré le broutage subi par le phytoplancton, une certaine proportion de cellules arrive intacte sur le sédiment. On y retrouve alors de la chlorophylle *a* qui constitue un marqueur de la MO fraîche issue de la sédimentation in situ (Graf, 1992; Riaux-Gobin *et al.*, 2004). Les concentrations en pigments chlorophylliens dans le sédiment (Tableau III XI) reflètent la faible productivité du bassin méditerranéen même à proximité de l'embouchure du Rhône. Par rapport à l'Adriatique voisine ou à la Mer Baltique, elle constitue un système largement dominé par les glucides et avec peu de protéines et phytopigments (Danovaro *et al.*, 1999; Dell'Anno *et al.*, 2002). Les glucides accumulés dans le sédiment constituent alors un réservoir de carbone organique avec un faible taux de dégradation.

Des proportions de lipides aussi importantes que celles relevées dans cette étude (> 30 %) sont rarement rapportées dans la bibliographie. Nos mesures, du même ordre de grandeur que celles relevées par Alliot *et al*. (2003), sont en effet largement supérieures à celles habituellement mesurées (Fichez, 1991; Fabiano *et al.*, 1993; Hedges et Oades, 1997; Dell'Anno *et al.*, 2002; Josefson *et al.*, 2002). Chez ces auteurs, les teneurs en lipides représentent seulement de 5 à 10% du COP ou du BPC. L'influence des installations portuaires, sources potentielles d'hydrocarbures, pourrait être responsable de ces fortes proportions de lipides dans le BPC.

Le Rhône représente une source importante de matière organique pour le bassin nord occidental méditerranéen (Cauwet *et al.*, 1990; Monaco *et al.*, 1999; Sempéré *et al.*, 2000). L'impact de ses apports se répercute au niveau sédimentaire et leur influence est visible à grande échelle. Les teneurs en CO, généralement inférieures à 5 % (du sédiment sec en masse) sont maximales en face du Rhône (Buscail *et al.*, 1995; Alliot *et al.*, 2003; Roussiez *et*

al., 2006). On retrouve aussi cette influence à l'échelle plus restreinte des trois sites étudiés. Le site SLT Rhône présentait des concentrations de tous les constituants significativement plus élevées que les deux autres sites situés près de la limite orientale d'extension du panache du fleuve. Les sédiments à SLT Rhône étaient plutôt enrichis directement par les apports du Rhône avec de plus importantes quantités de glucides concordantes avec ce qu'avaient relevé Alliot et *al.* (2003) mais aussi de plus grandes quantités de CO, de N, de CPE et de BPC. Cependant, l'enrichissement important en glucides insolubles s'est traduit par un rapport $\frac{Pr}{Glu}$ relativement faible reflétant une moins bonne qualité nutritionnelle de la matière organique (Danovaro *et al.*, 1999).

Ces dernières années les débits relativement faibles du fleuve ont eu des conséquences sur les apports en matière organique, en termes de quantité mais aussi de qualité de celle ci. Des apports terrigènes moins importants ont entraîné la présence d'une matière organique avec des valeurs de $\frac{C}{N}$ comprises entre 7 et 8 et des teneurs en glucides plus faibles que celles mesurées par Alliot *et al.* (2003) (Tableau III XI). Ces valeurs de $\frac{C}{N}$ témoignent d'une matière organique peu dégradée par rapport à la MOP issue généralement des rivières et des fleuves caractérisée par des valeurs de $\frac{C}{N}$ comprises entre 15 et 30 (Hedges *et al.*, 1997; Alliot *et al.*, 2003; Tesi *et al.*, 2007). La MOP d'origine terrestre est aussi caractérisée par de faibles teneurs en protéines parce que les plantes terrestres sont composées de moins de molécules azotées que le phytoplancton marin (Tesi *et al.*, 2007). Lorsque les apports de MOP par les floraisons phytoplanctoniques prédominent sur les apports terrestres, la capacité trophique de la MOP est plus élevée. Les faibles débits, en diminuant la quantité de glucides, ont sans doute contribué à maintenir une capacité trophique dans la même gamme de variation que ce qu'avait relevé Donavaro *et al*. (2000c) et Dell'Anno *et al.* (2002) dans un système plus "riche" comme l'Adriatique.

Les quantités de $CaCO_3$ rencontrées dans cette étude sont supérieures à celles relevées dans le golfe du Lion par Alliot *et al*. (Alliot *et al.*, 2003) ou par Roussiez *et al*. (Roussiez *et al.*, 2006) (Tableau III XI) qui sont comprises entre 15 à 38 %. Le carbonate de calcium peut avoir deux origines, minérale ou biogène. Les apports du Rhône sont une source potentiellement importante de $CaCO_3$ minéral mais c'est une source qui fluctue avec le type de crue. Selon la partie du bassin versant responsable de la crue, la quantité de $CaCO_3$ apportée diffère. La part biogène est apportée par les coquilles carbonatées des animaux

marins. La quantité mesurée dans les sédiments ne rend pas compte de la quantité des apports parce que le carbonate passe rapidement de l'état solide à l'état dissous en fonction des conditions de saturation en CO_2 de l'eau (Dercourt et Paquet, 1996). Les teneurs en carbonates dans le sédiment, dans le cadre de cette étude ont été essentiellement utiles à la quantification de la part minérale dans le carbone total.

Tableau III XI : Résumé des données bibliographiques sur les caractéristiques de la matière organique sédimentaire en Méditerranée Nord Occidentale. Tranche centimétrique = épaisseur de sédiment considérée.

Paramètres	**Méditerranée Nord-Occidentale**					**Mer de Crète**	**Mer Adriatique**
	Golfe de Fos et Large du Rhône	Grottes sous marines	Prodelta du Rhône	Golfe du Lion	Transect du Rhône à Marseille	Large Heraklion	Mer Adriatique Sans apports d'eau douce
Profondeur (m)	60 à 70		57 à 72	260 m	50 à 70	40 à 100	Transects 10, 20 et 50 m
Tranche centimétrique (cm)	0-2	0-1	0-1	0-0,5	0-10	0-10	0-1
Chlorophylle a (µg/g)	Traces à 17	nd	nd	0,38	nd	nd	8,3 ± 4,9 à 17,7 ± 5,6
Phéopigments (µg/g)	1,3 à 32,3	nd	nd	4,60	nd	nd	155,4 ± 77,2 à 189,6 ± 98,3
Pigments chlorophylliens (CPE) (µg/g)	2,72 à 34,22	0,43 à 5,90	nd	nd	nd	nd	nd
Glucides totaux (mg/g)	nd	2,40 à 4,12	nd	nd	0, 26 à 2,73	0,26 à 2,37	11,9 ± 0,2 à 30,3 ± 1,2
Glucides Insolubles (mg/g)	0,92 à 6,28	nd	nd	nd	nd	nd	nd
Glucides Solubles (mg/g)	traces à 0,86	nd	nd	nd	nd	nd	nd
I/S	4,28 à 366,68	11	nd	nd	nd	nd	nd
Protéines totales (mg/g)	0,09 à 4,75	1,3 à 2,62	nd	nd	0,627 à 0,634	0,627 à 0,634 à	0,8 ± 0,4 à 13,9 ± 1,4
Pr/Glu	0,03 à 2,12		nd	nd	0,27 à 5,87	0,27 à 5,87	<0,5 à 2,5
Lipides (mg/g)	0,15 à 3,75	0,07 à 0,66	nd	nd	0,08 à 0,49	0,08 à 0,42	Maximum : 2,35 ± 0,48
Carbone Organique (%)	0,40 à 1,23	nd	1,36 ± 0,33	nd	nd	nd	nd
Carbone total (%)	1,28 à 5,68	nd	nd	nd	nd	nd	nd
C/N	4,68 à 18,12	4,57 à 12,15	10,5 ± 0,62	nd	5,44 à 12,55	nd	nd
CaCO3 (%)	30,40 à 69,16	nd	nd	nd	35 à 48	nd	nd
Références	La présente étude	(Fichez, 1991)	(Tesi *et al.*, 2007)	(Riaux-Gobin *et al.*, 2004)	(Alliot *et al.*, 2003)	(Danovaro *et al.*, 1999)	(Dell'Anno *et al.*, 2002)

III.3.4. Les sédiments clapés

III.3.4.1. La Matière Organique Particulaire

Les différents paramètres constitutifs de la Matière Organique Particulaire (MOP) sédimentaire ont variés, dans les sédiments clapés, de façon synchrone et parallèle avec les deux autres stations traduisant la bonne intégration des sédiments clapés dans leur nouvel environnement. Malgré cela, la MOP sédimentaire dans ces sédiments a présenté des caractéristiques propres. Les concentrations de CO, de N mais aussi de pigments chlorophylliens et de BPC y étaient plus faibles que dans les deux autres sites. Ceci était dû à l'origine même du sédiment : la darse 2, où la production primaire est faible en raison d'une turbidité trop importante (Robert, 1983). Les valeurs de $\frac{Pr}{Glu}$ plus élevées que celles mesurées aux deux autres stations ont montré que, malgré une plus faible quantité dans l'absolu, la matière organique était de meilleure qualité.

III.3.4.2. Bioturbation

La macrofaune présente dans le sédiment assure, par ses différentes activités, le mélange des 15-20 centimètres superficiels. Ce phénomène, défini comme la bioturbation, a des implications sur le devenir de la matière organique sédimentaire et la stabilité de la couche sédimentaire (Berner, 1980; Duport *et al.*, 2007; Le Hir *et al.*, 2007). Reconnu comme un des principaux facteurs régulant la structure et le fonctionnement des systèmes sédimentaires (Gilbert *et al.*, 2007), il assure l'oxygénation de la couche sédimentaire et améliore le recyclage de la matière organique. Il peut entraîner des modifications de la teneur en eau, de la perméabilité et des propriétés rhéologiques. Les effets de la macrofaune sont complexes et dépendent de la quantité (Gilbert *et al.*, 2007) et de la composition du peuplement mais aussi de l'âge et de la taille des individus. Parfois même au sein d'un même groupe taxonomique, différents comportements ont été observés et les impacts de la macrofaune sont difficilement qualifiables (Le Hir *et al.*, 2007). Lors de leur dépôt, les sédiments clapés se sont compactés sous l'effet de leur propre poids. Leur porosité a diminué avec l'augmentation de la profondeur dans la couche sédimentaire. La stratification du sédiment à la station PA était alors plus importante que dans les deux autres stations, durant les 20ers premiers mois après les travaux. Ceci a été attribué à une bioturbation limitée à la zone la plus superficielle (les deux premiers centimètres). À partir de 20-21 mois après les clapages, l'endofaune a réinvestit les couches sous-jacentes et la porosité de la tranche 3-4 cm

a augmenté.

Au niveau de la MOP, la stratification s'est répercutée sur ses différents composés (phéopigments, glucides insolubles et des lipides). Les composés s'accumulent à la surface, par sédimentation ou parce qu'ils sont rejetés par les animaux dans les pelotes fécales. Au fur et à mesure que la profondeur sous l'interface augmente, ces composés sont plus ou moins dégradés mais les méthodes de dosage utilisées ne permettent pas de doser les produits de dégradation de ces composés. À PA, la stratification était importante à cause de la bioturbation peu efficace. À SLT Rhône, malgré une bioturbation efficace, la forte stratification des phéopigments peut être attribuée aux apports permanents de phéopigments par le fleuve (Alliot *et al.*, 2003).

III.4. Conclusions sur la texture du sédiment et la matière organique

Les dragages-clapages ont apporté un sédiment pauvre en matière organique et avec une granulométrie très peu différente de celle du site d'accueil. Malgré cette apparente pauvreté du sédiment, la matière organique y était de meilleure qualité avec des teneurs en glucides insolubles moins importante. La reprise quasi immédiate des variations saisonnières dans la zone de clapages a montré une très bonne intégration des sédiments dans leur nouvel environnement.

L'influence "marine" a dominé l'influence "terrestre" en raison de la faiblesse des débits du Rhône ces dernières années. De ce fait, dans l'ensemble de la zone d'étude et particulièrement dans les sédiments clapés, la qualité nutritionnelle de la matière organique était meilleure.

Chapitre IV.
Le Peuplement Benthique & Ses Relations Avec Le Sédiment

IV.1. Le peuplement benthique : approche descriptive

IV.1.1. Introduction

La sédimentation différentielle à l'aval du delta du Rhône entraîne la présence de différentes biocénoses benthiques. Les plus grosses particules sédimentent à proximité de l'embouchure jusqu'à 20 m de profondeur. Les petites sont emportées plus loin et sédimentent essentiellement dans la partie médiane du plateau continental entre 20 et 90 m de profondeur. De 0 à 20 m de profondeur, les biocénoses sont caractéristiques des sables fins. Au-delà, jusqu'à 90 - 100 m, a été décrite la biocénose des Vases Terrigènes Côtières (Picard, 1965; Guille, 1971; Labrune *et al.*, 2006).

La biocénose des Vases Terrigènes Côtières est constituée d'un peuplement exclusivement animal dominé par les annélides polychètes (Pérès et Picard, 1964; Salen-Picard et Arlhac, 2002). Dans ce milieu où règne un taux élevé de sédimentation, la communauté est dominée par les organismes dépositivores, se nourrissant à partir de la matière organique sédimentée. Cette biocénose s'étend vers l'est sur le plateau continental du Golfe du Lion (Guille, 1971; Labrune *et al.*, 2006). Elle a déjà été identifiée avec des caractéristiques similaires dans de nombreuses autres zones externes : en Méditerranée (Zenetos *et al.*, 1997; Simboura *et al.*, 2005; Simonini *et al.*, 2005; De Biasi et De Ranieri, 2006) en Atlantique (Glémarec *et al.*, 1973) ou dans l'océan Pacifique (Wheatcroft, 2006). Au large du Rhône, la communauté est sensible aux variations quantitatives et qualitatives des apports terrestres (Salen-Picard et Arlhac, 2002; Salen-Picard *et al.*, 2003). La densité et la biomasse du peuplement sont très élevées au droit de l'embouchure par rapport au reste du Golfe du Lion (Hermand *et al.*, 2008). À l'inverse, la richesse et la diversité taxonomique augmentent avec l'éloignement de l'embouchure. Au droit de l'embouchure, la communauté, est dominée par un petit cortège de taxa : *Anobothrus gracilis*, *Aricidea claudiae*, *Cossura* sp., *Laonice cirrata*, *Lumbrineris latreilli*, *Polycirrus* sp., *Prionospio fallax*, *Sternaspis scutata* (Salen-Picard *et al.*, 2003; Hermand *et al.*, 2008). Les crues du fleuve, entraînent des augmentations de la densité du peuplement benthique avec plusieurs phases de successions d'espèces et la modification temporaire des espèces dominantes. À SLT Fos, à 7 km de l'embouchure du fleuve, la richesse et la diversité taxonomiques sont plus élevées qu'à proximité du Rhône mais la densité totale de la macrofaune est par contre 2 à 4 fois moindre. Le cortège des espèces dominantes est un peu différent et constitué d'espèces telles que

Chaetozone cf. *setosa*, *Laonice cirrata,* *Levinsenia* sp., *P. fallax*, *Sternaspis scutata* et *Monticellina heterochaeta* (Salen-Picard *et al.*, 2003; Hermand *et al.*, 2008).

L'objectif de ce chapitre est de décrire les peuplements benthiques installés dans les station SLT Fos, PA et SLT Rhône et de comparer leur évolution temporelle. Dans l'ensemble de ce chapitre, sauf cas particuliers, les données chiffrées sont présentées sous la forme : médiane ± espace interquartile. L'espace interquartile est égal à la différence entre le troisième et le premier quartile. De la même façon que pour les données sédimentaires, la médiane a été préférée à la moyenne afin de s'affranchir de la sensibilité de la moyenne aux valeurs extrêmes. D'un point de vue sémantique, un prélèvement désigne un réplicat et une campagne désigne, pour une station, un ensemble de 3 réplicats ou 3 prélèvements.

IV.1.2. Densité totale, richesse et diversité taxonomiques

IV.1.2.1. Méthodologie

Les paramètres

Les trois stations ont été comparées à l'aide des **paramètres généraux** que sont la **densité totale, la richesse taxonomique** et les **indices de diversité**.

- **Densité totale**

La **densité** des individus dans un peuplement conditionne un certain nombre de facteurs dits "densité-dépendant" tels que la mortalité, la natalité, etc.… mais aussi des facteurs dits "à effets dépendant de la densité" tels que la compétition, la prédation ou le parasitisme (Lévêque, 2001). L'effectif d'un peuplement rend également compte, puisqu'il en dépend, de la capacité d'accueil du milieu, en termes de ressources et / ou d'espace.

La densité totale (Dt) a été définie comme le nombre total d'individus, tous taxa confondus, présents dans une unité de surface. La benne Van-Veen utilisée échantillonnant une surface de 0,1 m², la densité a été exprimée en ind / 0,1 m². Elle a été calculée pour chaque réplicat.

- **Richesse taxonomique et diversité biologique**

La variété des espèces, que l'on appelle aussi "diversité biologique", a des implications sur la nature et l'importance des flux de matière et d'énergie au sein des écosystèmes. À l'échelle des peuplements, les relations interspécifiques, la compétition pour la ressource ou

l'espace, la prédation et la coopération sont les facteurs principaux régulant la croissance des populations. Il a été montré expérimentalement qu'une grande diversité biologique favorisait la productivité et la stabilité de l'écosystème. Au sein d'un écosystème ou à l'échelle plus petite des peuplements, chaque espèce a une fonction écologique (Loreau, 2000). Chacune d'elle, agissant individuellement ou par groupe au sein d'un réseau trophique, a une influence sur la nature et l'importance des flux de matières et d'énergie au sein d'un écosystème (Lévêque, 2001). Chaque espèce occupant une fonction dans les différents processus écosystémiques, une grande richesse spécifique permet d'optimiser d'une part, l'utilisation des ressources dans un environnement variable, et d'autre part, d'augmenter la probabilité de la présence de toutes les fonctions dans ce système (Chapin *et al.*, 1997).

La richesse taxonomique (S) a été définie comme le nombre de taxa présents au sein de chaque prélèvement. Elle a été exprimée en taxa / 0,1m². La diversité biologique a été appréhendée par la diversité taxonomique qui est fonction du nombre de taxa présents et de la régularité avec laquelle les individus sont distribués entre ces taxa. Dans un peuplement équilibré les individus sont plus ou moins équitablement répartis entre les différents taxa; dans un peuplement perturbé, un, ou un très petit nombre de taxa, tend à proliférer et à dominer le peuplement. La diversité taxonomique a été calculée, pour chaque réplicat, à l'aide de l'indice de diversité de Shannon (Shannon et Weaver, 1949) et de l'équitabilité (Piélou, 1966). Afin de comparer les stations malgré leurs densités totales très différentes, deux méthodes graphiques ont été utilisées en complément : la méthode de raréfaction de Sanders (Sanders, 1968) corrigée par (Hurlbert, 1971) et le modèle DIMO (Qinhong, 1995).

L'indice de diversité de Shannon et l'équitabilité

L'indice de diversité de Shannon (H') est l'indice le plus couramment utilisé en écologie. Sa valeur dépend directement de la proportion représentée par chaque taxa au sein du peuplement en terme de nombre d'individus :

$$H' = -\sum_{i=1}^{S} \frac{N_i}{N} . \log_2 \frac{N_i}{N}$$

Avec : N = effectif du prélèvement
N_i = effectif du taxa i dans le prélèvement
S = nombre de taxa dans le prélèvement

H' est nul si tous les individus du peuplement appartiennent à un seul et même taxa. Il est faible si une ou un petit nombre de taxa domine le peuplement. Il est maximal et égal à $\log_2 S$ quand tous les individus sont équitablement répartis entre les espèces. Afin de comparer

les prélèvements ou les peuplements entre eux, H' a été complété par le calcul de l'équitabilité (J') (Piélou, 1966) qui est le rapport de H' sur sa valeur maximale pour un prélèvement contenant S taxa :

$$J' = \frac{H'}{H'_{max}}$$

Avec H' = Indice de Shannon
$H'_{max} = \log_2 S$ = valeur maximale de H' en cas d'équirépartition des individus

Le modèle DIMO

Le modèle DIMO (Diversity Monitoring) a été proposé comme un outil de surveillance des modifications au sein des peuplements par Qinhong (1995). Ce modèle permet de visualiser en une seule représentation la richesse taxonomique, l'indice de Shannon et l'équitabilité. Dans ce modèle, chaque prélèvement i est associé à un couple de coordonnées ($\log_2 S$; H') et peut ainsi être représenté dans le plan (x; y). La tangente de l'angle α formé entre [O; x) et [O; i] représente alors J' ($\tan(\alpha) = \frac{H'}{\log_2 S} = J'$). La bissectrice du plan (x; y) est telle que $\text{Log}_2 S = H'$ représente alors H'max puisque, par définition, $\text{Log}_2 S = H'_{max}$.

La méthode de raréfaction

La méthode de raréfaction de Sanders (1968) corrigée par Hurlbert (1971) permet de montrer la répartition relative des individus entre les différents taxa. Elle consiste à calculer le nombre de taxa potentiellement présents (nombre de taxa attendus) dans un prélèvement théorique dont la taille serait inférieure à celle de l'échantillon prélevé (prélèvement réel) :

$$S' = \sum_{i=1}^{S} 1 - \frac{C_{N-N_i}^{N'}}{C_N^{N'}} \qquad \text{où } C_N^{N'} = \frac{N!}{N'!(N - N')!}$$

Avec : S' = nombre de taxa attendus dans un prélèvement théorique de N' individus
S = nombre total de taxa présents dans le prélèvement réel
N = nombre total d'individus de le prélèvement réel
N_i = effectif de l'espèce de rang i dans le prélèvement réel

Les valeurs obtenues permettent de construire en coordonnées arithmétiques le graphe $S' = f(N')$. L'allure de ce graphe dépend de la distribution des individus entre les différents taxa et donc de la diversité de la communauté. Cette méthode permet de comparer aisément des prélèvements dont les effectifs réels sont très différents.

Analyses des données

Les distributions des densités totales, des richesses taxonomiques, de l'équitabilité et de l'indice de Shannon, de chaque prélèvement ont été comparées grâce à la même démarche statistique que celle utilisée pour les paramètres physico-chimiques (cf. III.1.2.4. p 39). Dans ce chapitre, seulement deux facteurs ("station" et "temps") ont été utilisés dans les analyses. Le numéro du réplicat a été considéré comme le facteur aléatoire.

La diversité a été comparée à l'aide des différents indices présentés ci-dessus (cf. IV.1.2. p 95). L'utilisation du modèle DIMO a permis de faire une analyse globale et de comparer les distributions des paramètres de la diversité des trois stations. Afin d'approfondir les résultats présentés par ce modèle, l'indice de Shannon et l'équitabilité ont été étudiés indépendamment. Dans une troisième étape, la méthode de raréfaction a été utilisée pour affiner la comparaison des peuplements des trois stations malgré leurs effectifs très différents.

IV.1.2.2. Résultats

Densité totale

La valeur médiane de la densité totale du peuplement sur l'ensemble de la période d'étude, a été environ deux fois plus élevée à PA et SLT Rhône qu'à SLT Fos (Tableau IV I). Malgré les variations temporelles, c'est toujours dans ces deux stations que les valeurs les plus élevées ont été enregistrées (Figure IV 1).

Tableau IV I : Résumé des distributions de la densité totale du peuplement à SLT Fos, PA et SLT Rhône de mars 2004 à juillet 2006. En rouge = statistiquement significatif ou statistiquement différent.

Station	n	Densité totale (ind/0,1 m²)			Statistiques	
		Q1	M	Q3	Levene	ANOVA ou Kruskal-Wallis
SLT Fos	38	313	**392**	466	F (2; 105) = 7,12 **	H(2; N=108) = 49,64 ***
PA	39	617	**786**	924		
SLT Rhône	31	552	**711**	900		

En termes de variations temporelles, aucune variabilité interannuelle n'a été relevée quelle que soit la station considérée. À l'échelle des campagnes, les variations de la densité totale ont été très différentes entre les trois stations. À SLT Fos et à SLT Rhône, ce paramètre a décrit des oscillations avec des maxima au printemps et en été. À PA, plusieurs phases ont pu être mises en évidence (Figure IV 1) :

- De mars 2004 à février 2005, la densité totale a diminué régulièrement ($D_t = -37{,}6t + 1214{,}7$; r = 0,90** avec Dt : densité totale et t en mois).
- De mars 2005 à juin 2005, la diminution a cessé et des variations saisonnières se

sont amorcées.

- De juin 2005 à juillet 2006, les variations à PA sont devenues parallèles avec celles de SLT Fos (corrélation : 0,81*).
- En juillet 2006, la situation était telle, qu'à PA, la densité médiane était deux fois plus élevée que celle de SLT Fos et toujours comparable avec celle de SLT Rhône.

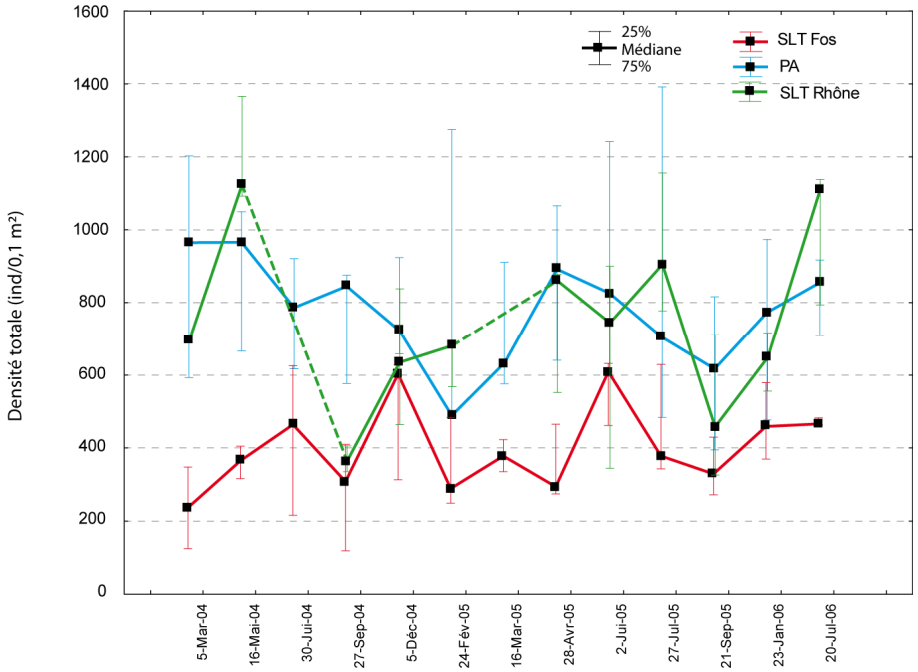


Figure IV 1 : Variations temporelles de la densité totale (ind / 0,1m) à SLT Fos, PA et SLT Rhône de mars 2004 à juillet 2006.

Richesse taxonomique

Sur l'ensemble des prélèvements, toutes stations confondues, un total de 250 taxa différents ont été identifiés (cf. liste des taxa en annexe). La richesse taxonomique du peuplement était significativement plus élevée à PA qu'aux deux autres stations (Tableau IV II) avec une valeur médiane de 65 ± 16 taxa / 0,1m². À SLT Fos et SLT Rhône, elle est restée comparable tout au long de la période d'étude (Figure IV 2) en décrivant, au cours du temps, des oscillations de faible amplitude (espace interquartile = 7 taxa / 0,1 m² à SLT Fos et à 8 taxa / 0,1 m² à SLT Rhône). Quel que soit le site, aucune variabilité interannuelle n'a été mise en évidence. À PA, l'importante variabilité était induite par une augmentation quasi continue du nombre de taxa / 0,1 m² ($S = 6{,}19\,Ln(t) + 48{,}35$; $R^2 = 0{,}24$* avec S : nombre de taxa / 0,1m² et t en mois) (Figure IV 2). En mars 2004, le peuplement de PA comptait 54 ± 6 taxa / 0,1 m² et en juillet 2006, il en comptait 70 ± 9 taxa / 0,1 m². Un maximum de 76 ± 12 taxa / 0,1 m² a été enregistré en janvier 2006.

Tableau IV II : Résumé de la distribution de la richesse taxonomique (taxa / 0,1 m²) à SLT Fos, PA et SLT Rhône. En rouge = statistiquement significatif ou statistiquement différent.

Stations	n	Q1	M	Q3	Statistiques	
					Levene	ANOVA ou Kruskal-
SLT Fos	38	45	**47**	52	F (2; 105)=4,38	H(2; 108) = 63,75
PA	39	58	**65**	74	*	***
SLT Rhône	31	48	**53**	56		

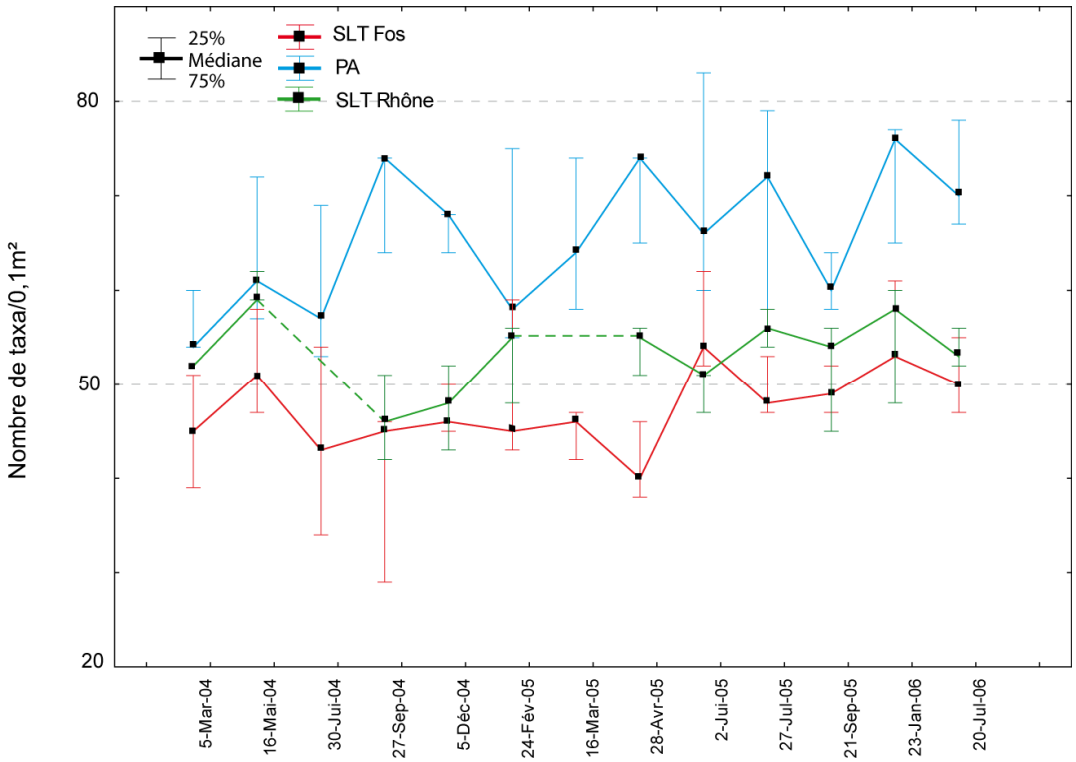


Figure IV 2 : Variations temporelles de la richesse taxonomique à SLT Fos, PA et SLT Rhône entre mars 2004 et juillet 2006.

Diversité

- **Le modèle DIMO : L'indice de Shannon et équitabilité**

L'analyse du graphe issu du modèle DIMO (Figure IV 3) permet de caractériser les trois stations SLT Fos, PA et SLT Rhône en fonction de leur indice de Shannon et de leur équitabilité. Sur l'ensemble des mesures effectuées, l'indice de Shannon avait des valeurs comprises entre 3,27 et 4,98 et sa distribution n'était pas significativement différente entre les stations (Tableau IV III). L'équitabilité était comprise entre 0,57 et 0,84 et c'est à PA, qu'elle était la plus faible. La forme et la taille des nuages de points a permis de montrer d'importantes différences de variabilité des paramètres mais aussi une forte superposition des valeurs entre les trois stations. Le plus grand nuage, selon les deux axes et le long de la bissectrice, était celui de PA traduisant une plus grande variabilité, à la fois de l'indice de Shannon et de l'équitabilité. Le nuage de SLT Rhône était circulaire et son étalement réduit.

L'indice de Shannon n'a pas été significativement différent entre les trois stations à cause de l'importante variabilité entre les réplicats (Tableau IV III). Cependant, les variations temporelles étaient très différentes avec une augmentation régulière à PA et à SLT Rhône (Figure IV 4a) ($H' = 0,43Ln(t) + 3,24$; $R^2 = 0,51^{**}$ à PA; $H' = 0,40Ln(t) + 3,1$; $R^2 = 0,48^{*}$ à SLT Rhône avec H' = Indice de Shannon; t en mois). À SLT Fos, la dynamique était très différente avec des valeurs plus élevées en mars et mai 2004 que pendant tout le reste de la période d'étude (Figure IV 4a) et, ensuite des oscillations de grande amplitude. Plusieurs maxima ont été enregistrés au printemps et en été. À partir de septembre 2004, la valeur de l'indice de Shannon est devenue plus élevée à PA qu'aux deux autres sites sans en être significativement différente (Figure IV 4 a).

Tableau IV III: Résumé des distributions des paramètres de la diversité du peuplement à SLT Fos, PA et SLT Rhône de mars 2004 à juillet 2006. En rouge = statistiquement significatif ou statistiquement différent.

Stations	Descripteurs	Indice de Shannon	Équitabilité
SLT Fos n=38	Q1	4,17	0,75
	M	**4,32**	**0,77**
	Q3	4,44	0,79
PA n=39	Q1	4,28	0,71
	M	**4,50**	**0,75**
	Q3	4,73	0,79
SLT Rhône n=31	Q1	4,18	0,73
	M	**4,31**	**0,77**
	Q3	4,50	0,78
Test de Levene	F (2; 105)	2,53	2,53
	p	ns	ns
ANOVA	F (2; 105)	2,71	5,73
	p	ns	**

La distribution de l'équitabilité était significativement différente à PA en raison d'une variabilité plus élevée (Tableau IV III). En termes de variations temporelles (Figure IV 4b), l'équitabilité tendait à augmenter à PA et SLT Rhône, à l'inverse de ce qui a été enregistré à SLT Fos jusqu'à septembre-décembre 2004. Tout au long de l'étude, les variations de ce paramètre ont suivi les variations de l'indice de Shannon (coefficient de corrélation entre H' et J' : $r = 0,93^{***}$ sur l'ensemble des prélèvements).

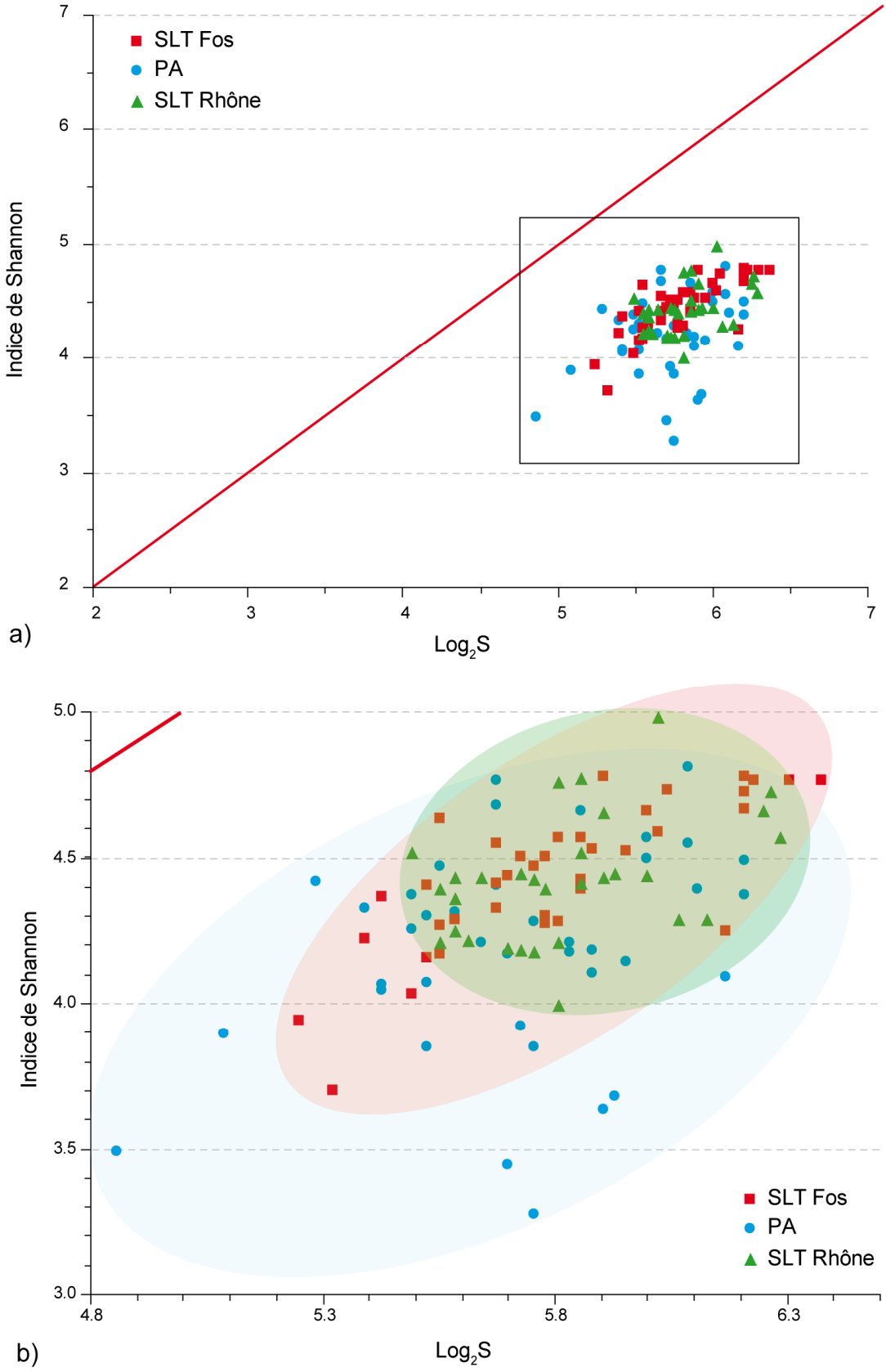


Figure IV 3 : DIMO. Graphe rassemblant SLT Fos, PA et SLT Rhône. a) à grande échelle b) à petite échelle, le graphe est centré sur les prélèvements.

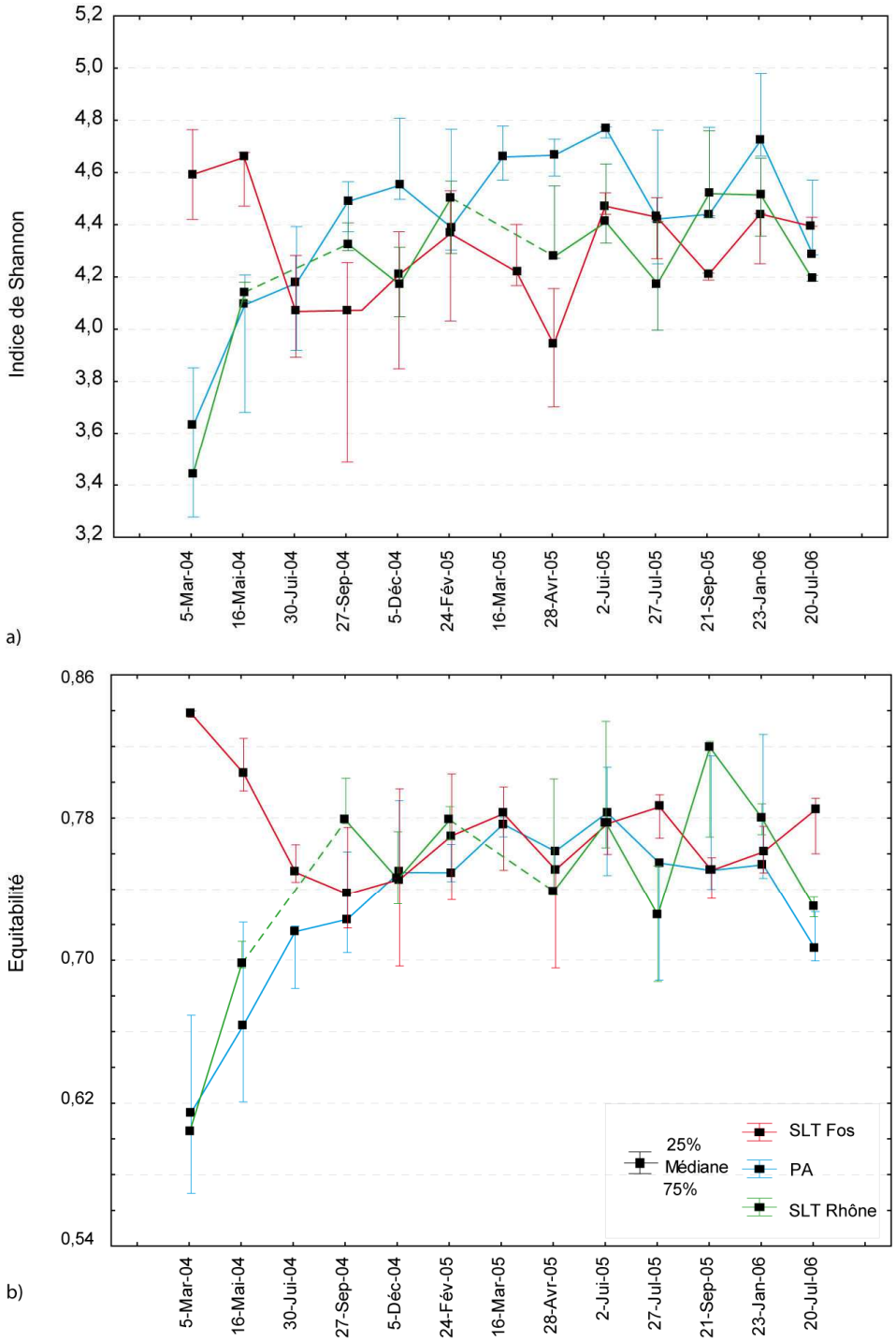


Figure IV 4 : Variations temporelles de l'indice de Shannon (a) et de l'équitabilité (b) à SLT Fos, PA et SLT Rhône entre mars 2004 et juillet 2006.

- **Méthode de raréfaction**

La méthode de raréfaction a permis de mettre en évidence que, dans les peuplements des sédiments clapés (PA), la diversité a augmenté régulièrement et est devenue et est restée supérieure à celle des peuplements des deux autres sites (Figure IV 5a) dès l'été 2004. Cette augmentation s'est traduite par une gamme de variation beaucoup plus large qu'aux deux

autres stations (Figure IV 5b). À SLT Fos, la diversité était maximale au cours des hivers et des printemps mais, dans l'ensemble, elle n'a pas montré de tendance particulière (Figure IV 5a). À SLT Rhône, elle est restée stable au cours du temps avec une gamme de variation très étroite (Figure IV 5b).

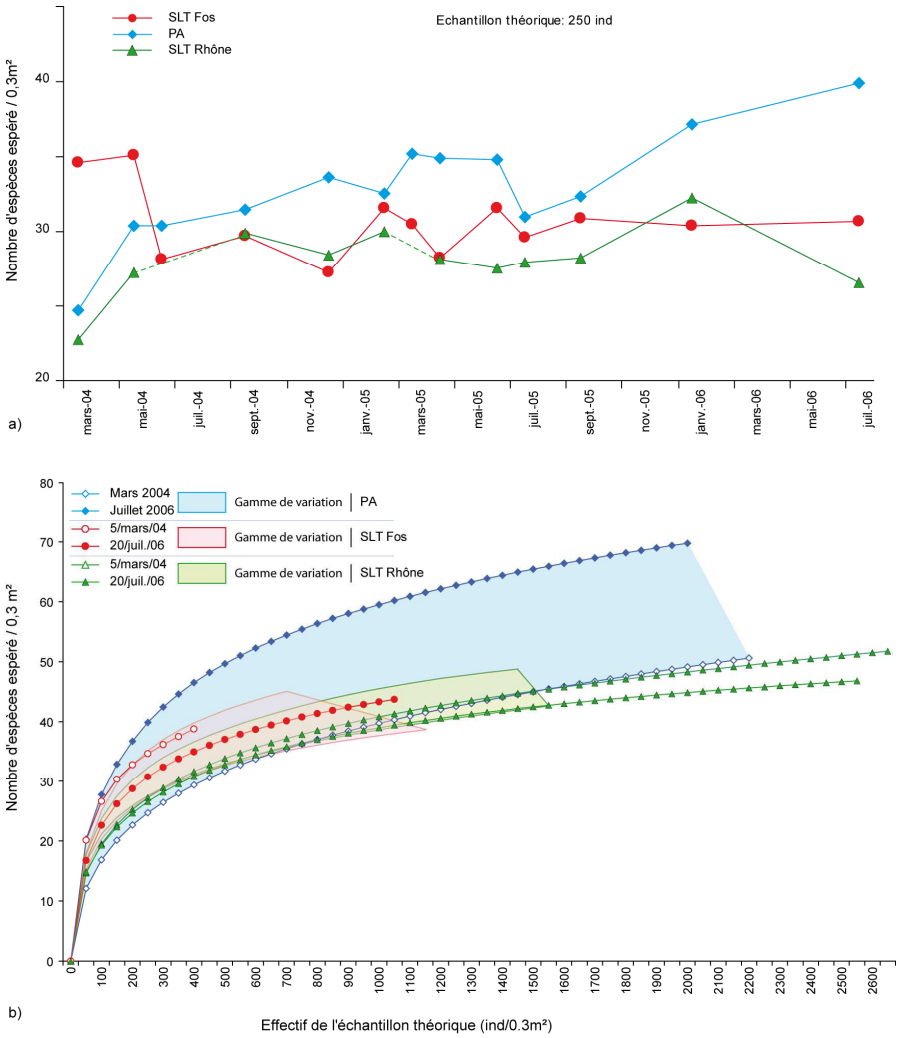


Figure IV 5 : Résultats de la méthode de raréfaction. a) Variations temporelles de S' : nombre attendu de taxa dans un prélèvement de taille théorique de 250 ind / 0,3 m². b) Courbes de raréfaction : début et fin de la période d'étude à SLT Fos, PA et SLT Rhône et gamme de variation.

IV.1.3. Composition taxonomique

IV.1.3.1. Méthodologie

Du phylum à l'espèce

Les trois stations ont été comparées à partir de la composition taxonomique du peuplement en progressant depuis le niveau "phylum" jusqu'au niveau spécifique. Les taxa communs et exclusifs ont été comparés entre les trois stations. Les taxa exclusifs ont été

définis comme les taxa présents dans une seule station et les taxa communs comme ceux présents dans les trois stations à la fois.

Afin de s'affranchir des importantes différences de taille des peuplements entre les stations (densité totale), la fréquence relative des taxa a été préférée à leur abondance (nombre d'individus). La fréquence relative (F_i) d'un taxa donné a été définie comme le rapport de la densité de ce taxa sur la densité totale du réplicat. Elle a été exprimée en % :

$$F_i = \frac{D_i}{D_t} \times 100$$

Avec D_i = Densité du taxa i dans un prélèvement donné
D_t = densité totale du prélèvement donné

Les fréquences relatives des différents taxa ont comparées entre les stations, à l'aide des analyses statistiques déjà utilisées (tests de Levene et Anova ou tests de Kruskal-Wallis) (cf. p 97).

Similarité : Indice de Jaccard

La similarité de composition entre les peuplements moyens a été appréhendée à l'aide de l'indice de distance de Jaccard (Frontier et Pichod-Viale, 1993). Cet indice se base sur la composition des peuplements en terme de présence-absence des taxa et se calcule de la façon suivante :

$$\text{Jaccard} = \frac{a}{a + b + c} = \frac{a}{Ni + Nj - a}$$

Avec : i et j, deux prélèvements distincts
N = nombre de taxa
a = nombre de taxa communs à i et j
b et c = nombre de taxa présents seulement dans i (b) ou seulement dans j (c)

Cet indice a été calculé sur le peuplement moyen de chaque station (densité moyenne sur tous les prélèvements de chaque station). Le choix de la moyenne, à la place de la médiane, dans ce cas, n'a pas d'incidence sur les résultats parce que l'indice se base uniquement sur la présence ou l'absence des taxa. Les données ont été codées en binaire en fonction de l'absence (0) ou de la présence des espèces (1). Une matrice de distance a ensuite permis de calculer la similarité entre les stations deux à deux. Dans une seconde étape, la variation temporelle de la similarité entre les stations a été étudiée à partir de la valeur de l'indice de Jaccard.

Taxa dominants et / ou ayant eu des variations temporelles "remarquables"

Les cortèges des taxa les plus représentés dans chacun des peuplements ont été comparés entre les stations à partir, d'une part, des taxa avec une **occurrence de 100 %** et, d'autre part, avec ceux qui avaient la **fréquence relative** la plus élevée. Dans un nombre P de prélèvements, l'occurrence d'un taxa i dépend du nombre de fois où ce taxa est présent. Elle se calcule de la façon suivante :

$$\text{Occurence} = \frac{\text{Pi}}{\text{P}} \times 100$$

avec P_i = le nombre de prélèvements où le taxa i est présent
P = nombre total de prélèvements.

L'occurrence a été calculée pour les taxa les plus représentatifs (fréquences relatives les plus élevées) au sein de chaque station et elle a été exprimée en pourcentage.

Afin d'appréhender la variabilité temporelle intra-site de la fréquence relative des taxa sélectionnés, la même démarche statistique que précédemment a été mis en œuvre en n'utilisant que le facteur "temps". Le "temps" a été, selon le cas, la date d'échantillonnage ou l'année. D'éventuelles tendances linéaires ont été recherchées à l'aide de régressions linéaires.

L'algorithme des k-moyennes utilisé dans le paragraphe "granulométrie" (cf. III.1.2.4. p 39) a permis de regrouper, au sein de chaque station, les taxa qui ont décrit la même dynamique temporelle et/ou qui avaient des fréquences moyennes comparables. Cette méthode a été appliquée sur les fréquences de l'ensemble des taxa présents au sein de chacune des stations prises séparément. Le choix a été fait de constituer 3 groupes. Dans une deuxième étape, l'évolution temporelle des taxa issus de cette analyse a été suivie et comparée entre les trois stations. À ces taxa, ont été ajoutés ceux qui ont montré des distributions de fréquences relatives significativement différentes entre les stations.

IV.1.3.2. Résultats

Phylums et familles

Douze phylums différents ont été identifiés (Tableau IV IV). Quel que soit le site, le peuplement était dominé par les annélides polychètes qui représentaient plus de 75 % des individus. Au sein de chaque prélèvement, on a pu dénombrer au moins six phylums différents avec toujours les annélides polychètes, les arthropodes crustacés, les mollusques et les némertes. Les échinodermes étaient présents dans plus de 80 % des prélèvements, et les

siponcles dans près de 50 %. Les six autres phylums (cnidaires, chordés, hémichordés, nématodes, phoronidiens et plathelminthes) n'étaient présents que sporadiquement.

Tableau IV IV : Liste des phylums présents dans les prélèvements, toutes stations et toutes campagnes confondues.

Taxa		
Annélides (Polychètes)	Échinodermes	Némertes
Arthropodes (Crustacés)	Hémicordés	Phoronidiens
Cnidaires	Mollusques	Plathelminthes
Chordés	Nématodes	Siponcles

- **Les phylums**

La dominance des annélides polychètes était statistiquement plus importante à PA et SLT Rhône qu'à SLT Fos (Tableau IV V). Ce taxa représentait en effet 83,30 ± 6,11 % des individus à PA sur l'ensemble de la période d'étude. Cette proportion est restée relativement constante au cours du temps (Figure IV 6). Du même ordre de grandeur que celle de SLT Rhône, la fréquence des annélides polychètes est restée la plus élevée à PA tout au long de la période d'étude. Quelle que soit la station, les variations temporelles étaient de forte amplitude et aucune tendance significative n'a été mise en évidence (Figure IV 6).

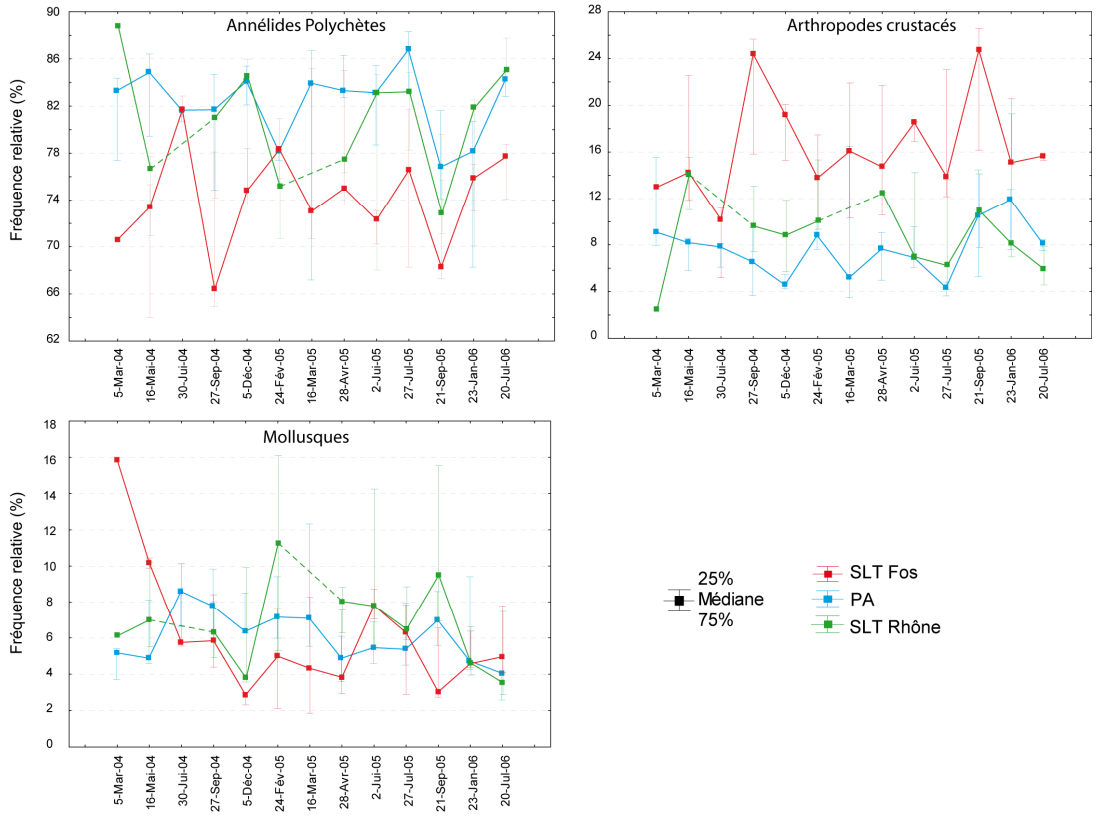


Figure IV 6 : Variation temporelle de la fréquence relative des annélides polychètes, des arthropodes crustacés et des mollusques dans les peuplements de SLT Fos, PA et SLT Rhône.

Tableau IV V : Résumé des distributions des fréquences des différents phylums à SLT Fos, PA et SLT Rhône. En rouge = statistiquement significatif ou statistiquement différent.

Station n	Descripteurs	Annélides	Crustacés	Mollusques	Némertes	Autres
PA n=39	**Q1**	78,94	5,15	4,22	2,72	0,15
	M	**83,30**	**7,64**	**5,77**	**3,15**	**0,25**
	Q3	85,05	9,30	7,28	3,63	0,47
SLT Fos n=38	**Q1**	70,98	12,93	3,66	1,22	0,22
	M	**75,12**	**15,98**	**5,44**	**1,73**	**0,28**
	Q3	78,78	20,92	7,56	2,37	0,50
SLT Rhône n=31	**Q1**	74,78	7,00	4,99	2,11	0,16
	M	**78,18**	**9,61**	**6,40**	**2,54**	**0,26**
	Q3	84,72	13,13	8,66	4,05	0,44
Test de Levene	**F (2; 105)**	2,25	6,85	2,45	1,63	2,23
	p	ns	**	ns	ns	ns
ANOVA ou Kruskal-Wallis	**F (2; 105)**	14,61		2,31	22,01	0,26
	H (2; N = 108)		51,12			
	p	***	***	ns	***	ns

Les arthropodes crustacés, second groupe par ordre de dominance dans les peuplements, ont représenté jusqu'à plus de 25 % des individus à SLT Fos . Leur fréquence relative était significativement inférieure à PA et SLT Rhône qu'à SLT Fos (Tableau IV V). Contrairement à ce qui a été observé pour les annélides polychètes, leur fréquence a montré des variations temporelles importantes (Figure IV 6). À SLT Fos, elle a décrit une tendance à l'augmentation masquée par une importante variabilité. Deux maxima à plus de 25 % ont été enregistrés en septembre 2004 et 2005. À PA, une phase de décroissance continue a été mise en évidence entre mars et décembre 2004 passant de 9,11 % à 4,56 %. Sur le reste de la période d'étude, cette proportion a très peu varié entre 8,29 à 8,79 % avec des légers pics en hiver. À SLT Rhône, aucune tendance temporelle particulière n'a été mise en évidence et les variations de la fréquence relative sont restées de faible amplitude.

Les mollusques étaient au troisième rang des phylums les plus représentés dans les peuplements. Comparable entre les trois sites, leur fréquence n'a pourtant jamais dépassé 7 % (Tableau IV V). Les variations temporelles des fréquences des mollusques étaient très différentes entre les stations (Figure IV 6) : (1) À SLT Fos, une phase de diminution (mars à décembre 2004) puis une phase de stabilité; (2) À PA, une phase d'augmentation (de 5,15 % à 11,63 % entre mars à 2004 et mars 2005) puis une phase de stabilité; (3) à SLT Rhône, une succession d'oscillations avec deux pics importants (février et juin 2005).

Hormis les némertes qui ont régulièrement atteint 2 % à 3 % (jusqu'à 7 %) et qui ont régulièrement augmenté à PA (de 1,9 à 3,63 %) (Tableau IV V), tous les autres phylums n'ont dépassé que très rarement les 2 %. Les échinodermes ont atteint au maximum une proportion

de 2,37 %, les nématodes 2,25 % et les siponcles 1,47 %. Tous les autres n'ont jamais dépassé les 1 %.

- **Les familles**

Dans les trois stations, le peuplement des polychètes, a, sur un total de 34 familles différentes, toujours été dominé par la famille des spionidae qui ont représenté, selon la station, de 22,37 % à 34,00 % du peuplement (Figure IV 7). Les paraonidae ont représenté plus de 25 % à SLT Fos, et entre 17 et 20 % aux deux autres stations. Au troisième rang, se trouvait la famille des lumbrineridae qui a représenté dans les trois stations de 10 à 15 %.

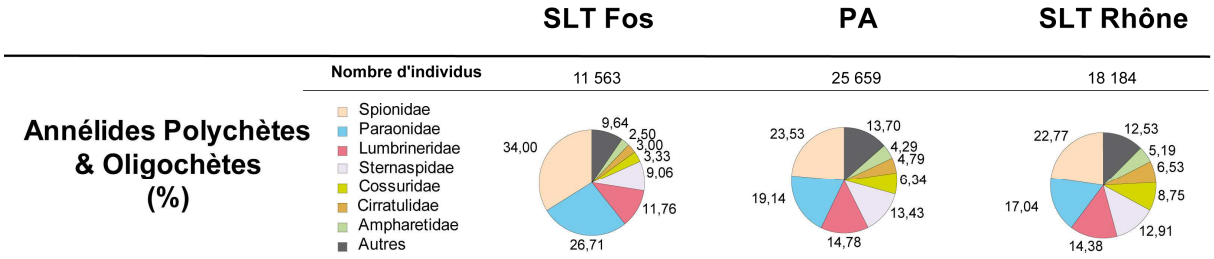


Figure IV 7 : Répartition des familles (%) au sein des Annélides. Comptage effectué sur l'ensemble des individus prélevés à SLT Fos, PA et SLT Rhône sur l'ensemble de la période d'étude de mars 2004 et juillet 2006.

Au sein des crustacés (33 familles au total) et des mollusques (24 familles), une seule famille dominait très largement : les cumacés pour les arthropodes crustacés avec une proportion plus élevée à SLT Fos et les thyasiridae pour les mollusques.

Pour les autres phylums, dans de nombreux cas, les individus étant peu nombreux, l'identification jusqu'à l'espèce n'a pas toujours été réalisée.

Composition taxonomique du peuplement et similarité

Le plus grand nombre de taxa a été relevé à PA avec 208 taxa contre 176 à SLT Fos et 163 à SLT Rhône. Sur un total de 250 taxa (cf. p 99), 132 taxa étaient communs aux trois sites. C'est également à PA, qu'a été relevé le plus grand nombre de taxa exclusifs (51 contre 19 à SLT Fos et 16 à SLT Rhône).

Sur l'ensemble de la période d'étude, la composition des trois peuplements a montré une similarité comprise entre 61 et 71 % avec une similarité plus élevée entre SLT Fos et SLT Rhône. Le peuplement de PA a montré 63 % de similarité avec SLT Fos et 61 % avec les deux autres stations. Au cours du temps, la station PA a présenté une similarité plus élevée avec la station SLT Rhône qu'avec SLT Fos jusqu'à juillet 2005 (Figure IV 8). La similarité entre PA et SLT Fos (PA-Fos) d'abord faible (< 50 %) a montré une augmentation rapide à

partir du printemps 2005. Après juillet 2005, la similarité PA-Fos est devenue supérieure à la similarité entre PA et SLT Rhône (PA-Rhône) et à la similarité Fos-Rhône.

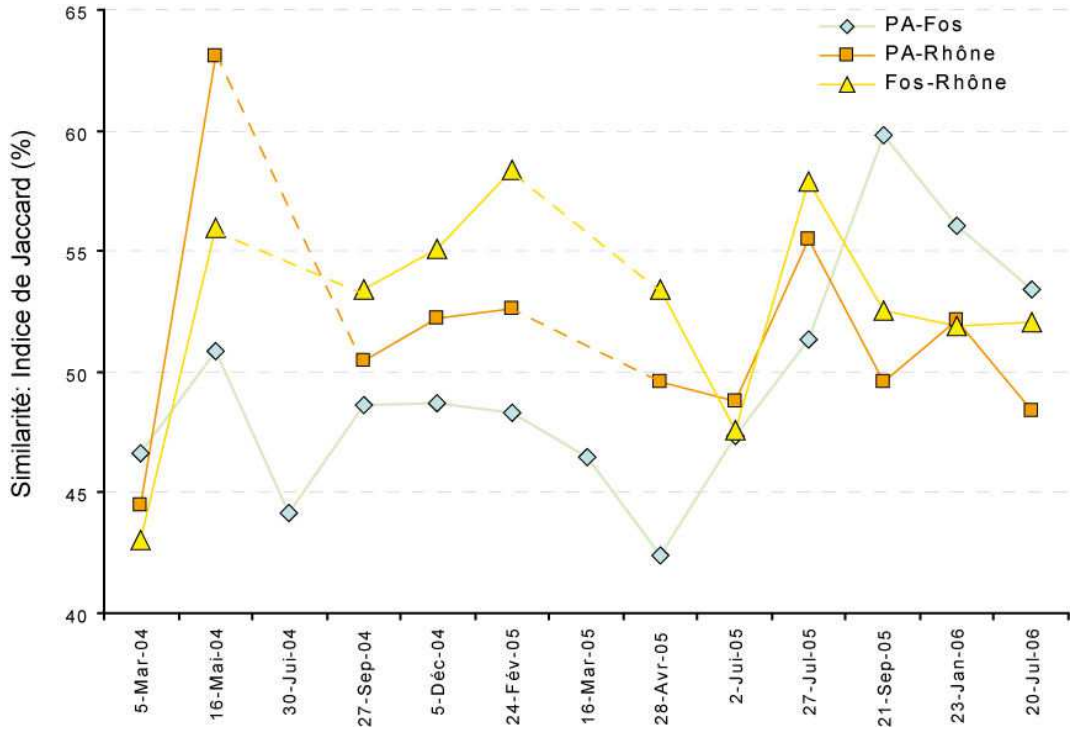


Figure IV 8 : Variation temporelle de la valeur de l'indice de Jaccard entre SLT Fos, PA et SLT Rhône prise deux à deux. L'indice a été calculé sur les peuplements moyens à chaque campagne.

Taxa dominants et / ou ayant eu une dynamique temporelle remarquable

- **Taxa dominants**

Quatre taxa, tous des annélides Polychètes, *Aricidea claudiae*, *Chaetozone* cf. *setosa*, *Levinsenia* sp. et *Sternaspis scutata* étaient présents dans les 108 réplicats de cette étude (occurrence 100 %) (Tableau IV VI). Sept autres taxa, *Anobothrus gracilis, Cossura* sp., *Glycera rouxii, Laonice cirrata, Leucon (Leucon) mediterraneus, Lumbrineris latreilli* et *Prionospio fallax* avaient une occurrence de 100 % dans les prélèvements de PA et de SLT Rhône. Au total, on a dénombré 15 taxa à occurrence 100 % à SLT Rhône et 11 à PA, alors qu'à SLT Fos il y en avait seulement 6.

De 15 à 24 taxa, selon la station, ont eu une occurrence comprise entre 70 % et 99 %. Huit d'entre eux étaient communs aux trois stations (*Cauleriella caputesocis, Cauleriella sp.2, Magelona* cf. *minuta, Monticellina heterochaeta, Ninoe armoricana, Prionospio dubia, Prionospio ehlersi, Thyasira croulinensis*). Dans cette catégorie, c'est à SLT Rhône que le nombre de taxa était le plus faible et à SLT Fos qu'il était le plus élevé.

Tableau IV VI : Liste des taxa présents avec une occurrence de 100 % à SLT Fos, PA et SLT Rhône. En gras, taxa présent dans les 108 prélèvements.

Taxa	SLT Fos	PA	SLT Rhône
Anobothrus gracilis		X	X
Aricidea claudiae	**X**	**X**	**X**
Chaetozone* cf. *setosa	**X**	**X**	**X**
Cossura sp.		X	X
Glycera rouxii		X	X
Goniada maculata			X
Heteromastus filiformis	X		X
Laonice cirrata		X	X
Leucon (Leucon) mediterraneus		X	X
***Levinsenia* sp.**	**X**	**X**	**X**
Lumbrineris latreilli		X	X
Nephtys hystricis			X
Odontostomia ruffa			X
Prionospio cirrifera	X		
Prionospio fallax		X	X
Sternaspis scutata	**X**	**X**	**X**

En termes de fréquences relatives, le nombre de taxa rencontrés au moins une fois dans les 10 premiers rangs s'élevait à 44 à SLT Fos, et à seulement 31 à SLT Rhône et de 28 à PA. En considérant uniquement le premier rang, la différence entre les trois stations était encore plus marquée. À SLT Fos, *Levinsenia* sp. a occupé le premier rang dans 79 % des prélèvements (Tableau IV VII) avec une fréquence relative médiane sur l'ensemble de la période d'étude égale à 22,26 ± 9,84 %. À SLT Rhône, 5 taxa différents ont occupé au moins une fois le premier rang sans aucune succession d'espèces. Parmi ces 5 taxa on note une prépondérance de *Cossura* sp. et d'*A. claudiae* qui ont représenté, sur l'ensemble de la période d'étude, 12,51 ± 12 % et 12,99 ± 5,5 % du peuplement (Tableau IV VII). À PA, le premier rang a été occupé par 7 taxa différents et, les importantes variations de fréquence relative des taxa ont conduit à des successions d'espèces avec changement des taxa dominants (Tableau IV VII). En mars 2004, *Sternaspis scutata* et *Laonice cirrata* étaient les deux espèces les plus représentées avec des fréquences relatives dans le peuplement de 37,65 ± 14,53 % et 16,04 ± 3,84 % respectivement. Leur fréquence relative a progressivement diminué au profit de *Levinsenia* sp., *Lumbrineris latreilli*. La fréquence relative de ces derniers a augmenté continûment de mars 2004 jusqu'à juillet 2006 (Figure IV 9).

Tableau IV VII: Liste des taxa qui ont occupé au moins une fois le premier rang (en terme d'abondance) aux différentes stations. Nombre de prélèvements à SLT Fos, 38; à PA, 39 et à SLT Rhône, 31.

SLT Fos		PA		SLT Rhône	
Taxa	Occurrence au rang 1 (%)	Taxa	Occurrence au rang 1 (%)	Taxa	Occurrence au rang 1 (%)
Levinsenia sp.	79	*S. scutata*	28	*Cossura* sp.	45
P. fallax	8	*L. latreilli*	31	*A. claudiae*	26
Sternaspis scutata	5	*Levinsenia* sp.	18	*S. scutata*	23
L. mediterraneus	5	*Laonice cirrata*	10	*L. mediterraneus*	3
P. cirrifera	3	*Cossura* sp.	8	*Levinsenia* sp.	3
		L. mediterraneus	3		
		A. claudiae	3		

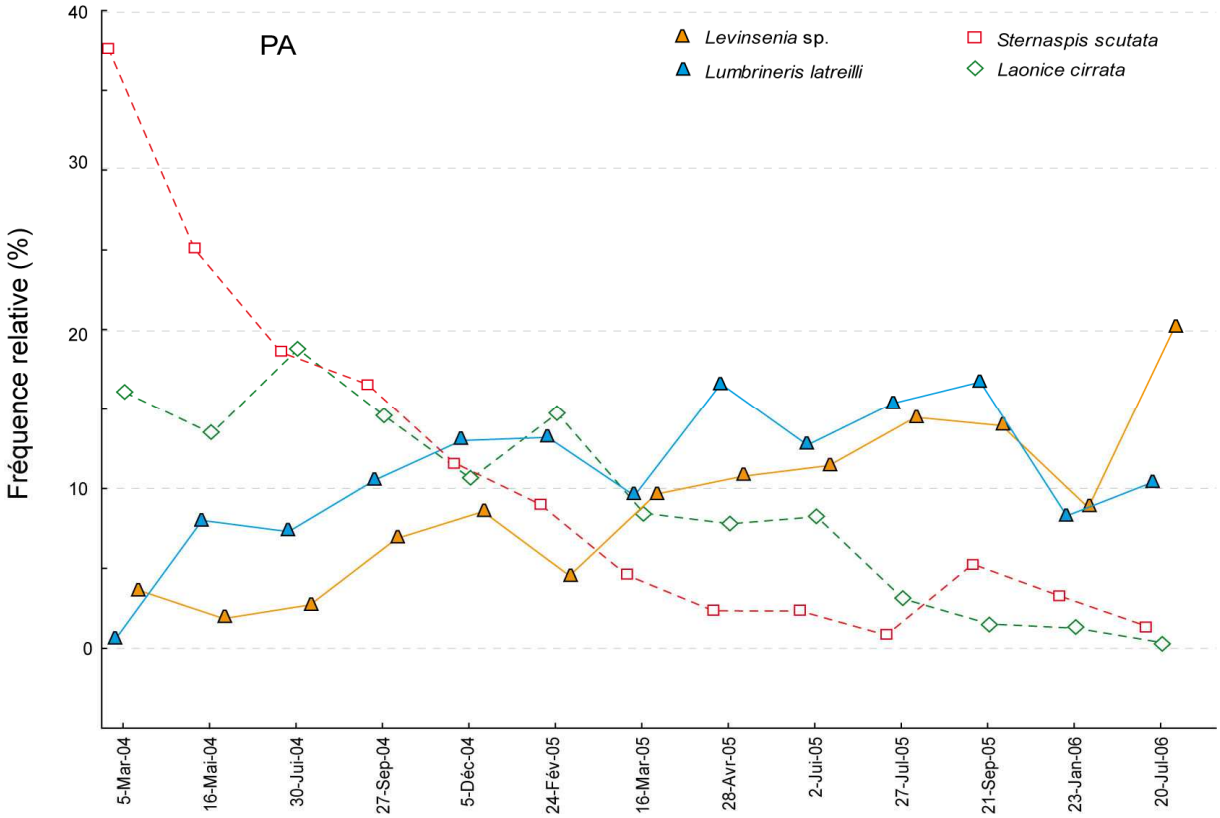


Figure IV 9 : Succession des espèces à PA de mars 2004 à juillet 2006. Fréquence relative de Levinsenia sp., Lumbrineris latreilli, Laonice cirrata et Sternaspis scutata. Valeur médiane, l'espace interquartile n'a pas été figuré pour la clarté du graphe.

- **Algorythme des k-moyennes**

Les trois groupes de taxa issus de l'analyse des k-moyennes étaient bien distincts avec des distances euclidiennes intergroupes comprises entre 5,73 et 21,55 (Tableau IV VIII). C'est à SLT Fos que ces distances intergroupes étaient les plus grandes.

Tableau IV VIII : Matrice de distance euclidienne entre les groupes de taxa (1, 2 et 3) issus de l'analyse des k-moyennes. Comparaison des stations SLT Fos, PA et SLT Rhône.

Groupes de taxa		SLT Fos		PA		SLT Rhône	
		1	**2**	**1**	**2**	**1**	**2**
SLT Fos	**1**	0					
	2	15,50	0				
	3	21,55	7,07				
PA	**1**			0			
	2			10,15	0		
	3			12,38	6,46		
SLT Rhône	**1**					0	
	2					9,83	0
	3					13,78	5,73

Dans chacune des stations, seuls quelques taxa (6 à SLT Fos, 9 à PA et 9 à SLT Rhône) constituaient les groupes 1 et 2 et ont eu une dynamique temporelle significative. Les groupes 3 rassemblaient tous les autres taxa. Dans tous les cas, les fréquences relatives des taxa constituant les groupes 3 étaient faibles et / ou n'ont pas eu de variations temporelles significatives.

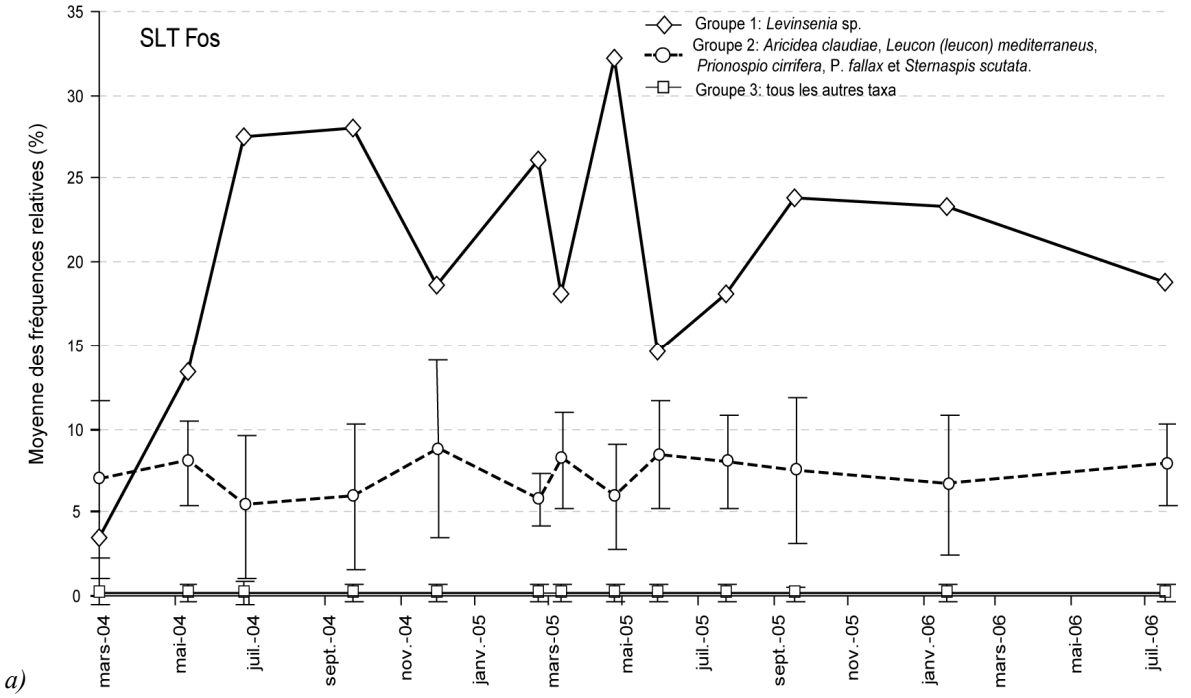
À SLT Fos, le groupe 1 était constitué d'une seule espèce (*Levinsenia* sp.) (Tableau IV IX) dont la fréquence relative moyenne a oscillé entre 13,40 % et 32,16 % (Figure IV 10 a) (excepté en mars 2004) mais sans tendance significative sur l'ensemble de la période d'étude. Le groupe 2 était composé de 5 espèces, sa fréquence relative moyenne a peu varié.

À PA, la fréquence relative du groupe 1, constitué de *Laonice cirrata* et *Sternaspis scutata* a diminué de façon continue de 26,73 % en mars 2004 jusqu'à 0,87 % en juillet 2006 (Figure IV 10 b). Inversement, la fréquence du groupe 2, composé de 7 taxa (Tableau IV IX) a augmenté de 2,68 % à 9,38 %.

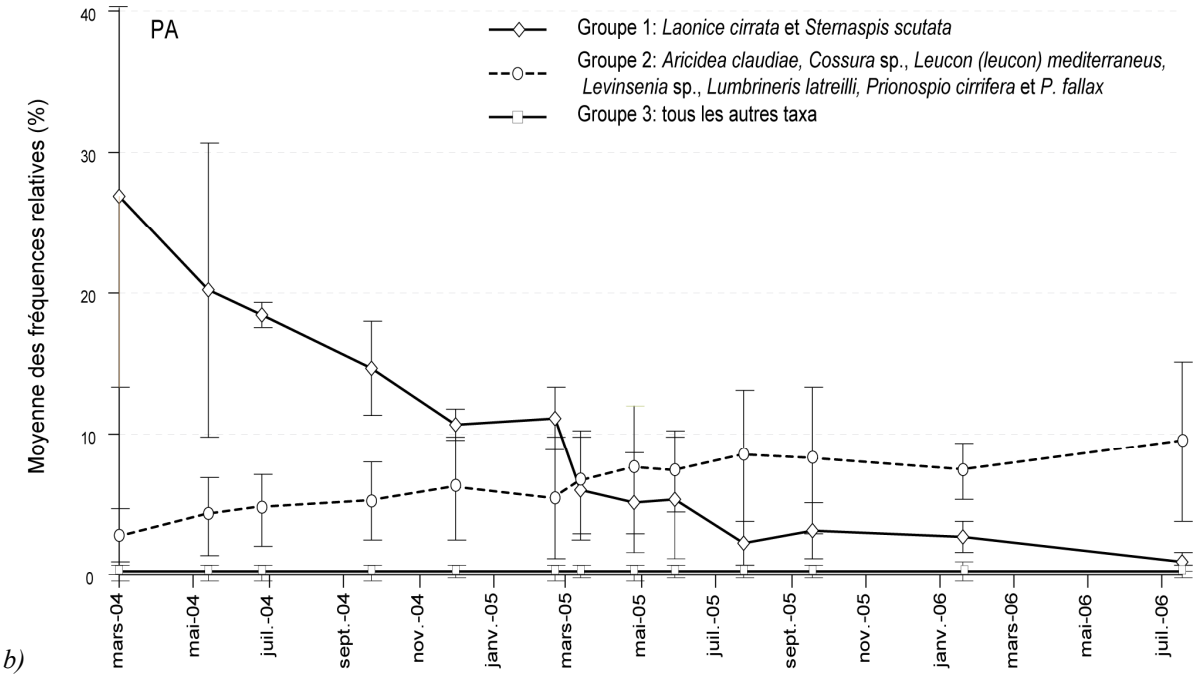
Tableau IV IX : Composition des trois groupes issus de l'algorithme des k-moyennes réalisé sur l'ensemble des peuplements de chacune des trois stations. Taxa (distance euclidienne au centre du groupe). Les taxa sont rangés par distance au centre croissante.

Groupes	SLT Fos	PA	SLT Rhône
1	*Levinsenia* sp.	*Laonice cirrata (3,70)*	*Aricidea claudiae (3,76)*
		Sternaspis scutata (3,70)	*Sternaspis scutata (3,76)*
2	*Prionospio cirrifera (2,74)*	*Aricidea claudiae (1,72)*	*Prionospio fallax (1,87)*
	Sternaspis scutata (2,92)	*Prionospio fallax (1,92)*	*Lumbrineris latreilli (2,01)*
	Prionospio fallax (3,04)	*L. (leucon) mediterraneus (3,04)*	*Heteromastus filiformis (2,57)*
	Aricidea claudiae (3,27)	*Prionospio cirrifera (3,24)*	*Levinsenia* sp. (2,72)
	L. (leucon) mediterraneus (4,19)	*Cossura* sp. (3,47)	*L. (leucon) mediterraneus (2,82)*
		Levinsenia sp. (4,10)	*Prionospio cirrifera (2,92)*
		Lumbrineris latreilli (5,42)	*Cossura* sp. (7,79)
3	Tous les autres taxa		

À SLT Rhône, le premier groupe était constitué d'*Aricidea claudiae* et de *Sternaspis scutata* dont la fréquence a diminué 26,97 % à 12,87 % entre mars 2004 et juillet 2006 (Figure IV 10c). Le groupe 2, constitué d'un cortège de 7 taxa non identique à celui de PA (Tableau IV IX), a décrit une augmentation dont les variations sont restées limitées entre 1,35 % et 6,34 %.



a)



b)

Figure IV 10 a et b : Variations temporelles de la moyenne des fréquences relatives des trois groupes d'espèces issus de l'algorithme de classification des k-moyennes à SLT Fos (a), PA (b). Moyenne ± écart-type.

c)

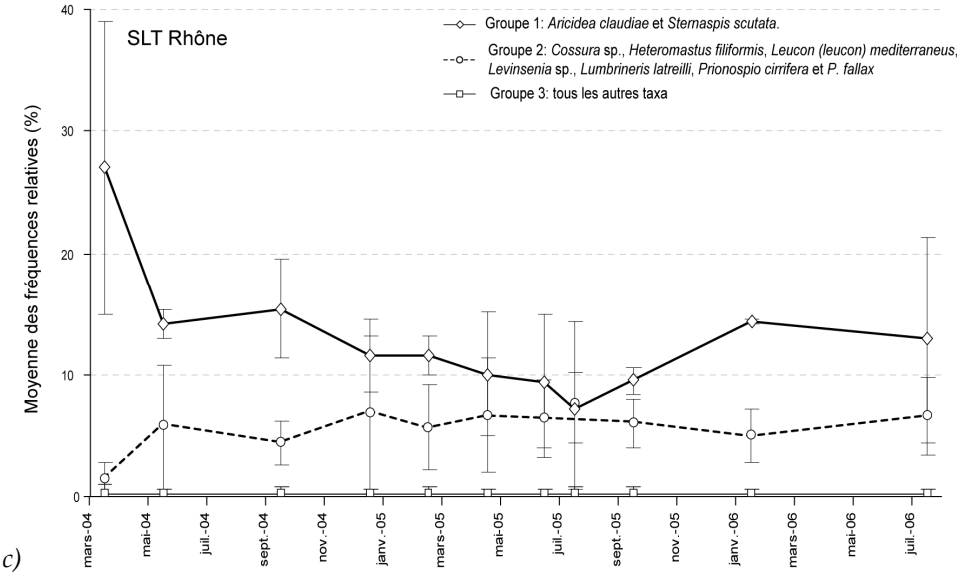


Figure IV 10 c : Variations temporelles de la moyenne des fréquences relatives des trois groupes d'espèces issus de l'algorithme de classification des k-moyennes à SLT Rhône (c). Moyenne ± écart-type.

- **Variations temporelles de la fréquence relative des taxa : comparaison entre les trois stations**

Les variations temporelles de la fréquence relative des 10 taxa issus des groupes 1 et 2 de l'analyse des k-moyennes ainsi que d' *Anobothrus gracilis, C. cf. setosa, M . cf. minuta, Monticellina dorsobranchialis, M. heterochaeta,, Ninoe armoricana et Prionospio ehlersi.* Ces 7 derniers taxa ont montré, sur l'ensemble de la période d'étude, une distribution significativement différente entre les stations (Tableau IV X). *Anobothrus gracilis* était significativement moins fréquente à SLT Fos qu'à PA et SLT Rhône et *Magelona* cf. *minuta* était significativement plus fréquente à PA. Les cinq taxa étaient significativement plus fréquents à SLT Fos.

Le cortège de SLT Fos

"Le cortège de SLT Fos" était composé des 9 taxa qui ont présenté dans presque toutes les campagnes des fréquences significativement plus élevée à SLT Fos qu'aux deux autres stations (Figure IV 11). Dans cette station, la fréquence relative de ces taxa a varié saisonnièrement avec des maxima au printemps et en été (cas de *Levinsenia* sp., de *Prionospio cirrifera* et de *P. ehlersi*), à la fin de l'été (cas de *Ninoe armoricana*) ou bien des oscillations irrégulières et de grande amplitude (cas de *Prionospio fallax*). À SLT Rhône, les variations de ces taxa étaient parallèles à celles de SLT Fos (cas de *Leucon (Leucon) mediterraneus,* de *Ninoe armoricana,* et de *Prionospio cirrifera*). Les fréquences de certains d'entre eux (cas de *C. cf. setosa,* de *Levinsenia sp.,* de

M. dorsobranchialis, et de *Prionospio fallax*) ont eu tendance à augmenter sur l'ensemble de la période d'étude. À PA, les fréquences de la plupart d'entre eux ont augmenté entre mars 2004 et juillet 2006, moment où ils ont atteint des fréquences comparables à celles de SLT Fos. À partir du printemps ou de l'été 2005, les fréquences de *L. (Leucon) mediterraneus,* de *Prionospio cirrifera* et de *Prionospio fallax* ont varié de façon synchrone entre les stations PA et SLT Fos.

Le cortège de PA

Le "cortège de PA" était composé de 4 taxa dont l'abondance et les variations temporelles les plus marquées ont été enregistrées à la station PA (Figure IV 11). Leurs fréquences relatives ont été jusqu'à 7 à 12 fois plus élevées dans cette station qu'aux deux autres (cas de *Laonice cirrata*). La dispersion de leur distribution y a également été beaucoup plus élevée. À PA, leur fréquence a, soit diminué de façon drastique (cas de *Laonice cirrata* ($F_{L.cirrata} = -1{,}48t + 19{,}54$ avec F : fréquence relative et t en mois; $R^2 = 0{,}87$ ***), de *Sternaspis scutata* ($F_{S.scutata} = -14{,}15Ln(t) + 35{,}21$ avec F : fréquence relative et t en mois; $R^2 = 0{,}95$ ***), et d'*Anobothrus gracilis*($F_{S.scutata} = -0{,}42t + 5{,}95$ avec F : fréquence relative et t en mois; $R^2 = 0{,}83$ ***), soit augmenté (cas de *Lumbrineris latreilli*). À SLT Fos et SLT Rhône, sur l'ensemble de la période d'étude, ces 4 espèces n'ont pas montré de tendance particulière excepté pour *Sternaspis scutata* qui, à SLT Rhône, a vu sa fréquence relative diminuer ($F_{S.scutata} = -12{,}01Ln(t) + 47{,}12$ avec t en mois; $R^2 = 0{,}56$ **).

Le cortège SLT Rhône

Le "cortège de SLT Rhône" a regroupé *Aricidea claudiae*, *Cossura* sp. *Heteromastus filiformis* et *Sternaspis scutata* (Figure IV 11). Ces quatre taxa ont eu, sur l'ensemble de la période d'étude une fréquence relative plus élevée à SLT Rhône qu'aux deux stations (Tableau IV X). La fréquence d'*Aricidea claudiae* a augmenté tout au long de la période d'étude à PA ($F_{A.claudiae} = 0{,}60t + 1{,}5$ avec t en mois; $R^2 = 0{,}70$***) et celles d'*H filiformis* d'*Aricidea claudiae* ont augmenté à SLT Rhône. *Sternaspis scutata* a eu une tendance significative à la diminution à SLT Rhône et à PA ($F_{S.scutata} = -14{,}15Ln(t) + 35{,}21$ avec t en mois; $R^2 = 0{,}95$ *** à PA et ($F_{S.scutata} = -12{,}01Ln(t) + 47{,}12$ avec t en mois; $R^2 = 0{,}56$ ** à SLT Rhône). En ce qui concerne *Cossura* sp., la variabilité intra ou inter-campagnes a toujours été très importante et aucune tendance temporelle n'a été mise en évidence.

Tableau IV X: Comparaison de la distribution des taxa des groupes 1 et 2 et de sept autres taxa ayant présenté une distribution significativement différente entre les stations. En rouge = statistiquement significatif ou statistiquement différent. Nom de taxa en orange : cortège de SLT Fos, en bleu, cortège de PA et en vert, cortège de SLT Rhône.

Espèce		SLT Fos	PA	SLT Rhône	Levene		ANOVA		Kruskal-Wallis	
					F (2; 105)	p	F (2; 105)	p	H (3; N=108)	p
Chaetozone cf. *setosa*	Q1	1,85	0,38	0,70						
	M	**2,40**	**0,76**	**1,05**	9,29	***			54,43	***
	Q3	3,45	1,02	1,72						
Leucon (Leucon) mediterraneus	Q1	7,04	2,77	5,22						
	M	**9,63**	**4,72**	**6,93**	4,72	*			25,63	***
	Q3	13,10	6,76	9,77						
Levinsenia sp.	Q1	14,25	3,66	2,32						
	M	**22,26**	**8,72**	**3,78**	9,19	***			59,40	***
	Q3	24,09	12,48	5,27						
Monticellina dorsobranchialis	Q1	2,15	0,32	1,49						
	M	**3,34**	**0,69**	**1,74**	16,96	***			50,31	***
	Q3	4,08	1,13	2,39						
Monticellina heterochaeta	Q1	0,49	0,15	0,29						
	M	**1,27**	**0,35**	**0,48**	12,00	***			20,87	***
	Q3	1,82	0,84	0,63						
Ninoe armoricana	Q1	0,48	0,21	0,27						
	M	**0,80**	**0,40**	**0,44**	4,88	**			20,82	***
	Q3	1,04	0,56	0,63						
Prionospio cirrifera	Q1	3,28	1,14	1,44						
	M	**5,13**	**2,28**	**3,45**	6,45	***			15,77	***
	Q3	8,90	5,26	4,18						
Prionospio ehlersi	Q1	0,86	0,19	0,23						
	M	**1,46**	**0,26**	**0,44**	21,05	***			51,57	***
	Q3	2,01	0,42	0,72						
Prionospio fallax	Q1	4,79	3,12	3,23						
	M	**6,74**	**5,14**	**5,07**	12,12	***			8,23	*
	Q3	11,20	7,19	6,75						
Anobothrus gracilis	Q1	0,17	1,56	1,08						
	M	**0,35**	**2,34**	**1,58**	10,40	***			54,66	***
	Q3	0,62	4,13	2,98						
Laonice cirrata	Q1	0,35	3,08	0,56						
	M	**0,62**	**7,80**	**1,12**	65,87	***			50,40	***
	Q3	0,90	14,56	2,62						
Lumbrineris latreilli	Q1	0,32	8,00	3,28						
	M	**1,02**	**11,08**	**4,25**	27,55	***			73,73	***
	Q3	1,65	14,53	5,65						
Magelona cf. *minuta*	Q1	0,47	1,25	0,60						
	M	**0,74**	**2,96**	**1,62**	14,96	***			23,41	***
	Q3	1,30	4,13	2,39						
Aricidea claudiae	Q1	3,48	3,31	10,97						
	M	**4,74**	**5,16**	**13,00**	4,34	*			51,59	***
	Q3	6,51	7,39	16,47						
Cossura sp.	Q1	0,41	2,53	5,07						
	M	**1,73**	**3,91**	**12,51**	27,69	***			44,44	***
	Q3	3,51	7,61	17,07						
Heteromastus filiformis	Q1	1,27	0,52	2,28						
	M	**1,64**	**1,26**	**4,09**	22,68	***			36,37	***
	Q3	2,48	1,78	5,87						
Sternaspis scutata	Q1	3,90	2,16	6,11						
	M	**6,61**	**5,32**	**10,13**	14,85	***			6,16	*
	Q3	9,60	16,57	13,80						



Figure IV 11 : Variations temporelles de la fréquence relative de 17 taxa ayant présenté des dynamiques temporelles remarquables entre les peuplements de SLT Fos (rouge), PA (bleu) et SLT Rhône (vert). Les courbes représentent la médiane ± espace interquartile.

Rappel Des Principaux Résultats Concernant Le Peuplement Benthique

Tableau IV XI : Résumé des résultats concernant les paramètres "densité totale", "diversité taxonomique", et "taxa dominants".

<table>
<tr><th></th><th colspan="3">Densité totale</th><th colspan="3">Diversité taxonomique</th><th colspan="3">Taxa dominants</th></tr>
<tr><th></th><th>SLT Fos</th><th>PA</th><th>SLT</th><th>SLT Fos</th><th>PA</th><th>SLT Rhône</th><th>SLT Fos</th><th>PA</th><th>SLT Rhône</th></tr>
<tr><td>De mars 2004 à février 2005</td><td rowspan="2">Variations saisonnières avec maximums au printemps
Pas de tendance sur la durée</td><td>Densité élevée (PA=SLT Rhône > SLT Fos
Décroissance continue</td><td rowspan="2">Variations saisonnières avec maximums au printemps
Pas de tendance sur la durée</td><td rowspan="2">Pas de tendance significative sur l'ensemble de la période</td><td>Augmentation de la diversité PA > SLT Fos à partir de l'été 2004</td><td rowspan="2">Pas de tendance significative sur l'ensemble de la période</td><td rowspan="2">*Levinsenia* sp.
Prionospio fallax
Leucon (Leucon) mediterraneus
Pas de successions</td><td>*Laonice cirrata*
Sternaspis scutata (juvéniles)</td><td rowspan="2">*Sternaspis scutata*
Aricidea claudiae
Cossura sp.
Sans successions</td></tr>
<tr><td>De mars 2005 à juillet 2006</td><td>Reprise de variations saisonnières
Les variations deviennent parallèles dans les 3 stations</td><td>La diversité reste plus élevée que dans les 2 autres stations</td><td>*Lumbrineris latreilli* (juvéniles)
Levinsenia sp.</td></tr>
</table>

- Taxa dominants ou ayant eu des variations temporelles "remarquables"
  - Cortège SLT Fos : *Chaetozone* cf. *setosa*, *Leucon (Leucon) mediterraneus*, *Levinsenia sp.*, *Monticellina dorsobranchialis*, *Monticellina heterochaeta*, *Ninoe armoricana*, *Prionospio cirrifera*, *Prionospio ehlersi*, *Prionospio fallax*
  - Cortège PA : *Anobothrus gracilis*, *Laonice cirrata*, *Lumbrineris latreilli*, *Magelona* cf. *minuta*
  - Cortège SLT Rhône : *Aricidea claudiae*, *Cossura sp.*, *Heteromastus filiformis*, *Sternaspis scutata*

IV.2. La restauration du peuplement des sédiments clapés

IV.2.1. Introduction

Lorsqu'un milieu a été dégradé, il existe pour lui trois possibilités d'évolution : la restauration, la réhabilitation et la réaffectation (Le Floc'h et Aronson, 1995). Dans le cas de la restauration et de la réhabilitation, le système retrouve son état et son usage d'origine avec une intervention de l'homme nulle ou faible (restauration) ou modérée (réhabilitation). Dans le cas de la réaffectation, le milieu est conduit, avec ou sans intervention de l'homme, à un état "d'équilibre" différent de son état initial et est promis à un usage différent. Dans le cas de la présente étude, la zone de clapages n'a fait l'objet d'aucune intervention humaine visant à sa restauration. La trajectoire que le système a suivie peut donc être qualifiée de "naturelle" en tenant compte toutefois que les usages, tels que la pêche au chalut a subsisté dans la zone de clapages.

La période immédiatement après les clapages est une phase bien décrite dans la bibliographie (Hewitt *et al.*, 2003; Bolam *et al.*, 2006b; Guerra-Garcia et Garcia-Gomez, 2006) qui se caractérise par l'installation rapide et en grand nombre d'espèces dites opportunistes capables d'assimiler rapidement les ressources et avec un cycle de vie court (Lévêque, 2001). Dans la zone de clapages, la colonisation du nouveau substrat a pu être le fait, soit des individus qui ont survécu à l'enfouissement, soit, de nouveaux arrivants, larves ou adultes, venus des environs (Van Dalfsen *et al.*, 2000). Le premier objectif de ce paragraphe était de déterminer si, les animaux présents dans les sédiments clapés étaient des adultes ou des juvéniles.

L'évolution temporelle d'un système dégradé vers son état antérieur suit une trajectoire complexe qui met en jeu de nombreux phénomènes dynamiques (successions d'espèces, interactions biologiques, influences des facteurs physico-chimiques…) (Le Floc'h et Aronson, 1995; Gardmark *et al.*, 2003) parfois chaotiques qu'il est souvent difficile d'identifier. De la même façon, le moment de la restauration, tel qu'un gestionnaire voudrait le déterminer, est difficilement appréciable parce qu'un état parfaitement stable est impossible à atteindre. Toutefois, il est envisageable de proposer une méthode simplifiée qui permettrait d'estimer une durée approximative de la restauration à partir du suivi réalisé. C'était le deuxième objectif de ce paragraphe.

IV.2.2. Étude démographique : dynamique de population de *Sternaspis scutata* (Ranzani, 1817) et biomasses individuelles de *Laonice cirrata* et *Lumbrineris latreilli*

Afin de déterminer si les individus installés dans les sédiments clapés étaient des juvéniles ou des adultes, une étude démographique de *Sternaspis scutata* et l'évaluation de la biomasse individuelle de *Laonice cirrata* et *Lumbrineris latreilli* ont été réalisées. Ces trois espèces ont été choisies pour leur fréquence élevée dans le peuplement. Bien que le taxa *Levinsenia* sp. ait été très abondant, les phénomènes d'autotomie des polychètes lors de l'échantillonnage, n'ont pas permis de réaliser des mesures de biomasse fiable pour ce taxa.

IV.2.2.1. Méthodologie

Sternaspis scutata

Sternaspis scutata est un Annélide Polychète de la famille des Sternaspidae. Sédentaire (Fauvel, 1927), il vit dans les fonds de vase. Affectionnant plus particulièrement les vases terrigènes côtières (Pérès et Picard, 1964; Picard, 1965), on peut le trouver dans des fonds détritiques, soumis à des phénomènes d'hypersédimentation (Bellan, 1964). C'est une des espèces les plus représentées du peuplement des vases terrigènes côtières au large du Rhône (Salen-Picard *et al.*, 1997; Salen-Picard *et al.*, 2003).

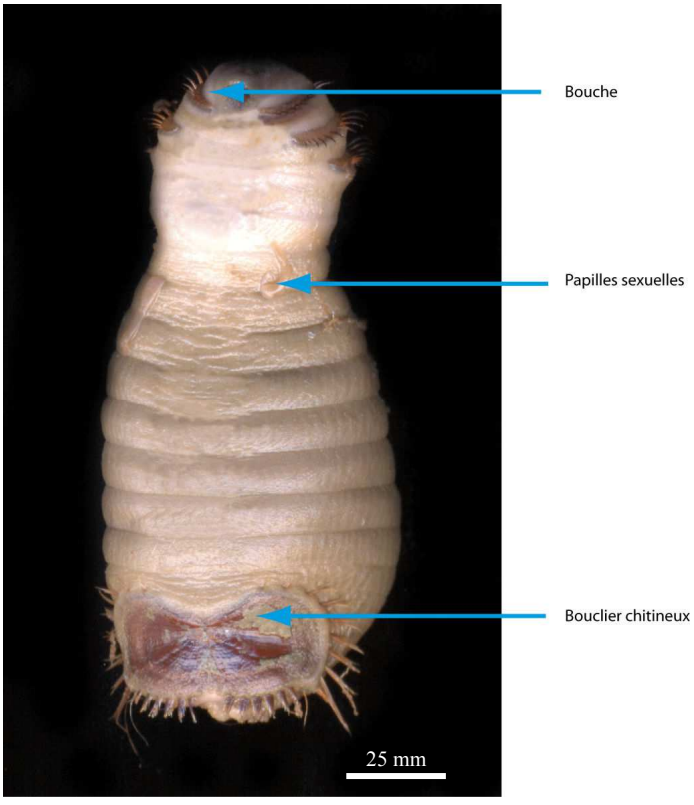


Figure IV 12 : Sternaspis scutata face ventrale.

C'est un petit animal de forme cylindrique, qui comporte 20 à 22 segments dont les 7 antérieurs sont invaginables (Fauvel, 1927) (Figure IV 12). Il porte sur sa face ventrale un bouclier chitineux de couleur rouge orangé qui se divise en deux parties inégales séparées par une ligne oblique. Des papilles sexuelles apparaissent chez les individus lorsqu'ils commencent

à être sexués. La maturité sexuelle n'apparaît jamais avant que la taille du demi-bouclier ait atteint 1 mm (Hermand et Salen-Picard, 2004). Il vit dans les premiers centimètres du sédiment où il se nourrit de la matière organique présente dans la vase, c'est une espèce dépositivore de sub-surface (Fauchald et Jumars, 1979).

Les individus de cette espèce ont été isolés et mesurés individuellement à l'aide d'une tablette graphique "Tablet processor digitizer SD 520 C" de WALCOM. Les polychètes étant des animaux mous, nous avons choisi de mesurer la largeur du demi-bouclier droit ($L_{1/2}$) (Figure IV 12). Le demi-bouclier droit a été reconnu comme représentatif de la masse des individus par la réalisation de l'allométrie "taille-poids". Cette allométrie "taille-poids" a été réalisée à partir de la mesure et de la pesée de 181 individus issus de campagnes précédentes et qui avaient été conservés en collection. Chacun d'entre eux a été mesuré et un total de 132 individus avaient un demi bouclier de taille < 1,2 mm. Ces individus, de masse trop faible pour être pesés individuellement, ont regroupés par classe de taille de 0,2 mm (Tableau IV XII). Les 49 individus restants ont été pesés individuellement. La pesée consistait à mesurer la Masse Sèche Sans Cendres (MSSC) (mg), car ces animaux, ingèrent beaucoup de sédiment et de ce fait, la masse humide comme la masse sèche, ne sont pas représentative de leur biomasse. Pour évaluer cette MSSC, chaque individu ou groupe d'individus a été séché à l'étuve à 40°C jusqu'à stabilisation du poids sec (24 h au moins). Une fois, sec, les animaux ont été passés au four à moufle à 550°C pendant 2 h[7]. Par double pesée, avant et après chaque opération, la masse sèche (mg) (après étuve) puis la masse de cendres (mg) (après four) ont été déterminées. La masse sèche sans cendres (MSSC) (mg), a ainsi pu être déduite. Chaque coupelle a été pesée 3 fois puis la valeur moyenne a été conservée.

Tableau IV XII : Répartition en classes de taille des individus de Sternaspis scutata de largeur du demi-bouclier droit inférieure à 1,2 mm et qui ont été regroupés pour être pesés ensemble. $L_{1/2}$: largeur du demi-bouclier droit et N : nombre d'individus.

$L_{1/2}$ (mm)	**N**
<0,2	24
0,2-0,4	30
0,4-0,6	30
0,6-0,8	20
0,8-1	19
1-1,2	9

[7] Hermand, R , 2002. Biomasse des annélides Polychètes. Rapport de Maitrise. Univeristé Aix-Marseille II. 20pp.

Un total de 5884 individus de *Sternaspis scutata* de SLT Fos, PA et SLT Rhône ont été mesurés. Dans une première étape, les distributions ont été comparées entre les stations à l'aide des analyses statistiques déjà utilisées dans l'ensemble de cette étude. Elles ont été menées en considérant la largeur du demi-bouclier droit ($L_{1/2}$) comme variable, la "station" et/ou le "temps" comme facteurs. Le nombre et la proportion des individus potentiellement reproducteurs ($L_{1/2} > 1$ mm) ont également été déterminés. Dans une deuxième étape, les valeurs de $L_{1/2}$ ont été portées sur des histogrammes de classes de tailles (0,1 mm). Ces histogrammes ont été lissés à l'aide d'une moyenne mobile d'ordre 3 afin de limiter le nombre de classes vides. L'étude "visuelle" du profil des histogrammes, complétée par la méthode de Bhattacharya (Bhattacharya, 1967) pour les histogrammes visiblement plurimodaux, a permis de préciser la position des classes modales et d'identifier les cohortes.

Laonice cirrata* et *Lumbrineris latreilli

L'absence de pièce dure rapidement accessible n'a pas permis de faire une étude démographique comparable à celle de *Sternaspis scutata*. L'estimation des biomasses individuelles a permis de pallier à ce problème et d'évaluer la taille des individus. Toujours à cause des phénomènes d'autotomie, les biomasses individuelles n'ont pu mesurées. Ce sont les biomasses moyennes individuelles (MSSC (mg / ind) qui ont été estimées pour chaque réplicat. La biomasse de l'ensemble des individus de chaque réplicat a été mesurée et, par division par le nombre d'individus, la biomasse moyenne individuelle a été estimée.

IV.2.2.2. Résultats

Sternaspis scutata

Une relation significative a été mise en évidence entre la taille du demi-bouclier et la biomasse des individus de *Sternaspis scutata*. Ces deux paramètres biométriques ont montré une corrélation non linéaire (exponentielle) très hautement significative : $MSSC = 1{,}05 \times \exp(0{,}94 L_{1/2})$ avec MSSC en mg, $L_{1/2}$ en mm, $R^2 = 0{,}74$ *** (Figure IV 13).

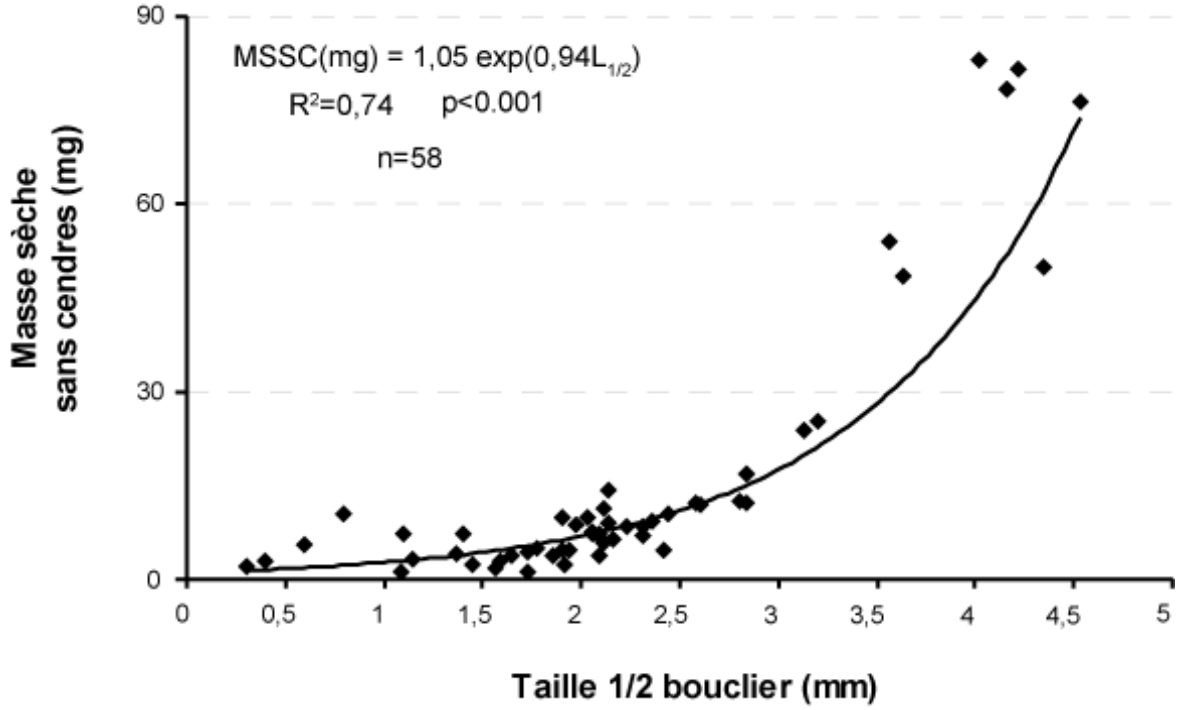


Figure IV 13 : Courbe taille-poids de Sternaspis scutata. Relation établie à partir de la mesure de la largeur du demi-bouclier droit ($L_{1/2}$) (mm) et la pesée de la biomasse individuelle (Masse Sèche Sans Cendres (mg)).

Sur l'ensemble de la période d'étude, les distributions des largeurs du demi-bouclier ($L_{1/2}$) étaient significativement différentes entre les trois stations avec des valeurs particulièrement faibles à PA (Tableau IV XIII). La faible valeur de $L_{1/2}$ dans les sédiments clapés (PA) est à reliée avec le fait que la population comprenait 97 % d'individus juvéniles ($L_{1/2} \leq 1$ mm). Ceux-ci ne représentaient que 73 % à SLT Fos et 83 % à SLT Rhône. Dans les sédiments clapés, les individus potentiellement reproducteurs ($L_{1/2} > 1$ mm) n'ont été bien représentés dans la population que jusqu'à décembre 2004 (Figure IV 14). À SLT Fos et à SLT Rhône, ils ont été présents tout au long de la période d'étude.

Tableau IV XIII : Distribution de la taille du demi-bouclier droit des individus de Sternaspis scutata prélevés à PA, SLT Fos et SLT Rhône entre mars 2004 et juillet 2006.

Stations		**L1/2 (mm)**	**Statistiques**					
			Test de Levene		**ANOVA**		**Kruskal-Wallis**	
			F (2; 5881)	**p**	**F (2; °5881)**	**p**	**H(2; N=5884)**	**p**
SLT Fos n = 1005	Q1	0,30						
	M	**0,53**						
	Q3	1,03						
PA n = 2786	Q1	0,28						
	M	**0,40**	401,28	***			260,91	***
	Q3	0,52						
SLT Rhône n = 2093	Q1	0,31						
	M	**0,48**						
	Q3	0,81						

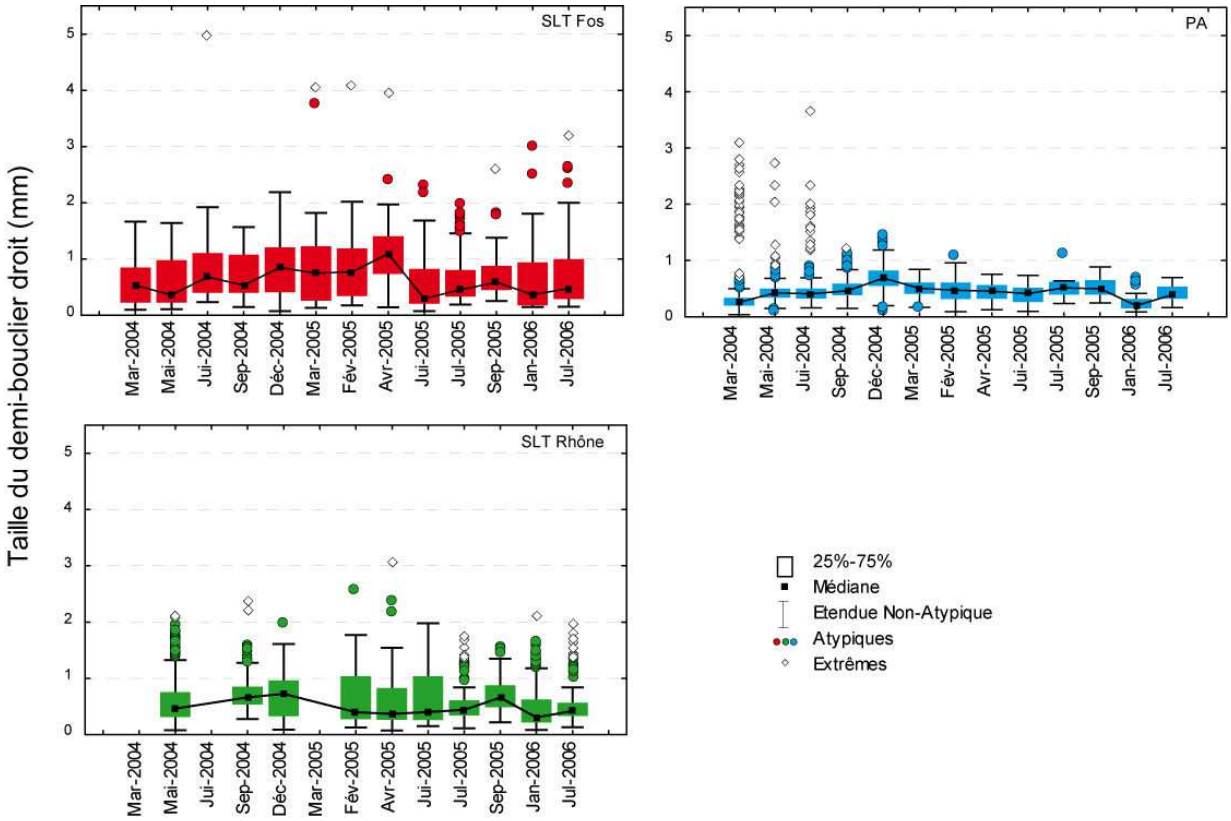


Figure IV 14 : Distribution des largeurs du demi-bouclier droit $L_{1/2}$ (mm) à SLT Fos, PA et SLT Rhône au cours de la période d'étude.

L'analyse des histogrammes de classe de taille (Figure IV 16), a permis de mettre en évidence que les populations de SLT Fos et SLT Rhône était toujours constituées d'au moins deux cohortes (juvéniles et adultes) (Figure IV 16 a et c) alors que dans les sédiments clapés (PA), une seule cohorte majoritairement composée de juvéniles était présente (sauf en décembre 2004) (Figure IV 16 b). Dans les trois stations, une période de recrutement a été mise en évidence à l'hiver 2004-2005 et hormis à PA, la croissance des cohortes a été visible.

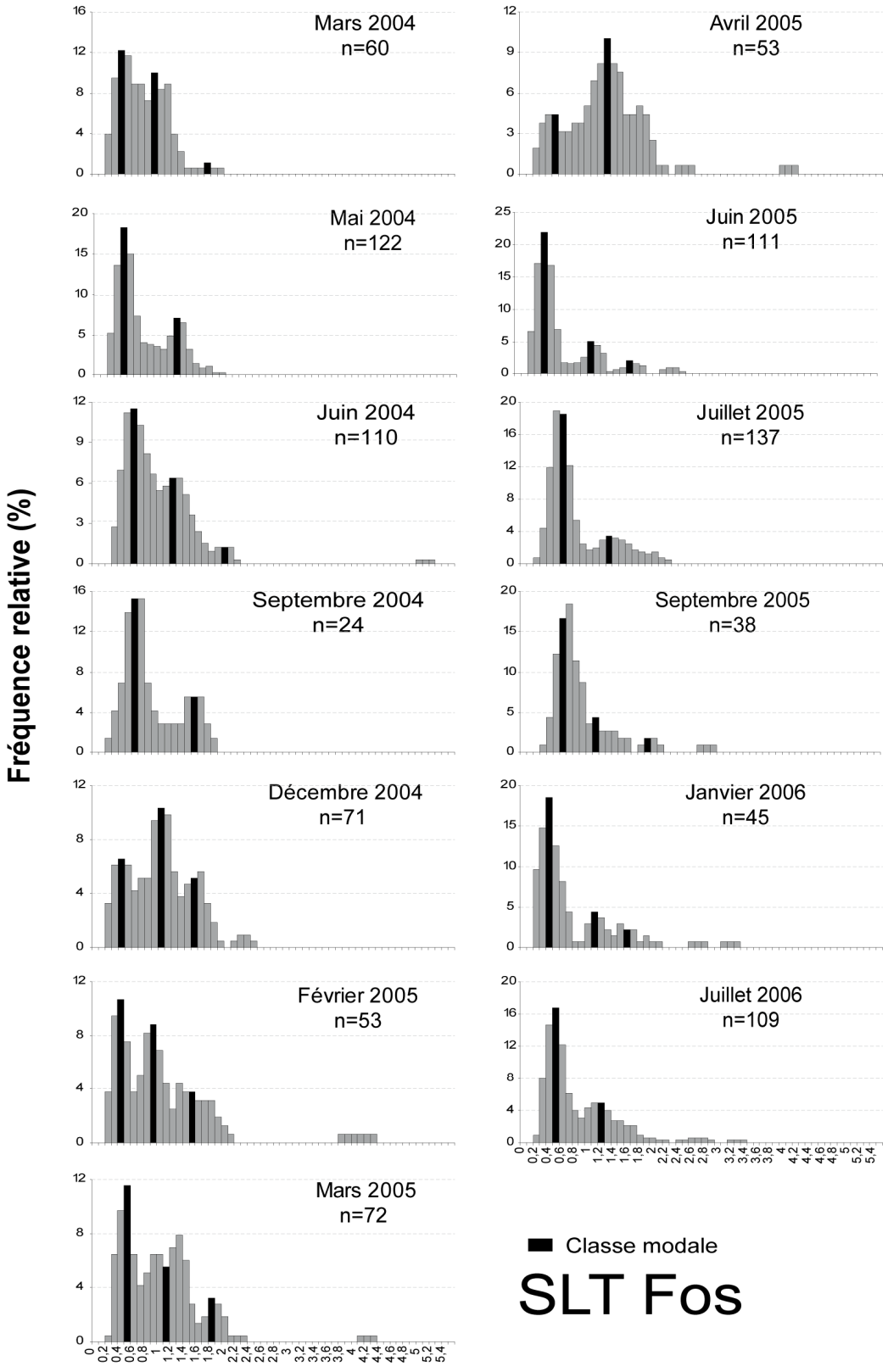


Figure IV 15 a : Histogramme de classe de taille du ½ bouclier ($L_{1/2}$) (mm) de Sternaspis scutata à SLT Fos. Chaque histogramme représente la distribution lissée de la fréquence relative de la largeur du demi-bouclier droit ($L_{1/2}$) (mm) dans l'ensemble des individus de chacune des campagnes (3 réplicats mélangés). L'identification des cohortes a été réalisée à l'aide de la méthode de Bhattacharya.

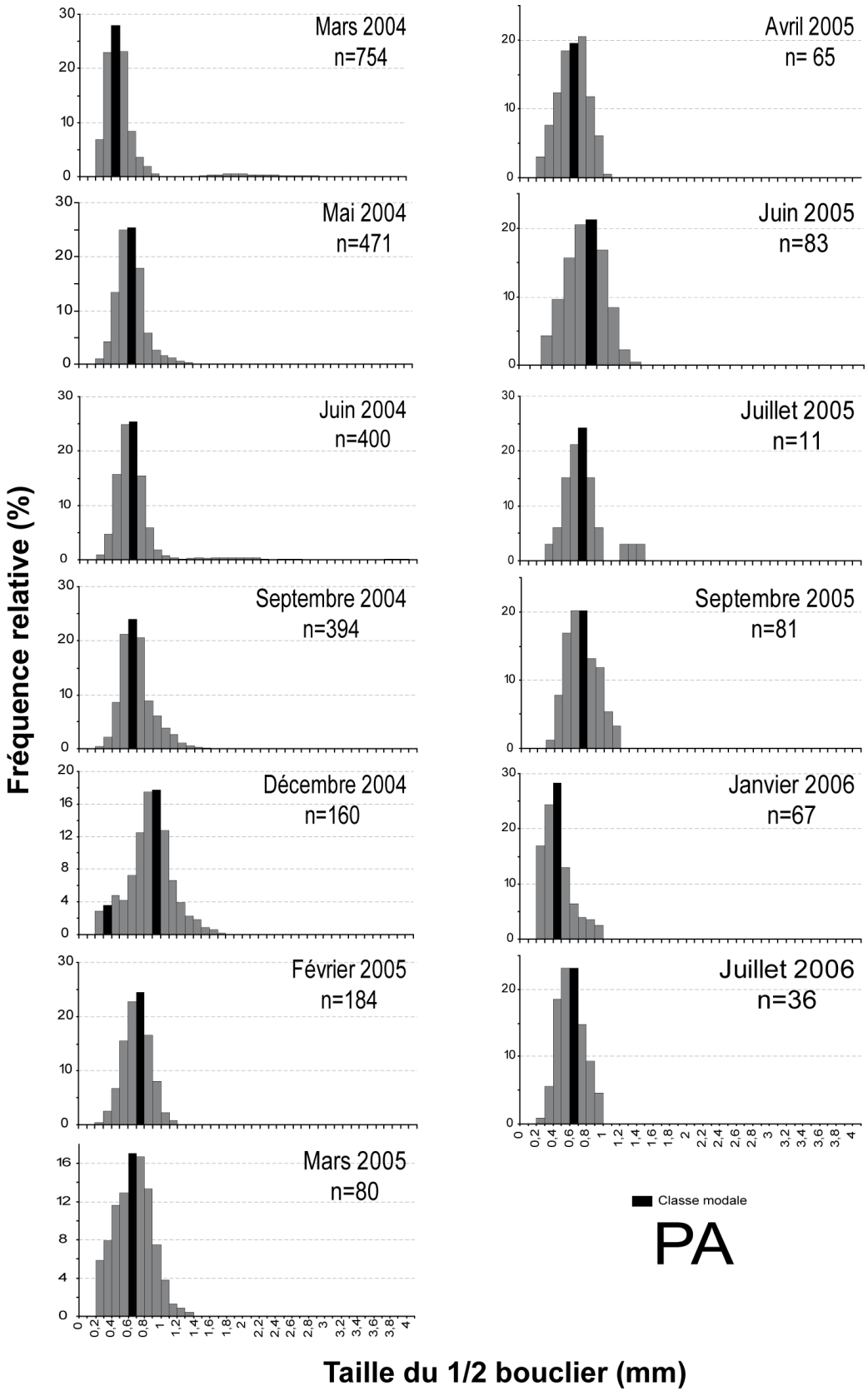


Figure IV 16 b: Histogramme de classe de taille du ½ bouclier (L1/2) (mm) de Sternaspis scutata à PA. Chaque histogramme représente la distribution lissée de la fréquence relative de la largeur du demi-bouclier droit ($L_{1/2}$) (mm) dans l'ensemble des individus de chacune des campagnes (3 réplicats mélangés). L'identification des cohortes a été réalisée à l'aide de la méthode de Bhattacharya.

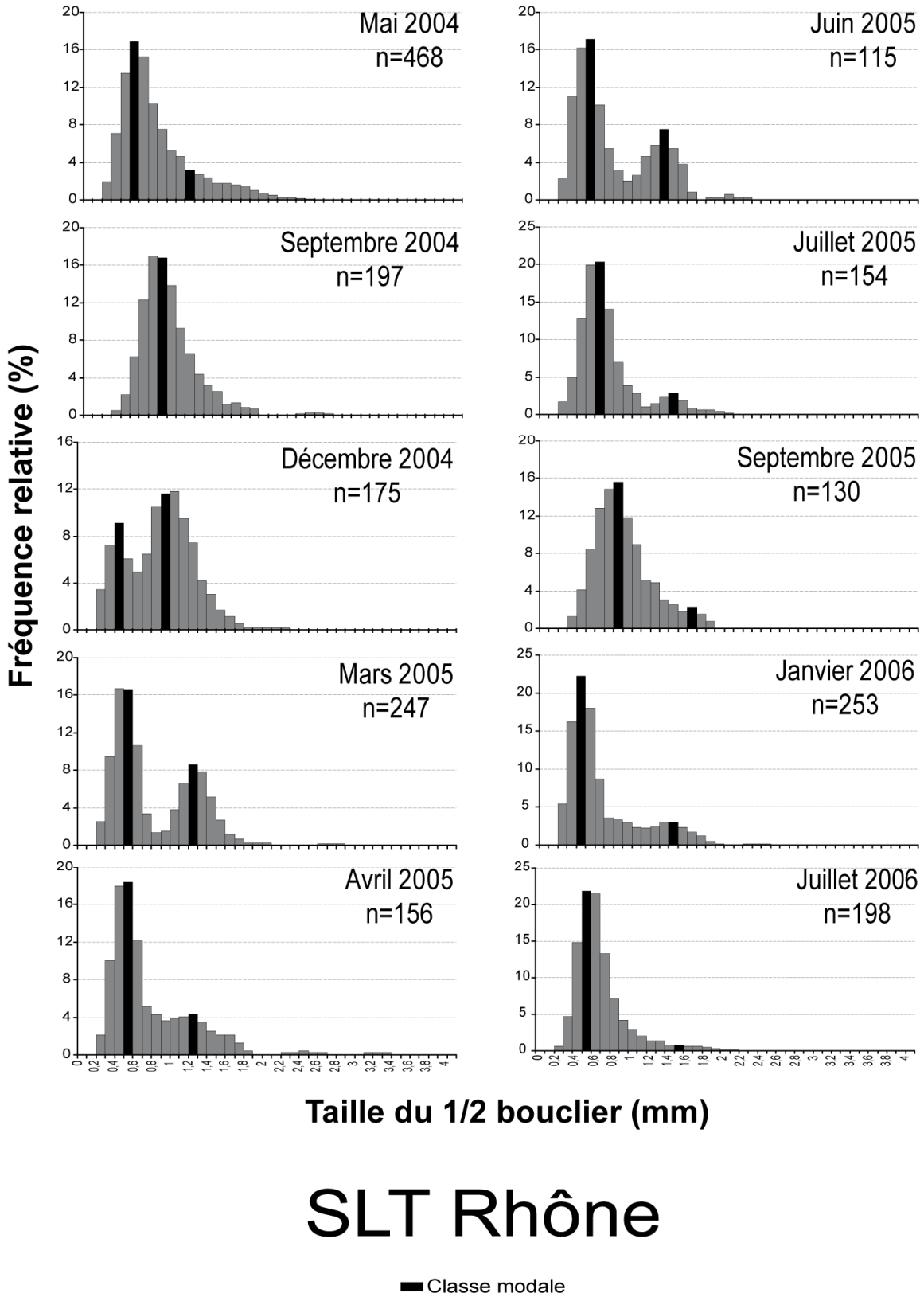


Figure IV 16 c: Histogramme de classe de taille du ½ bouclier ($L_{1/2}$) (mm) de Sternaspis scutata à SLT Rhône. Chaque histogramme représente la distribution lissée de la fréquence relative de la largeur du demi-bouclier droit ($L_{1/2}$) (mm) dans l'ensemble des individus de chacune des campagnes (3 réplicats mélangés). L'identification des cohortes a été réalisée à l'aide de la méthode de Bhattacharya.

Biomasses moyennes individuelles de Laonice cirrata et Lumbrineris latreilli

La biomasse moyenne individuelle de *Laonice cirrata* ($B_{L\ cirrata}$) n'a pas montré, sur l'ensemble de la période d'étude, de différence significative entre les trois stations (Tableau IV XIV). En termes de variations temporelles, seules les données de PA et de SLT Rhône ont été comparées car, à SLT Fos, le nombre de prélèvements où l'espèce était présente était insuffisant (Figure IV 17 a). À PA, la valeur médiane de $B_{L\ cirrata}$ a augmenté de $0{,}34 \pm 0{,}49$ mg / ind en mars 2004 jusqu'à $3{,}54 \pm 1{,}12$ mg / ind en juillet 2005 ($B_{L.cirrata} = 0{,}33t + 0{,}31$ avec B : biomasse individuelle moyenne (mg) et t en mois; $R^2 = 0{,}89$***). Après cette date, une diminution brutale a eu lieu témoignant de la présence d'individus de plus petites tailles, probablement juvéniles. À SLT Rhône, la tendance générale était à la diminution entre le printemps 2004 et l'été 2005 mais sans qu'aucune tendance significative ne puisse être mise en évidence. Seul un pic a été enregistré en juillet 2005.

Tableau IV XIV : Distribution des biomasses moyennes individuelles des espèces Laonice cirrata et Lumbrineris latreilli à SLT Fos, PA et SLT Rhône. En rouge = statistiquement significatif ou statistiquement différent.

Stations			**Biomasse moyenne individuelle (mg MSSC)**	
			Laonice cirrata	***Lumbrineris latreilli***
SLT Fos		n	12	28
		Q1	0,85	0,40
		M	**1,34**	**0,65**
		Q3	1,63	0,90
PA		n	38	30
		Q1	1,38	0,12
		M	**2,11**	**0,18**
		Q3	2,92	0,26
SLT Rhône		n	24	29
		Q1	0,94	0,42
		M	**1,79**	**0,51**
		Q3	2,44	0,61
Statistiques	**Test de Levene**	F (2; 84)	0,04	9,34
		p	ns	***
	ANOVA	F (2; 84)	0,56	
		p	ns	
	Kruskal-Wallis	H(2; N = 87)		45,28
		p		***

Dans le cas de *Lumbrineris latreilli*, c'est à SLT Fos que les biomasses individuelles étaient les plus élevées et à PA qu'elles étaient les plus faibles (Figure IV 17 a). Le rapport entre les deux stations était de l'ordre de 3,6. Au cours du temps, à SLT Fos, une phase de diminution entre mai 2004 et février 2005 puis une phase d'augmentation jusqu'en juillet 2006 ont été mises en évidence. À SLT Rhône, les variations étaient de très faible amplitude et à PA, une très lente augmentation s'est amorcée à partir de septembre 2005 ($B_{L.latreilli} = 0{,}03t + 0{,}02$; $R^2 = 0{,}80$***). Avec une très faible dispersion, la population de PA était de plus, très homogène.

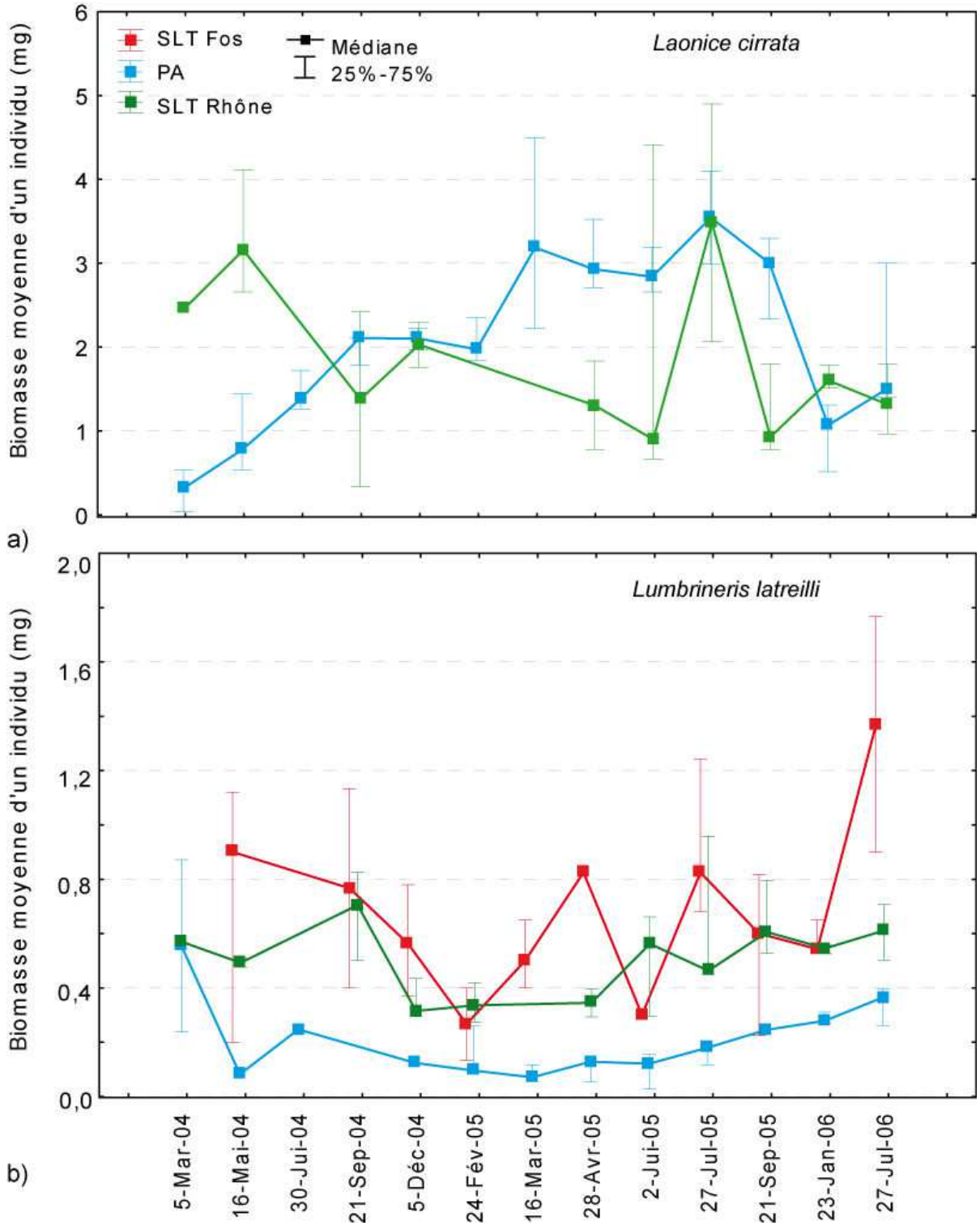


Figure IV 17 : Variations temporelles entre mars 2004 et juillet 2006 de la distribution de la biomasse moyenne individuelle de Laonice cirrata (a) à PA et SLT Rhône et de Lumbrineris latreilli (b) à SLT Fos, PA et SLT Rhône.

IV.2.3. Estimation du temps de restauration

Pour mémoire, le niveau de restauration du peuplement des clapages a été estimé par rapport à la station SLT Fos, qui a été utilisée comme témoin.

IV.2.3.1. Méthodologie

La méthode utilisée pour estimer le niveau de restauration du peuplement a fait appel aux calculs des **distances euclidiennes** entre les observations. En biologie, on utilise le terme de distance pour désigner la différence mesurée entre deux individus, deux populations ou deux sites. Ces calculs font appel à des matrices de distances qui sont des matrices carrées (*n* lignes et *n* colonnes), symétriques, contenant des nombres positifs et ayant des éléments nuls sur la diagonale. Parmi la multitude de formules de calculs de distances, une a été retenue : la distance canonique. Cette distance a été calculée à partir des fréquences relatives des taxa, ce qui présente l'avantage d'être à la fois qualitatif et quantitatif :

Distance canonique : $$d_{ab} = \sqrt{\sum_{i=1}^{n} \left(F_{ai} - F_{bi}\right)^2}$$

Avec F_i = fréquence relative du taxa i
a désigne SLT Fos et b désigne PA.

La matrice de distance a été calculée à l'aide du logiciel ADE4® (Chessel *et al.*, 2004) à partir de chacun des réplicats de SLT Fos et de PA et de l'ensemble des taxa présents. La matrice obtenue était donc constituée de 77 lignes et 77 colonnes. Dans cette matrice, la distance PA-SLT Fos ($d_{PA\text{-}SLT\text{-}Fos}$) a été relevée à tous les réplicats (9 points sauf en mars 2004) de chacune des campagnes. L'évolution temporelle de $d_{PA\text{-}SLT\text{-}Fos}$ a ainsi pu être suivie. Dans l'hypothèse d'une évolution linéaire au cours du temps, une régression linéaire du type $d_{PA\text{-}SLT\text{-}Fos} = At + k$ (avec t : temps en mois écoulés après les travaux, A et k des constantes) a été calculée. Dans l'hypothèse d'une diminution de $d_{PA\text{-}SLT\text{-}Fos}$, il peut y avoir trois cas de figures (Figure IV 18) : (1) le peuplement de PA varie et se rapproche de celui de SLT Fos qui ne varie pas; (2) le peuplement de SLT Fos varie et se rapproche de celui de PA qui ne varie pas et (3) les peuplements de PA et SLT Fos varient et se rapprochent l'un de l'autre. L'estimation de la distance entre chaque réplicat et ceux de mars 2004 ($d_{Fosmars04\text{-}Fos(i)}$) permet de savoir si, oui ou non, le peuplement de SLT Fos a varié. Afin de visualiser les variations par rapport à SLT Rhône, la distance de PA par rapport à SLT Rhône ($d_{PA\text{-}SLT\ Rhône}$) a également été calculée selon la même méthode.

Dans l'hypothèse d'une diminution de $d_{PA\text{-}SLT\text{-}Fos}$ qui traduirait les phénomènes de restauration du peuplement à PA, le moment où la restauration pourra être considérée comme achevée a été défini comme l'instant où $d_{PA\text{-}SLT\text{-}Fos} = 0$, c'est à dire le moment où la droite de régression coupe l'axe des abscisses. Une bande de confiance (95 %) autour de la droite de régression a permis de donner une fourchette autour de ce moment.

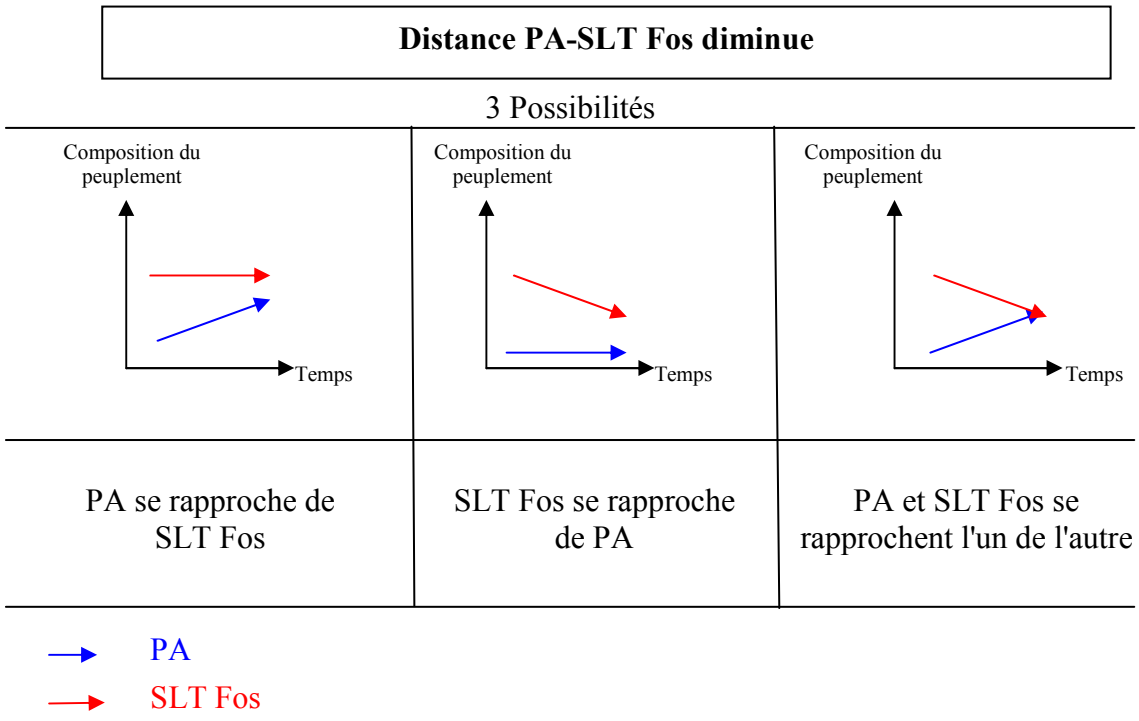


Figure IV 18 : Schéma explicatif de l'hypothèse sous jacente à la diminution de la distance PA-SLT Fos ($d_{PA\text{-}SLT\ Fos}$). Si la distance PA-SLT Fos diminue, elle peut être due au rapprochement du peuplement de PA vers celui de SLT Fos, de l'inverse ou encore de la variation concomitante des deux l'un vers l'autre.

IV.2.3.2. Résultats

La distance canonique $d_{PA\text{-}SLT\ Fos}$ a diminué de façon significative au cours du temps. Comprise entre 31,9 et 42,2 en mars 2004, elle était comprise entre 11,6 et 23 en juillet 2006. L'équation de la courbe de régression établie était $d_{PA\text{-}SLT\ Fos} = -0{,}8t + 41{,}3$ avec t en mois, $R^2 = 0{,}74$*** (Figure IV 19 a). L'extrapolation à partir de la courbe de régression a permis de situer le moment où $d_{PA\text{-}SLT\ Fos}$ coupait l'axe des abscisses entre 49 et 60 mois après les travaux avec une intersection à 54 mois soit 4,5 ans. Cela situe la restauration au cours du premier semestre 2008.

La distance ($d_{SLTFosmars04\text{-}SLTFos(i)}$) n'a pas montré de variation temporelle significative

(Figure IV 19b) alors que ($d_{PAmars04\text{-}PA(i)}$) a augmenté ($d_{PAmars04\text{-}PAi} = 1{,}08t + 15{,}20$ avec t en mois; $R^2 = 0{,}72$***). La diminution de $d_{PA\text{-}SLT\ Fos}$ était donc due au rapprochement du peuplement de PA vers celui de SLT Fos.

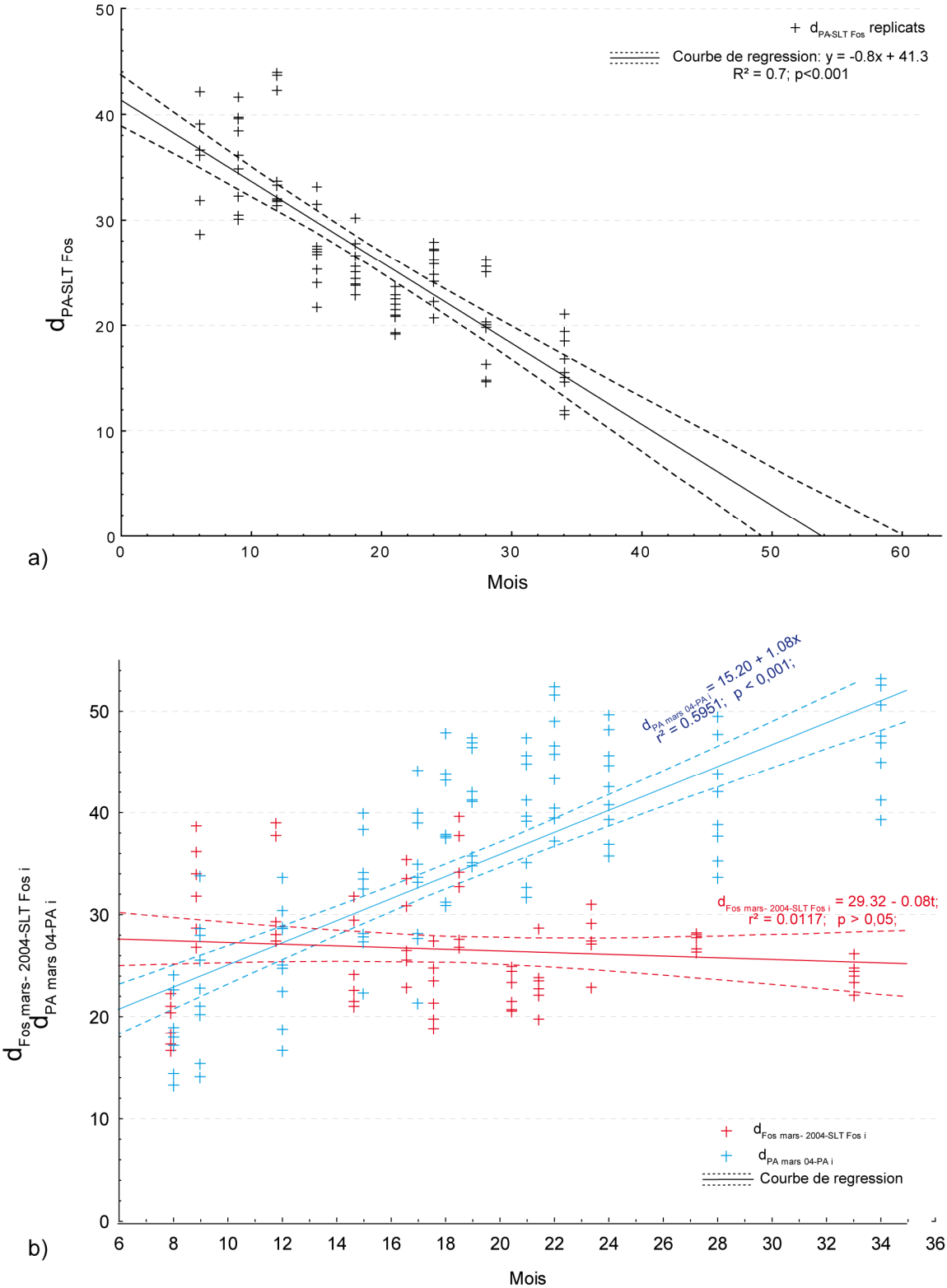


Figure IV 19 : Variation de la distance canonique entre PA et SLT Fos ($d_{PA\text{-}SLT\ Fos}$) au cours du temps (a) et de la distance canonique $d_{SLT\ Fosmars04\text{-}SLT\ Fosi}$ et $d_{Pamars04\text{-}PAi}$.

La distance de PA par rapport à SLT Rhône ($d_{PA\text{-}SLT\ Rhône}$) était plus faible que $d_{PA\text{-}SLT\ Fos}$ au début l'étude. Cette configuration s'est inversée avant la fin de la période d'étude en raison de la diminution de $d_{PA\text{-}SLT\ Fos}$ beaucoup plus forte que celle de $d_{PA\text{-}SLT\ Rhône}$ (Figure IV 20).

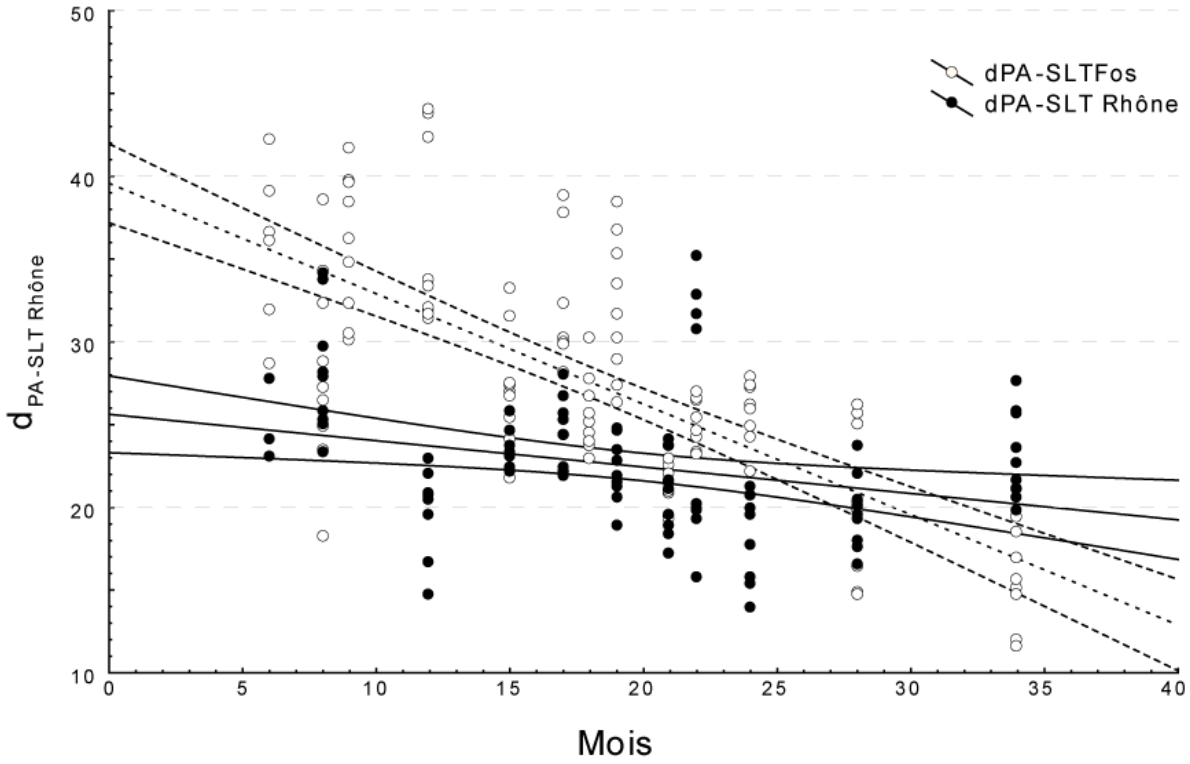


Figure IV 20 : Variation de la distance canonique entre PA et SLT Rhône ($d_{PA\text{-}SLT\ Rhône}$) au cours du temps.

IV.3. Relations "macrofaune-sédiments"

IV.3.1. Introduction

La compréhension de la régulation de la composition des peuplements benthiques dépend de notre connaissance de la variété des facteurs biotiques et abiotiques et de leurs éventuelles interactions (Posey, 1990). Les populations benthiques sont dépendantes à la fois de la colonne d'eau par les phénomènes de "couplage pélago-benthique" (Graf, 1992) et, au niveau sédimentaire, d'un ensemble de paramètres biotiques et abiotiques variés (1999). Dans les substrats meubles, les facteurs biotiques les plus importants sont les interactions interspécifiques telles que la prédation ou la compétition, pour l'espace ou la ressource, mais aussi les interactions entre les adultes et les larves (ingestion des larves, gêne à l'installation de nouvelles larves, sécrétion de substances chimiques défavorables, disponibilité des abris…). Les facteurs physiques identifiés sont nombreux et variés et les principaux sont la

texture des sédiments, la quantité et la disponibilité de la nourriture et les mouvements hydrodynamiques. À ces facteurs s'ajoutent l'hypoxie, la chimie du substrat et l'éventuelle présence de contaminants. Les interactions indirectes telles que les effets de la bioturbation sont également des facteurs importants influençant la répartition des organismes. Au niveau de la matière organique, la quantité, la disponibilité et surtout la qualité de la matière organique influencent les organismes benthiques (Grémare *et al.*, 1989; Danovaro *et al.*, 1995b; Kang *et al.*, 1999; Danovaro *et al.*, 2000c; Fujii, 2007). Gayraud (2001) a mis en évidence l'influence de la porosité du sédiment des cours d'eau sur les assemblages d'espèces animales. La porosité du substrat détermine l'habitat disponible et conditionne donc l'abondance et la diversité du peuplement. La répartition des espèces dans le sédiment dépend de la capacité des animaux à pénétrer dans le sédiment en fonction de leur morphologie (taille, forme cylindrique ou aplatie…). En milieu marin, l'influence de la porosité des sédiments sur la distribution des espèces macrobenthiques reste très peu étudiée.

Les approches classiques des interactions entre les animaux benthiques et le compartiment "sédiment" font appel à la recherche de corrélations linéaires, simples ou multiples, entre les paramètres (Grémare *et al.*, 2003; Hermand *et al.*, 2008). Ce chapitre s'est attaché à rechercher les interactions entre les paramètres faunistiques (densité et diversité et fréquences relatives des groupes trophiques et des dix taxa issus de l'analyse des k-moyennes (cf. ci-dessus p112) et les paramètres du sédiment et de la matière organique à l'aide de corrélations simples et de régressions multiples. Dans un troisième temps, l'utilisation d'autres paramètres faunistiques (indices biotiques) a été envisagée dans ces analyses.

IV.3.2. Matrice de corrélations

L'étape "matrice de corrélations" avait deux objectifs. Elle a permis à la fois d'étudier les relations "macrofaune-sédiments" et de sélectionner les variables à inclure dans l'étape "régressions multiples".

IV.3.2.1. Méthodologie

Les paramètres faunistiques utilisés étaient les paramètres globaux (densité totale, richesse taxonomique et indices de diversité), les fréquences relatives des 10 taxa issus de l'analyse des k-moyennes réalisée précédemment (cf. IV.1.3. p 104) (*Arcidea claudiae, Cossura* sp., *Heteromastus filiformis, Laonice cirrata, Leucon (Leucon) mediterraneus, Levinsenia* sp., *Lumbrineris latreilli, Prionospio cirrifera, Prionospio fallax* et

Sternaspis scutata) ainsi que les fréquences relatives des différents groupes trophiques. Avant tout, afin d'éviter les redondances, qui posent des problèmes d'interprétation, des corrélations ont été recherchées entre les paramètres faunistiques globaux (densité totale d'une part et richesse spécifique, indice de Shannon et équitabilité d'autre part).

Au sein des paramètres sédimentaires, les corrélations entre les paramètres ayant déjà été explorées (cf. III.2.2.2. p 57et III.2.3.3. p 69), seules les variables non corrélées entre elles ont été conservées : (1) pour la matière organique : teneurs en $CaCO_3$, Carbone BioPolymérique (BPC), les rapports Chla_{ac} (Chl*a* / Phytopigments) et Capacité trophique (Protéines / Glucides); (2) pour les paramètres granulométriques : les teneurs en silts (4 << 63 µm) qui ont montré de fortes corrélations avec les quantités d'agglomérats (cf p 49); (3) les teneurs en argiles (<4 µm) et en sables (63 << 500 µm). Bien que ces deux paramètres aient montré d'importantes corrélations avec la teneur en silts, ils ont été conservés afin de savoir quelle fraction granulométrique influençait le plus les paramètres biologiques; (4) la porosité des 2 cm superficiels de la couche sédimentaire qui n'a montré de corrélation significative qu'avec la teneur en sables. Les données utilisées dans les différentes analyses en fonction des relations recherchées sont résumées dans le tableau IV XV.

Tableau IV XV : Résumé des relations macrofaune-sédiment explorées et des données incluses dans les analyses.

Type de relations explorées	**Données utilisées**	
	Macrofaune	**Sédiment**
Macrofaune-granulométrie	Fréquence médiane des 3 réplicats mélangés	Valeur de chaque campagne
Macrofaune-autres paramètres sédimentaires	Valeurs de chaque réplicat séparé	Médianes ou moyenne des 2 centimètres superficiels de chaque réplicat

IV.3.2.2. Résultats

Corrélations des paramètres de diversité avec la densité totale.

La richesse spécifique et l'équitabilité étaient significativement corrélées avec la densité totale (r = 0,68*** et r = -0,54***) (Tableau IV XVI). L'indice de Shannon a montré une corrélation significative avec l'équitabilité et la richesse spécifique mais pas avec la densité totale. Ainsi, pour la recherche des corrélations avec les paramètres sédimentaires, seuls la **densité totale** et **l'indice de Shannon** ont été conservés.

Tableau IV XVI Matrice de corrélation entre les paramètres globaux de la macrofaune pris deux à deux. r : coefficient de corrélation. N : nombre de prélèvements. En rouge = statistiquement significatif ou statistiquement différent.

	Densité totale	Richesse taxonomique	Indice de Shannon
Richesse taxonomique	0,66 ***		
Indice de Shannon	-0,06 ns	0,46 ***	
Équitabilité	-0,56 ***	-0,22 *	0,76 ***

Corrélations entre les paramètres faunistiques et les paramètres sédimentaires

Un grand nombre de corrélations linéaires significatives ont été mises en évidence entre les paramètres faunistiques et les paramètres sédimentaires (Tableau IV XVII). De ce fait, l'interprétation des relations "macrofaune-sédiment" est rendue difficile par cette méthode. Il a tout de même été possible de mettre en évidence une tendance générale. Les corrélations les plus fortes sont apparues avec des paramètres inhérents à la texture sédimentaire (granulométrie et porosité).

Les teneurs en silts, en sables ou en argiles ont montré des corrélations significatives avec la densité totale, les fréquences relatives de 6 des 10 taxa considérés et de tous les groupes trophiques sauf les suspensivores-filtreurs (Tableau IV XVII). Seuls *Aricidea claudiae*, *Cossura sp.*, *Heteromastus filiformis* et *Prionospio cirrifera* n'ont pas montré de corrélations significatives avec un de ces trois paramètres. En valeur absolue, les corrélations avec la teneur en silts ont varié de 0,4 pour *Sternaspis scutata* à 0,7 pour *Levinsenia sp.*, *Laonice cirrata* et la densité totale. Les valeurs étaient positives pour *Levinsenia sp.*, *Prionospio fallax*, *Prionospio cirrifera,* et négatives pour *Laonice cirrata, Lumbrineris latreilli* et *Sternaspis scutata*. La teneur en argiles a montré des corrélations positives avec la densité totale (r = 0,5), les fréquences relatives de *Sternaspis scutata* (r = 0,7), de *Laonice cirrata* (r = 0,6) et des dépositivores de sub-surface profonds (r = -0,6). Elle a montré des corrélations négatives avec l'indice de Shannon, les fréquences relatives de *Levinsenia* sp. (r = -0,6), de *Prionospio fallax* (r = -0,4) et des dépositivores de sub-surface superficiels (r = -0,6). La teneur en sables a montré des corrélations positives avec la densité totale (r = 0,3), les fréquences de *Lumbrineris latreilli* (r = 0,5) et des dépositivores de surface (r = 0,4) et des corrélations négatives pour *Sternaspis scutata* et les dépositivores de sub-surface profonds (r = -0,4 dans les deux cas).

La porosité des deux centimètres superficiels de la couche sédimentaire a également montré de nombreuses corrélations avec les paramètres faunistiques (Tableau IV XVII).

Toutefois, en valeur absolue, elles étaient moins élevées que celles mesurées pour les paramètres granulométriques (r = 0,5 au maximum pour *Lumbrineris latreilli*). Les valeurs étaient positives pour les fréquences relatives d'*Heteromastus filiformis*, de *Leucon (Leucon) mediterraneus,* des taxa "carnivores-omnivores" et dépositivores de sub-surface profonds. Elles étaient négatives pour la densité totale, la fréquence de *Lumbrineris latreilli* et des dépositivores de surface.

Les paramètres de la matière organique (teneur en BPC, Chla_{ac}, et la capacité trophique) ont, comme la porosité, montré des corrélations nombreuses mais faibles avec les paramètres faunistiques. Seules la densité totale, la fréquence de *Prionospio fallax*, des carnivores et des dépositivores de surface n'ont été corrélés avec aucun de ces trois paramètres (Tableau IV XVII). À l'inverse, seules les fréquences de *Laonice cirrata* et des dépositivores de sub-surface profonds ont été corrélées avec les trois paramètres en même temps.

La teneur en $CaCO_3$ n'a montré de corrélation significative qu'avec la fréquence des suspensivores-filtreurs.

Tableau IV XVII: Matrice de corrélation des paramètres faunistiques (lignes) avec les paramètres sédimentaires (colonnes). Por : Porosité; GluI : Glucides insolubles; $\frac{Pr}{Glu}$: Capacité trophique; Chl_{ac} : Chla / phytopigments; BPC : $C_{Pr}+C_{Glu}+C_{Lip}$; Arg : Argiles; Silts : silts; Sabl : Sables. En rouge = statistiquement significatif. Cellules bleues : corrélation négative; Cellules rouges : corrélation positive.

		$CaCO_3$ (%)	$\frac{Pr}{Glu}$	$Chla_{ac}$	BPC (µg/g)	Por	Arg (%)	Silts (%)	Sabl (%)
Densité totale (ind/0 ,1m²)	**r**	-0,2	0,2	-0,1	0	-0,3	0,5	-0,7	0,3
	n	70	108	106	108	95	32	32	32
	p	ns	ns	ns	ns	***	***	***	*
Indice de Shannon	**r**	0,2	-0,2	-0,3	-0,3	-0,1	-0,3	0	0,5
	n	70	108	106	108	95	32	32	32
	p	ns	ns	**	**	ns	*	ns	***
***Aricidea claudiae* (%)**	**r**	0	-0,2	-0,3	0,4	0,1	0,1	-0,1	0,1
	n	70	108	106	108	95	32	32	32
	p	ns	ns	***	***	ns	ns	ns	ns
***Cossura sp.* (%)**	**r**	-0,2	0	0,1	0,3	0	0,2	-0,3	0,2
	n	70	108	106	108	95	32	32	32
	p	ns	ns	ns	**	ns	ns	ns	ns
***Heteromastus filiformis* (%)**	**r**	-0,1	-0,2	-0,1	0,3	0,2	0	0,1	-0,1
	n	70	108	106	108	95	32	32	32
	p	ns	*	ns	*	*	ns	ns	ns
***Laonice cirrata* (%)**	**r**	0,1	0,3	0,3	-0,3	-0,3	0,6	-0,7	0,1
	n	70	108	106	108	95	32	32	32
	p	ns	**	**	***	**	***	***	ns
***Leucon (Leucon) mediterraneus* (%)**	**r**	0,1	0	-0,1	0,2	0,3	-0,3	0,5	-0,2
	n	70	108	106	108	95	32	32	32
	p	ns	ns	ns	*	**	ns	*	ns
***Levinsenia sp.* (%)**	**r**	0	-0,2	-0,1	-0,2	0	-0,6	0,7	-0,2
	n	70	108	106	108	95	32	32	32
	p	ns	*	ns	ns	ns	***	***	ns
***Lumbrineris latreilli* (%)**	**r**	-0,1	0,1	0	-0,4	-0,5	0,1	-0,5	0,5
	n	70	108	106	108	95	32	32	32
	p	ns	ns	ns	***	***	ns	**	***
***Prionospio cirrifera* (%)**	**r**	-0,1	-0,2	-0,3	-0,1	0	-0.3	0.3	0
	n	70	108	106	108	95	32	32	32
	p	ns	*	**	ns	ns	ns	ns	ns
***Prionospio fallax* (%)**	**r**	0	-0,1	-0,1	0	0	-0,4	0,4	0,1
	n	70	108	106	108	95	32	32	32
	p	ns	ns	ns	ns	ns	*	*	ns
***Sternaspis scutata* (%)**	**r**	0,1	0,3	0,3	0,14	0,2	0,7	-0,4	-0,4
	n	70	108	106	108	95	32	32	32
	p	ns	***	***	ns	ns	***	*	*
Carnivores-Omnivores (%)	**r**	0	-0,1	-0,2	0,1	0,2	-0,4	0,5	-0,1
	n	70	108	106	108	95	32	32	32
	p	ns	ns	ns	ns	*	*	**	ns
Dépositivores surface (%)	**r**	-0,2	1	0,2	-0,1	-0,3	0,3	-0,6	0,4
	n	70	108	106	108	95	32	32	32
	p	ns	ns	ns	ns	*	ns	***	*
Dépositivores de sub-surface superficiels (%)	**r**	0	-0,3	-0,3	-0,1	-0,1	-0,6	0,5	0,1
	n	70	108	106	108	95	32	32	32
	p	ns	**	**	ns	ns	***	**	ns
Dépositivores de sub-surface profonds (%)	**r**	0,1	0,3	0,3	0,2	0,2	0,6	-0,4	-0,4
	n	70	108	106	108	95	32	32	32
	p	ns	**	**	*	*	***	*	*
Suspensivores- Filtreurs (%)	**r**	0,2	0,2	0,1	-0,1	0	0,2	-0,2	-0,1
	n	70	108	106	108	95	32	32	32
	p	*	*	**	ns	ns	ns	ns	ns

IV.3.3. Régressions multiples

IV.3.3.1. Méthodologie

La régression multiple (terme utilisé pour la première fois par Pearson (1908)) permet de mettre en relation (linéaire) une variable dépendante avec plusieurs variables explicatives (indépendantes). Cette méthode établit une équation du type :

$$V = a + b_1V_1 + b_2V_2 + ... + b_nV_n$$

Avec V = Variable dépendante
$V_{1 \text{ à } n}$ = Variable explicative
a = Constante = Ordonnée à l'origine
$b_{1 \text{ à } n}$ = coefficients de régression de chaque variable explicative.

Il existe plusieurs méthodes de régressions multiples. Dans cette étude, c'est la régression ascendante pas-à-pas qui a été choisie. Cette méthode présente l'avantage, à partir d'un nombre donné de variables explicatives, de n'incorporer que celles qui permettent le meilleur ajustement. Elle est qualifiée d'ascendante parce qu'elle ajoute les variables une par une en fonction de la définition de critères d'inclusion et d'exclusion (F d'inclusion / d'exclusion) des variables. Lors de l'incrémentation ascendante, l'algorithme inclue la variable dont la contribution unique à la discrimination entre les groupes est la plus significative (Test F). Les valeurs de F ont été choisies à 0 pour l'inclusion et à 1 pour l'exclusion ce qui permet d'inclure la plupart des variables mais de ne pas les "forcer".

Les résultats fournis sont de plusieurs ordres :

- Il est tout d'abord question de la qualité d'ajustement. Cette qualité est traduite par un coefficient R^2 de détermination multiple qui rend compte de la variabilité expliquée par la combinaison des variables explicatives. Son interprétation est comparable à celle du R^2 de la régression linéaire simple. Un test F vérifie la significativité de l'ajustement et donne une valeur de F et de p correspondant à l'équation établie.
- Une valeur de l'erreur type de l'estimation permet d'estimer la distribution des valeurs observées autour de la droite de régression prévue par le modèle.
- Pour chaque variable explicative acceptée dans le modèle, une valeur β (coefficient de régression standard) permet de déterminer sa contribution propre dans la variabilité de la variable dépendante. Le coefficient β peut être positif ou négatif et reflète alors la relation entre la variable explicative et la variable dépendante. La significativité de ce coefficient est testée par un test t.

- L'ordonnée à l'origine (a) de la droite de régression. La significativité de l'ordonnée à l'origine (a) est testée de la même façon que celle des coefficients β.
- L'examen des **résidus** (valeurs prévues par le modèle – valeurs observées) permet de visualiser les points atypiques (résidus > ± 2 écarts-types des résidus). Dans la majorité des cas, les points atypiques ont été enlevés une seule fois sur le lot de données initial (n = 93) afin d'optimiser l'ajustement.
- La représentation dans le plan des valeurs prévues vs. valeurs observées permet de montrer la qualité de l'ajustement.

Dans cette étude un total de dix-huit régressions linéaires a été effectué. Un ajustement a été réalisé avec chacun des paramètres faunistiques utilisés dans l'analyse "matrice de corrélation" (cf. ci-dessus p 135). Les variables explicatives ont été choisies à partir des résultats de l'analyse "matrice de corrélation". Elles étaient les mêmes dans chaque analyse, à savoir : la porosité, la capacité trophique, Chl*a* $_{ac}$ et la teneur du Carbone Polymérique (BPC). La teneur en $CaCO_3$ n'a pas été incluse dans l'analyse puisqu'elle n'a montré de corrélation significative qu'avec un seul des paramètres de la macrofaune. Les teneurs en silts, argiles et sables ont volontairement été retirées de l'analyse parce qu'elles ont présenté de fortes corrélations avec la plupart des paramètres. De ce fait, leur contribution trop importante risquait d'écraser celle des autres variables. De plus, il n'y a qu'une trentaine de mesures et que cela réduit fortement la puissance de l'analyse statistique. Il faudra donc considérer que les ajustements établis ne seront valables qu'en cas de constance de la granulométrie.

L'ensemble des analyses de régression multiple ont été réalisées à l'aide du logiciel Statistica®. La méthodologie décrite est issue de la documentation technique de ce même logiciel.

Dans le but de faciliter la lecture des résultats, les valeurs de β de chaque paramètre explicatif ont été compilées dans un tableau pour chaque paramètre faunistique testé. Une Analyse Factorielle des Correspondances a été réalisée sur ce tableau afin d'obtenir une représentation dans le même plan de l'ensemble des résultats des régressions. Des groupes de variables faunistiques présentant des points communs ont ensuite été mis en évidence .

IV.3.3.2. Résultats

Les ajustements réalisés ont tous été significatifs sauf pour "*Prionospio fallax*" et "fréquence des suspensivores-filtreurs" (Tableau IV XVIII). Huit de ces ajustements (indice de Shannon, fréquences de *Aricidea claudiae*, *Laonice cirrata*, *L. (Leucon) mediterraneus*,

Levinsenia sp., *Lumbrineris latreilli*, *Sternaspis scutata et* dépositivores de sub-surface profonds) étaient très hautement significatifs avec des erreurs-types relativement faibles. De ce fait, tous les ajustements ont été considérés comme satisfaisants. Les deux meilleurs (R^2 élevés, très hautement significatifs) ont été obtenus avec les variables, fréquence d'*Aricidea claudiae* et de *Laonice cirrata.*

Tableau IV XVIII : Résultats des régressions multiples : qualité des ajustements. En rouge = statistiquement significatif.

Variables dépendantes	N	Qualité de l'ajustement				
		R^2	F		p	Erreur-type de l'estimation
			dl	F		
Densité totale (ind/0,1m²)	91	0,09	2; 88	4,37	*	243,44
Indice de Shannon	93	0,27	3; 86	10,43	***	0,21
Aricidea claudiae (%)	88	0,37	4; 83	12,55	***	3,59
Cossura sp (%)	93	0,12	3; 89	4,06	**	6,29
Heteromastus filiformis (%)	93	0,13	4; 89	3,45	*	1,88
Laonice cirrata (%)	88	0,38	2; 85	25,97	***	2,81
Leucon (Leucon) mediterraneus (%)	83	0,21	1; 81	21,83	***	2,94
Levinsenia sp. (%)	88	0,25	4; 83	7,02	***	6,94
Lumbrineris latreilli (%)	93	0,29	3; 89	11,94	***	4,31
Prionospio cirrifera (%)	85	0,15	3; 81	4,71	**	2,38
Prionospio fallax (%)	90	0,12	4; 85	2,96	ns	2,73
Sternaspis scutata (%)	93	0,24	2; 90	13,90	***	6,23
Carnivores-Omnivores (%)	93	0,08	2; 90	4,18	*	5,89
Dépositivores surface (%)	90	0,16	2; 87	8,41	**	7,00
Dépositivores de sub-surface superficiels (%)	93	0,15	3; 89	5,25	**	8,77
Dépositivores de sub-surface profonds (%)	89	0,29	2; 82	17,37	***	4,67
Suspensivores filtreurs (%)	93	0,08	3; 89	2,55	ns	2,43

Hormis pour *Leucon (Leucon) mediterraneus*, les ajustements ont toujours mis en jeu au moins deux variables explicatives (Tableau IV XIX). La porosité est intervenue de façon significative dans la variabilité de la densité totale, des fréquences relatives de tous les taxa sauf celles d'*Heteromastus filiformis*, de *Prionospio cirrifera*, de *Sternaspis scutata* et des "dépositivores de surface". Le paramètre $Chla_{ac}$, a contribué significativement à la variabilité de l'indice de Shannon, de la fréquence de quatre taxa et de celle des dépositivores de sub-surface. Le paramètre BPC a montré les contributions les plus élevées en valeur absolue mais n'est intervenu que dans la variabilité de l'indice de Shannon, et des fréquences d'*Aricidea claudiae*, *Cossura* sp., *Levinsenia* sp., *Sternaspis scutata*, *Prionospio fallax*. La capacité trophique est le facteur qui est le moins souvent intervenu et qui, généralement, a le moins contribué à la variabilité, avec des contributions significatives que dans 3 cas : *Aricidea claudiae*, *Prionospio fallax* et les "suspensivores-filtreurs".

La densité totale a était surtout négativement corrélée à la porosité tandis que la

variabilité de l'indice de Shannon a davantage été expliquée par le rapport Chla $_{ac}$ et la teneur en BPC. En termes de groupes fonctionnels, la fréquence relative des taxa carnivores-omnivores a été indépendante des quatre variables testées, celle des "suspensivores-filtreurs" a été positivement corrélée à la capacité trophique. La fréquence des taxa dépositivores à été négativement corrélée à la porosité pour les dépositivores de surface, négativement avec **Chla $_{ac}$** et la teneur en BPC pour les "dépositivores de subsurface superficiels" et positivement avec ces deux facteurs pour les "profonds".

Tableau IV XIX : Résultats des régressions multiples : résumé des valeurs de β et de leur significativité. En rouge : corrélation positive; En bleu : corrélation négative.

Paramètres expliqués	**β**			
	Porosité	**Chla $_{ac}$**	**BPC**	**Capacité trophique**
Densité totale (ind/0,1m²)	-0,36**		0,21	
Indice de Shannon	0,19	-0,33***	-0,25*	
***Aricidea claudiae* (%)**	-0,33***	-0,32***	0,68***	-0,26***
***Cossura sp* (%)**	-0,27*		0,44***	-0,13
***Heteromastus filiformis* (%)**	0,08	-0,12	0,22*	-0,22
***Laonice cirrata* (%)**	-0,43***	0,40***		
***Leucon (Leucon) mediterraneus* (%)**	0,46***			
***Levinsenia sp* (%)**	0,38*	-0,11	-0,62*	0,14
***Lumbrineris latreilli* (%)**	-0,37**		-0,18	0,13
***Prionospio cirrifera* (%)**		-0,24*	-0,13	-0,20
***Prionospio fallax* (%)**	0,32**	0,19	-0,31**	0,24*
***Sternaspis scutata* (%)**		0,33***	0,33***	
Carnivores (%)	0,20	-0,20		
Dépositivores surface (%)	-0,34***	0,18		
Dépositivores de sub-surface superficiels (%)		-0,25*	-0,20*	-0,13
Dépositivores de sub-surface profonds (%)		0,28***	0,43***	
Suspensivores filtreurs (%)		0,12	-0,11	0,23*

L'Analyse Factorielle des Correspondances (Figure IV 21), a permis de séparer quatre groupes de variables dépendantes en fonction de la contribution des variables explicatives. Les deux variables BPC et Capacité Trophique (Cap T) ont eu les contributions les plus élevées (poids factoriel sur l'axe 1 > 0,70) et étaient opposées le long de l'axe 1 (47 % de la variabilité). Le facteur 1 a traduit la variabilité induite par la quantité de Carbone Labile et sa qualité nutritionnelle et a distingué *Prionospio fallax*, *Leucon (Leucon) mediterraneus*, *Levinsenia sp*. et les suspensivores-filtreurs (corrélés négativement avec BPC) de l'ensemble "densité-*Cossura sp*.-*Aricidea claudiae"* (corrélés positivement avec BPC). Le long de l'axe 2 (31 % de la variabilité), c'est essentiellement Chla$_{ac}$ qui a déterminé la variabilité de l'axe (poids factoriel > 0,9). Le groupe "dépositivores de sub-surface profonds-*Laonice cirrata*-*Sternaspis scutata"* positivement corrélés avec Chla$_{ac}$ étaient opposés au groupe " indice de

Shannon, *Prionospio cirrifera* et dépositivores de sub-surface superficiel. *Lumbrineris latreilli* dont la fréquence était négativement corrélée avec la porosité, pourrait être rattachée au groupe Densité-*Aricidea claudiae*-*Cossura* sp.

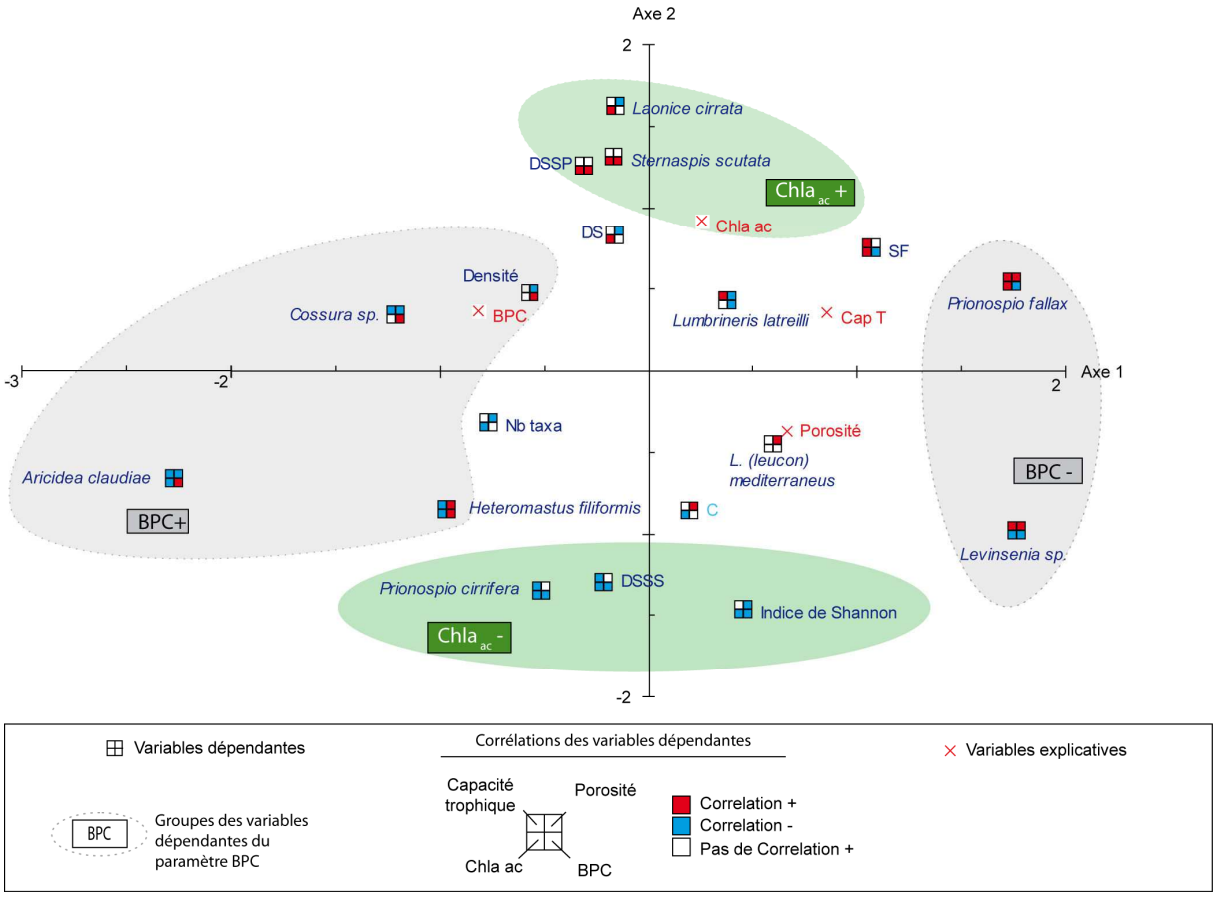


Figure IV 21 : Analyse Factorielle des Correspondances réalisées à partir des valeurs de β obtenues lors de l'analyse des régressions multiples. CapT : Capacité trophique; $Chla_{ac}$: Chlorophylle active; DSSS : Dépositivores de sub-surface superficiels; DSSP : Dépositivores de sub-surface Profonds; DS : dépositivores de surface; SF : Suspensivores-Filtreurs, C : Carnivores. Variabilité expliquée par les axes : Axe 1 : 47 %; Axe 2 : 31 %.

IV.3.4. Indices biotiques

IV.3.4.1. Méthodologie

L'indice de Shannon, la richesse spécifique ou l'équitabilité ne rendent pas compte des modifications dues aux changements de composition spécifique dans un peuplement (Flaten *et al.*, 2006). De la même façon, l'utilisation de quelques taxa seulement ne permet pas non plus de rendre compte de l'ensemble du peuplement. Dans le but d'intégrer la composition spécifique du peuplement dans l'étude de ses interactions avec le sédiment, un indice biotique a été appliqué.

Un indice biotique est une variable unique qui permet de résumer l'intégralité ou

presque d'un peuplement et qui est conçu pour quantifier "l'état de santé" d'un écosystème ou d'un milieu (Pinto *et al.*, 2009). De nombreux indices biotiques à travers le monde sont développés et testés depuis des décennies. En Europe, depuis la mise en place de la directive européenne WFD (Water Framework Directive (2000/60/E)), les recherches autour de ces indices ont pour objectif de permettre d'évaluer le statut écologique des milieux (EcoQ (Ecological Quality Status)) (Engle *et al.*, 1994; Weisberg *et al.*, 1997; Borja *et al.*, 2000; Salas *et al.*, 2004; Muniz *et al.*, 2005; Simboura *et al.*, 2005; Flaten *et al.*, 2006; Dauvin *et al.*, 2007; Bakalem *et al.*, 2008; Borja et Dauer, 2008; Pinto *et al.*, 2009)}.

Dans cette étude, seuls trois d'entre eux ont été utilisés : AMBI (Borja *et al.*, 2000; AZTI), BENTIX (Simboura et Zenetos, 2002) et BOPA .(Dauvin et Ruellet, 2007) Dans un premier temps, ces trois indices ont été calculés à chaque prélèvement comme l'ont été les indices de diversité (Shannon ou équitabilité). Dans un second temps, la capacité de ces indices à rendre compte des paramètres généraux de la communauté (densité totale, et indices de diversité) a été estimée en cherchant des corrélations linéaires entre chacun d'eux et les paramètres faunistiques. Dans une troisième étape, l'indice qui discriminait le mieux les trois stations a été identifié à l'aide d'un test d'homogénéité des variances (Test de Levene) et, soit d'une ANOVA, soit d'un test de Kruskal-Wallis (cf. III.1.2.4. p 39). L'indice qui à la fois présentait les meilleurs corrélations avec les paramètres généraux de la faune et qui discriminait le mieux les trois stations a été utilisé dans une régression multiple identique à celle appliquée précédemment (cf. 0p 140).

AMBI : AZTI's Biotic Index

L'indice AMBI (AMBI : AZTI's Biotic Index) a été développé en Espagne par l'Institut Technologique de la pèche et de l'alimentation (AZTI) (Borja *et al.*, 2000; Dauvin et Ruellet, 2007). C'est un indice de qualité du benthos de substrats meubles qui s'appuie sur la composition taxonomique des peuplements macrobenthiques et sur la sensibilité des taxa aux stress. Développé pour appréhender les pollutions de type "augmentation de la matière organique"; il a été testé et appliqué pour d'autres types de perturbations (Muxika *et al.*, 2005; Borja *et al.*, 2007).

Les auteurs se sont appuyés sur des travaux plus anciens portants sur les réactions du benthos aux pollutions (Glémarec et Hily, 1981; Hily, 1984; Hily *et al.*, 1986; Majeed, 1987). Le calcul de AMBI se base sur la répartition des taxa macrobenthiques entre cinq groupes écologiques (I à V) en fonction de leur sensibilité aux stress. Les taxa du groupe I, sont des

taxa très sensibles qui ne sont présents que dans un environnement non pollué. La sensibilité des taxa diminue progressivement jusqu'au groupe V qui comprend les taxa très peu sensibles qui abondent dans les sédiments très réduits (Borja *et al.*, 2000). L'indice AMBI est calculé à partir de proportions pondérées de chacun des cinq groupes :

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

Avec : GI à GV : proportion dans le peuplement de chaque groupe (%).

La répartition des taxa au sein de chacun des groupes et le calcul de l'indice a été effectué à partir du logiciel mis à disposition par l'AZTI (AZTI, 2007). Ce logiciel a été mis à jour en décembre 2007 et attribue un groupe à près de 4000 espèces.

Selon la valeur de l'indice, le peuplement est qualifié de sain, légèrement pollué... jusqu'à extrêmement stressé (Tableau IV XX). Dans cette étude, les indices biotiques ont été utilisés pour l'étude des interactions "macrofaune-sédiment". L'état du peuplement ne sera donné qu'à titre indicatif.

Tableau IV XX: Classification de l'état d'équilibre du benthos de substrat meuble en milieu estuarien ou côtier en fonction de la valeur de l'indice AMBI, d'après Borja et al. (2000).

Classification du site	**Valeur de l'indice AMBI**	**État du peuplement**
Non stressé	0,0 < indice < 0,2	Normal
	0,2 < indice < 1,2	Appauvri
Légèrement stressé	1,2 < indice < 3,3	Déséquilibré
Moyennement stressé	3,3 < indice < 4,3	En transition vers l'état "stressé"
	4,3 < indice < 5,0	Stressé
Fortement stressé	5,0 < indice < 5,5	En transition vers l'état " fortement stressé"
	5,5 < indice < 6	Fortement stressé
Extrêmement stressé	Azoïque	Azoïque

BENTIX

L'indice BENTIX a été développé par des chercheurs grecs (Simboura et Zenetos, 2002) selon les mêmes principes que l'indice AMBI mais il se base sur un nombre réduit de groupes écologiques. Cette réduction avait pour objectif, selon les auteurs, de minimiser, à la fois, les erreurs de répartition des taxa dans les groupes et l'effort de calcul.

Cet indice a été développé sur le benthos de Méditerranée et ne prend en compte que les espèces les plus courantes. Il utilise trois groupes écologiques seulement en fonction de la sensibilité des espèces aux perturbations et aux stress, sans distinction. Dans cette étude, 46 taxa ont été répartis dans les trois groupes écologiques définis par les auteurs (Tableau IV XXI). De la même façon que pour AMBI, le groupe 1 rassemble les taxa les plus

sensibles et le groupe 3, les espèces les moins sensibles.

Tableau IV XXI : Classification des taxa au sein des trois groupes de l'indice Bentix (Simboura et Zenetos, 2002; Simboura et al., 2005). Groupe 1 : taxa très sensibles aux stress; Groupe 2 : taxa indifférents aux stress; Groupe 3, taxa très tolérantes aux stress.

Groupe 1	**Groupe 2**	**Groupe 3**
Chone sp.	*Abra alba*	*Chaetozone* cf. *setosa*
Drilonereis filum	*Abra nitida*	*Chaetozone* sp.
Goniada maculata	*Ampharete acutifrons*	*Cirratulidae*
Harpinia dellavallei	*Amphiura chiajei*	*Corbula gibba*
Jaxea nocturna	*Amphiura filiformis*	*Heteromastus filiformis*
Laonice cirrata	*Callianassa truncata*	*Paraprionospio pinnata*
Magelona minuta	*Corophium* sp.	*Thyasira flexuosa*
Marphysa kinbergi	*Cossura* sp.	
Nephtys hystricis	*Diplocirrus glaucus*	
Ninoe armoricana	*Levinsenia gracilis*	
Nucula sulcata	*Levinsenia sp.*	
Lapidoplax digitata	*Lumbrineris latreilli*	
Prionospio ehlersi	*Monticellina dorsobranchialis*	
Spisula subtruncata	*Myrtea spinifera*	
Terebellides stroemi	*Mysella bidentata*	
Turritella communis	*Notomastus latericeus*	
	Némertes	
	Paralacydonia paradoxa	
	Pista cristata	
	Prionospio cirrifera	
	Prionospio fallax	
	Spiophanes kroyeri reyssi	
	Sternaspis scutata	

L'indice Bentix est également calculé à partir des proportions pondérées de chacun des groupes écologiques selon la formule suivant :

$$\text{BENTIX} = \frac{6 \times \text{G1} + 2 \times \text{G2} + \text{G3}}{100}$$

Avec G1 et G3 : proportion telle que $\text{Gi} = \frac{\text{Gi}}{\text{G1} + \text{G2} + \text{G3}}$ (%)

De la même façon que pour AMBI, la valeur de BENTIX détermine la qualité du peuplement (Tableau IV XXII).

Tableau IV XXII : Classification de l'état d'équilibre du benthos en fonction de la valeur de l'indice BENTIX, d'après Simboura et Zenetos (2002).

Classification du site	Valeur de l'indice BENTIX	Statut écologique
Normal	4,5 ≤ indice < 6,0	Élevé
Peu stressé, état transitoire	3,5 ≤ indice < 4,5	Bon
Modérément stressé	2,5 ≤ indice < 3,5	Modéré
Fortement stressé	2,0 ≤ indice < 2,5	Pauvre
Azoïque	0	Mauvais

L'indice BOPA : Polychète/Amphipodes

L'indice BOPA vise à grandement simplifier la détermination de l'état écologique du milieu en s'affranchissant de la détermination jusqu'à l'espèce de tous les individus macrobenthiques (Gomez Geistera et Dauvin, 2000; Dauvin et Ruellet, 2007). Cet indice ne prend en compte que la proportion relative des polychètes opportunistes (espèces du groupe V de Borja *et al.,* 2000) et des amphipodes (hormis les amphipodes du genre *Jassa*) :

$$BOPA = \log\left(\frac{f_P}{f_A + 1} + 1\right)$$

Avec : f_P = Proportion des polychètes opportunistes (%) : rapport de la densité des polychètes du groupe V de Borja *et al.* (2000) sur la densité totale.
f_A = Proportion des amphipodes sauf *Jassa* (%) : rapport de la densité des amphipodes sur la densité totale.

L'indice BOPA varie entre 0 et Log 2 et cinq niveaux de qualité du peuplement ont été déterminés en fonction de sa valeur (Tableau IV XXIII).

Tableau IV XXIII : Classification de l'état d'équilibre du benthos en fonction de la valeur de l'indice BOPA, d'après Dauvin et Ruellet (2007).

Classification du site	Valeurs de l'indice BOPA		Statut écologique
Normal	log 1 ≤ indice < log 1,11	0≤ indice < 0,04	Élevé
Peu stressé, état transitoire	log 1,11≤ indice < log 1,38	0,04≤ indice < 0,14	Bon
Modérément stressé	log 1,38 ≤ indice < log 1,56	0,14 ≤ indice < 0,20	Modéré
Fortement stressé	log 1,56 ≤ indice < log 1,85	0,20 ≤ indice < 0,27	Pauvre
Azoïque	log 1,85 ≤ indice < log 2	0,27 ≤ indice < 0,30	Mauvais

IV.3.4.2. Résultats

Afin de faciliter la lecture des résultats, il convient de rappeler que dans le cas d'AMBI et BOPA, l'état écologique du milieu s'améliore avec la diminution de la valeur de l'indice. Dans le cas de BENTIX, l'état écologique s'améliore avec l'augmentation de la valeur de l'indice.

Les trois indices biotiques utilisés n'ont pas qualifié le milieu dans le même état

écologique.

Selon l'indice AMBI, le peuplement des trois stations était dans un état "déséquilibré" (Tableau IV XXIV). Malgré l'uniformité de statut écologique entre les stations, l'indice AMBI était significativement plus élevé à SLT Fos qui tendrait à traduire un déséquilibre plus important que dans les deux autres stations. Les variations temporelles de cet indice sont restées limitées à SLT Fos et SLT Rhône alors qu'à PA, il a diminué de 2,8 à 2,3 entre mars 2004 et juillet 2006. Ceci traduirait une amélioration de l'état du peuplement (Figure IV 22 a). Dès avril 2005, les valeurs de l'indice étaient plus faibles à PA qu'à SLT Fos.

Selon l'indice BENTIX, l'état écologique à SLT Fos et PA, était "modéré" alors qu'à SLT Rhône, il était "Pauvre" (Tableau IV XXIV). Par ailleurs à PA, l'indice BENTIX était plus élevé, que ce soit la valeur médiane ou le 3ème quartile ce qui témoignerait d'un déséquilibre moins important à PA (Figure IV 22 b). Au cours du temps, cet indice aurait plutôt traduit une amélioration de la qualité du peuplement à PA avec un "retour" à des valeurs comprises dans la gamme de variation de celles enregistrées à SLT Fos.

Tableau IV XXIV : Distributions des valeurs des indices biotiques BOPA, AMBI et BENTIX. En rouge = statistiquement significatif ou statistiquement différent.

Biotique indices	Station	PA	SLT Fos	SLT Rhône	Statistiques				
	N	39	38	31	Levene F (2; 105)	p	ANOVA F (2; 105)	Kruskal-Wallis H(2; N = 108)	p
AMBI	Q1	2,24	2,52	2,36	3,46	*		13,45	**
	M	**2,39**	**2,62**	**2,56**					
	Q3	2,57	2,76	2,70					
	Eco Q	Déséquilibré							
BENTIX	Q1	2,72	2,45	2,36	6,62	***		48,24	***
	M	**2,96**	**2,60**	**2,48**					
	Q3	3,15	2,73	2,59					
	Eco Q	Modéré		Pauvre					
BOPA	Q1	0,07	0,09	0,10	2,75	ns	1,93		ns
	M	**0,10**	**0,11**	**0,12**					
	Q3	0,14	0,14	0,13					
	Eco Q	Bon							

Selon l'indice BOPA, le peuplement des trois stations était dans un bon état écologique. Avec des valeurs médianes comprises entre 0,10 à PA et 0,12 à SLT Rhône (Tableau IV XXIV) les valeurs de cet indice n'étaient pas significativement différentes entre les stations. Les variations temporelles (Figure IV 22 c) sont restées faibles à SLT Fos et à SLT Rhône alors qu'à PA, la valeur de l'indice a augmenté de façon quasi continue avec une valeur en juillet 2006 4 fois plus élevée que celle de mars 2004. Cette augmentation, selon

l'échelle de l'indice traduirait une dégradation de la qualité écologique du peuplement.

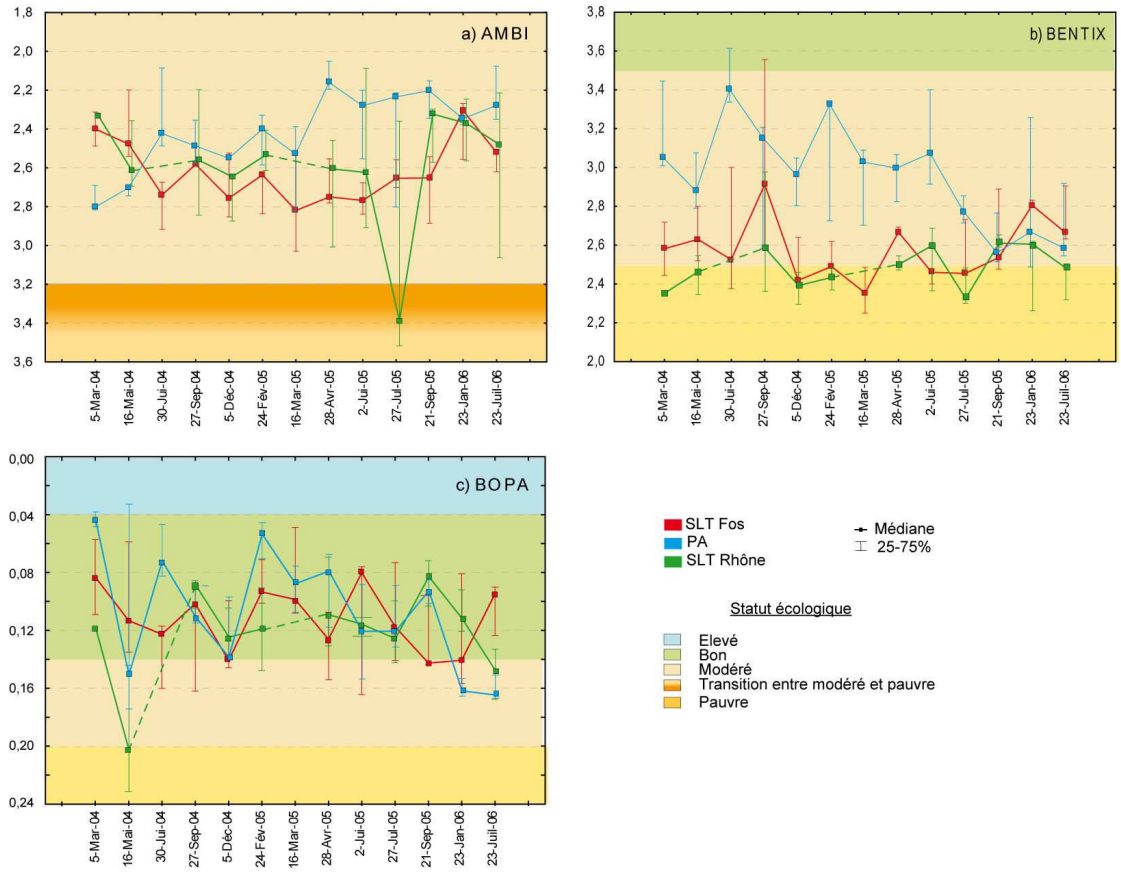


Figure IV 22 Variations temporelles des distributions des indices biotiques AMBI, BENTIX et BOPA. L'échelle des ordonnées a été inversée dans le cas d'AMBI et de BOPA pour faciliter la comparaison avec l'indice BENTIX qui ne varie pas dans le même sens.

L'indice BOPA n'ayant pas permis de discriminer les stations et la significativité de la différence entre celles-ci ayant été la plus élevée avec l'indice BENTIX ($p < 0,001$) qu'avec l'indice AMBI, c'est l'indice BENTIX qui a été retenu pour être intégré dans la régression multiple. De plus, c'est l'indice qui a montré les meilleures corrélations avec les paramètres généraux de densité et de diversité des peuplements (Tableau IV XXV). Il est, de plus, le seul à avoir décrit le "rapprochement" de PA et SLT Fos constaté à l'aide de la similarité de Jaccard ou de la distance euclidienne (cf. p 105 et p 131).

Tableau IV XXV : Matrice de corrélation entre les paramètres généraux de la macrofaune et les indices biotiques BOPA, AMBI et BENTIX. r : coefficient de corrélation; N : nombre d'prélèvement = 108. En rouge = statistiquement significatif ou statistiquement différent.

	Densité totale (ind/0,1m²)	Nb de taxa	Indice de Shannon	Log_2S	Équitabilité (J')
BOPA	0,07 ns	0,02 ns	0,04 ns	-0,01 ns	0,04 ns
AMBI	-0,01 ns	-0,32 **	-0,38 ***	-0,30 **	-0,21 *
BENTIX	0,90 ***	0,70 ***	-0,05 ns	0,70 ***	-0,58 ***

La régression multiple réalisée avec la variable BENTIX a permis d'expliquer 26 % de sa variabilité à partir d'une combinaison entre la porosité et la teneur en BPC (Tableau IV XXVI). Ces deux variables avaient des contributions comparables avec des β = -0,32 et β = -0,26. L'ajustement réalisé était très hautement significatif et l'erreur-type particulièrement faible. Cet ajustement était de très bonne qualité.

Tableau IV XXVI : Résultats de la régression multiple réalisée entre la valeur de l'indice Bentix et les variables "Porosité"," BPC"," Chla $_{ac}$" et" capacité trophique". En rouge = statistiquement significatif.

Variables dépendantes	N	Variables explicatives			0rdonnée à l'origine			Qualité de l'ajustement				
			β	p	Valeur	Significativité Erreur-type	p	R^2	F dl	F	p	Erreur-type de l'estimation
BENTIX	89	Porosité BPC (µg/g)	-0,32 -0,26	** *	66,37	21,82	**	0,26	2; 86	15,48	***	0,21

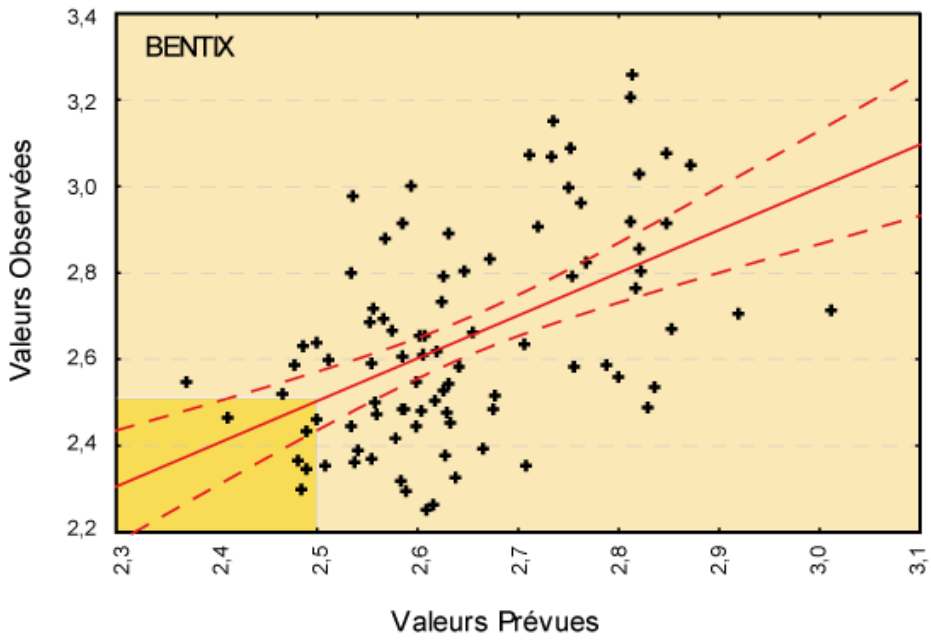


Figure IV 23 : Résultats de la régression multiple réalisée entre la valeur de l'indice Bentix et les variables "Porosité"," BPC"," Chla $_{ac}$" et" capacité trophique". Graphe montrant la relation entre les valeurs observées (en ordonnées) et les valeurs prévues par l'ajustement (en abscisses).

IV.4. Discussion sur le peuplement benthique et ses relations avec le sédiment

Installés dans des sédiments vaseux, les peuplements des trois stations étaient uniquement animaux, dominés par les annélides polychètes et présentaient des similarités de composition taxonomique supérieures à 60 % (Indice de Jaccard). Les biocénoses en place dans ces trois stations étaient identiques et correspondaient à la biocénose des Vases Terrigènes Côtières, définie par Pérès et Picard en 1964 et décrite de nombreuses fois au large du Rhône et dans le golfe du Lion (Picard, 1965; Salen-Picard et Arlhac, 2002; Salen-Picard *et al.*, 2003; Labrune *et al.*, 2006).

Toutefois, malgré une importante similarité de composition à l'échelle des stations, les peuplements ont montré des différences de densité totale, de diversité taxonomique et dans le cortège de leur taxa dominants. Les différences entre les stations pourraient être attribuées : (1) à l'hétérogénéité spatiale naturelle dans la distribution des animaux benthiques (différences de longitude, de profondeur). La position géographique des stations est telle que l'ensemble de la zone d'étude est globalement homogène en termes de température, de profondeur (entre 55 et 70 m) et d'éclairement. Le facteur de forçage le plus important dans cette zone d'étude est la variation des apports du Rhône; (2) aux effets des clapages. Au cours du temps, seule la composition du peuplement de PA a montré des changements importants avec une augmentation de la ressemblance avec SLT Fos en termes de composition taxonomique (augmentation de l'indice de Jaccard) et de fréquence relative des espèces (diminution de la distance euclidienne) (cf. p 152); (3) à une influence du Rhône (effets des apports en MOP et effet de la sédimentation) qui diminue au fur et à mesure que l'on s'en éloigne (Alliot *et al.*, 2003; Salen-Picard *et al.*, 2003; Hermand *et al.*, 2008); (4) à des différences de texture sédimentaire (influence de la granulométrie, de la porosité et de la quantité des agglomérats) (Labrune *et al.*, 2006; Cosentino et Giocobbe, 2008).

IV.4.1. La restauration du peuplement des clapages

IV.4.1.1. Survie ou colonisation ?

À PA, le dépôt d'importantes quantités de matériel sédimentaire sur le fond, a entraîné l'enfouissement des animaux benthiques dont la mortalité a pu être importante (Maurer *et al.*, 1986; Norkko *et al.*, 2002). Toutefois, moins de 6 mois après la fin des opérations de clapages, la densité du peuplement benthique était déjà élevée. La même biocénose

qu'alentours s'était installée dans les sédiments clapés grâce à l'adéquation entre la granulométrie des sédiments apportés et ceux du site récepteur. Un changement drastique du substrat aurait en effet entrainé l'installation d'une communauté différente de celle du site récepteur comme cela a été le cas lors de précédents travaux de dragages réalisés dans le Golfe (Salen-Picard, 1981). La colonisation du nouveau substrat a pu être le fait, soit des individus qui auraient survécus à l'enfouissement, soit, de nouveaux arrivants, larves ou adultes, venus des zones environnantes (Van Dalfsen *et al.*, 2000).

L'épaisseur maximale (25 cm) de chacun des dépôts de sédiments était compatible avec la survie des invertébrés benthiques qui peuvent résister à un enfouissement jusqu'à 30 cm (Maurer *et al.*, 1982; Maurer *et al.*, 1986; Roberts *et al.*, 1998; Wilber et Clarke, 1998; Essink, 1999; Schratzberger *et al.*, 2000). Cette résistance est particulièrement développée chez les dépositivores de sub-surface qui sont capables de remonter 24 à 28 cm en moins d'une journée dans les sédiment vaseux (92-98 % pélites) (Maurer *et al.*, 1986). Cependant, la fréquence élevée des clapages (6 à 12 h minimum) a pu être un facteur limitant la survie de ces animaux. Par ailleurs, la communauté d'origine n'était composée, dans cette étude, que de 9 à 15 % d'animaux dépositivores de sub-surface. Les autres taxa de la communauté vivent moins profondément dans la colonne sédimentaire et sont plus sensibles à l'enfouissement. De nombreuses études montrent que moins le dépôt sédimentaire est épais (moins de 10 cm), moins la mortalité est élevée (Chandrasekara et Frid, 1998; Norkko *et al.*, 2002; Lohrer, 2006; Wilber *et al.*, 2007).

L'étude de la taille du demi-bouclier de *Sternaspis scutata* et de la biomasse moyenne individuelle de *Lumbrineris latreilli* a montré que, dans les sédiments clapés, les individus étaient plus petits que leurs congénères de la station témoin (SLT Fos). Pour ces deux espèces et vraisemblablement pour de nombreuses autres, la colonisation des sédiments clapés s'est effectuée par l'arrivée de larves. Todd (1998) a mis en évidence que la dispersion dans l'espace des larves d'invertébrés benthiques pouvait varier d'une dizaine de kilomètres à plusieurs centaines de kilomètres uniquement en fonction du type de larves. Celles à développement direct, n'ont pas de phase planctonique et leur dispersion spatiale est très limitée. Les larves lecitotrophiques, qui ne nagent pas et se nourrissent à partir de réserves "embarquées" ou les larves planctotrophiques, qui sont libres, nageuses et qui se nourrissent directement dans l'eau, ont une phase de vie planctonique et leur dispersion spatiale est importante. D'après les revues bibliographiques réalisées par Giangrande (1997) et Wilson (1991) sur les modes de repdroduction des invertébrés, le mode le plus courant chez les annélides polychètes met en jeu des larves planctotrophiques (Tableau IV XXVII). Dominée

très largement par les annélides polychètes, la biocénose des Vases Terrigènes Côtières possède donc "naturellement" de fortes capacités de dispersion larvaire qui lui donne un potentiel colonisateur important. La zone "source" de larves colonisatrices des déblais de clapages peut être très étendue autour de la zone de dépôt. Cependant, dans le cas de *Sternaspis scutata,* qui était bien représentée dans les clapages au début de l'étude, la phase larvaire planctotrophique ne dure pas plus de 48 h. La dispersion géographique des larves de cette espèce reste alors limitée (Rietsch, 1882) (Tableau IV XXVII). Dans le cas de *Laonice cirrata*, deuxième espèce la mieux représentée dans les clapages en 2004, les individus colonisateurs n'étaient pas particulièrement des juvéniles (la biomasse individuelle moyenne à PA était comparable à celles des deux autres stations). Les spionidae adultes ont en effet des capacités migratoires importantes et sont particulièrement aptes à exploiter de nouveaux espaces et de nouvelles ressources (Bolam *et al.*, 2004).

Tableau IV XXVII: Mode de reproduction de quelques taxa identifiés dans la biocénose des vases terrigènes côtières (Rietsch, 1882; Bhaud, 1972; Wilson, 1991; Giangrande, 1997). D : Mode direct : vie entièrement benthique. L : lécitotrophique : larve pélagique non nageuse; P : larve pélagique nageuse. Continue : la reproduction conduit à plus d'une génération par saison. Saison : la reproduction est limitée dans le temps;

Taxa	Mode de reproduction	Événements de reproduction
Cauleriella caputesocis	D	-
Chaetozone setosa	L	-
Cirratulus cirratus	L	-
Cossura sp.	-	Continue
Heteromastus filiformis	P	Saison
Laonice cirrata	P	Saison
Lumbrineris latreilli	D	Saison
Prionospio cirrifera	P	Continue
Prionospio fallax	P	-
Spiophanes kroyeri	P	-
Sternaspis scutata	P durée 48h max	Continue avec pic en automne-hiver
Terebellides stroemi	D	-
Tharyx sp.	D	-

IV.4.1.2. Les étapes

La période immédiatement après les clapages est une phase, régulièrement décrite dans la bibliographie (Van Dolah *et al.*, 1984; Flemer *et al.*, 1997; Harvey *et al.*, 1998; Hewitt *et al.*, 2003; Bolam et Whomersley, 2005; Bolam *et al.*, 2006a; Guerra-Garcia et Garcia-Gomez, 2006) qui se caractérise par l'installation rapide et en grand nombre d'espèces dites opportunistes capables d'assimiler rapidement les ressources et avec un cycle de vie court (Lévêque, 2001). Au début de la phase de colonisation, la compétition interspécifique est faible puis elle augmente progressivement avec la densité des animaux (Whitlatch et Zajac, 1985). Petit à petit, la communauté se diversifie avec l'arrivée d'espèces à croissance plus

lente. La biocénose passe petit à petit d'un stade "juvénile" (milieu vierge nouvellement crée colonisé par des espèces pionnières) à un stade "mature" (le milieu a une richesse spécifique élevée et la communauté est composée d'espèces à croissance lente et une durée de vie élevée, les réseaux d'interactions et les réseaux trophiques sont complexes) (Lévêque, 2001). Il est difficile d'apprécier à quel stade se trouvait le peuplement quand cette étude a commencé. Il était caractérisé par une diversité et densité déjà élevées mais avec beaucoup d'individus juvéniles.

Période 6-18 mois : de mars 2004 à février 2005

Après la période de colonisation et la récupération de l'abondance et de la richesse spécifique, la période 6-18 mois après les clapages (de mars 2004 à février 2005) a été caractérisée par la décroissance continue de l'abondance totale. Ceci malgré le fait qu'au niveau sédimentaire, les paramètres de la matière organique (teneur en glucides, lipides et protéines) avaient repris un rythme saisonnier comparable à celui des stations SLT Fos et SLT Rhône. L'apparente absence de variations saisonnières de la densité totale était due à des changements dans le cortège des espèces dominantes. Les fréquences de *Laonice cirrata* et *Sternaspis scutata* ont progressivement diminué (en parallèle de la diminution de la teneur en argiles dans les sédiments clapés) alors que celles de *Lumbrineris latreilli* et *Levinsenia* sp. étaient en pleine progression. Parallèlement, la richesse et la diversité taxonomique ont augmenté régulièrement avec une "restauration" de la valeur des indices de diversité en moins de 18 mois après les clapages.

Période 18-34 mois : de mars 2005 à juillet 2006

La période 18-34 mois (de mars 2005 à juillet 2006) après les opérations de clapages a été marquée par la dominance de *Lumbrineris latreilli* et *Levinsenia sp*., la reprise des variations saisonnières comparables à celles enregistrées à SLT Fos et la lente restauration de la composition du peuplement. Cependant, la richesse spécifique, la densité totale et la fréquence relative des polychètes sont toujours restées plus élevées qu'au site de contrôle. Bolam *et al.* (2006b) ont observé la restauration du cycle naturel d'une communauté méiobenthique dès la première année après la fin de travaux de clapages. Dans la présente étude, les espèces dominantes du peuplement ont un cycle annuel ou bisannuel qui explique que la reprise des variations saisonnières ne soit apparue qu'à partir de 18 mois après la perturbation.

En juillet 2006, la densité totale du peuplement de PA était très proche de celle du

peuplement de SLT Rhône et près de deux fois plus élevée que celle du peuplement de SLT Fos. La richesse et la diversité taxonomiques y étaient également plus élevées qu'aux deux autres stations. L'augmentation de la richesse taxonomique a permis, grâce à la redondance fonctionnelle (Frost *et al.*, 1995), de maintenir un ou plusieurs représentants de l'ensemble des fonctions du peuplement malgré les modifications de composition taxonomique. Toutefois, il faut noter que de nombreux animaux étaient des juvéniles et que certaines fonctions pouvaient alors être déficientes malgré la présence des taxa. C'était le cas notamment de la bioturbation qui est restée limitée à la zone superficielle de la couche sédimentaire à PA pendant les 20 premiers mois après les clapages. Une densité totale, une richesse et une diversité taxonomiques plus élevées dans le site impacté que dans le site de contrôle sont habituelles dans les communautés benthiques en cours de restauration (Pearson et Rosenberg, 1978; Johnson et Frid, 1995; Ellis, 2003).

Les deux espèces dominantes initiales dans le peuplement des clapages (*Sternaspis scutata* et *Laonice cirrata*) ont été remplacées par *Levinsenia* sp. et *Lumbrineris latreilli*. Les successions d'espèces constituent l'un des phénomènes habituel de la restauration d'un milieu qui a subit une perturbation (Pearson et Rosenberg, 1978; Glémarec et Hily, 1981; Legendre et Legendre, 1984). Les espèces intéressées par les successions sont spécifiques à la fois du milieu, de la perturbation, de son ampleur et des conditions environnementales (Bolam *et al.*, 2004). La succession observée dans cette étude (*Laonice cirrata – Sternaspis scutata / Lumbrineris latreilli – Levinsenia* sp.) apparaît comme une succession caractéristique des fonds vaseux de Méditerranée Nord Occidentale à la suite d'apports terrigènes ou de dépôts de déblais de dragages (Salen-Picard *et al.*, 2003; Simonini *et al.*, 2005; Akoumianaki et Nicolaidou, 2007).

IV.4.1.3. Détermination du temps de restauration du peuplement

D'après la définition choisie, la communauté impactée pouvait être considérée comme restaurée lorsqu'elle serait statistiquement non différente de celle du site témoin. Cependant, ce moment n'a pas pu être mis en évidence pendant l'étude. L'estimation du moment de la restauration a donc été réalisée par extrapolation de la variation de la différence (distance canonique) entre la station impactée et la station témoin. L'hypothèse a été faite que la station impactée serait restaurée lorsque cette différence serait nulle. Cependant, bien que mathématiquement possible, cette hypothèse est écologiquement "discutable". Il est en effet très peu probable, au vu de la variabilité des systèmes biologiques, que la différence entre les

deux sites soit un jour égale à zéro. Une autre hypothèse aurait pu en effet être posée : le moment de la restauration aurait pu être choisi lorsque la distance PA-SLT Fos devient inférieure ou égale à la plus grande des distances des réplicats de SLT Fos entre eux (Figure IV 24). Il se peut alors, avec cette hypothèse, que le délai de restauration soit en fait plus court que celui préconisé.

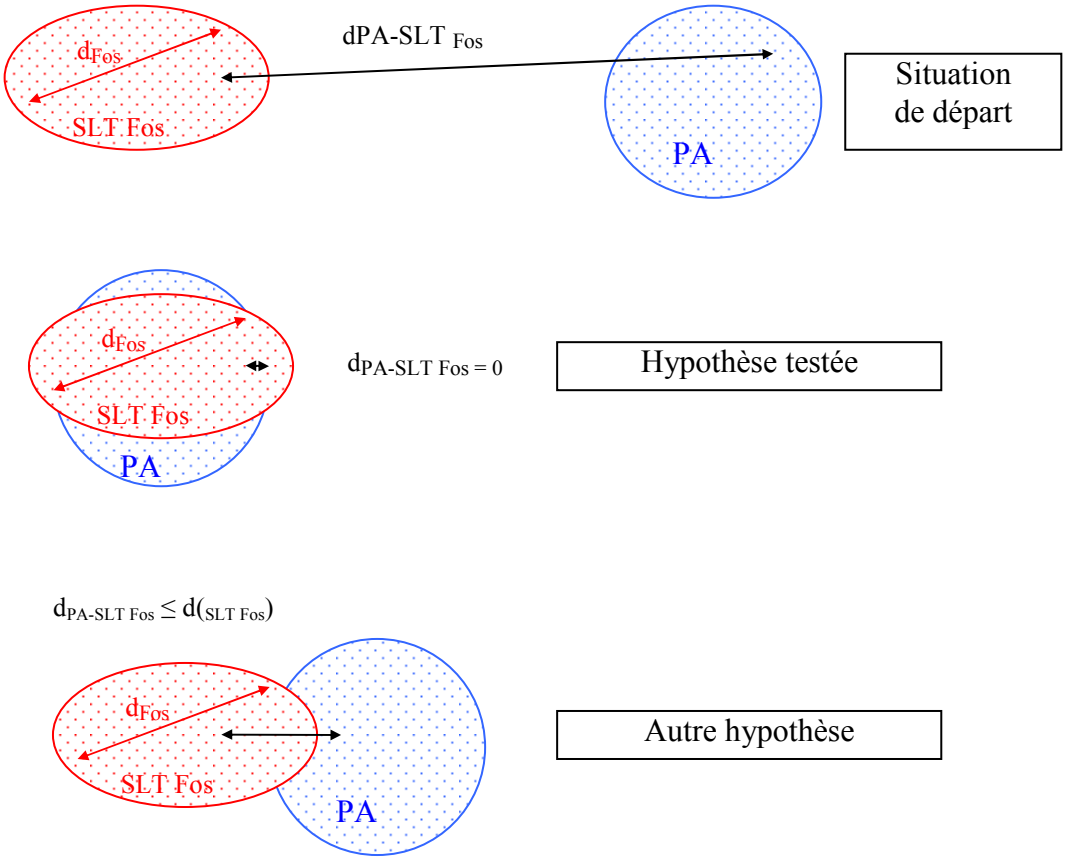


Figure IV 24 : Schéma explicatif des hypothèses permettant l'estimation du moment de la restauration de la communauté.

Par ailleurs, estimer le niveau de restauration d'un milieu ne peut pas se baser uniquement sur les paramètres généraux et la composition du peuplement. Il conviendrait de vérifier le rétablissement de l'ensemble des relations entre les compartiments de l'écosytème dans son intégralité (Gardmark *et al.*, 2003).

IV.4.1.4. Capacité de restauration de la communauté des vases terrigènes côtières et spécificité locale

L'impact des dépôts de déblais de dragage est spécifique de la localisation du site récepteur (Bolam et Rees, 2003) et les capacités de restauration d'un peuplement dépendent

des capacités de migration, de dispersion et de reproduction des différentes espèces présentes (Lévêque, 2001). Estimer la capacité de restauration d'un peuplement impose donc de prendre en compte : (1) la saison à laquelle interviennent les travaux d'immersion; (2) l'écologie et la résistance des espèces présentes et surtout des espèces dominantes.

Beukema *et al.* (1999) ont montré qu'en Mer des Wadden la restauration de la densité de la communauté était plus rapide si elle commençait plutôt au printemps qu'à l'automne. En Méditerranée Nord-Occidentale une grande majorité des annélides polychètes se reproduisent entre décembre et avril et parfois en automne (Bhaud *et al.*, 1970). De ce fait, on pourrait s'attendre à une plus grande capacité de restauration au printemps. Cependant, dans la communauté des Vases Terrigènes Côtières, de nombreuses espèces sont capables, à l'échelle de la population, d'étaler leur période de reproduction et d'optimiser ainsi l'exploitation des ressources disponibles (Giangrande, 1997; Salen-Picard *et al.*, 2003; Hermand et Salen-Picard, 2004) (Tableau IV XXVII). *Sternaspis scutata* et *Lumbrineris latreilli* ont présenté des pics de reproduction plus importants en automne et en hiver. Dans les trois stations, mais surtout dans les sédiments clapés, des juvéniles de ces deux espèces ont été échantillonnés tout au long de l'étude, quelle que soit la saison. La période du cycle de vie des animaux auquel sont intervenus les travaux ne semble pas avoir eu d'influence importante sur la capacité de restauration du peuplement du fait même de sa composition.

Toutefois, il convient de s'intéresser à une influence de la saison de manière indirecte par le biais des variations climatiques et de l'influence du Rhône. Les sédiments déposés à la station PA, ont été rapidement colonisés mais il a fallu environ 18 mois avant que les variations saisonnières ne réapparaissent. De plus, d'importantes différences dans la densité et la diversité totale ont persisté plus de 3 ans après la perturbation. Dans la bibliographie, il apparaît que le maintien de différences aussi longtemps après la perturbation est caractéristique des environnements stables (profondeur > 100 m, par exemple) (Harvey *et al.*, 1998; Bolam et Rees, 2003). La zone de clapage des déblais de Fos 2XL était situé entre 50 et 65 m avec des variations de salinité et de température généralement faibles (Salen-Picard et Arlhac, 2002). Les principales variations enregistrées dans la région sont dues majoritairement aux variations des débits du Rhône. Or, ceux-ci ayant été très faibles ces dernières années, les conditions environnementales sont restées plutôt stables. Ainsi, bien que la communauté des Vases Terrigènes Côtières soit habituellement composée de nombreuses espèces ayant des potentialités opportunistes (Salen-Picard *et al.*, 2003), elle s'est plutôt comportée comme une communauté d'environnement stable. On peut alors supposer, que dans

des conditions climatiques plus pluvieuses avec des périodes de crues plus régulières, la restauration de la communauté aurait pu être plus rapide. Avec la même logique, le rapprochement du site de clapage de l'embouchure du Rhône, dans une zone plus fortement influencée par le fleuve, et donc moins "stable", aurait également permis une restauration plus rapide.

IV.4.2. L'influence du Rhône sur la communauté

IV.4.2.1. Influence des apports en MOP

En raison de conditions climatiques particulièrement sèches ces dernières années, la contribution des apports terrestres par le Rhône dans le pool de matière organique a été particulièrement faible par rapport aux apports marins (III.3.2. p 83). Cette faible contribution s'est répercutée au niveau de la taille du peuplement (densité totale) de la station SLT Rhône. D'après les mesures réalisées au cours de deux années de fortes crues (1994 et 1995) (Salen-Picard *et al.*, 2003), la densité totale du peuplement à SLT Rhône avait une valeur moyenne d'environ 8700 ind / m² alors que dans cette étude, elle n'était que d'environ 4200 ind / m² (valeur rapportée à la même maille de tamis).

La densité totale et la biomasse de la communauté des Vases Terrigènes Côtières diminuent naturellement avec l'éloignement du delta du Rhône (Salen-Picard *et al.*, 2003; Hermand *et al.*, 2008). Cependant, la densité totale du peuplement de la zone de clapage (station PA) était aussi élevée que celle du peuplement de la station SLT Rhône. Vu la position géographique de la zone de clapage, une densité moindre, plus proche de celle de SLT Fos, aurait été attendue. Cette densité plus élevée dans les clapages ne peut pas avoir exactement la même cause que celle de SLT Rhône, généralement attribuée à la grande quantité de matière organique disponible au droit du fleuve. Les sédiments clapés contenaient en effet moins de carbone organique et d'azote que les sédiments des deux autres stations (cf. III.3.3. p 88). Plusieurs facteurs peuvent avoir permis l'installation d'un peuplement aussi dense : (1) le milieu, vierge ou quasiment vierge, a permis l'installation de nombreux animaux (Guerra-Garcia et Garcia-Gomez, 2006); (2) une faible quantité de matière organique évite la réduction du sédiment qui constitue un frein à la restauration de la macrofaune (Bolam *et al.*, 2004); (3) la matière organique dans les clapages présentait des proportions de glucides insolubles moins élevées que dans les autres stations, ce qui lui a conféré une capacité trophique plus élevée et donc une meilleure qualité nutritionnelle; (4) le sédiment contenait moins de silts.

IV.4.2.2. Influence du taux de sédimentation

La taux de sédimentation élevé qui règne au large du Rhône se traduit, au niveau sédimentaire, par d'importantes teneurs en particules fines (argiles et silts) et au niveau des peuplements benthiques par la dominance des taxa dépositivores (Spionidae, Paraonidae, *Sternaspis scutata*, *Lumbrineris latreilli* notamment). La sédimentation ambiante agit comme une contrainte sur un certain nombre d'organismes et modèle les communautés. De nombreuses études s'accordent pour dire que la sédimentation influe négativement sur la biomasse, la diversité et la structure fonctionnelle des communautés macrozoobenthiques (Rhoads *et al.*, 1978; GESAMP, 1994; Newell *et al.*, 1998; Pfannkuche *et al.*, 1999; Aberle et Witte, 2003; Gibbs et Hewitt, 2004; Wlodarska-Kowalczuk *et al.*, 2005). Il a été montré qu'une concentration de 80 mg / L de matières en suspension pouvait augmenter le risque de mortalité et gêner la nutrition des bivalves suspensivores, des oursins ou encore des polychètes tubicoles dépositivores (Akoumianaki et Nicolaidou, 2007). Au large du Rhône, Naudin *et al.* (1992) ont mesuré des teneurs en particules dans l'eau variant d'environ 45 mg / L à plus de 4400 mg / L dans le néphéloïde benthique (2 m maximum au dessus du fond). Ces conditions environnementales ne permettent pas l'installation et la survie des espèces animales les moins adaptées. Ainsi, dans les zones où le taux de sédimentation est élevé, les animaux dépositivores sont souvent les plus nombreux (Wlodarska-Kowalczuk et Pearson, 2004; Wlodarska-Kowalczuk *et al.*, 2005) notamment les "dépositivores de sub-surface profonds",(tels que *Sternaspis scutata*) (Fauchald et Jumars, 1979) capables de s'enfoncer dans le sédiment (Wheatcroft, 2006).

Au sein des peuplements des trois stations, seuls dix-sept taxa ont montré des fréquences relatives élevées et / ou des dynamiques temporelles "remarquables". Dans les communautés du type de celles des Vases Terrigènes Côtières (dans les vases circalittorales par exemple), il n'est pas exceptionnel de rencontrer dans les communautés benthiques un cortège de quelques taxa dominants et un ensemble de taxa moins nombreux voire rares qui les accompagnent (Picard, 1965; Picard, 1971; Pearson et Mannvik, 1998; Salen-Picard et Arlhac, 2002; Salen-Picard *et al.*, 2003; Wlodarska-Kowalczuk et Pearson, 2004; Akoumianaki et Nicolaidou, 2007; Hermand *et al.*, 2008). À grande échelle, même s'il existe une variabilité spatiale naturelle, les communautés de ce type ont des taxa en commun dès que les conditions environnementales tendent à se ressembler. C'est le cas notamment des espèces des genres *Prionospio* ou *Lumbrineris* signalées par Wlodarska-Kowalczuk et Pearson (2004) dans une biocénose arctique soumise à la sédimentation générée par un glacier.

Lumbrineris latreilli et des polychètes Spionidae et Paraonidae ont été identifiés en grand nombre au large du Pô en Mer Adriatique (Simonini *et al.*, 2005). C'est également le cas pour *Sternaspis scutata*, très abondant au large des zones deltaïques et des estuaires macrotidaux, comme le delta du Changjang (Rhoads *et al.*, 1985), ou dans des zones soumises à d'importants apports terrigènes en Papouasie Nouvelle Guinée (Aller et Aller, 2004).

Hermand *et al*. (2008) ont classé les taxa les plus abondants au large du Rhône en fonction de leur fréquence le long d'un gradient de sédimentation (radiale orientée Ouest-Est au large de l'embouchure du Rhône) (Tableau IV XXVIII). Le peuplement de PA présentait au début de l'étude des fréquences élevées des taxa *Aricidea claudiae, Cossura sp., Heteromastus filiformis, Laonice cirrata, Lumbrineris latreilli,* et *Sternaspis scutata* (Figure IV 25) qui, selon ces auteurs, sont capables de supporter un taux de sédimentation élevé. Certains d'entre eux, comme *Chaetozone* cf.*setosa* et une autre espèce du genre *Cossura*, ont même été qualifiés de résistants à la sédimentation par plusieurs auteurs (Olsgard et Hasle, 1993; Wlodarska-Kowalczuk et Pearson, 2004).

Tableau IV XXVIII : Composition des groupes issus de taxa en fonction de la distance à l'embouchure du Rhône (Hermand et al., 2008). Le groupe A rassemble les espèces plus abondantes à proximité du Rhône (taux de sédimentation élevé). D regroupe celles qui sont abondantes à plus de 10 km de l'embouchure (taux de sédimentation faible).

Espèces	Groupe
Harmothoe lunulata	A
Nereis longissima	A
Glycera alba	A
Glycera rouxi	A
Dorvillea kefersteinya	A
Laonice cirrata	A
Chaetozone sp.	A
Heteromastus filiformis	A
Mediomastus sp.	A
Polycirrus sp.	A
Mysella bidentata	A
Labidoplax digitata	A
Nephtys hystricis	B
Lumbrineris latreilli	B
Aricidea claudiae	B
Cossura sp.	B
Abra nitida	B
Thaysira croulinensis	B
Sternaspis scutata	B
Prionospio ehlersi	C
Litocorsa stremma	D
Marphysa kinbergi	D
Ninoe armoricana	D
Lumbrineris emandibulata	D
Levinsenia sp.	D
Prionospio dubia	D
Spiophanes kroyeri reyssi	D
Diplocirrus glaucus	D
Amphipodes Phoxocephalidae	D

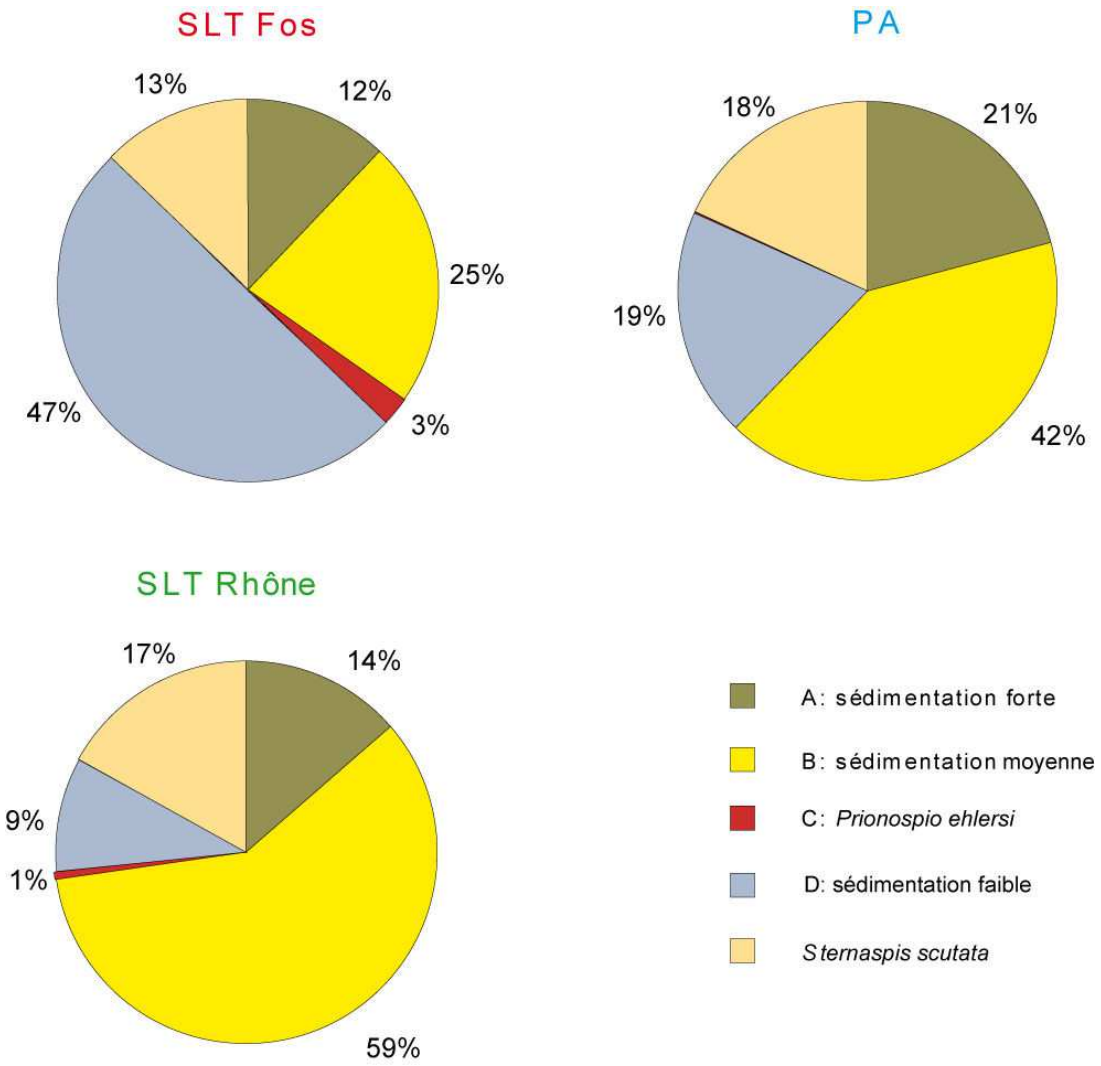


Figure IV 25 : Répartition des taxa à SLT Fos, PA et SLT Rhône, sur l'ensemble de la période d'étude, en fonction de leur résistance à la sédimentation selon la classification établie par Hermand et al. (2008).

En appliquant le classement de Hermand *et al.* (2008) au peuplement de PA, certains phénomènes liés à la restauration du peuplement sont apparents (Figure IV 26). Les taxa inféodés à un taux de sédimentation élevé (groupe A) étaient très abondants au début de l'étude. Au cours du temps, ils ont diminué continûment alors que ceux inféodés à un taux de sédimentation faible ont augmenté. La communauté de PA a donc réagi aux clapages en "s'enrichissant" de taxa qui supportent un fort taux de sédimentation et que l'on trouve habituellement au droit du Rhône. Ceci tend à montrer une similitude entre la réponse du peuplement à l'apport sédimentaire brutal des clapages et aux apports sédimentaires fluviaux, plus réguliers. Il faut toutefois noter que pendant la période d'étude, l'abondance des taxa du groupe A n'était pas particulièrement élévée à SLT Rhône, en raison de la faiblesse déjà signalée des débits du Rhône .

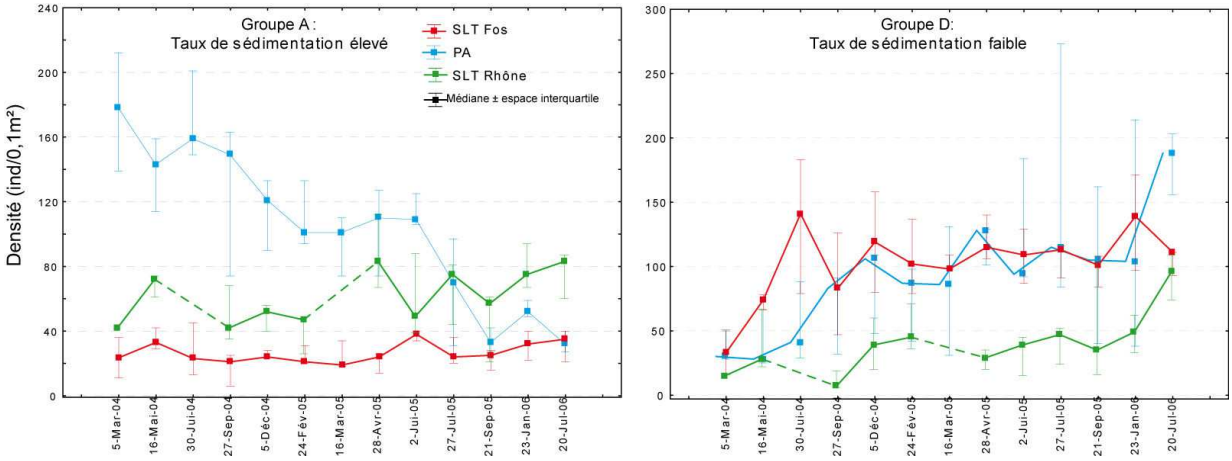


Figure IV 26 : Variations de l'abondance (ind / 0,1 m²) des taxa à SLT Fos, PA et SLT Rhône, sur l'ensemble de la période d'étude, en fonction de leur résistance à la sédimentation selon Hermand et al. (2008). Le groupe A rassemblent les espèces plus abondante à proximité du Rhône (sédimentation élevée). D regroupe celles qui sont abondantes à plus de 10 km de l'embouchure (sédimentation faible).

En comparant avec les phénomènes constatés après les crues du Rhône, il apparaît que les espèces impliquées dans la restauration de la communauté à PA, sont aussi celles qui prolifèrent à SLT Rhône après les crues (Tableau IV XXIX). La plupart d'entre elles supportant un taux de sédimentation élevé répondent aux crues du fleuve par des pics de densité qui surviennent avec des délais variables de quelques mois (*Mediomastus* sp. ou *Laonice cirrata*) à quelques années (*Sternaspis scutata*).

Tableau IV XXIX : Comparaison des réponses des taxa dominants dans la communauté des Vases Térrigènes Côtières au large du Rhône à différentes facteurs et / ou phénomènes environnementaux. Les astérisques fournissent une indication de l'intensité de la réponse au taux de sédimentation. Leur nombre augmente avec l'intensité de la réponse.

Phénomènes	**Taux de sédimentation élevé**	**Crues du Rhône**	**Rejets de dragages**
Références / Taxa	(Hermand *et al.*, 2008)	(Salen-Picard *et al.*, 2003)	Cette étude
Aricidea claudiae	**	*	*
Cossura sp.	**	**	*
Heteromastus filiformis	***	*	
Laonice cirrata	***	**	***
Levinsenia sp.	*	*	*
Lumbrineris latreilli	**	*	***
Mediomastus sp.	***	*	
Polycirrus sp.	***	*	
Sternaspis scutata	**	**	***

IV.4.3. Écologie des taxa dominants et influence des paramètres sédimentaires

IV.4.3.1. Cycle de vie et relations interspécifiques

La répartition et la dynamique temporelle des taxa peut aussi être influencée par le cycle de vie propre à chacun et / ou par les interactions avec les autres taxa de la communauté. Par exemple, dans le cas de *Sternaspis scutata*, les individus les plus jeunes, vivent dans les premiers centimètres de la couche sédimentaire alors que les adultes vivent plus profondément (Mansouri, comm. pers.). Cette position "en surface" des juvéniles a pu les rendre plus facilement accessible aux poissons benthiques dont ils constituent une des proies favorites (Darnaude, 2003). Ceci a pu accélérer la diminution du nombre de cette espèce dans les clapages. De plus, chez de nombreuses espèces d'invertébrés, les événements de reproduction se concluent par la mort des adultes reproducteurs (Giangrande, 1997). Ce phénomène a également pu contribuer à la disparition des adultes de *Sternaspis scutata*, présents au début de l'étude dans les clapages. Enfin, la compétition pour la ressource et l'espace a augmenté au fur et à mesure de la diversification de la communauté dans les sédiments clapés. Elle a contribué à limiter la progression des colonisateurs "initiaux" (*Anobothrus gracilis, Laonice cirrata, Sternaspis scutata*) et a favorisé l'installation et l'augmentation et / ou le maintien d'autres espèces (*Lumbrineris latreilli*, *Aricidea claudiae* ou encore de *Magelona cf. minuta*). Dans le cas particulier de *Lumbrineris latreilli*, l'augmentation de sa fréquence était due à un important recrutement intervenu en mai 2004. La biomasse moyenne individuelle n'a ensuite augmenté que très lentement ce qui peut témoigner d'une croissance lente et/ ou de l'arrivée de nouveaux juvéniles. Un recrutement a d'ailleurs été visible à SLT Rhône en février 2005. Des individus porteurs d'œufs, donc adultes, ont été échantillonnés à PA et SLT Fos en septembre 2005 ainsi qu'en janvier et juillet 2006. Comme *Sternaspis scutata*, *Lumbrineris latreilli* est une espèce à croissance relativement lente (plus d'un an pour atteindre la maturité sexuelle chez *Sternaspis scutata*) mais dotée de certaines potentialités d'espèce opportuniste.

La micro-, la méiofaune et les microorganismes du sédiment dépendent aussi de la quantité et de la qualité de la matière organique sédimentée (Danovaro *et al.*, 1995b; Grémare *et al.*, 2003). Des modifications de l'abondance de ces organismes peuvent aussi être à l'origine de la variabilité de la macrofaune par le biais de la prédation, de la compétition mais aussi des phénomènes liés aux cycles et aux flux de matière.

IV.4.3.2. Influence de la texture sédimentaire

La texture sédimentaire a fortement influencé la fréquence des taxa dominants. La fréquence de *Levinsenia* sp. a montré des corrélations positives significatives avec la teneur en argiles et la porosité. Ce taxa, non adapté à une sédimentation élevée (Salen-Picard *et al.*, 2003; Hermand *et al.*, 2008) était dominant à SLT Fos où la teneur en argiles était faible et a augmenté à PA, parallèlement à la diminution de la teneur en argiles. *Sternaspis scutata* et *Laonice cirrata* ont montré de fortes corrélations positives avec la teneur en argiles et / ou la porosité. Ces deux espèces, inféodées à des milieux où la sédimentation est élevée (Hermand *et al.*, 2008) étaient présentes en grand nombre dans les clapages au début de l'étude. Ceci tend à montrer que la communauté a répondu aux clapages de la même façon qu'elle répond à un taux de sédimentation élevé. *Lumbrineris latreilli,* qui a abondé dans les clapages dès 18 mois après la fin des travaux, a été signalée à plusieurs reprises : (1) dans différents peuplements du Golfe du Lion avec des fréquences relatives élevées (> 7 %) (Labrune *et al.*, 2006); (2) dans l'ensemble du golfe de Fos à la suite des travaux du port de Fos-sur-Mer dans les années 70 (Salen-Picard, 1981); (3) ou à proximité de l'exutoire de Marseille, avant la construction de la station d'épuration (Bellan et Bourcier, 1984). Labrune *et al*. (2006) ne considèrent pas *Lumbrineris latreilli* comme indicatrice d'une perturbation parce qu'aucune perturbation importante n'a été signalée dans leur zone d'étude. Toutefois, dans le cas de la présente étude, il apparait clairement que cette espèce n'a proliféré que dans les sédiments clapés. La corrélation de la fréquence de cette espèce avec les teneurs en sables peut laisser supposer que sa prolifération est plutôt indicatrice non pas d'une perturbation du type "pollution organique" mais d'une perturbation physique.

Laonice cirrata, Levinsenia sp., *Lumbrineris latreilli et Sternaspis scutata* sont tous des "dépositivores" (Fauchald et Jumars, 1979). Ils ingèrent d'importantes quantités de sédiment et assimilent les nutriments dont ils ont besoin à partir de la matière organique sédimentaire . La taille des particules qu'ils ingèrent jouent alors un rôle important dans leur capacité à se nourrir (Constable, 1999). L'augmentation continue de la quantité d'agglomérats à PA sous l'effet de la floculation d'une partie des argiles (à relier à la diminution des teneurs en argiles dans les sédiments clapés) a engendré une augmentation de la taille des particules. Ceci peut avoir occasionné une gêne à l'ingestion et avoir été en partie responsable de la diminution de la fréquence de *Sternaspis scutata*, de *Laonice cirrata* mais aussi d'*Anobothrus gracilis*. Des modifications dans la structure verticale sédimentaire peuvent aussi influencer la répartition des espèces. Dans le cas de *Sternaspis scutata,* il y a eu une

arrivée permanente d'individus juvéniles à partir de la zone adjacente et la durée de l'étude auraient dû permettre l'"apparition" d'individus adultes, sexuellement matûres (agès d'un 1 an au moins) dans les sédiments clapés. Cette absence d'adultes peut s'expliquer essentiellement par des difficultés qu'éprouveraient les larves à s'installer et les juvéniles à grandir. Les modifications physiques du substrat entrainées par les clapages (stratification importante des composants de la MOP, porosité plus faible (cf. p 91), granulométrie différente) peuvent être responsables de ce type de troubles (Woodin *et al.*, 1995; Posey *et al.*, 1996; Woodin *et al.*, 1998).

Les particules du sédiment influencent aussi les animaux par leur forme et leur arrangement dans l'espace. Ces paramètres conditionnent la porosité du sédiment et donc l'espace habitable par les animaux. Gayraud (2001) a montré que les animaux benthiques sont influencés par le substrat qui les abrite en fonction de leur capacité à utiliser l'espace. D'après cet auteur, les animaux de taille comprise entre 5 et 10 mm et de forme plus ou moins aplatie ont besoin d'un espace habitable important et leur densité tend à augmenter dans des sédiments avec une grande porosité efficace (cf. p 39 pour la définition de la porosité efficace). À l'inverse, les animaux plus petits et de forme plutôt circulaire sont plus nombreux dans un espace réduit. Toutefois, les résultats de la présente étude ne corroborent pas ces constations : la contribution de la porosité dans la variabilité de la fréquence des espèces n'a pas été spécifique des "petites" ou des "grandes" espèces. La porosité dans des sédiments de granulométrie très proche n'influence pas significativement l'espace disponible. Par contre, elle conditionne la quantité d'eau interstitielle et les concentrations de nutriments disponibles dans la couche sédimentaire (Accornero *et al.*, 2003). Engstrom et Marinelli (2005) ont montré que la variation de la concentration d'ammonium à travers la modification expérimentale de la porosité influe sur la capacité de recrutement des animaux benthiques.

IV.4.3.3. Influence de la quantité et de la qualité de la matière organique

La diminution de la fréquence de *Sternaspis scutata*, de *Laonice cirrata* et d'*Anobothrus gracilis* à PA était concomitante avec ses changements de granulométrie dans le substrat. La diminution de la fréquence de ces trois taxa a également été constatée dans la station SLT Rhône sans que la granulométrie n'y ait significativement changé. De plus, le fait qu'à plusieurs reprises il n'a pas été constaté de corrélation significative entre la fréquence de taxa dépositivores comme *Aricidea claudiae*, *Heteromastus filiformis* et *Prionospio cirrifera* (Hermand et al ; 2008 et cette étude), suggère l'intervention, dans leur distribution

spatiotemporelle d'autres facteurs que la texture du sédiment. La qualité mais aussi la quantité en matière organique interviennent au niveau des communautés dans l'abondance et la distribution des taxa (Pearson et Rosenberg, 1978) et au niveau des individus sur la croissance et la reproduction (Marsh et Tenore, 1990; Grémare *et al.*, 1997; Andries, 2001; Rossi, 2002; Rosenberg *et al.*, 2003; Hermand *et al.*, 2008).

La quantité de Carbone BioPolymérique (BPC) représente la part labile de la matière organique potentiellement utilisable comme nourriture par les organismes vivants (Misic et Fabiano, 1996; Danovaro *et al.*, 2000a; Dell'Anno *et al.*, 2002). Ce paramètre a significativement contribué à la variabilité d'*Aricidea claudiae*, de *Cossura* sp., d'*Heteromastus filiformis* et de *Sternaspis scutata*. La diminution de la quantité de BPC constatée pendant la période d'étude (cf. III.2.3.3. p 69) s'est accompagnée de la diminution de la fréquence de ces espèces malgré la bonne qualité nutritionnelle de la matière organique (Capacité trophique élevée). Plusieurs hypothèses peuvent expliquer ce constat : (1) Ces taxa ont de gros besoins nutritionnels ; la quantité de nourriture disponible pourrait être un facteur limitant en particulier pour *Sternaspis scutata* dont la majorité des individus présents à PA n'ont pas atteint la taille adulte. En effet, durant les périodes d'abondance les individus ont plutôt tendance à être "gros" et inversement lors des périodes d'insuffisance (Rossi, 2003); (2) ces animaux sont peu sensibles à un enrichissement en matière organique et sont parmi les rares taxa à résister et à pouvoir se développer lors des phénomènes d'enrichissement en matière organique (Borja *et al.*, 2000). Lors de la diminution de la teneur en matière organique, la compétition avec les autres espèces limite leur prolifération; (3) l'influence de la granulométrie sur leur variabilité est bien plus importante que la quantité et la qualité de la nourriture dont ils disposent.

Dans le cas des autres taxa, la teneur en BPC n'a pas contribué ou a contribué négativement à leur variabilité. Cela signifie que ces animaux sont capables de proliférer malgré une faible quantité de MOP ou que d'autres facteurs sont davantage limitants. Excepté *Laonice cirrata*, aucun de ces taxa n'a montré de contribution importante de la capacité trophique ou du rapport $Chla_{ac}$. De la même façon, excepté pour les dépositivores de sub-surface profonds représentés essentiellement par *Sternaspis scutata*, la quantité (teneur en BPC) et la qualité ($Chla_{ac}$ et Capacité trophique) de la matière organique n'ont que peu contribué à la variabilité de la fréquence des groupes trophiques. Pour les "carnivores / omnivores" et les "suspensivores", cela est généralement observé et est inhérent à leur régime alimentaire et à leur mode de collecte de la nourriture (Constable, 1999; Peeters,

2004; Hermand *et al.*, 2008). Une fréquence élevée d'individus dépositivores est habituellement associée à des milieux riches en matière organique (Rossi, 2003). Or, les sédiments clapés, tout en étant moins riches (CO, N et BPC) que ceux de SLT Rhône ont abrité des populations d'individus suspensivores plus importantes. À l'échelle des trois stations étudiées et pendant la période d'étude, c'est davantage la texture du sédiment (granulométrie et porosité) qui a permis d'expliquer la variabilité observée que la quantité ou la qualité de la matière organique disponible.

Chapitre V. Discussion et Conclusions Générales

V.1. Recommandations pour les futures campagnes d'immersion en mer

Dans le cadre de futures campagnes de dragages, il apparaît, au vu des résultats de cette étude et des données bibliographiques qu'un certain nombre de précautions peuvent minimiser l'impact des clapages sur les peuplements benthiques.

V.1.1. Choix du site de clapages

Dans un premier temps, le respect de la granulométrie entre les sédiments dragués et le site récepteur est obligatoire pour ne pas modifier de façon drastique le substrat et les peuplements. Dans un second temps, le site récepteur doit être intégré dans une communauté en "bon état". Une communauté avec une richesse taxonomique élevée est plus stable et supporte mieux les perturbations (Borrval et Ebenman, 2008). La communauté du site récepteur doit aussi être suffisamment étendue pour servir de "source" de colonisateurs. Un état initial qualifiant précisément l'état de santé et la potentialité du peuplement à supporter la perturbation est donc nécessaire.

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

V.1.2. Modalités de clapages

Selon, la communauté du site récepteur, la saison à laquelle interviennent les travaux peut avoir un impact. Toutefois dans cette étude la saison n'a pas eu d'impact important sur les capacités de restauration de la communauté, si ce n'est indirectement par l'intermédiaire des variations de débits du Rhône.

Pour des quantités de sédiments identiques, il est préférable de ne pas déposer en couche trop épaisse et de le faire en plusieurs fois et en petites quantités (Schratzberger *et al.*, 2000). Chaque événement de clapage ne devrait pas déposer plus de 10 cm de sédiment. Les déversements en un même lieu devraient être espacés d'au moins une journée pour permettre à un maximum d'espèces de survivre. Toutefois, dans certaines communautés, les animaux sont de toute manière incapables de survivre à un enfouissement.

V.2. Outil et méthodologie proposée

V.2.1. Le niveau de détermination taxonomique

Malgré le faible niveau de détermination taxonomique de certains groupes (némertes, par exemple) la différence entre les stations a été significative dans de nombreux cas. Ellis (1985) a développé le concept de "suffisance taxonomique" et depuis, le niveau de détermination nécessaire à un bon suivi des communautés benthiques a été longuement discuté (Dauvin *et al.*, 2003). Dolédec *et al.* (2000) (in (Gayraud, 2001)) ont évalué à 7 % la perte d'information entre l'espèce et le genre et 12 % entre l'espèce et la famille. Toutefois, il ressort de ce débat que, dans certains cas, en fonction des besoins de l'étude, le niveau de détermination taxonomique peut être limité au niveau générique voire familial. Certaines perturbations ou modifications de l'environnement sont suffisamment traumatisantes pour affecter les animaux à un niveau taxonomique élevé contrairement aux "forçages" naturels qui ont, en général, un impact faible et n'influençant les animaux qu'au niveau spécifique.

Afin de vérifier la possibilité de proposer un protocole de suivi environnemental allégé qui permettrait un suivi plus régulier des travaux de clapages, la possibilité de se limiter au niveau générique ou familial a été testée dans cette étude. Parce que les familles dominantes (Cossuridae, Lumbineridae, Leuconidae, Sternaspidae,…) sont largement dominées par une seule espèce, la limitation au niveau familial pourrait ne pas générer une perte d'information importante dans le cadre du suivi de la restauration de la communauté (Figure V 1 a). Toutefois, la succession des espèces observée à PA est à peine mise en évidence au niveau familial puisqu'une partie de la succession met en jeu plusieurs espèces de la famille des Spionidae (*Laonice cirrata* et les espèces du genre *Prionospio*). Au niveau générique, en distinguant, parmi les spionidae les deux genres *Laonice* et *Prionospio*, cette succession devient plus visible et la perte d'information par rapport au niveau spécifique est faible (Figure V 1 b).

Bien entendu, l'ensemble des phénomènes observés dans les peuplements concernés par cette étude ne peuvent être mis en évidence en réduisant le niveau de détermination taxonomique. Cependant, dans le cadre d'une étude réglementaire de suivi de travaux, la mise en évidence du rétablissement des taxa dominants peut-être abordée de cette façon. Même si le suivi de la diversité taxonomique peut-être compromis, l'utilisation d'une approche fonctionnelle peut être utilisée en complément. Elle permettrait de mettre en évidence des perturbations graves qui affecteraient le fonctionnement même de l'écosystème. Bonsdorff et

Pearson (1999) ont observé que, le long d'un gradient de salinité, le nombre de groupes trophiques tendait à diminuer. La complémentarité fonctionnelle dans les écosystèmes assurant le remplacement des fonctions "disparues", les modifications dans la structure fonctionnelle du peuplement peuvent passer inaperçue si le niveau de discrimination des fonctions n'est pas assez fin.

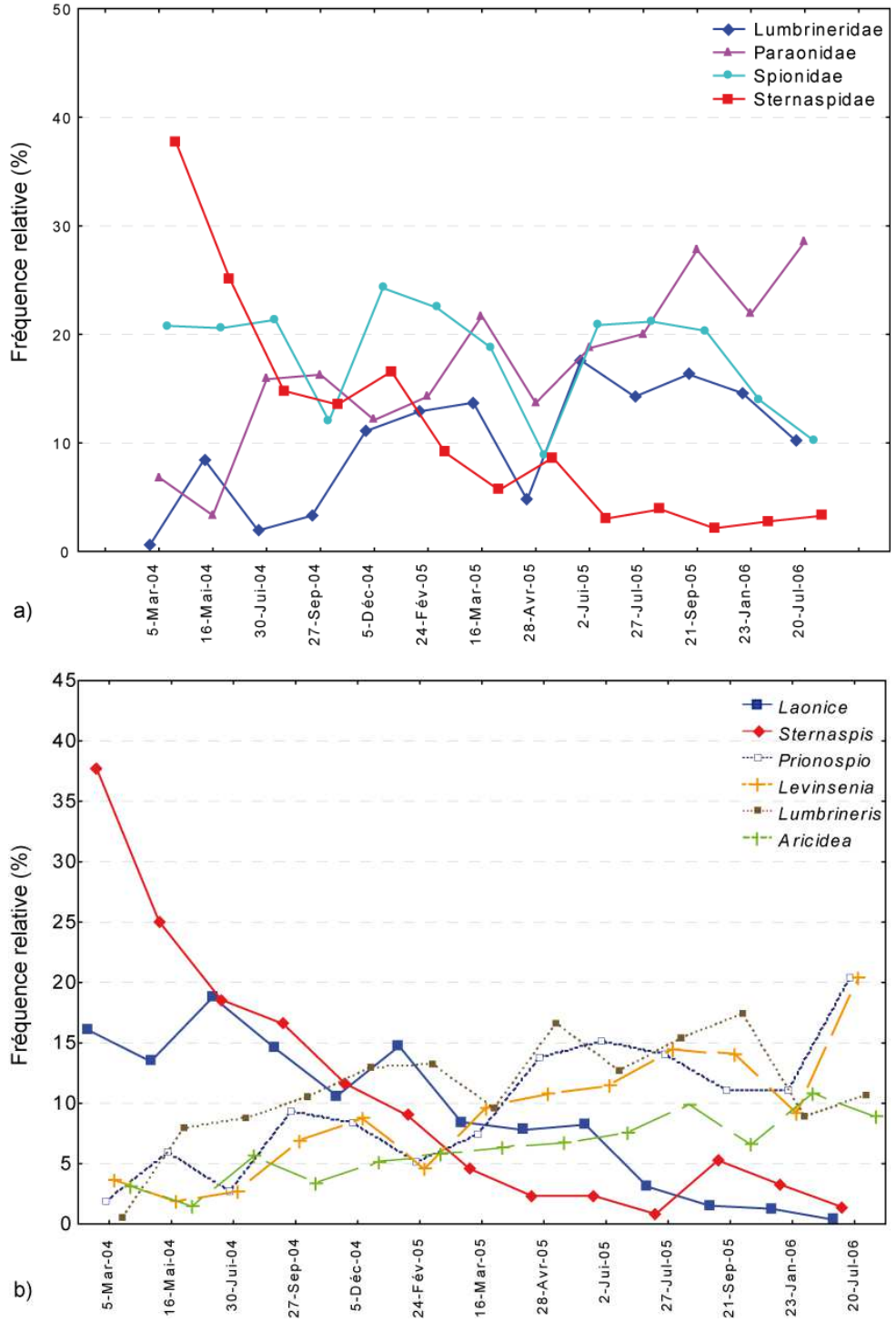


Figure V 1 : Succession des taxa à la station PA traduite au niveau des familles (a) et au niveau des genres (b).

V.2.2. L'utilisation des indices biotiques

Dans cette étude, il est apparu que les indices biotiques utilisés (AMBI, BENTIX et BOPA) n'étaient pas concordants entre eux, ni en valeur absolue, ni en termes de variations temporelles ni en termes de positions relatives des stations. Selon l'indice utilisé, le peuplement d'une même station avait un état écologique variant entre "Bon" et "Pauvre". Même si l'objectif de l'application des indices biotiques dans cette étude n'était pas de qualifier l'état écologique des peuplements, cette discordance a posé un problême de représentativité.

L'indice AMBI a montré des corrélations significatives avec les paramètres de diversité et de richesse spécifique du peuplement. Il peut être considéré comme suffisamment représentatif du peuplement. Toutefois, il a traduit une diminution de la qualité du peuplement à PA jusqu'à un niveau inférieur à celui de SLT Fos, alors que l'ensemble des autres indicateurs ont montré un rapprochement de PA vers SLT Fos. Cet indice s'est déjà montré inapplicable dans des cas de pollutions par des substances toxiques ainsi qu'en milieu semi-fermé (Pinto *et al.*, 2009). Cette inapplicabilité a été attribuée au fait que la perturbation à l'origine des modifications des peuplements n'était pas des enrichissements organiques. Par ailleurs, Puente *et al.* (2008) soulignent l'incapacité de l'indice AMBI à détecter les effets délétères apparaissant dans un peuplement naturellement stressé. La perturbation physique qu'a été le dépôt de déblais de dragages dans cette étude, peut être également un cas d'inapplicabilité de cet indice.

L'indice BOPA, n'a pas montré de corrélations avec les paramètres de densité et de diversité du peuplement. Cela peut se traduire par une insensibilité de cet indice aux paramètres faunistiques "classiques". C'est-à-dire que la densité et la diversité du peuplement n'influencent pas la valeur de cet indice. Ceci pourrait être considéré comme un avantage mais dans cette étude et avec l'objectif fixé, il ne pouvait pas être utilisé de façon efficace. La formule de calcul de cet indice constitue parfois un inconvénient lorsque les modifications du peuplement ne concernent pas les espèces de polychètes opportunistes seules prises en compte dans le calcul (Pinto *et al.*, 2009). Dans les sédiments clapés de cette étude les modifications dans le peuplement ont concerné essentiellement les espèces localement abondantes dans ce milieu "naturellement" instable. Ces espèces aptes à supporter cet environnement ne sont pas considérées comme des espèces opportunistes.

Enfin, l'indice BENTIX a été le seul à présenter une corrélation très hautement significative avec tous les paramètres de densité, de diversité et de richesse taxonomique du

peuplement. Il a été le seul à montrer le rapprochement des stations PA et SLT Fos parce que les taxa qui ont décrit les variations les plus importantes (*Laonice cirrata, Sternaspis scutata, Levinsenia* sp*., Prionospio* sp.) appartiennent aux deux groupes ayant les pondérations les plus élevées dans le calcul de cet indice. Cet indice s'est déjà montré adapté dans l'étude d'une perturbation de type "dépôt de particules" (Pinto *et al.*, 2009). Dans cette étude, BENTIX s'est montré le plus adapté parce qu'il limite le nombre de taxa pris en compte et qu'il a été développé pour le bassin méditerranéen. De ce fait, les taxa les plus représentatifs se sont vus attribuer les pondérations les plus fortes. Toutefois, la réduction du nombre de taxa inclus dans le calcul est parfois considérée comme une perte d'information surtout vis-à-vis des crustacés (Pinto *et al.*, 2009).

La discordance, plus ou moins forte entre différents indices appliqués sur un même jeu de données a déjà été signalée à de nombreuses reprises (Bakalem *et al.*, 2008; Munari et Mistri, 2008). De nombreux auteurs s'accordent pour dire pour que les indices biotiques doivent être utilisés avec précaution et toujours en complément d'autres indices (Indice de Shannon, richesse spécifique, densité totale…). L'interprétation de la distribution des espèces est très subjective et dépend de l'expertise de l'interprète (Weisberg *et al.*, 2008). Ces auteurs avancent la nécessité de prendre en compte les conditions physico-chimiques du sédiment dans l'évaluation du statut écologique (EQS : Ecologic Quality Status) d'un peuplement. Elliot (in Dauvin, 2007) souligne "le paradoxe de la qualité du milieu estuarien" naturellement enrichi en nutriments et insiste sur l'importance de l'interaction sediment-invertébrés dans les approches visant à déterminer le EQS. Pour pallier à ce problème, il peut être envisagé de changer d'indice et d'en essayer un ou plusieurs autres parmi les nombreux indices existant (Weisberg *et al.*, 1997; Roberts *et al.*, 1998; Paul *et al.*, 2001; Rosenberg *et al.*, 2004; Caeiro *et al.*, 2005; Malloy *et al.*, 2007). Il est également conseillé d'adapter les indices existants aux spécificités locales en utilisant d'autres espèces indicatrices par exemple (Dauvin, 2007). L'adaptation des indices est souvent évoquée mais peu d'auteurs se sont penchés sur la question. On peut toutefois imaginer qu'elle peut être effectuée en adaptant les pondérations affectées aux groupes d'espèces en fonction des spécificités locales. Il est également envisageable d'attribuer les espèces à l'un ou l'autre des groupes ou encore d'ajouter des taxa s'ils sont représentatifs du milieu. Ainsi, dans le cadre de cette étude, l'indice Bentix pourrait être adapté à partir des taxa déterminés par l'analyse de k-moyennes.

Même si les indices appliqués dans cette étude ont été plusieurs fois testés et présentés comme applicables dans de nombreux cas, il ressort que leur applicabilité est limitée. Dans le

cas de cette étude, la perturbation est essentiellement physique et ne semble pas être de la même nature que celles traditionnellement étudiées. Pinto *et al*. (2009) mettent en avant le fait qu'un indice universel qui serait fonctionnel dans tous les systèmes ou même dans plusieurs écosystèmes d'un même type écologique est irréalisable.

V.2.3. L'utilisation des paramètres sédimentaires pour prédire la restauration de la communauté benthique est-elle possible?

S'il est nécessaire d'appréhender l'ensemble des paramètres physico-chimiques et biologiques d'un système pour en comprendre précisément le fonctionnement, un tel effort n'est pas obligatoire dans le cadre d'un suivi "réglementaire". L'objectif de ce type de suivi est de répondre à une ou à un très petit nombre de questions permettant une gestion efficace des milieux naturels. Dans le cadre des travaux du type dragages-clapages, le suivi réglementaire de la macrofaune benthique a pour objectif d'identifier l'impact des travaux et le moment où le milieu est restauré.

Or il est apparu dans cette étude que, dans les sédiments clapés, les paramètres macrofaunistiques ne répondaient pas de la même façon que les différents paramètres physico-chimiques du sédiment. Malgré la restauration rapide des variations naturelles dans le sédiment (glucides, lipides, protéines, pigments chlorophylliens), la macrofaune a progressé selon une dynamique propre. Seules les variations dans la granulométrie du sédiment se sont "répercutées" au niveau de la macrofaune (densité totale, fréquence relative des taxa dominants). Des indices biotiques basés uniquement sur la qualité du sédiment ont déjà été utilisés plusieurs fois comme prédicteurs de l'état des peuplements benthiques : Benthic Habitat Quality index, Organism-Sediment Index, Habitat model modified ecotoxicological rating, Benthic Biotope Index… (Caeiro *et al.*, 2005; Pinto *et al.*, 2009). La granulométrie du sédiment (teneurs en argiles, silts et sables) a montré d'importantes corrélations avec les paramètres globaux de la macrofaune (densité et Indice de Shannon) mais pas avec certains taxa dominants (*Aricidea claudiae, Cossura* sp*., Heteromastus filiformis* et *Prionospio cirrifera*). La granulométrie ne peut pas à elle seule se substituer à l'analyse de la macrofaune.

Les paramètres physico-chimiques de la matière organique sont tous corrèles entre eux et de ce fait sont redondants, il n'est donc pas nécessaire de les mesurer tous. La teneur en Carbone organique BioPolymérique, la capacité trophique et le rapport Chl_{ac} se sont

comportés comme des indicateurs indépendants. Cependant même combinés à la porosité, du sédiment, ces paramètres n'ont permis de n'expliquer au mieux que de 37 % (cas d'*Aricidea claudiae*) de la variabilité des paramètres de la macrofaune.

Dans cette étude, une combinaison des paramètres "porosité" et "teneur en Carbone BioPolymérique" a montré une excellente corrélation avec la valeur de l'indice biotique Bentix. Une évaluation de la porosité du sédiment et des teneurs en Protéines, Glucides et Lipides sont des mesures facilement réalisables en routine en laboratoire et pourraient être utilisé dans le cadre des suivis réglementaires.

V.3. Conclusions

Cette étude, en contribuant à améliorer la connaissance des relations macrofaune-sédiment participe à la compréhension du fonctionnement de l'écosystème benthique au large du delta du Rhône. Dans un second temps, elle a permis d'apporter des réponses supplémentaires au large problème environnemental que constitue à l'heure actuelle la gestion durable des sédiments dragués.

Les facteurs physico-chimiques influençant la distribution spatio-temporelle des taxa macrobenthiques sont très complexes et leur interprétation reste difficile. De nombreuses données sur la physiologie des espèces manquent et des études expérimentales sur le comportement alimentaire des taxa dominants permettraient de confirmer ou d'infirmer les conclusions émises. À grande échelle la texture du sédiment est le facteur principal de la distribution spatio-temporelle de la faune benthique des substrats meubles. Les résultats du présent travail, à l'échelle des trois stations et de la période étudiée, ont confirmé la prépondérance des caractéristiques physiques du sédiment par rapport à celle de la quantité et de la qualité des ressources alimentaires.

A l'issue de ce travail, il est apparu que les apports sédimentaires fluviaux et les opérations de clapages ont conduit à des réponses comparables de la macrofaune benthique en termes de densité totale et de dynamique d'un certain nombre de taxa dominants. Les apports fluviaux étant généralement considérés comme bénéfiques pour les communautés benthiques, l'effet des clapages peut-il être considéré comme tel ? Ou, à l'inverse, faut-il considérer les apports des fleuves comme des perturbations ? La communauté des Vases Terrigènes Côtières au large du Rhône est adaptée à des conditions environnementales variables et contraignantes

(taux de sédimentation élevé et variabilité des apports en matière organique en fonction des crues) et a montré une excellente capacité à supporter les dépôts des déblais de dragages des installations portuaires de Fos-sur-Mer. L'impact des dépôts a été modéré, même si plusieurs années après, la communauté présente encore quelques différences avec les zones adjacentes. Toutefois, la réponse de la communauté et sa capacité à se restaurer restent imprévisibles en cas de clapages répétés sur la même zone.

Bibliographie

Aberle, N. and Witte, U., 2003. Deep-sea macrofauna exposed to a simulated sedimentation event in the abyssal NE Atlantic: *in situ* pulse-chase experiments using ^{13}C-labelled phytodetritus. *Marine Ecology Progress Series,* 251: 37-47.

Abreu, P.C., Ballester, E.L.C., Odebrecht, C., Wasielesky, W.J., Cavalli, R.O., Graneli, W. and Anesion, A.M., 2007. Importance of biofilm as food source for shrimp (*Farfantepenaeus paulensis*) evaluated by stable isotopes (δ^{13}C and δ^{15}N). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology,* 347: 88-96.

Accornero, A., Picon, P., de Bovée, F., Charrière, B. and Buscail, R., 2003. Organic carbon budget at the sediment-water interface on the Gulf of Lions cotinental margin. *Continental Shelf Research,* 23: 79-92.

Akoumianaki, I. and Nicolaidou, A., 2007. Spatial variability and dynamics of macrobenthos in a Mediterranean delta front area: The role of physical processes. *Journal of Sea Research,* (57): 47-64.

Aller, Y.J. and Aller, R.C., 2004. Physical disturbance creates bacterial dominance of benthic biological communities in tropical deltaic environments of the Gulf of Papua. *Continental Shelf Research,* (24): 2395-2416.

Alliot, E., Younes, W., Romano, J., Rebouillon, P. and Massé, H., 2003. Biogeochemical impact of a dilution plume (Rhône river) on coastal sediments: comparison between a surface water survey (1996-2000) and sediment composition. *Estuarine, Coastal and Shelf Science,* 57 (1-2): 357-367.

Aloïsi, J.C., Cambon, J.P., Carbonne, J., Cauwet, G., Millot, C., Monaco, A. and Pauc, H., 1982. Origin and role of the bottom nepheloid layer in the transfer of particles into the marine environment. Application to the Gulf of Lions. *Oceanologica acta,* 4 (5): 481-491.

Alzieu, C., 1999. *Dragages et environnement marin: état des connaissances*. Comportements des polluants. Ifremer, Brest. 223 p.

Andersen, T., Lund-Hansen, L., Pejrup, M., Jensen, K. and Mouritsen, K., 2005. Biologically induced differences in erodibility and aggregation of subtidal and intertidal sediments: a possible cause for seasonal changes in sediment deposition. *Journal of Marine Systems,* 55: 123-138.

Andries, J., 2001. Endocrine and environmental control of reproduction in Polychaeta. *Canadian Journal of Zoology,* 79: 254-270.

Arnoux-Chiavassa, S., Rey, V. and Fraunié, P., 2003. Modeling 3D Rhône river plume using a higher order advection scheme. *Oceanologica acta,* 4 (26): 299-309.

Ascensio, E., Bordreuil, C., Frasse, M., Orieux, A. and Roux, D., 1977. Une approche des conditions météorologiques sur le Golfe du Lion. *Annales de l'Institut Océanographiques de Paris,* (53): 155-169.

AZTI, 2007. AMBI: Azti Marine Biotic Index (AZTI-Tecnalia, www.azti.es).

Bakalem, A., Ruellet, T. and Dauvin, J.C., 2008. Benthic indices and ecological quality of shallow Algeria fine sand community. *Ecological Indicators,* doi:10.1016/j.ecolind.2008.05.008.

Bakun, A. and Agostini, V., 2001. Seasonnal pattern of wind-induced upwelling/downwelling in the Mediterranean Sea. *Sci. mar.,* 65 (3): 243-257.

Bald, J., Borja, A., Muxika, J., Franco, J. and Valencia, V., 2005. Assessing reference conditions and physico-chemical status according to the European Framework Directive: a cas-study from the basque country (Northern Spain). *Marine Pollution Bulletin,* (50): 1508-1522.

Belin, C. and Raffin, B., 1998. *Les espèces phytoplanctoniques toxiques et nuisibles sur le littoral français de 1984 à 1995, résultats du REPHY (réseau de surveillance du phytoplancton et des phycotoxines).* IFREMER. Report number: RST.DEL/MP-AO 98-16. 283 p.

Bellan, G. and Bourcier, M., 1984. Bilan ecologique du detournement permanent d'un petit fleuve côtier dans l'émissaire d'eaux usées d'une grande ville. *Marine Environmental Research,* 2 (12): 83-11.

Berner, A.R., 1980. *Early diagenesis. A theorical approach.* Princeton University Press, Princeton, NJ. 241 p.

Beukema, J.J., Flach, E.C., Dekker, R. and Starink, M., 1999. A long-term study of the recovery of the macrozoobenthos on large defaunated plots on a tidal flat in the Wadden Sea. *Journal of Sea Research,* 3 (42): 235-254.

Bhattacharya, C.G., 1967. A simple méthode of resolution of a distribution into gaussian components. . *Biometrics,* 23: 115-135.

Bhaud, M., 1972. Quelques données sur le déterminisme écologique de la reproduction des Annélides Polychètes. *Marine Biology,* 17: 115-136.

Bhaud, M., Aubin, D. and Duhamel, G., 1970. Benthic recruitment of invertebrate larvae. Role of hydrodynamics. *Oceanis. Serie de documents oceanographiques. Paris.,* 1 (7): 97-113.

Bianchi, C.N. and Morri, C., 2004. Climate change and biological response in Mediterranean Sea ecosystems. *Ocean challenge,* 13 (2): 32-36.

Billett, D., Lampitt, R., Rice, A. and Mantoura, R., 1983. Seasonal sedimentation of phytoplankton to deep-sea benthos. *Nature,* 302: 520-522.

Blanc, F., Leveau, M. and Szekielda, K., 1969. Effets eutrophiques au débouché d'un grand fleuve (Grand Rhône). *Marine Biology,* 3: 233-242.

Blanc, J.J., 1974. La sédimentation sur le précontinent de Provence et ses modalités. Comparaison avec d'autres secteurs de la Méditerranée. In *Bulletin du BRGM*. Section IV**:** 206-211.

Blanc, J.J., 1977. *Recherches de sédimentologie appliquée au littoral du Delta du Rhône, de Fos au Grau du Roi. .* Cnexo pub. Report number: 75/1193. 69 p.

Bligh, E.G. and Dyer, W., J., 1959. A rapid method of total lipid extraction and purification. *The National Research Council of Canada,* 37 (8): 911-917.

Bodoy, A. and Plante-Cuny, M.R., 1980. Evaluation simultanée des biomasses et productions primaires phytoplanctonique et microphytobenthique en milieu côtier. *Compte-Rendu de l'Académie des Sciences,* 290 (D): 667-670.

Bolam, S.G. and Rees, H.L., 2003. Minimizing impacts of maintenance dredged material disposal in the coastal environment: A habitat approach. *Environmental Management,* 2 (32): 171-188.

Bolam, S.G., Rees, H.L., Somerfield, P., Smith, R., Clarke, K.R., Warwick, R., Atkins, M. and 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,* 4 (52): 415-426.

Bolam, S.G., Schratzberger, M. and 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.

Bolam, S.G. and Whomersley, P., 2005. Development of macrofaunal communities on dredged material used for mudflat enhancement: a comparison of three beneficial use schemes after one year. *Marine Pollution Bulletin,* 50: 40-47.

Bolam, S.G., Whomersley, P. and Schratzberger, M., 2004. Macrofaunal recolonization on intertidal mudflats: effects of sediment organic and sand content. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology,* 306: 157-180.

Bonsdorff, E. and Pearson, H.T., 1999. Variation in the sublittoral macrozoobenthos of the baltic Sea along environmental gradients: a functional-group approach. *Australian Journal Of Ecology,* 24: 312-326.

Borja, A. and Dauer, D.M., 2008. Assessing the environmental quality status in estuarine and coastal systems: comparing methodologies and indices. *Ecological Indicators,* 8: 331-337.

Borja, A., Dauer, D.M., Diaz , M., Llanso, R.J., Muxika, I., Rodriguez, J.G. and Schaffner, L., 2007. Assessing estuarine benthic quality conditions in Chaesapeake Bay: A comparison of three indices. *Ecological Indicators,* doi:10.1016/j.ecolind.2007.05.003.

Borja, A., Franco, J. and Perez, V., 2000. A marine biotic index to etablish the ecological quality of soft bottom benthos within european estuarine and coastal environnements. *Marine Pollution Bulletin,* 40 (12): 1100-1114.

Borrval, C. and Ebenman, B., 2008. Biodiversity and persistence of ecological communities in variable environments. *Ecological complexity,* doi:10.1016/j.ecocom.2008.02.004.

Bouloubassi, I., Lipiadou, E., Saliot, A., Tolosa, I., Bayona, J.M. and Albaïges, J., 1997. Carbon sources and cycles in the western Mediterranean-the use of moleculars markers to determine the origine of organic matter. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography,* 44: 781-799.

Broche, P., Devenon, J.L., Forget, P., De Maistre, J.-C., Naudin, J.-J. and Cauwet, G., 1998. Experimental study of the rhone plume. Part I: physics and dynamics. *Oceanologica acta,* 21 (6): 725-735.

Buscail, R., Pocklington, R., Daumas, R. and Guidi, L., 1990. Fluxes and budget of organic matter in the benthic boundary layer over the northwestern Mediterranean margin. *Continental Shelf Research,* 9-10 (10): 1089-1122.

Buscail, R., Pocklington, R. and Germain, C., 1995. Seasonal variability of the organic matter in a sedimentary coastal environment: sources, degradation and accumulation (continental of the Gulf of Lions - northwestern Mediterranean Sea). *Continental Shelf Research,* 15 (7): 84-869.

Caeiro, S., Costa, M., Goovaerts, P. and Martins, F., 2005. Benthic biotope index for classifying habitats in the sado estuary: Portugal. *Marine Environmental Research,* (60): 570-593.

Camusso, M., Balestrini, R., Martinotti, W. and Arpini, M., 1999. Spatial variations in trace metal and stable isotope content of autochtonous organisms and sediments in the river Po system (Italy). *Journal of Aquatic Ecosystems and Heatlh Management,* 1 (2): 39-53.

Carlier, A., Riera, P., Amouroux, J.-M., Bodiou, J. and Grémare, A., 2007. Benthic trophic network in the Bay of Banyuls-sur-Mer (northwest Mediteranean, France): An assessment based on stable carbon and nitrogen isotopes analysis. *Estuarine, Coastal and Shelf Science,* 72: 1-15.

Carvalho, S., Gaspar, M.B., Moura, A., Vale, C., Antunes, P., Gil, O., Fonseca, C.d. and Falcao, M., 2006. The use of biotic index AMBI in the assesment of the ecological status of the Obidos lagoon (Portugal). *Marine Pollution Bulletin,* (52): 1414-1424.

Cauwet, G., 1995. *Apports du Rhône en carbone et azote dissous et particulaire de juin 1994 à juin 1995.* Colloque Potam'mes 7 èmes rencontres de l'agence régionale pour l'environnement Provence-Alpes-Côte-d'Azur, Digne-les-Bains.

Cauwet, G., Gadel, F., Souza Sierra, M.M., Donard, O. and Ewald, M., 1990. Contribution of the Rhône River to organic carbon inputs to the northwestern Mediterranean Sea. *Continental Shelf Research,* 9-11 (10): 1025-1037.

Chamley, H., 1966. *Guide des techniques du laboratoire de géologie marine.* Faculté de Sciences de Marseille - Station Marine d'Endoume et Centre d'Océanologie de Marseille. 167 p.

Chamley, H., 1971. *Recherches sur la sédimentation argileuse en Méditérannée.* Sciences géologiques. 35. p.

Chandrasekara, W.U. and Frid, C., 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.

Chang, T.S., Joerdel, O., Flemming, B.W. and Bartholomä, A., 2006. The role of particle aggregation/disaggregation in muddy sediment dynamics and seasonnal sediment turnover in back-barrier tidal basin, East Frisian Wadden Sea, southern North Sea. *Marine Geology,* 235: 49-61.

Chapin, F., Walker, B., Hobbs, R., Hopper, D., Lawton, J., Sala, O. and Tilman, D., 1997. Biotic control over the functionning of ecosystems. *Science,* 277: 500-504.

Charmasson, S., 2003. ^{137}Cs inventory in sediment near the Rhone mouth: role played by different sources. *Oceanologica acta,* 26: 435-441.

Chessel, D., Dufour, A.-B. and Thioulouse, J., 2004. The ade4 package-I- One-table methods. *R News,* 4: 5-10.

Connell, J.H. and Sousa, W.P., 1983. On the evidence needed to judge ecological stability or

persistence. *The American Naturalist,* 121 (6): 789-824.

Constable, A.J., 1999. Ecology of benthic macro-invertebrates in soft-sediment environments: A review of progress towards quantitative models and predictions. *Australian Journal Of Ecology,* 24: 452-476.

Cooksey, C. and Hyland, J., 2007. Sediment quality of the Lower St John River, Florida: an integrative assessment of benthic fauna, sediment associated stressors, and general habitat characteristics. *Marine Pollution Bulletin,* (54): 9-21.

Cosentino, A. and Giocobbe, S., 2008. Distribution and functional response of sublittoral soft bottom assemblages to sedimentary constraints. *Estuarine Coastal and Shelf Science,* 79 (2): 264-276.

Courp, T. and Monaco, A., 1990. Sediment dispersal and accumulation on the contiental margin of the Gulf of Lions: sedimentary budget. *Continental Shelf Research,* 10 (9-11): 1063-1087.

Créocéan, 2001. *Opérations de dragages - Appronfondissement du terminal à conteneurs de Fos-Approfondissement pour l'extension des capacités de Fos conteneurs (Fos 2XL). Etude d'impact.* Report number: 100438. 249 p.

Danovaro, R., Croce, N.D., Dell'Anno, A., Fabiano, M., Marrale, D. and Martorano, D., 2000a. Seasonal changes and biochemical composition of the labile organic matter flux in the Cretan Sea. *Progress in oceanography,* 46 (2-4): 259-278.

Danovaro, R., Croce, N.D., Elefheriou, A., Fabiano, M., Papadopoulou, N., Smith, C. and Tselepides, A., 1995a. Meiofauna of the deep eastern Mediterranean Sea: Distribution and abundance in relation to bacterial biomass, organic matter composition and other environmental factors. *Progress in oceanography,* 36 (4): 329-341.

Danovaro, R., Fabiano, M., Albertilli, G. and Della Croce, N., 1995b. Vertical distribution of meiobenthos in bathyal sediments of the eastern Mediterranean Sea: Relationship with labile organic matter and bacterial biomasses. *Marine Ecology,* 16 (2): 103-116.

Danovaro, R., Gambi, C., Manini, E. and Fabiano, M., 2000b. Meiofauna response to a dynamic river plume front. *Marine Biology,* 137: 359-370.

Danovaro, R., Manini, E. and Fabiano, M., 2002. Exoenzymatic activity and organic matter composition in sediments of the Northern Adriatic Sea: response to a river plume. *Microbial Ecology,* 44: 235-251.

Danovaro, R., Marrale, D., Dell' Anno, A., Della Croce, N., Tselepides, A. and Fabiano, M., 2000c. Bacterial response to seasonal changes in labile organic matter composition on the continental shelf and bathyal sediments of the Cretan Sea. *Progress in oceanography,* 46: 345-366.

Danovaro, R., Marrale, D., Della Croce, N., Parodi, P. and Fabiano, M., 1999. Biochemical composition of sedimentary organic matter and bacterial distribution in the Aegean Sea: trophic state and pelagic–benthic coupling. *Journal of Sea Research,* 42: 117-129.

Darnaude, A.M., 2003. *Apports fluviaux en zône côtière et réseaux trophiques marins benthiques: transfert de matière organique particulaire terrigène jusqu'aux poissons plats au large du Rhône*. Thèse de Doctorat, Université de la Méditerranée. 373 p.

Darnaude, A.M., Salen-Picard, C. and Harmelin-Vivien, M.L., 2004a. Depth variation in terrestrial particulate organic matter exploitation by marine coastal benthic communities off the rhone River (NW Mediterranean). *Marine Ecology Progress Series,* 275: 47-57.

Darnaude, A.M., Salen-Picard, C., Polunin, N.V.C. and Harmelin-Vivien, M.L., 2004b. Trophodynamic linkage between river runoff and coastal fishery yield elucidated by stable isotope data in the Gulf of Lions (NW Mediterranean). *Oecologia,* 138: 325-332.

Dauvin, J.C., 2007. Paradox of estuarine quality: Benthic indicator and indices, consensus or debate for the future. *Marine Pollution Bulletin,* 55: 271-281.

Dauvin, J.C., Gesteira Gomez, J.L. and Salvande Frage, M., 2003. Taxonomic sufficiency: an overview of its use in the monitoring of sublittoral benthic communities after oil spills. *Marine Pollution Bulletin,* 46: 552-555.

Dauvin, J.C. and Ruellet, T., 2007. Polychaete/amphipod revisited. *Marine Pollution Bulletin,* 55 (1-6): 215-224.

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

De Biasi, A. and De Ranieri, S., 2006. Seabed morphology, sediment grain size, and macrobenthic communities in a fishes area unaffected by fishing in the central Adriatic (Italy). *Acta Adriatica,* 47: 183-193.

Dell'Anno, A., Mei, M.E., Pusceddu, A. and Danovaro, R., 2002. Assessing the trophic state and eutrophication of coastal marine systems: a new approach based on the biochemical composition of sediment organic matter. *Marine Pollution Bulletin,* 44: 611-622.

Dercourt, J. and Paquet, J., 1996. *Géologie: objets et méthodes.* Dunod, Paris. 404 p.

Dolédec, S., Olivier, J. and Statzner, B., 2000. Accurate description of the abundance of taxa and ther biological traits in stream invertebrate communities: effects of taxonomic and spatial resolution. *Archiv für Hydrobiologie,* 148: 25-43.

Dubois, M., Gilles, K., Hamilton, J., Rebers, P. and Smith, F., 1956. Colorimetric method for determination of sugar and relative methods. *Analytical Chemistry,* 28: 350-356.

Duport, E., Gilbert, F., Poggiale, J., Dedieu, K., Rabouille, C. and Stora, G., 2007. Benthic macrofauna and sediment reworking quantification in contraster environments in the Thau Lagoon. *Estuarine, Coastal and Shelf Science,* 72: 522-533.

Durrieu de Madron, X., Ferre´, B., Le Corre, G., Grenz, C., Conan, P., Pujo-Pay, M., Buscail, R. and Bodiot, O., 2005. Trawling-induced resuspension and dispersal of muddy sediments and dissolved elements in the Gulf of Lion (NW Mediterranean). *Continental Shelf Research,* 25: 2387-2409.

Ellis, D.V., 1985. Taxonomic sufficiency in pollution assessment. *Marine Pollution Bulletin,* 16: 459.

Ellis, D.V., 2003. The concept of "sustainable ecological succession" and its value in assessing the recovery of sediment seabed biodiversity from environmental impact. *Marine Pollution Bulletin,* 46: 39-41.

Engle, V.D., Summers, J.K. and Gaston, G.R., 1994. A benthic index of environmental condition of Gulf of Mexico estuaries. *Estuaries,* 17: 372-384.

Engstrom, S.J. and Marinelli, R.L., 2005. Recruitment responses of benthic infauna to manipulated sediment geochemical properties in natural flows. *Journal of Marine Research,* 63: 407-436.

Essink, K., 1999. Ecological effects of dumping of dredged sediments; options for management. *Journal of Coastal Conservation,* 1 (5): 69-80.

Estournel, C., Broche, P., Marsaleix, P., Devenon, J.L., Auclair, F. and Vehil, R., 2001. The Rhone River Plume in Unsteady Conditions: Numerical and Experimental Results. *Estuarine, Coastal and Shelf Science,* 53 (1): 25-38.

Estournel, C., Kondrachoff, V., Marsaleix, P. and Vehil, R., 1997. The plume of the Rhone: numerical simulation and remote sensing. *Continental Shelf Research,* 17 (8): 899-924.

Eyrolle, F., Charmasson, S. and Louvat, D., 2004. Plutonium isotopes in the lower reaches of the river Rhône over the period 1945-2000: Fluxes towards the Mediterranean Sea and sedimentary inventories. *Journal of Environmental Radioactivity,* special issue, 74: 127-138.

Fabiano, M. and Danovaro, R., 1994. Composition of organic matter in sediments facing a river estuary (Thyrrhenian Sea): reliationships with bacteria and microphytobenthos biomass. *Hydrobiologia,* 277: 71-84.

Fabiano, M., Povero, P. and Danovaro, R., 1993. Distribution and composition of particulate organic matter in the Ross Sea (Antartica). *Polar Biology,* 13: 525-533.

Fabiano, M., Pusceddu, A., Dell'Anno, A., Armeni, M., Vanucci, S., Lampitt, R.S., Wolff, G.A. and Danovaro, R., 2001. Fluxes of phytopigments and labile organic matter to the deep ocean in the NE Atlantic Ocean. *Progress in oceanography,* 50 (1-4): 89-104.

Fauchald, K. and Jumars, P.A., 1979. The diet of worms: a study of polychaete feeding guilds. *Oceanography and Marine Biology: an Annual Review,* 17: 193-284.

Fauvel, P., 1927. *Polychètes sédentaires*. Faune de France. 16. Paris. 497 p.

Feuillet, M. and Gouleau, D., 1977. Action des epandages de craie (ou CaCO3) sur les vases des claires et des parcs ostreicoles. *Revue des Travaux de l'Institut des Pêches Maritimes,* 4 (41): 417-436.

Fichez, R., 1991. Compostion and fate of organic matter in submarine cave sediments; implications for biochemical cycle of organic carbon. *Oceanologica acta,* 14 (4): 369-377.

Flaten, G.R., Botnen, H., Bjorn, G. and Kvalheim, O.M., 2006. Quantifying disturbances in benthic communities-comparaison of the community disturbance index (CDI) to other multivariate methods. *Ecological Indicators,* 7: 254-276.

Flemer, D.A., Ruth, B.F., Bundrick, C.M. and Gaston, G.R., 1997. Macrobenthic community colonization and community development in dredged material disposal habitats off coastal Louisiana. *Environmental Pollution,* 96 (2): 141-154.

Forget, P. and Ouillon, S., 1998. Surface suspended matter off the Rhône river mouth from visible satellite imagery. *Oceanologica acta,* 6 (21): 739-749.

Foucault, A. and Raoult, J.F., 1995. *Dictionnaire de géologie*. Masson, Paris. 324 p.

Frémont, A., 2007. Global marine Networks. The case of Maersk. *Journal of Transport Geography,* 15: 341-342.

Frontier, S., 1999. *Les écosystèmes. Que sais-je?* PUF, Fr. 128 p.

Frontier, S. and Pichod-Viale, D., 1993. *Ecosystèmes: structure, fonctionnement, évolution.* Collection d'écologie. Paris. 448 p.

Frost, T., Carpenter, S.R., Ives, A.R. and Kratz, T.K., 1995. Species compensation and complementarity in ecosystem function. In *Linking species and ecosystems.* (eds), J.C.G.L.J.H. New York**:** 224-239.

Fujii, T., 2007. Spatial patterns of benthic macrofauna in relation to environmental variables in an intertidal habitat in the Humber estuary, UK: Developing a tool for estuarine shoreline management. *Estuarine Coastal and Shelf Science,* 75: 101-109.

Fukami, K., Simidu, U. and Taga, N., 1981. Fluctuations of the communities of heterotrophic bacteria during the decomposition process of phytoplanckton. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology,* 55: 171-184.

Gardmark, A., Enberg, K., Ripa, J., Laako, J. and Veijo, K., 2003. The ecology of recovery. *Finnish Zoological and botanical Publishing Board,* (40): 131-144.

Gatti, J., Petrenko, A., Devenon, J.L., Leredde, Y. and Ulses, C., 2006. The Rhone river dilution zone present in the northeastern shelf of the Gulf of Lion in December 2003. *Continental Shelf Research,* 26 (15): 1794-1805.

Gayraud, S., 2001. *Les sédiments du lit des cours d'eau : quantification de leur influence sur les peuplements de macro-invertébrés par une approche multi-sites.* Thèse de Doctorat, Université Claude Bernard-Lyon I. 215 p.

Gayraud, S. and Phillipe, M., 2003. Influence of bed sediment features on the interstitial habitat available for macroinvertebrates in 15 French streams. *International Revue of Hydrobiology,* 88: 77-93.

GESAMP, 1994. *Anthropogenic influences on sediment discharge to coastal and environmental consequences.* UNESCO-TOC. Report number. p.

GESAMP, 1995. Biological indicators and their use in the measurement of the condition of the marine environment. IMO/FAO/UNESCO-IOC/WMO/WHO/IAEA/UN/UNEP Joint group of experts on the scientific aspects of the environmental protection. *GESAMP Reports and Studies,* 55: 1-56.

Giangrande, A., 1997. Polychaete reproductive patterns, life cycle and life histories: an overview. *Oceanography and Marine Biology: an Annual Review,* 35: 323-386.

Gibbs, M. and Hewitt, J., 2004. *Effects of sedimentation on macrofaunal communities: a synthesis of research studies for ARC.* National Institute of Water & Atmospheric Research Ltd. Report number: HAM2004-080. 48 p.

Gilbert, F., Hulth, S., Grossi, V., Poggiale, J.-C., Desrosiers, G., Rosenberg, Rutger, Gérino, M.,

François-Carcaillet, F., Michaud, E. and Stora, G., 2007. Sediment reworking by marine benthic species from the Gullmar Fjord (Western Sweden): Importance of faunal biovolume. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology,* 348: 133-144.

Glémarec, M. and Hily, C., 1981. Perturbations apportées à la macrofaune benthiques de la baie de Concarneau par les effluents urbains et portuaires. *Acta Oecologica Oecologia Applicata,* 2: 139-150.

Glémarec, M., Medernach, L., DeBovee, F., Amouroux, J., Charles, F., Dinet, A., Vetion, G., Albert, P. and Colomines, J., 1973. The benthic communities of the European North Atlantic continental shelf. *Oceanography and marine biology : an annual review,* 11: 263-285.

Gomez Geistera, L. and Dauvin, J.C., 2000. Amphipods are good bioindicators of the impact of oil spills an soft-bottom macrobenthic communities. *Marine Pollution Bulletin,* 40: 1017-1027.

Graf, G., 1992. Benthic-pelagic coupling: a benthic view. *Oceanography and Marine Biology: an Annual Review,* 30: 149-190.

Graf, G. and Rosenberg, R., 1997. Bioresuspension and biodeposition: a review. *Journal of Marine System,* 11: 269-278.

Grémare, A., Amouroux, J. and Amouroux, J., 1989. Modelling of consumption and assimilation in the deposit-feeding polychaete Eupolymnia nebulosa. *Marine Ecology Progress Series,* 54: 239-248.

Grémare, A., Amouroux, J.M., Charles, F., Dinet, A., Riaux-Gobin, C., Baudart, J., Medernach, L., Bodiou, J., Vetion, G., Colomines, J. and Albert, P., 1997. Temporal changes in the biochemical composition and nutritional value of the particulate organic matter available to surface deposit-feeders: a two years study. *Marine Ecology Progress Series,* 150: 195-206.

Grémare, A., Medernach, L., DeBovee, F., Arnouroux, J., Charles, F., Dinet, A., Vêtion, G., Albert, P. and Colomines, J., 2003. Relationship between sedimentary organic matter and benthic fauna within the gulf of lion: synthesis on the identification of new biochemical descriptors of sedimentary organic nutritional value. *Oceanologica acta,* 26: 391-406.

Guerra-Garcia, J.M. and Garcia-Gomez, J.C., 2006. Recolonization of defaunated sediments: fine versus gross sand and dredging versus experimental trays. *Estuarine, Coastal and Shelf Science,* 68: 328-342.

Guille, A., 1971. Bionomie benthique du plateau continental de la côte catalane française. II-Les communautes de la macrofaune. *Vie et Milieu,* 21: 149-280.

Haines, E.B. and Montague, C.I., 1979. Food sources of estuarine invertebrates analysed using 13C/12C ratios. *Ecology,* 60: 48-56.

Hale, S.S. and Helsthe, J.F., 2008. Signals from the benthos: development and evaluation of a marine index in the nearshore Gulf of Maine. *Ecological Indicators,* 8: 338-350.

Hartigan, J.A. and Wong, M.A., 1978. Algorithm 136. A k-means clustering algorithm. *Applied Statistics,* 28: 100.

Harvey, M., Gauthier, D. and Munro, J., 1998. Temporal changes in the composition and abundance of macro-benthic invertebrates community at dredged material disposal sites in the Anse à Beaufils, Baie des Chaleurs, Eastern Canada. *Marine Pollution Bulletin,* 36 (1): 41-55.

Hedges, I. and Oades, J.M., 1997. Comparative organic geochemistries of soils and sediments. . *Organic geochemistry,* 19: 319-361.

Hedges, J., Keil, R. and Benner, R., 1997. What happens to terrestrial organic matter in the ocean? *Organic geochemistry,* 5-6 (27): 195-212.

Hermand, R. and Salen-Picard, C., 2004. *Influence des apports du Rhône sur la dynamique de population de Sternaspis scutata (Ranzani, 1817) (Annelide : Polychaete).* Colloque Rhône-Méditerranée, Marseille, 5-7 mai 2004.

Hermand, R., Salen-Picard, C., Alliot, E. and 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.

Hewitt, J.E., Cummings, V.J., Ellis, J.I., Funnel, G., Norkko, A., Talley, T.S. and Thrush, S.F., 2003. The role of waves in the colonisation of terrestrial sediments deposited in the marine environment. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology,* 290: 19-47.

Hily, C., 1984. *Variabilité de la macrofaune benthique dans les milieux hypertrophiques de la rade de Brest.* Université de Bretagne Occidentale. 359 + 337 p.

Hily, C., Le Bris, H. and Glémarec, M., 1986. Impacts biologiques des émissaires urbains sur les communautés benthiques. *Océanis,* 12: 419-426.

Hsieh, H.L., Kao, W.Y., Chen, C.P. and Liu, P.J., 2000. Detrital flows through the feeding pathway of the oyster (*Crassostrea gigas*) in a tropical lagoon: d13C signals. *Marine Biology,* 136: 677-684.

Hurlbert, S.H., 1971. The nonconcept of species diversity: a critique and alternative parameters. *Ecology,* 52 (4): 577-586.

Johnson, L. and Frid, C., 1995. The recovery of benthic communities along the county durham coast after cessation of colliery spoil dumping. *Marine Pollution Bulletin,* 30 (3): 215-220.

Josefson, A.B., Forbes, T.L. and Rosenberg, R., 2002. Fate of detritus in marine sediments: functional importance of macrofaunal community. *Marine Ecology Progress Series,* 230: 71-85.

Kang, C.K., Sauriau, P., Richard, P. and Blanchard, G.F., 1999. Food sources of the infaunal suspension-feeding bivalve Cerastoderma edule in a muddy sandflat of Marennes-Oleron Bay, as determined by analyses of carbon and nitrogen stable isotopes. *Marine Ecology Progress Series,* 187: 147-158.

Kerhervé, P., Minagawa, M., Heussner, S. and Monaco, A., 2001. Stable isotopes (13C/12C and 15N/14N) in settling organic matter of the northwestern Mediterranean Sea: biogeochemical implications. *Oceanologica acta,* 24 (Suppl.): S77-S85.

Labrune, C., Grémare, A., Amouroux, J.M., Sarda, R., Gil, J. and Taboada, S., 2006. Assesment of soft-bottom polychaete assemblages in the Gulf of Lions (NW Mediterranean) based on a mesoscale survey. *Estuarine, Coastal and Shelf Science,* 1-2 (71): 133-147.

Lansard, b., Grenz, C., Charmasson, S., Schaaff, E. and Pinazo, C., 2006. Potential plutonium remobilisation linked to marine sediment resuspension: First estimates based on flume experiments. *Journal of Sea Research,* 55 (1): 74-85.

Largier, J.L., 1993. Estuarine fronts: How important are they? *Estuaries,* 1: 1-11.

Larsonneur, C., 1977. La cartographie des dépôts meubles sur le plateau continental français: méthode mise au point et utilisée en Manche. *J. Rech. Océanogr.,* 2 (2): 33-39.

Le Floc'h, E. and Aronson, J., 1995. Ecologie de la restauration. Définition de la restauration. Définitions de quelques concept de base. *Nature, Sciences et Sociétés, Fr.,* (H.S): 29-35.

Le Hir, P., Monbet, Y. and Orvain, F., 2007. Sediment erodability in sediment transport modelling: Can we account for biota effects? *Continental Shelf Research,* 27: 1116-1142.

Legendre, L. and Legendre, P., 1984. *Ecologie numérique. Tome 2 - La structure des données écologiques.* Masson, Paris. 2ème édition revue et augmentée. 344 p.

Lévêque, C., 2001. *Ecologie. De l'écosystème à la biosphère.* Unviers sciences. Dunod, Paris. 502 p.

Lochet, F. and Leveau, M., 1990. Transfers between a eutrophic ecosystem, the river Rhône, and an oligotrophic ecosystem, the north-western Mediterranean Sea. *Hydrobiologia,* 207: 95-103.

Lochte, K. and Turley, C., 1988. Bacteria and cyanobacteria associated with phtytodetritus in the deep sea. *Nature,* 333: 67-69.

Lohrer, A.M., 2006. Deposition of terrigenous sediment on subtidal marine macrobenthos: response of two contrasting community types. *Marine Ecology Progress Series,* 307: 115-125.

Loreau, M., 2000. Biodiversity and ecosystem functioning : recent theoritical advances. . *Oikos,* 91: 3-17.

Lowry, O.H., Rosebough, N.J., Farr, A.L. and Randall, R.J., 1951. Protein measurment with the folin phenol reagent. *Journal of Biology and Chemistry,* 193: 265-275.

Majeed, S.A., 1987. Organic matter and biotic indices on the beaches of north Brittany. *Marine*

Pollution Bulletin, 18 (9): 490-495.

Malloy, K.J., Wade, D., Janicki, A., Grabe, S.A. and Nijbroek, R., 2007. Development of a benthic index to assess sediment quality in Tampa Bay Estuary. *Marine Pollution Bulletin,* 54: 22-31.

Marsaleix, P., Estournel, C., Kondrachoff, V. and Vehil, R., 1998. A numerical study of the formation of the Rhône River plume. *Journal of Marine Systems,* 14 (1-2): 99-115.

Marsh, A.G. and Tenore, K.R., 1990. The role of nutrition in regulating the population dynamics of opportunistic surface deposit-feeders in a mesohalyne community. *Limnology and Oceanography,* (35): 710-724.

Marsh, J.B. and Weinstein, D.B., 1966. Simple charring method for determination of lipids. *Journal of Lipid Research,* 7: 574-576.

Masqué, P., Sanchez-Cabeza, J.A., Bruach, J.M., Palacios, E. and Canals, M., 2002. Balance and residence times of ^{210}Pb and ^{210}Po in surface waters of the northwestern Mediterranean Sea. *Continental Shelf Research,* 22: 2127-2146.

Maurer, D., Keck, R., Rinsman, J., Leathem, W., Wethe, C., Lord, C. and Church, T., 1986. Vertical migration and mortality of marine benthos in dredged material: A synthesis. *Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie.,* 1 (1): 49-63.

Maurer, D., Keck, R.T., Tinsman, J.C. and Leathern, W.A., 1982. Vertical migration and mortality of benthos in dredged material: Part III—polychaeta. *Marine Environmental Research,* 6 (1): 49-68.

Miralles, J., Arnaud, M., Radakovitch, O., Marion, C. and Cagnat, X., 2006. Radionucleide deposition in the Rhône River Prodelta (NW Mediterranean sea) in response to the December 2003 extreme flood. *Marine Geology,* 234: 179-189.

Misic, C. and Fabiano, M., 1996. A functional approach to the assessment of the nutritional value of particulate organic matter. *Chemistry and Ecology,* 13 (1): 51-63.

Monaco, A., Courp, T., Heussner, S., Carbonne, J., Fowler, S. and Deniaux, B., 1990. Seasonality and composition of particulate fluxes during ECOMARGE-I, western Gulf of Lions. *Continental Shelf Research,* 9-11 (10): 959-987.

Monaco, A., Durrieu de Madron, X., Radakovitch, O., Heussner, S. and Carbonne, J., 1999. Origin and variability of downword biogeochemical fluxes on the Rhone continental margin (NW Mediterranean). *Deep Sea Research I,* 46: 1483-1511.

Monbet, Y., 2001. La restauration des zones humides côtières: un mythe ou une réalité? In *Restauration des écosystèmes côtiers.* Drevès, L. and Chaussepied, M. Brest, Ifremer**:** 17-37.

Munari, C. and Mistri, I., 2008. The performance of benthic indicators of ecological change in Adriatic coastal lagoons: Throwing the baby with the water? *Marine Pollution Bulletin,* 56: 95-105.

Muniz, P., Venturini, N., Pires-Vanin, A.M., Tommasi, L.R. and Borja, A., 2005. Testing the applicability of a Marine Biotic Index (AMBI) to assessing the ecological quality of soft-bottom benthic communities, in the South America Atlantic region. *Marine Pollution Bulletin,* 50: 624-637.

Muxika, I., Borja, A. and Bonne, W., 2005. The suitability of the marine biotic index (AMBI) to new impact sources along European coasts. *Ecological Indicators,* 5: 19-31.

Naudin, J.J., Cauwet, G., Leveau, M., Lochet, F., Romano, J.C. and Sempere, R., 1992. Le néphéloïde benthique au large du Rhône. Transferts particulaires à l'interface continent-océan. *Oceanologica acta,* 15 (6): 621-638.

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

Noël, M.H., 1996. *Le plutonium comme traceur du tranfert et de l'accumulation des apports particulaires du Rône en Mediterranée Nord-occidentale.* Paris XII- Val de Marne. 255 p.

Norkko, A., Thrush, S., Hewitt, J.E., Cummings, V.J. and others, 2002. Smothering of estuarine sandflats by terrigenous clay: the role of wind-wave disturbance and bioturbation in site-

dependent macrofaunal recovery. *Marine Ecology Progress Series,* 11: 139-153.

Olsgard, F. and Hasle, J., 1993. Impact of waste titanium mining on benthic fauna. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology,* 35: 221-264.

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 Commission, 2006. *Dumping of wastes at sea in 2004.* OSPAR Commission. Report number: Report N° 277/2006. 56 p.

Ostrom, P.H. and Fry, B., 1993. Sources and cycling of organic matter within modern and prehistoric food webs. In *Organic geochemistry*. Engel, M.H. and Macko, S.A. New York, Plenum Press**:** 785-798.

Paul, J.F., Scott, K.J., Campbell, D.E., Gentile, J., H, Strobel, C.S., Valente, R.M., Weisberg, S.B., Holland, A.F. and Ranasinghe, J.A., 2001. Developping and applying a benthic index of estuarine condition for Virgininan biogeograpic Province. *Ecological Indicators,* 1: 83-99.

Pearson, K., 1908. On the generalized probable error in multiple normal correlation. *Biometrika,* 6: 59-68.

Pearson, T.H. and Mannvik, H., 1998. Long-term changes in the diversity and faunal structure of benthic communities in the northern North Sea: natural variability or induced instability? *Hydrobiologia,* 375/376: 317-329.

Pearson, T.H. and Rosenberg, R., 1978. Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. *Oceanography and Marine Biology: an Annual Review,* 16: 229-231.

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

Pérès, J.M. and Picard, J., 1964. Nouveau Manuel de la Bionomie Benthique de la Mer Méditerranée. *Recueil des Travaux de la Station Marine d'Endoume.,* 31 (47): 5-147.

Perianez, R., 2005. Modelling the transport of suspended particulate matter by the Rhone River plume (France). Implications for pollutant transport. *Environmental Pollution,* (133): 351-364.

Peterson, B.J., 1999. Stable isotopes as tracers of organic matter input and transfer in benthic food webs: a review. *Acta oecologica,* 20 (4): 479-487.

Peterson, B.J. and Fry, B., 1987. Stable isotopes in ecosystem studies. *Ann. Rev. Ecol. Syst.,* 18: 293-320.

Pfannkuche, O., Boetius, A., Lochte, K., Lundgreen, U. and Thiel, H., 1999. Responses of deep-sea benthos to sedimentation patterns in the north-east Atlantic in 1992. *Deep Sea Research Part I,* 46: 573-596.

Pfannkuche, O., Sommer, S. and Kähler, A., 2000. Coupling between phytodetritus deposition and small- sized benthic biota in deep arabian Sea: analysis of biogenic sediment compounds. *Deep Sea Research Part I,* 47: 2805-2833.

Picard, C., 1971. Les peuplements de vase au large du Golfe de Fos. *Téthys,* 3 (3): 569-618.

Picard, J., 1965. Recherches qualitatives sur les biocénoses marines de substrats meubles dragables de la région marseillaise. *Recueil des Travaux de la Station marine d'Endoume,* 36: 1-160.

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

Pinnegar, J. and Polunin, N.V.C., 1999. Differential fractionation of d13C and d15N among fish tissues: implications for the study of trophic interactions. *Functional Ecology,* 13: 225-231.

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

Plante-Cuny, M.R., 1974. *Evaluation par spectrophotométrie des teneurs en chlorophylle "a" fonctionnelle et en phéopigments des substrats meubles marins.* Office de la recherche scientifique et technique outre-mer. Documents scientifiques de la mission de l'O.R.S.T.O.M. à

Nosy-Bé. Report number: 45. p.

Plante, C. and Jumars, P., 1992. The microbial environment of larine deposit-feeders guts charactérized via microelectrodes. *Microbial Ecology,* 23: 257-277.

Plante, C.J. and Shriver, A.G., 1998. Differential lysis of sediementary bacteria *Arenicola marina L.* : examination of cell wall structure and exopolymeric capsules as correlates. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology,* 229 (1): 35-52.

Pont, D., 1997. Les débits solides du Rhône à proximité de son embouchure: données récentes (1994-1995). *Revue de géographie de Lyon,* 72: 23-33.

Pont, D., Simonnet, J.P. and Walter, A.V., 2002. Medium-term changes in suspended sediment delivery in the ocean: consequences of catchment heterogeneity and river management (Rhône river, France). *Estuarine, Coastal and Shelf Science,* 54: 1-18.

Posey, M., Lindberg, W., Alphin, T. and Vose, F., 1996. Influence of storm disturbance on an offshore benthic community. *Bulletin of Marine Science,* 59: 523-529.

Posey, M.H., 1990. Functionnal approaches to soft bottom communities: How useful are they? *Aquatic Sciences,* 2 (3, 4): 343-356.

Puente, A., Juanes, J.A., Garcia, A., Alvarez, C., Revilla, J.A. and Carranza, I., 2008. Ecological assessment of soft bottom benthic communities in northern Spanish estuaries. *Ecological Indicators,* 8: 373-383.

Qinhong, L., 1995. A model species diversity monitoring at community level and its applications. *Environmental Monitoring Assesment,* (34): 271-287.

Radenac, G., Miramand, P. and Tardy, J., 1997. Search for impact of a dredged material disposal site on growth and metal contamination of *Mytlilus edulis* (L.) in Charente-Maritime (France). *Marine Pollution Bulletin,* 34 (9): 721-729.

Rhoads, D.C., Boesch, D.F., Zhican, T., Fengshan, X., Liqiang, H. and Nilsenshort, K.J., 1985. Macrobenthos and sedimentary facies on the Changjiang delta platform and adjacent continental shelf, East China Sea. *Continental Shelf Research,* 4 (1-2): 189-213.

Rhoads, D.C., McCall, P.L. and Yingst, J.Y., 1978. Disturbance and production on the estuarine seafloor. *American Science,* 66 (5): 577-586.

Riaux-Gobin, C., Dinet, A., Dugué, G., Vétion, G., Maria, E. and Grémare, A., 2004. Phytodetritus at the sediment-water interface, NW Mediterranean Basin: Spatial repartition, living cells signatures, meiofuanal relationships. *Scientia Marina,* 68 (1): 7-21.

Riera, P. and Richard, P., 1996. Isotopic determination of food sources of *Crassostrea gigas* along a trophic gradient in the estuarine bay of Marennes-Oléron. *Estuarine Coastal and Shelf Science,* 42: 347-360.

Riera, P., Stal, L.J., Nieuwenhuize, J., Richard, P., Blanchard, G. and Gentil, F., 1999. Determination of food sources for benthic invertebrates in a salt marsh (Aiguillon Bay, France) by carbon and nitrogen stable isotopes: importance of locally produced sources. *Marine Ecology Progress Series,* 187: 301-307.

Rietsch, M., 1882. Étude sur le *Sternaspis scutata*. *Annales des Sciences Naturelles Zoologiques,* XIII (6): 65-84.

RNO, 1998. *Les contaminants chimiques dans les sediments du littoral mediterraneen.* IFREMER. Report number. p.

Robert, G., 1983. *Chlorophylle a et paramètres de fluorescence en zone néritique perturbée et région d'upwelling (Golfe de Fos et Ouest-Portugal)*. Thèse de Doctorat, Université Aix-Marseille II. 102 p.

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

Roberts, R.D., Gregory, M.R. and Foster, B.A., 1998. Developping an efficient macrofauna monitoring index from an impact study-a dredge spoil example. *Marine Pollution Bulletin,* 36 (3): 231-235.

Romankevich, E.A., 1984. *Geochemistry of organic matter in the ocean.* Springer-Verlag, 334 p.

Rosenberg, R., Blomqvist, M., Nilsson, H.C., Cederwall, H. and Dimming, A., 2004. Marine quality assesment by use of benthic species-abundance distributions: a proposed new protocol within the European Union Water Framework Directive. *Marine Pollution Bulletin,* 49: 728-739.

Rosenberg, R., Grémare, A., Amouroux, J.M. and Nilsson, H.C., 2003. Benthic habitats in the northwest Mediterranean characterised by sedimentary, benthic macrofauna and sediment profile images. *Estuarine, Coastal and Shelf Science,* 57: 297-311.

Rossi, F., 2002. Dynamics of the *Polychaetes Desmodesma* ornata and *Perinereis cultrifera* and their ressources of food in a mediterranean mudflat. *Marine Ecology,* 23 (4): 285-296.

Rossi, F., 2003. Short-term response of deposit-feeders to an increase of the nutritive value of the sediment through seasons in an interdital mudflat (Western Mediterranean, Italy). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology,* 290: 1-17.

Roussiez, V., Ludwig, W., Monaco, A., Probst, J.L., Bouloubassi, I., Buscail, R. and Saragoni, G., 2006. Sources and sinks of sediment-bound contaminants in the Gulf of Lions (NW Mediterranean Sea): A multi-tracer approach. *Continental Shelf Research,* 26: 1843-1857.

Rozas, L.P., Minello, T.J., Munuera-Fernandez, I., Fry, B. and Wissel, B., 2005. Macrofaunal distributions and habitat change following winter-spring releases of freshwater into the Breton Sound estuary, Louisiana (USA). *Estuarine, Coastal and Shelf Science,* 65: 319-336.

Safege Cetiis, 2003. *Suivi Environnemental des dragages du terminal conteneurs de Fos. Phase 1. Note préparatoire à la réunion de suivi du Comité de suivi n°3-26.* Port Autonome de Marseille. Report number: N°M905/AI00004. 45 p.

Safege Cetiis, 2005. *Suivi environnemental des dragages du terminal conteneurs de Fos. Phase 1. Rapport de synthèse des mesures.* Port Autonome de Marseille. Report number: N°M905/AI00004. 60 p.

Salas, F., Neto, J.M., Borja, A. and Marques, J.C., 2004. Evaluation of the applicability of a marine biotic index to characterize the status of estuarine ecosystems: the case of Mondego estuary (Portugal). *Ecological Indicators,* 4: 215-255.

Salen-Picard, C., 1981. Evolution d'un peuplement de vase terrigène côtière soumis à des rejets de dragages, dans le Golfe de Fos. *Téthys,* 10 (1): 83-88.

Salen-Picard, C. and Arlhac, D., 2002. Long-term changes in a Mediterranean benthic community: Relationship between the Polychaete assemblages and hydrological variations of the Rhône river. *Estuaries,* 26 (6A): 1121-1130.

Salen-Picard, C., Arlhac, D. and Alliot, E., 2003. Responses of a Mediterranean soft bottom community to short-term (1993-1996) hydrological changes in the Rhone river. *Marine Environmental Research,* 55: 409-427.

Salen-Picard, C., Bellan, G., Bellan-Santini, D., Arlhac, D. and Marquet, R., 1997. Changements à long terme dans une communauté benthique d'un golfe méditérranéen (golfe de Fos). *Oceanologica acta,* 20 (1): 299-310.

Saliot, A., 1994. *Biogéochimie organique marine*. Océanis. 20. 197 p.

Sanders, H.L., 1968. Marine benthic diversity: a comparative study. *American Nature,* 102 (925): 243-282.

Schratzberger, M., Rees, H.L. and Boyd, S.E., 2000. Effects of simulated deposition of dredged material on structure of nematode assemblages - the role of contamination. *Marine Biology,* 4 (137): 613-622.

Sempéré, R., Charrière, B., Van Wanbeke, F. and Cauwet, G., 2000. Carbon inputs of the Rhône river to the Meditteranean Sea: biochemical implications. *Global biochemical cycles,* 14 (2): 669-681.

Shannon, C.E. and Weaver, W., 1949. *The mathematical theory of communication.* University of Illinois, Press, Urbana, IL. 50 p.

Simboura, N., Panayotidis, P. and Papathanassiou, E., 2005. A synthesis of the biological quality elements for the implementation of the European Water Framework in the Mediterrean

ecoregion: the case of Saronikos Gulf. *Ecological Indicators,* 5: 253-266.

Simboura, N. and Zenetos, A., 2002. Benthic indicators to use in ecological quality classification of Mediterranean soft bottom marine ecosystems, including a new benthic index. *Mediterranean Marine Science,* 3/2: 77-11.

Simonini, R., Ansaloni, I., Cavallini, F., Graziosi, F., Iotti, M., Massamba N'Siala, G., Mauri, M., Montanari, G., Preti, M. and Prevedelli, D., 2005. 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.

Tesi, T., Miserocchi, S., Goni, M.A. and Langone, L., 2007. Source, transport and fate of terrestrial organic carbon on the western Mediterranean Sea, Gulf of Lions, France. *Marine chemistry,* 105: 101-117.

Thiel, H., Pfannkuche, O., Scriever, G., Lochte, K., Gooday, H., Hemleben, C., Mantoura, R., Turley, C., Patching, J. and Riemann, F., 1988-1989. Phytodetritus on the deep-sea floor in a central oceanic region of the Northeast Atlantic. *Biological Oceanography,* 6: 203-239.

Thomsen, L.A. and McCave, I.N., 2000. Aggregation processes in the benthic boundary layer at the Celtic Sea continental margin. *Deep Sea Research Part I,* 47: 1389-1404.

Thrush, S., 1991. Spatial patterns in soft-bottom communities. *Trends in Ecology and Evolution,* 6: 75-79.

Thrush, S. and Dayton, P., 2002. Distrubance to marine benthic habitats by trawling and dredging-implications for marine biodiversity. *Annual Review of Ecological Systems,* 33: 449-473.

Todd, C.D., 1998. Larval supply and recruitment of benthic invertebrates: do larvae always disperse as much as we believe? *Hydrobiologia,* 375/376: 1-21.

Ulses, C., Grenz, C., Marsaleix, P., Schaaff, E., Estournel, C., Meulé, S. and Pinazo, C., 2005. Circulation in a semi-enclosed bay under influence of strong freshwater input. *Journal of Marine Systems,* 1-2 (56): 113-132.

Van Dalfsen, R.F., Essink, K., Toxvig Madsen, H., Birklund, J., Romero, J. and Manzanera, M., 2000. Differential responses of macrozoobenthos to marine sand extraction in the north Sea and the western Mediterranean. *ICES Journal of Marine Science,* 57: 1439-1445.

Van Dolah, R.F., Calder, D.R. and Knott, D.M., 1984. Effects of dredging and open-water disposal on benthic macroinvertebrates in south Carolina Estuary. *Estuaries,* 1 (7): 28-37.

Vander Zanden, M.J. and Rasmussen, J.B., 2001. Variation in d15N and d13C trophic fractionation: Implications for aquatic food web studies. *Limnology and Oceanography,* 46 (8): 2061-2066

Vernier, E., 1972. *Recherches sur la dynamique sédimentaire du Golfe de Fos.* Aix-Marseille. 70 p.

Vezzuli, L. and Fabiano, M., 2006. Sediment biochemical and microbial variables for the evaluation of trophic status along the Italian and Albanian continental shelves *Journal of Marine Association of the United Kindom,* 1 (89): 27-37.

Wang, T.F. and Cullinane, K., 2006. The efficiency of European container terminals and implications for supply chain management. *Maritime Economics and Logistics,* 8: 82-99.

Weisberg, S.B., Ranasinghe, J.A., Dauer, D.M., Schaffner, L., Diaz , R. and Frithsen, J., 1997. An estuarine benthic index of biotic integrity (B-BI) for Chesapeake Bay. *Estuaries,* (20): 149-158.

Weisberg, S.B., Thompson, B., Ranasinghe, J.A., Montagne, D.E., Cadien, D.B., Dauer, D.M., Diener, D., Oliver, J., Reish, D.J., Velarde, R.G. and Word, J.Q., 2008. The level of agreement among experts applying best professional judgment to assess the condition of benthic infaunal communities. *Ecological Indicators,* 8 (4): 389-394.

Welker, C., Sdrigotti, E., Covelli, S. and Faganeli, J., 2002. Microphytobenthos in the Gulf of Trieste (Northern Adriatic Sea): Relationship with Labile Sedimentary Organic Matter and Nutrients. *Estuarine, Coastal and Shelf Science,* 2 (55): 259-273.

Wheatcroft, R.A., 2006. Time-series measurements of macrobenthos abundance and sediment bioturbation intensity on a flood-dominated shelf. *Progress in oceanography,* 1 (71): 88-122.

Whitlatch, R.B. and Zajac, R.N., 1985. Biotic interactions among estuarine infaunal opportunistic species. *Marine Ecology Progress Series,* 21: 299-311.

Wilber, D. and Clarke, D., 1998. Estimating secondary production and benthic consumption in monitoring studies: A case of the impacts of dredged material disposal in Galveston Bay, Texas. *Estuaries,* 21 (2): 230-245.

Wilber, D.H., Clarke, D.G. and 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.

Wilson, H., 1991. Sexual reproductive modes in polychaetes: classification and diversity. *Bulletin of Marine Science,* 48 (2): 500-516.

Wlodarska-Kowalczuk, M. and Pearson, T.H., 2004. Soft-bottom macrobenthic faunal associations and factors affecting species distributions in an Arctic glacial fjord (Kongsfjord, Spitsbergen). *Polar Biology,* 27: 155-167.

Wlodarska-Kowalczuk, M., Pearson, T.H. and Kendall, M.A., 2005. Benthic response to chronic natural physical distrubance by glacial sedimentation in an Artic fjord. *Marine Ecology Progress Series,* (303): 31-41.

Wlodarska-Kowalczuk, M., Szymelfenig, M. and Zajackowski, M., 2007. Dynamic sedimentary environments of an Arctic glacier-fed river estuary (Adventfjorden, Svalbard). II: Meio- and macrobenthic fauna. *Estuarine Coastal and Shelf Science,* 74: 274-284.

Woodin, S.A., Lindsay, S.M. and Wethey, D.S., 1995. Process-specific recrutement cues in marine sedimentary systems. *Biological Bulletin,* 189: 49-58.

Woodin, S.A., Marinelli, R.L. and Lindsay, S.M., 1998. Process-specific cues for recruitement in sedimentary environments: Geochemical signals? *Journal of Marine Research,* 56: 535-558.

Younes, W., Bensoussan, N., Romano, J., Arlhac, D. and Lafont, M.G., 2003. Seasonal and interannual variations (1996-2000) of the coastal waters east of the Rhone river mouth as indicated by the SORCOM series. *Oceanologica acta,* 26 (4): 311-321.

Zenetos, A., Christianidis, S., Panucci, M., Simboura, N. and Tziavos, C., 1997. Oceanologic study of an open coastal area in the Ionan Sea with emphasis an its benthic fauna and some zoogeographical remarks. *Oceanologica acta,* 20: 437-451.

Publications & Colloques

RAPPORTS ET PUBLICATIONS

- **Hermand, R.,** Salen-Picard, C., Alliot, E. and 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.

- Salen-Picard C, Darnaude A, Harmelin-Vivien M, **Hermand R,** 2008 *Chapitre 2: Le fonctionnement du fleuve*. *Les apports du Rhône sont-ils importants pour la vie dans les eaux du Golfe du Lion ?*: In Le Rhône en 100 questions. Zone Atelier du Bassin du Rhône. 62-63.

- Harmelin-Vivien, M., Loizeau, V., Mellon, C., Beker, B., Arlhac, D., Bodiguel, X., Ferraton, F., **Hermand, R.**, Philippon, X. and Salen-Picard, C., 2008. Comparison of C and N stable isotope ratios between surface particulate organic matter and microphytoplankton in the Gulf of Lions. (NW Mediterranean). *Continental Shelf Research*, doi:10.1016/j.csr.2008.03.002.

- **Hermand R,** 2006**.** Restauration de la communauté des vases terrigènes côtières à la suite des récents rejets de dragages du port de Fos**.** Essai de mise au point d'une méthode d'estimation de la restauration. Rapport final. *Port Autonome de Marseille : Direction des Opérations et Terminaux Marchandises de Fos, service Aménagement*. 85 pp.

- **Hermand R**, Salen-Picard C, sous presse. Influence des apports du Rhône sur la dynamique de population de *Sternaspis scutata* (Ranzani, 1817) (Annélide : Polychète). *Recueil des actes du Colloque Rhône-Méditerranée.* Marseille- mai 2004.

COMMUNICATIONS ORALES

- **Hermand R,** Salen-Picard C, 2007. Responses of a benthic community to an important sediment input. Case of a « natural » intake against the case of an « anthropic » intake. *European Marine Biology Symposium* - Kiel, Germany - août 2007. 1er Prix "Mars Otto-Kinne Young scientists".

- **Hermand R,** Salen-Picard C, 2007. Diagnostics environnementaux : relations «facteurs biotiques-facteurs abiotiques ». *Congrès de l'école Doctorale Sciences de L'environnement*. Marseille - mars 2007**.**

- **Hermand R,** Salen-Picard C, 2007. Différences dans la réponse d'une communauté benthique méditerranéenne soumise à une sédimentation élevée d'origine naturelle ou anthropique. *Journée d'écologie Fonctionnelle*. Biarritz - mars 2007.

- **Hermand R**, Salen-Picard C, 2004. Influence des apports du Rhône sur la dynamique de population de *Sternaspis scutata* (Ranzani, 1817) (Annélide : Polychète). *Colloque de synthèse Rhône-Méditerranée.* Marseille - mai 2004.

- Bocognano JM, **Hermand R**, 2005. Apports d'une approche scientifique de l'autosurveillance de clapages massifs sur des fonds meubles méditerranéens. Résultats préliminaires. *Colloque : Sciences et technologies marines du futur : un enjeu pour la Méditerranée.* Marseille - mai 2005.

POSTERS

- **Hermand R,** Bocognano JM, Salen-Picard C, 2005. Le Port Autonome de Marseille et le Centre d'Océanologie de Marseille : 30 ans de collaboration pour la protection du milieu marin dans le golfe de Fos, 2ème partie. *Journées portes ouvertes du Centre d'Océanologie de Marseille*. Septembre 2005.

- **Hermand R**, 2006. La gestion de l'environnement passe par la recherche. Un exemple : Le Golfe de Fos, une zone sous l'influence d'un grand fleuve et d'un grand port. *Les Doctoriales du Grand Sud 2006-Carry le Rouet.* Avril 2006.

Annexes

Annexe 1: Protocoles de dosages

Dosage de la calcimétrie

Protocole de décalcification du sédiment et de dosage de la calcimétrie.

Matériel nécessaire

- Tube en verre avec bouchons
- Spatule; pipette; balance de précision; centrifugeuse; vortex
- HCl 1% en vol
- Papier pH
- Eau distillée

Protocole

Acidification

1. Pour chaque prélèvement, placer 100mg environ de sédiment, lyophilisé et broyé dans un tube avec bouchon.
2. Ajouter HCl en quantité suffisante (remplir le tube au ¾).
3. Agiter.
4. Centrifuger 10min–2500tours / min
5. Retirer et jeter le surnageant en enlevant le moins possible de matériel.
6. Recommencer les étapes 2 à 5.
7. Vérifier le pH. Il doit être celui de l'acide chlorhydrique. Si ce n'est pas le cas, répéter les étapes 2 à 5. Si le pH est OK, passer aux étapes suivantes.

Rinçage

8. Réaliser 2 fois les étapes 2 à 5 en remplaçant, HCl par l'eau distillée.
9. À la fin du deuxième rinçage, vérifier le pH. Il doit être celui de l'eau. Si ce n'est pas le cas, répéter le rinçage jusqu'à ce que le pH soit devenu celui de l'eau.

Séchage

10. Mettre les tubes à l'étuve (40°C max) jusqu'à séchage complet.
11. Peser. La différence de poids entre l'étape 1 et cette étape permet de calculer la teneur en $CaCO_3$ (% du poids).

Dosage des pigments

Extraction et Dosage de la chlorophylle *a* sur des sédiments (Plante-Cuny, 1978)

Matériel nécessaire

- Tubes en verre avec bouchons résistants à l'acétone
- Acétone à 90% en volume
- HCl 0,4N
- Spatule
- Pipette Pasteur - Micropipette 100µl
- Balance de précision
- Vortex
- Frigo
- Papier aluminium
- Spectrophotomètre avec 2 cuves en quartz, 1cm

Protocole

1) EXTRACTION :

Préserver toujours les prélèvements à l'abri de la lumière pour limiter la photoxydation de la chlorophylle! Ceci à l'aide du papier aluminium.

- On pèse (par double pesée) environ 1g de sédiment préalablement lyophilisé et homogénéisé.
  NB : pour les stations PA prévoir plutôt environ 1,2 g.
- Dans chaque tube ajouter **10cc** d'acétone à 90%
- Agiter au vortex, vitesse max pendant **20 à 30**s.
- Placer au **frais et à l'obscurité** pendant 12 à 20h pour que l'extraction soit totale. Il faut **agiter une fois au milieu de ce délai** pour homogénéiser à nouveau la préparation.

2) DOSAGE

- Le dosage peut être effectué sans avoir à faire de centrifugation si on **manipule les tubes avec délicatesse** pour ne pas remettre le sédiment en suspension.
- Le dosage s'effectue dans des cuves en quartz de trajet optique 1 cm. Il nécessite trois mesures à des DO différentes :
  - DO à 430 nm : pic d'émission caractéristique de la phéophytine a.
  - DO à 665 nm : pic d'émission caractéristique de la chlorophylle a.
  - DO à 665 nm après acidification. Cette acidification transforme l'ensemble des pigments en phéopigments.
- Préparer un blanc avec de l'acétone 90%
- Effectuer "l'auto zéro" entre 2 cuves d'acétone. Laisser ensuite en place la cuve "blanc" qui fera référence.
- Régler le spectrophotomètre sur DO à 430 nm
- Prélever doucement à l'aide de la pipette Pasteur le "surnageant", le verser dans la cuve en quartz. Effectuer la mesure. Ne pas jeter le surnageant, le remettre dans le tube (sinon, il n'y a pas assez de liquide pour effectuer la suite du dosage). Le temps d'effectuer le reste des mesures, le sédiment se sera redéposer et le liquide sera redevenu clair…
- Régler le Spectrophotomètre sur DO à 665 nm
- Prélever doucement à l'aide de la pipette Pasteur le "surnageant", le verser dans la cuve en quartz. Effectuer la mesure.
- Prélever 30µl d' HCl 0.4N à l'aide de la micropipette. Verser dans le liquide dans la cuve de quartz. Boucher la cuve et agiter quelques secondes.
- Effectuer la mesure à 665nm
- Jeter le contenu de la cuve dans une poubelle "acide".
- Les quantités (µg/g sed. sec) ont ensuite été calculées grâce aux équations suivantes :

$$Chla(\mu g/g) = \frac{26.7(DO_{665} - DO_{665-HCl}) * Vol_{acétone(cm^3)}}{m_{sed.\sec(g)} * trajet - optique_{(cm)}}$$

$$Phéopigments(\mu g/g) = \frac{26.7(1.7 * DO_{665-HCl} - DO) * Vol_{acétone(cm^3)}}{m_{sed.\sec(g)} * trajet - optique_{(cm)}}$$

Avec Chla : Quantité de chlorophylle a

$m_{sed.\sec(g)}$: Masse de sédiment (g)

$Vol_{acétone(cm^3)}$: Volume d'acétone utilisé pour l'extraction

$trajet - optique_{(cm)}$: Trajet optique parcouru par le rayon lumineux d'excitation

Dosage des glucides

Protocole d'extraction et de dosage des glucides, solubles et insolubles (Dubois *et al.*, 1956).

Matériel nécessaire

- Tubes en verre avec bouchons
- Bain Marie; Hotte; étuve
- Balance de précision
- Spatule
- Centrifugeuse
- Phénol 5%
- Acide sulfurique H_2SO_4
- Vortex
- Spectrophotomètre avec 2 cuves en quartz, 1cm et 2 cuves en quartz 0.2cm

Extraction

- Peser environ 80 mg de sédiment sec dans un tube en verre
- Extraction des glucides :
  - Ajouter 5ml d'H_2O distillée
  - Chauffer au bain-marie (100°C) pendant 20minutes
- Centrifugation : 15minutes-2500 tours/minutes

Réaction

- Glucides solubles

  Travail à effectuer sous hotte
  - Prélever 1ml du surnageant
  - Ajouter 1ml de phénol à 5% et 5ml d'H_2SO_4 concentré
  - Agitation
  - Mise à l'obscurité au moins 20 minutes
- Glucides insolubles
  - Jeter le reste du surnageant
  - Séchage à l'étuve (40°C) jusqu'à évaporation totale (environ 18h)

  Travail à effectuer sous hotte
  - Ajouter 1ml d'eau distillée
  - 1ml phénol 5%
  - 5ml H_2SO_4 concentré
  - Mise à l'obscurité au moins 20 minutes
  - Centrifugation 15 minutes-2500 tours par minute

Lecture

- Lecture au spectrophotomètre, longueur d'onde de 490nm. Cuve en quartz de 5cm pour les glucides solubles. Cuve en quartz de 0.2cm pour les glucides insolubles.
- La réalisation de gamme de référence est nécessaire. La gamme est réalisée avec des concentrations croissantes de glucose.
- Les quantités de glucides sont ensuite obtenues par l'équation suivante

$$Glu = \frac{DO}{a} * \frac{t_1}{coeff_{dil}} * \frac{1}{t} * \frac{1000}{m}$$

Avec :

Glu =concentration de glucides (µg d'éq. glucose/mg sed. sec)

DO =absorbance ou Densité Optique

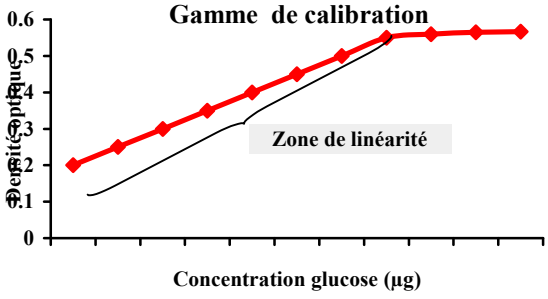
a =coefficient directeur de la droite établie dans la gamme

t_1=trajet optique de la cuve utilisée pour réaliser la gamme (cm)

t =trajet optique de la cuve utilisée pour la mesure (cm)

$coeff_{dil}$ =coefficient de dilution

m =masse du sédiment (mg)



- Les résultats sont exprimés en µg d'éq. glucose par gramme de sédiment sec.

Dosage des protéines

Principe

1. La liaison peptidique est "repérée" par un ion Cu^{2+} (réaction du Biuret) : complexation de Cu^{2+} avec les atomes N de la liaison peptidique. Il se forme un complexe [Cu^{2+}-Acides Aminés (AA)]. Ce complexe étant instable, une réaction d'oxydoréduction se produit en milieu alcalin: le cuivre Cu^{2+} est réduit en Cu^{+} et les résidus acides aminés sont oxydés :

$$Cu^{2+}+(AA_{red}) \rightarrow Cu^{+}+(AA_{ox})$$

2 Le réactif de Folin-Ciocalteu (complexe phosphotungsténique/acide phophomolybdique : $Na_2MoO_4+Na_2WO_4+H_3PO_4$) permet une seconde réaction d'oxydoréduction qui oxyde le cuivre et les AA_{red}. Le réactif de Folin-Ciocalteu est réduit et se colore en bleu.

$$Cu^{+}+\text{réactif Folin-Ciocalteu}_{ox} \rightarrow Cu^{2+}+\text{réactif Folin-Ciocalteu}_{red}$$
(Jaune) (Bleu)

Protocole de dosage des protéines, d'après la méthode de (Lowry *et al.*, 1951)

Réactifs

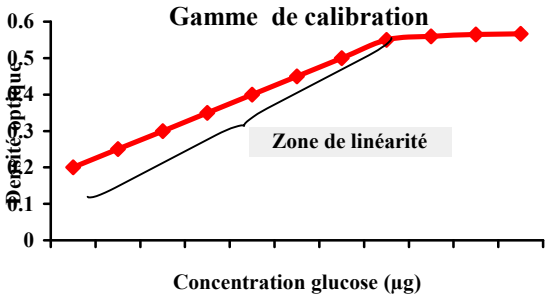
- Solution A : carbonate de sodium anhydre (Na_2CO_3) à 2% dans une solution de soude NaOH, 0.1 N.
- Solution B1 : sulfate de cuivre ($CuSO_4$, $5H_2O$) à 0.5%.
- Solution B2 : tartrate de sodium et potassium à 1% dans l'eau distillée.
- Solution C : 250 ml de solution A+2.5 ml de solution B1+2.5 ml de solution B2.
- Solution D : réactif de Folin-Ciocalteu en solution : 1volume de Folin-Ciocalteu pour 1volume d'eau distillée.

Protocole

- Peser dans un tube environ 80mg de sédiment sec, préalablement broyé et homogénéisé.
- Ajouter 1ml d'eau distillée + 5ml de solution C
- Agiter au vortex
- Laisser reposer 30min à température ambiante
- Ajouter 0.5ml de solution D
- Agitation au vortex
- Laisser reposer 1h30 à température ambiante

Lecture

- Lecture de l'absorbance au spectrophotomètre; longueur d'onde 700nm dans une cuve de 1cm
- La réalisation de gamme de référence est nécessaire. La gamme est réalisée avec des concentrations croissantes d'albumine.



- Les concentrations en protéines sont obtenues

$$\Pr ot = \frac{DO}{a} * \frac{t_1}{coeff_{dil}} * \frac{1}{t} * \frac{1000}{m}$$

Avec : $\Pr ot$ = Concentration en protéines totales
DO =absorbance ou Densité Optique
a =coefficient directeur de la droite établie dans la gamme
t_1 =trajet optique de la cuve utilisée pour réaliser la gamme (cm)
t =trajet optique de la cuve utilisée pour la mesure (cm)
$coeff_{dil}$ =coefficient de dilution
m =masse du sédiment (mg)

- Les résultats sont exprimés en mg d'éq. albumine par gramme de sédiment sec.

Dosage des lipides

Matériel nécessaire

- Tubes en verre avec bouchons
- Bain Marie; Hotte; étuve
- Balance de précision
- Spatule; pipettes
- Centrifugeuse
- Chloroforme
- Méthanol
- Acide sulfurique H_2SO_4
- Vortex
- Spectrophotomètre avec 2 cuves en quartz, 1 cm.

Extraction

- Peser environ 120 mg de sédiment sec dans un tube en verre
  Travail à effectuer sous hotte
- 1ère extraction : l'ensemble des lipides est extrait dans un mélange chloroforme, méthanol eau.
  - Ajouter 1.2ml d'H_2O distillée
  - Ajouter 1.5ml de chloroforme
  - Ajouter3ml méthanol

  Respecter les proportions :
  0.8 vol d'eau; 1 vol Chloroforme; 2 vol méthanol
  - Agitation au vortex
  - Placer à 5°C pendant 10min
  - Centrifugation : 10minutes-3000 tours/minutes
  - Retirer et garder le surnageant par pipetage. Jeter le culot.
- 2ème extraction : les lipides passent dans la phase "chloroforme"
  - Ajouter dans le surnageant 1.5ml de chloroforme
  - Ajouter 1.5ml d'eau distillée
  - Agitation au vortex
  - Centrifugation : 10min–3000 tours/minutes
  - Retirer la phase supérieure "eau-méthanol"
  - Laisser la phase "chloroforme" s'évaporer à l'étuve à 45°C (1 nuit au moins)

Réaction

- Ajouter dans sur les culots secs 2ml d'acide sulfurique concentré
- Maintenir à 200°C pendant 15min. Apparition de la couleur brune.
- Laisser refroidir à environ 2°C
- Placer dans l'eau à température ambiante
- Transférer dans un bac à glace pendant 5min
- Ajouter 3ml d'eau distillée
- Agiter et remettre dans la glace
- Laisser refroidir

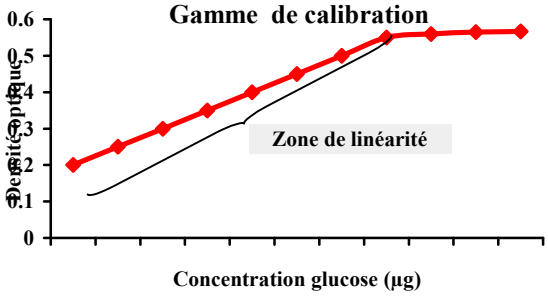
Lecture

- Lecture au spectrophotomètre, longueur d'onde de 360nm. Cuve en quartz de 1cm.
- La réalisation de gamme de référence est nécessaire. La gamme est réalisée avec des concentrations croissantes de d'acide tripalmitique.
- Les quantités de lipides totaux sont ensuite obtenues par l'équation suivante

$$Lip = \frac{DO}{a} * \frac{t_1}{coeff_{dil}} * \frac{1}{t} * \frac{1000}{m}$$

Avec :

Lip =concentration de lipides (µg d'éq. d'ac. tripalmitique/mg sed. sec)
DO =absorbance ou Densité Optique
a =coefficient directeur de la droite établie dans la gamme
t_1=trajet optique de la cuve utilisée pour réaliser la gamme (cm)
t =trajet optique de la cuve utilisée pour la mesure (cm)
$coeff_{dil}$ =coefficient de dilution
m =masse du sédiment (mg)



Les résultats sont exprimés en µg d'éq. d'acide tripalmitique par gramme de sédiment sec.

Annexe 2 : Données faunistiques

Classification des espèces

Tableau Annexes I:: Liste des taxa échantillonnés et classification succinte.

Espèces	Classe	Famille	Embrancheme
Abra alba (Wood W., 1802)	Bivalvia	Semelidae	Mollusca
Abra nitida (O. F. Müller, 1776)	Bivalvia	Semelidae	Mollusca
Adamsia carciniopados (Otto, 1823)	Actiniaria	Hormathiidae	Cnidaria
Alpheus glaber Olivi, 1792	Decapoda	Décapode	Arthropoda
Ampelisca diadema (Costa, 1853)	Amphipoda	Ampeliscidae	Arthropoda
Ampelisca gibba Sars, 1882	Amphipoda	Ampeliscidae	Arthropoda
Ampelisca ruffoi Bellan-Santini & Kaim-Malka, 1977	Amphipoda	Ampeliscidae	Arthropoda
Ampelisca sp. Kröyer, 1842	Amphipoda	Ampeliscidae	Arthropoda
Ampelisca spinipes Boeck, 1861	Amphipoda	Ampeliscidae	Arthropoda
Ampelisca tenuicornis Liljeborg, 1855	Amphipoda	Ampeliscidae	Arthropoda
Ampelisca truncata Bellan-Santini & Kaim-Malka, 1977	Amphipoda	Ampeliscidae	Arthropoda
Ampelisca typica (Bate, 1856)	Amphipoda	Ampeliscidae	Arthropoda
Ampelisca vervecei Bellan-Santini & Kaim-Malka, 1977	Amphipoda	Ampeliscidae	Arthropoda
Ampharete acutifrons Grube, 1860	Polychaeta	Ampharetidae	Annelida
Amphicteis gunneri (M. Sars, 1835)	Polychaeta	Ampharetidae	Annelida
Amphiura chiajei Forbes, 1843	Stelloroidae	Amphiuridae	Echinodermata
Amphiura filiformis (O.F. Müller, 1776)	Stelloroidae	Amphiuridae	Echinodermata
Anapagurus petiti Dechancé & Forest, 1962	Decapoda	Paguridae	Arthropoda
Anapagurus sp. Henderson, 1887	Decapoda	Paguridae	Arthropoda
Ancystrosyllis groenlandica Mc Intosh, 1879	Polychaeta	Pilargiidae	Annelida
Anobothrus gracilis Malmgren, 1865	Polychaeta	Ampharetidae	Annelida
Aonides oxycephala Sars, 1862	Polychaeta	Spionidae	Annelida
Aricidea claudiae Laubier, 1967	Polychaeta	Paraonidae	Annelida
Aricidea suecica meridionalis Laubier & Ramos, 1974	Polychaeta	Paraonidae	Annelida
Astropecten sp. Gray, 1840	Paxillosida	Astropectinidae	Echinodermata
Athanas nitescens (Leach, 1814)	Decapoda	Alpheidae	Arthropoda
Audouinia tentaculata Montagu, 1808	Polychaeta	Cirratulidae	Annelida
Axinulus croulinensis Jeffreys, 1847	Bivalvia	Thyasiridae	Mollusca
Balanoglossus clavigerus delle Chiaje, 1829	Enteropneusta	Ptychoderidae	Hemichordata
Brissopsis lyrifera (Forbes, 1841)	Echinoidae	Brissidae	Echinodermata
Callianassa truncata Giard & Bonnier, 1890	Decapoda	Callianassidae	Arthropoda

Espèces	Classe	Famille	Embranchement
Cardium paucicostatum Linnaeus, 1758	Bivalvia	Cardiidae	Mollusca
Chaetozone cf. setosa Malmgren, 1867	Polychaeta	Cirratulidae	Annelida
Chaetozone sp. Malmgren, 1867	Polychaeta	Cirratulidae	Annelida
Chlamys opercularis (Linnaeus, 1758)	Bivalvia	Pectinidae	Mollusca
Chone sp. Kröyer, 1856	Polychaeta	Sabellidae	Annelida
Cirratulus cirratus (O. F. Müller, 1776)	Polychaeta	Cirratulidae	Annelida
Clymene gracilis Sars, 1861	Polychaeta	Maldanidae	Annelida
Corbula gibba Olivi, 1792	Pelecypode	Corbulidae	Mollusca
Corophium sp. Latreille, 1806	Amphipoda	Corophiidae	Arthropoda
Cossura sp. Webster & Benedict, 1887	Polychaeta	Cossuridae	Annelida
Cumacea sp. Kröyer, 1846	Peracarida	Peracarida	Arthropoda
Cylichna cylindracea (Pennant, 1777)	Gastropoda	Cylichnidae	Mollusca
Diastylis sp. Kröyer, 1846	Peracarida	Peracarida	Arthropoda
Diplocirrus glaucus Malmgren, 1867	Polychaeta	Flabelligeridae	Annelida
Ditrupa arietina (O. F. Müller, 1776)	Polychaeta	Sabellidae	Annelida
Dorvillea sp. Parfitt, 1866	Polychaeta	Dorvilleidae	Annelida
Drilonereis filum Claparède, 1868	Polychaeta	Arabellidae	Annelida
Ebalia granulosa H. Milne-Edwards, 1837	Decapoda	Leucosiidae	Arthropoda
Ensis ensis Schumacher, 1817 ou Ensis ensis (Linnaeus, 1758)	Cultellidae	Pharidae (genre	Mollusca
Euchone sp. Malmgren, 1866	Polychaeta	Sabellidae	Annelida
Euchone sp1 Malmgren, 1866	Polychaeta	Sabellidae	Annelida
Euchone sp2 Malmgren, 1866	Polychaeta	Sabellidae	Annelida
Eusirus longipes Boeck, 1861	Amphipoda	Eusiridae	Arthropoda
Eusirus sp. Kroyer, 1845	Amphipoda	Eusiridae	Arthropoda
Exogone verugera (Claparède, 1868)	Polychaeta	Syllidae	Annelida
Glycera alba O.F. Müller 1776	Polychaeta	Glyceridae	Annelida
Glycera rouxii Audouin et M.-Edwards, 1833	Polychaeta	Glyceridae	Annelida
Glycinde nordmanni (Malmgren, 1865)	Polychaeta	Goniadidae	Annelida
Glyphohesione klatti Friedrich, 1950	Polychaeta	Pilargiidae	Annelida
Gnathia sp. Leach, 1814	Isopoda	Gnathiidae	Arthropoda
Golfingia elongata (Keferstein, 1862)	Golfingiida	Golfingiidae	Siponcula
Goneplax rhomboides Linnaeus, 1758	Malacostraca	Goneplacidae	Arthropoda
Goniada maculata Oersted, 1843	Polychaeta	Goniadidae	Annelida
Harpinia antennaria Meinert, 1890	Amphipoda	Phoxocephalidae	Arthropoda
Harpinia crenulata (Boeck, 1871)	Amphipoda	Phoxocephalidae	Arthropoda
Harpinia dellavallei Chevreux, 1910	Amphipoda	Phoxocephalidae	Arthropoda
Hesionidae ind Sars, 1862	Polychaeta	Hesionidae	Annelida
Heteromastus filiformis Claparède, 1864	Polychaeta	Capitellidae	Annelida

Espèces	Classe	Famille	Embranchement
Hippomedon bidentatus Chevreux, 1903	Amphipoda	Lysianassidae	Arthropoda
Jaxea nocturna Nardo, 1847	Decapoda	Laomediidae	Arthropoda
Labidoplax digitata (Montagu, 1815)	Holothurie	Synaptidae	Echinodermata
Laonice cirrata Sars, 1851	Polychaeta	Spionidae	Annelida
Leanira yhleni Malmgren, 1867	Polychaeta	Sigalionidae	Annelida
Leiochone clypeata Saint-Joseph, 1894	Polychaeta	Maldanidae	Annelida
Leptocheirus pectinatus (Norman, 1869)	Amphipoda	Aoridae	Arthropoda
Leucon (Leucon) mediterraneus Sars, 1878	Cumacea	Leuconidae	Arthropoda
Leucothoe lilljeborgi Boeck, 1861	Amphipoda	Leucothoidae	Arthropoda
Leucothoe pachycera Della Valle, 1893	Amphipoda	Leucothoidae	Arthropoda
Levinsenia gracilis Tauber, 1879	Polychaeta	Paraonidae	Annelida
Levinsenia sp. Mesnil, 1897	Polychaeta	Paraonidae	Annelida
Litocorsa stremma Pearson, 1970	Polychaeta	Pilargiidae	Annelida
Lumbrineris cf. nonatoi (Ramos, 1976)	Polychaeta	Lumbrineridae	Annelida
Lumbrineris fragilis Müller, 1776	Polychaeta	Lumbrineridae	Annelida
Lumbrineris latreilli Audouin & Edwards, 1834	Polychaeta	Lumbrineridae	Annelida
Maera grossimana (Montagu, 1808)	Amphipoda	Melitidae	Arthropoda
Maera schmidtii Stephensen, 1915	Amphipoda	Melitidae	Arthropoda
Magelona alleni Wilson, 1958	Polychaeta	Magelonidae	Annelida
Magelona cf. minuta Eliason, 1962	Polychaeta	Magelonidae	Annelida
Magelona wilsonni Glémarec, 1966	Polychaeta	Magelonidae	Annelida
Malmgreniella lunulata (Delle Chiaje, 1830)	Polychaeta	Polynoidae	Annelida
Marphysa kinbergi McIntosh, 1910	Polychaeta	Eunicidae	Annelida
Mediomastus sp. Hartmann, 1944	Polychaeta	Capitellidae	Annelida
Melinna monoceroides Fauvel, 1936	Polychaeta	Ampharetidae	Annelida
Metaphoxus simplex (Bate, 1857)	Amphipoda	Phoxocephalidae	Arthropoda
Monoculodes acutipes Ledoyer, 1983	Amphipoda	Oedicerotidae	Arthropoda
Monoculodes carinatus (Bate, 1857)	Amphipoda	Oedicerotidae	Arthropoda
Monoculodes giblosus Chevreux, 1888	Amphipoda	Oedicerotidae	Arthropoda
Monoculodes griseus (Della Valle, 1893)	Amphipoda	Oedicerotidae	Arthropoda
Montacuta ferruginosa (Montagu, 1808)	Bivalvia	Montacutidae	Mollusca
Monticellina dorsobranchialis (Kirkegaard, 1959)	Polychaeta	Cirratulidae	Annelida
Monticellina heterochaeta Laubier, 1961	Polychaeta	Cirratulidae	Annelida
Myriochele heeri Malmgren, 1867	Polychaeta	Oweniidae	Annelida
Myrtea spinifera Montagu, 1803	Bivalvia	Lucinidae	Mollusca
Mysella bidentata (Montagu, 1803)	Bivalvia	Montacutidae	Mollusca
Nassarius pygmaeus (Lamarck, 1822)	Neogastropoda	Nassariidae	Mollusca
Nephtys hombergii Savigny, 1818	Polychaeta	Nephtyidae	Annelida

Espèces	Classe	Famille	Embranchement
Nephtys hystricis Mac Intosh, 1908	Polychaeta	Nephtyidae	Annelida
Nereis longissima Johnston, 1840	Polychaeta	Nereidae	Annelida
Nerinides tridentata Southern, 1914	Polychaeta	Spionidae	Annelida
Ninoe armoricana Glémarec, 1968	Polychaeta	Lumbrineridae	Annelida
Notomastus latericeus Sars, 1851	Polychaeta	Capitellidae	Annelida
Nucula sulcata Bronn, 1831	Pelecypode	Nuculidae	Mollusca
Oedicerotidae cf. westwoodilla Bate, 1862	Amphipoda	Oedicerotidae	Arthropoda
Ophiodromus flexuosus Chiaje, 1827	Polychaeta	Hesionidae	Annelida
Ophiura ophiura (Linnaeus, 1758)	Stelloroidae	Ophiuridae	Echinodermata
Pandora pinna (Montagu, 1803)	Pholadomyoid	Pandoridae	Mollusca
Paralacydonia paradoxa Fauvel, 1913	Polychaeta	Paralacydoniidae	Annelida
Paraphoxus oculatus (Sars, 1879)	Amphipoda	Amphipodes ind	Arthropoda
Paraprionospio pinnata (Ehlers, 1901)	Polychaeta	Spionidae	Annelida
Perioculodes aequimanus (Korssman, 1880)	Amphipoda	Oedicerotidae	Arthropoda
Perioculodes cf. longimanus (Bate & Westwood, 1868)	Amphipoda	Oedicerotidae	Arthropoda
Phascolion (Phascolion) strombi (Montagu, 1804)	Golfingiida	Phascolionidae	Siponcula
Photis longicauda (Bate & Westwood, 1862)	Amphipoda	Caprellidae	Arthropoda
Phtisica marina Slabber, 1749	Amphipoda	Phtisicidae	Arthropoda
Pilargis verrucosa de Saint Joseph, 1899	Polychaeta	Pilargiidae	Annelida
Podoprion ruffoi Lowry & Stoddart, 1996	Amphipoda	Lysianassidae	Arthropoda
Poecilochaetus serpens Allen, 1904	Polychaeta	Poecilochaetidae	Annelida
Polycirrus haematodes (Claparède, 1864)	Polychaeta	Terebellidae	Annelida
Prionospio cirrifera Wiren, 1883	Polychaeta	Spionidae	Annelida
Prionospio dubia Day, 1961	Polychaeta	Spionidae	Annelida
Prionospio ehlersi Fauvel, 1928	Polychaeta	Spionidae	Annelida
Prionospio fallax Söderström, 1920	Polychaeta	Spionidae	Annelida
Protodorvillea kefersteini (McIntosh, 1869)	Polychaeta	Dorvilleidae	Annelida
Sabellides octocirrata (M. Sars, 1835)	Polychaeta	Ampharetidae	Annelida
Scalibregma inflatum Rathke, 1843	Polychaeta	Scalibregmidae	Annelida
Scoletoma emandibla mabiti (Ramos, 1976)	Polychaeta	Lumbrineridae	Annelida
Solenocera membranacea Risso, 1816	Decapoda	Solenoceridae	Arthropoda
Solenocurtus antiquatus Da Costa,1778	Decapoda	Solenoceridae	Arthropoda
Spio decoratus Bobretzky, 1871	Polychaeta	Spionidae	Annelida
Spio multioculata Rioja, 1918	Polychaeta	Spionidae	Annelida
Spiophanes kroyeri reyssi Laubier, 1964	Polychaeta	Spionidae	Annelida
Spisula subtruncata (da Costa, 1778)	Bivalvia	Mactridae	Mollusca
Sternaspis scutata Ranzani, 1817	Polychaeta	Sternaspidae	Annelida
Synchelidium intermedium Sars, 1892	Amphipoda	Oedicerotidae	Arthropoda

Espèces	Classe	Famille	Embrancheme
Terebellides stroemi Sars, 1835	Polychaeta	Terebellidae	Annelida
Monticellina tesselata (Hartman, 1960)	Polychaeta	Cirratulidae	Annelida
Tharyx multibranchiis (Grube, 1863)	Polychaeta	Cirratulidae	Annelida
Thracia convexa (Wood W., 1815)	Bivalvia	Thraciidae	Mollusca
Thyasira flexuosa Montagu, 1803	Bivalvia	Thyasiridae	Mollusca
Thysanocardia procera Mobius, 1875	Golfingiida	Golfingiidae	Siponcula
Trachythyone elongata Düben & Koren, 1846	Dendrochirotid	Cucumariidae	Echinodermata
Trachythyone tergestina (M. Sars, 1857)	Dendrochirotid	Cucumariidae	Echinodermata
Turritella tricarinata Brocchi, 1814	Gastropoda	Turitellidae	Mollusca
Urothoe pulchella (Costa, 1853)	Amphipoda	Urothoidae	Arthropoda
Virgularia mirabilis (Müller, 1776)	Anthozoaire	Virgulariidae	Cnidaria
Westwoodilla rectirostris (Della Valle, 1893)	Amphipoda	Oedicerotidae	Arthropoda

Nombre d'espèces identifiées

Tableau Annexes II : Liste des taxa et nombre total indentifiés par station sur l'ensemble des campgnes de mesures effectuées entre mars 2004 et juillet 2006.

Taxa	SLT Fos	PA	SLT Rhône
Abra alba	22	7	12
Abra ind	26	11	1
Abra nitida	297	290	317
Actinia ind	5	7	2
Adamsia carciniopados	5		
Alpheus glaber	30	32	26
Ampelisca cf. ruffoi	1		
Ampelisca cf. spinipes	1		
Ampelisca cf. termincorius		3	
Ampelisca cf. truncata	2	3	5
Ampelisca cf. typica	2	3	3
Ampelisca diadema	2	22	8
Ampelisca gibba	1		
Ampelisca ruffoi	2	35	
Ampelisca sp.	2	14	23
Ampelisca spinipes			2
Ampelisca truncata	20	7	8
Ampelisca typica	36	83	21
Ampelisca verveceі			1
Ampharete acutifrons	11	40	15
Ampharetidae ind	3	16	6
Amphicteis gunneri		3	
Amphilochidae	5		
Amphipoda ind	36	57	64
Amphiura chiajei		32	
Amphiura filiformis	1	13	1
Anapagurus petiti		2	
Anapagurus sp.	6	2	
Ancystrosyllis groenlandica	17	19	5
Anobothrus gracilis	74	1029	596
Aphroditidae ind juv		1	1

Taxa	SLT Fos	PA	SLT Rhône
Aplacophores	7	23	4
Apseudes ind	167	35	88
Aricidea claudiae	795	1749	3100
Aricidea sp1	15	178	4
Aricidea sp2		4	2
Aricidea suecica meridionalis	19	50	11
Astropecten sp.		1	
Athanas nitescens	2		1
Athanas sp.			3
Audouinia tentaculata	4	27	
Balanoglossus clavigerus		1	
Bivalves ind	3	60	9
Brachyura post-larves	1	2	2
Brissopsis lyrifera	2	20	4
Callianassa truncata	53	38	42
Cardium ind juv	11	26	6
Cardium paucicostatum		2	2
Chaetopteridae ind	5	48	7
Chaetozone cf. setosa	389	218	269
Chaetozone sp.	22	33	16
Chlamys opercularis		1	
Chone sp.	21	94	29
Cirratulidae ind	41	47	29
Cirratulus cirratus		1	
Clymene gracilis	2	23	2
Copepoda ind	55	297	43
Corbula gibba	1	56	1
Corophium sp.		1	1
Cossura sp.	385	1628	3096
Crustaceae post-larves	3	3	3
Cultellus tenuis	5	41	

Taxa	SLT Fos	PA	SLT Rhône
Cumacea sp.			2
Cuspidaria ind		1	
Cylichna cylindracea		2	
*Decapoda i*nd	6	3	14
Decapoda post-larves		14	
Diastylis sp.	1		
Diplocirrus glaucus	44	147	35
Ditrupa arietina		1	
Dorvillea keferstenia		2	
Dorvillea sp.			
Dorvilleidae ind			
Drilonereis filum	6	2	1
Ebalia granulosa			1
Edwardsia callimporpha	2	39	6
Euchone sp.	7	89	16
Euchone sp1	10	66	23
*Euchone s*p2		2	1
Eusirus longipes	1	2	1
Eusirus sp.		1	
Exogone verugera		3	
Exogoninae ind		1	
*Flabelligeridae i*nd	2	13	
Gammaridae ind			1
*Gasteropode i*nd		6	
*Gasteropode s*p.2		1	19
Gasteropode sp.3	1	5	
Gasteropode sp.4	2		1
Glycera alba	16	42	14
Glycera ind juv	2		1
Glycera rouxii	148	333	221
Glycinde nordmanni		3	
Gnathia sp.		7	1
Gobiidae	1	1	
Golfingia elongata			

Taxa	SLT Fos	PA	SLT Rhône
Goneplax rhomboides	22	26	33
Goniada maculata	107	185	270
Harmothoe ind	22	42	33
Harmothoe lunulata	6	14	16
Harpina sp.	11		
Harpinia antennaria	172	9	2
Harpinia cf. crenulata		1	
Harpinia crenulata	19	4	
Harpinia dellavallei	238	5	1
Hesionidae ind	45	71	51
Heteromastus filiformis	279	372	918
Hippomedon bidentatus	1	1	1
Holothuroidea juv		9	1
Jaxea nocturna	19	11	12
Laonice cirrata	123	2755	348
Lapidoplax digitata	25	15	48
Leanira yhleni	13	32	13
Leiochone clypeata		2	
Leptocheirus pectinatus	13	31	19
Leptocheirus sp.			2
Leptocheirus sp.1		1	
Leucon (Leucon) mediterraneus	1428	1495	1734
Leucothoe lilljeborgi	2	25	10
Leucothoe pachycera		2	
Levinsenia gracilis	8	16	1
Levinsenia sp.	3090	2905	1020
Litocorsa stremma		4	
Lumbrineris cf. nonatoi	3	34	7
Lumbrineris fragilis	14	37	
Lumbrineris latreilli	152	3342	1015
Lumbrineris sp.			2
Lysianassidae		1	
Maera grossimana	2		
Maera schmidtii	5	4	3

Taxa	SLT Fos	PA	SLT Rhône
Magelona alleni	6	72	20
Magelona cf. minuta	175	966	377
Magelona wilsonni	3	15	5
Maldanidae ind	1	11	
Marphysa kinbergi		6	
Mediomastus sp.	1	5	8
Melinna monoceroides	1	4	1
Metaphoxus simplex	12		
Monoculodes acutipes			6
Monoculodes carinatus		1	
Monoculodes carinatus	1	7	6
Monoculodes giblosus	2	2	1
Monoculodes griseus		1	
Montacuta ferruginosa		8	
Monticellina dorsobranchialis	347	249	358
Monticellina heterochaeta	361	563	761
Monticellina sp1	192	75	145
Myriochele heeri	9	109	3
Myrtea spinifera		1	
Mysella bidentata	4	126	18
Mysida ind	6	15	19
Nassarius pygmaeus	22		1
*Natica i*nd juv		1	
*Nematoda i*nd	15	19	86
*Nemertina i*nd	286	967	649
Nephtys hystricis	129	173	170
Nephtys sp1	2	24	20
Nereis ind		1	
Nereis ind juv		4	
Nereis longissima	3	34	29
Nerinides tridentata	97	112	32
Ninoe armoricana	115	118	99
Notomastus latericeus	9	6	18
Nucula sulcata	15	23	6

Taxa	SLT Fos	PA	SLT Rhône
Odontostomia ruffa	120	198	608
Oedicerotidae	6		
Oedicerotidae cf. westwoodilla		1	
Oedicerotidae sp.		1	
Oligochaeta ind	2	6	73
*Opheliidae i*nd	36	82	33
Ophiodromus flexuosus	9	32	12
Ophiuridae ind	6	80	17
Ostracoda ind		2	
Pandora pinna		1	
Paralacydonia paradoxa	6	47	5
Paraonidae ind	4	10	1
Paraphoxus oculatus	48	2	
Paraprionospio pinnata	18	41	14
Pectinaria ind		5	
Pennatulacea ind		3	
Perioculodes aequimanus	3	3	
Perioculodes cf. longimanus			1
Phascolion (Phascolion) strombi	1	0	
Philine sp.	1	18	
Philocheras sp.	4	2	
Phoronida		20	
Photis longicauda		2	
Phoxocephalidae ind	32		1
Phtisica marina		1	
Phyllodocidae ind	1	19	3
Pilargis verrucosa	1	8	2
Platyhelminthes ind	4	20	2
Podoprion ruffoi	1	2	
Poecilochaetus serpens	142	148	110
Polycirrus haematodes	1	4	2
*Polycirrus s*p1	2	58	1
Polycirrus sp2	3	11	9
Polydora ind	4	14	3

Taxa	SLT Fos	PA	SLT Rhône
Prionospio cirrifera	1045	1095	758
Prionospio dubia	167	262	95
Prionospio ehlersi	223	96	101
Prionospio fallax	1388	1622	1251
*Prionospio i*nd juv	7	4	4
Processa ind	14	12	20
Sabellidae ind	3	7	8
Sabellides octocirrata	1		1
Scalibregma inflatum	1		
Scaphopoda	8	63	11
Scionella sp.		8	1
Scoletoma emandibla mabiti	64	261	64
Sipuncula ind.	1	16	1
Sipunculus sp.			1
Solenocera membranacea	8		
Solenocurtus antiquatus			
Spatangidae ind juv		1	
Sphaerodoridae ind			
Sphaerosyllis sp.			1
Spio decoratus		4	
Spio multioculata	4		1
*Spionidae i*nd	1	9	5
Spiophanes kroyeri reyssi	12	24	2
Spisula subtruncata		1	
Sternaspis scutata	1048	3445	2347
Sycon sp.			1
Synchelidium haplocheles=Synchelidium intermedium	2		
Synchelidium sp.	2		
Synelmis klatti=Glyphohesione klatti	9	3	7
Tanaïdacae ind	5	8	23
Tellina ind juv	43		3
Terebellides stroemi	7	47	7
Tharyx cf tesselata	1	14	11
Tharyx multibranchiis	3	8	2
Thracia convexa		8	
Thyasira croulinensis	280	749	525
Thyasira flexuosa	5	16	23
Thysanocardia procera	12	50	12
Trachythyone elongata		1	
Trachythyone tergestina	5	2	
Turritella tricarinata	3		
Upogebia ind	5	1	4
Urothoe pulchella		1	
Virgularia mirabilis		10	
Westwoodilla rectirostris	12	17	5
Total	**15342**	**31099**	**22839**

Annexe 3 :Régressions multiples.

Tableau Annexes III : Résultats des régressions multiples.

Variables dépendantes	N	Variables explicatives	β	B	p	0rdonnée à l'origine			Qualité de l'ajustement				
						Valeur	Significativit Erreur-type	p	R^2	F dl	F	p	Erreur-type de l'estimation
Laonice cirrata (%)	88	Porosité	-0,43	-839,8	***	1351,8	264,5	***	0,38	2;85	25,97	***	2,81
		Chl*a* ac	0,40	9,9	***								
Sternaspis scutata (%)	93	Chl*a* ac	0,33	16,2	***	-3,5	2,7	ns	0,24	2;90	13,90	***	6,23
		BPC (µg/g)	0,33	$2,0.10^{-3}$	***								
Dépositivores de sub-surface profonds (%)	89	BPC (µg/g)	0,43	$6,2.10^{-4}$	***	-1,6	2,1	ns	0,29	2;82	17,37	***	4,67
		Chl*a* ac	0,28	12,01	***								
Prionospio fallax (%)	90	Porosité	0,32	467,5	**	-743,3	330,1	*	0,12	4;85	2,96	ns	2,73
		BPC (µg/g)	-0,31	$-1,0.10^{-3}$	**								
		Capacité	0,24	3,3	*								
		Chl*a* ac	0,19	-0,2	ns								
Leucon (Leucon) mediterraneus (%)	83	Porosité	0,46	875,6	***	-1401,5	301,5	***	0,21	1;81	21,83	***	2,94
Levinsenia sp. (%)	88	BPC (µg/g)	-0,62	-10^{-2}	***	-2440,6	844,9	***	0,25	4;83	7,02	***	6,94
		Porosité	0,38	1534,6	*								
		Capacité	0,14	5,4	ns								
		Chl*a* ac	-0,11	-5,8	ns								
Dépositivores surface (%)	90	Porosité	-0,34	-1346,5	***	2193,3	616,1	***	0,16	2;87	8,41	**	7,00
		Chl*a* ac	0,18	9,4	ns								
Lumbrineris latreilli (%)	93	Porosité	-0,37	-949,1	**	1535,17	492,7	**	0,29	3;89	11,94	***	4,31
		BPC (µg/g)	-0,18	-1.10^{-3}	ns								
		Capacité	0,13	3,2	ns								
Densité totale (ind/0,1m²)	91	Porosité	-0,36	45882,1	**	73242,7	24971,0	**	0,09	2;88	4,37	*	243,44
		BPC (µg/g)	0,21	0,1	ns								
Nombre de taxa /0,1m²	89	Porosité	-0,64	-3396,0	***	5524,0	698,0	***	0,44	2;86	33,71	***	7,71
		Chl*a* ac	-0,28	-20,4	***								
Cossura sp (%)	93	BPC (µg/g)	0,44	$3,0.10^{-3}$	***	1474,8	720,0	*	0,12	3;89	4,06	**	6,29
		Porosité	-0,27	-918,6	*								
		Capacité	-0,13	-4,24	ns								
Indice de Shannon	93	Chl*a* ac	-0,33	-0,6	***	42,8	23,0	ns	0,27	3;86	10,43	***	0,21
		BPC (µg/g)	-0,25	-1.10^{-4}	*								
		Porosité	-0,19	-23,6	ns								
Prionospio cirrifera (%)	85	Chl*a* ac	-0,24	-4,2	*	6,9	1,1	***	0,15	3;81	4,71	**	2,38
		Capacité	-0,20	-2,5	ns								
		BPC (µg/g)	-0,13	$-4,4.10^{-4}$	ns								
Dépositivores de sub-surface superficiels (%)	93	Chl*a* ac	-0,25	-16,8	*	47,3	3,9	***	0,15	3;89	5,25	**	8,77
		BPC (µg/g)	-0,20	$-2,3.10^{-3}$	*								
		Capacité	-0,13	-5,9	ns								
Aricidea claudiae (%)	88	BPC (µg/g)	0,68	$4,0.10^{-3}$	***	1215,4	436,0	**	0,37	4;83	12,55	***	3,59
		Porosité	-0,33	-755,2	***								
		Chl*a* ac	-0,32	-9,8	***								
		Capacité	-0,26	-5,6	***								
Carnivores (%)	93	Porosité	0,20	623,5	ns	-981,7	510,7	*	0,08	2;90	4,18	*	5,89
		Chl*a* ac	-0,20	-8,3	ns								
Suspensivores filtreurs (%)	93	Capacité	0,23	2,7	*	4,9	1,1	***	0,08	3;89	2,55	ns	2,43
		Chl*a* ac	0,12	2,08	ns								
		BPC (µg/g)	-0,11	$-3,2.10^{-4}$	ns								

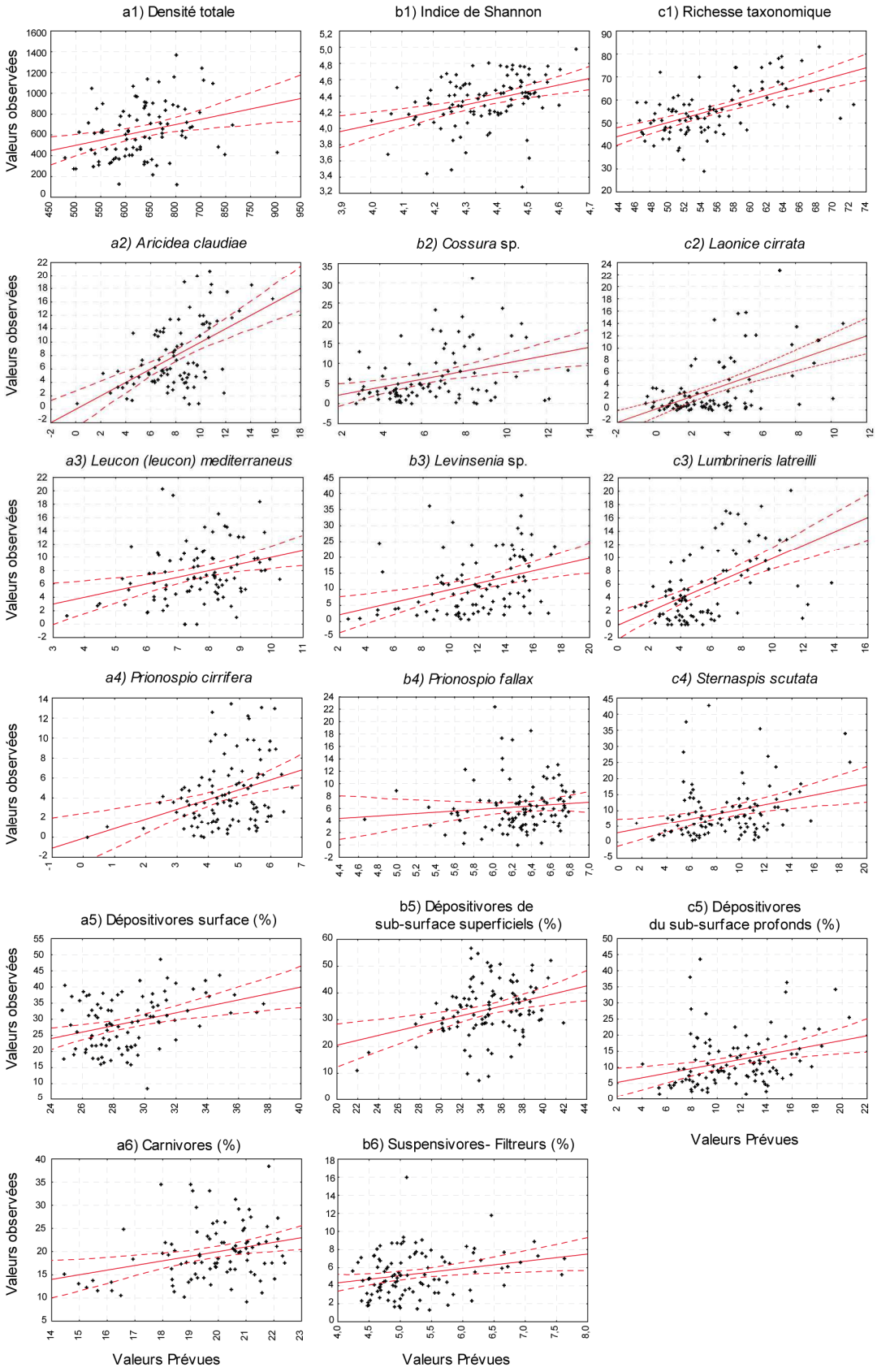


Figure Annexes 1 : Résultats des régressions multiples. Graphes montrant la relation entre les valeurs observées (en ordonnées) et les valeurs prévues par l'ajustement (en abscisses) pour l'ensemble des paramètres faunistiques retenus.

Association Bernard Gregory
www.abg.asso.fr

Annexe 4 : Le nouveau chapitre de la thèse

Valorisation des compétences
"Un nouveau chapitre de la thèse ®"

HERMAND Rachel

École doctorale : Sciences de l'Environnement
Biosciences de l'Environnement, Chimie et Santé, option milieu marin
Juin 2007

Organisme d'accueil :
Université Aix-Marseille II –
Centre d'Océanologie de Marseille.
UMR CNRS 6540 DIMAR
Station Marine d'Endoume
Chemin de la Batterie des Lions

Nom du "mentor": Catherine ECHENNE-PLACA, Holistic Consultant

FOS 2XL : Agrandissement des terminaux conteneurs des bassins ouest du Port Autonome de Marseille.



Porte-conteneur. Terminal Conteneurs de Fos-sur-Mer (Port Autonome de Marseille)

Titre de la thèse : Restauration et dynamique d'une communauté marine soumises à d'importants apports sédimentaires allochtones (apports d'un fleuve; rejets de dragages). Essai de mise au point d'un outil de suivi environnemental

Nom du directeur de thèse : Dr SALEN-PICARD Chantal - CNRS
Partenaires financiers : Région Provence-Alpes-Côte-D'azur; Port Autonome de Marseille
Date probable de soutenance : Novembre 2007

Cadre général et enjeux

Présentation

Enjeux scientifiques

Je réalise une thèse en biologie marine et plus précisément sur le fonctionnement des écosystèmes côtiers. Cette thèse vise à apporter des réponses à deux questions principales:

1. Les invertébrés benthiques marins (qui vivent sur/dans les fonds marins) sont utilisés dans le cadre de la loi Cadre Eau Européenne comme outil de diagnostic de la qualité des milieux côtiers et estuariens. Cependant, il persiste des incertitudes quant aux éventuelles relations existant la qualité de la matière organique sédimentaire et la faune autochtone. Ces relations existent-elles ? Si oui, quelle est leur nature ?
2. En zone côtière, les fleuves assurent des apports importants de ressources mais entraînent également une sédimentation importante. Quelles sont alors les réactions des communautés benthiques soumises à une perturbation du type "sédimentation élevée"?

Enjeux économiques et techniques

Ce travail s'inscrit dans un cadre particulier qui lui confère un intérêt économique non négligeable: Il concerne des travaux d'aménagement portuaire réalisés sur la côte méditerranéenne en 2003 par le Port Autonome de Marseille. Ces aménagements ont nécessité la réalisation d'importants dragages. Les travaux de dragages représentent pour les installations portuaires un enjeu économique majeur puisqu'ils conditionnent souvent le maintien des activités. En Europe, en 2004, plus de 110.10^6tonnes (poids sec) de sédiment ont été immergées en mer. Cependant, les phénomènes mis en jeu dans la restauration du milieu sur les sites de dépôts sont très peu étudiés. Dans ce contexte ma thèse avait deux objectifs principaux :

1. Apporter une expertise scientifique au maître d'ouvrage en termes de suivi environnemental :
    - Étude des impacts des travaux sur le milieu
    - Compréhension des mécanismes de restauration
    - Participation au comité de suivi
    - Adaptation des protocoles de suivi
2. Mettre au point une méthode de suivi environnemental qui permettrait un allègement des coûts. Les suivis font traditionnellement appel à l'identification de la faune benthique.

Ces animaux sont difficiles à collecter et à identifier; seuls quelques spécialistes en sont capables.

Ex : La collecte de la faune nécessite un bateau avec l'équipement et le personnel adaptés. Un bateau peut coûter plusieurs milliers d'euros par jour. L'analyse d'un prélèvement effectuée par un spécialiste peut être facturée entre 400€ et 750€. Les suivis sur le terrain peuvent nécessiter de nombreux prélèvements selon la surface couverte.

Résumé de la thèse

Cette thèse a été mise en place par la volonté du Port Autonome de Marseille (PAM) dans le cadre du projet "Fos 2XL". Ce projet d'aménagement du terminal conteneurs de Fos-sur-Mer prévoyait, suite à d'importants dragages, l'immersion en mer (50-63m de fond), entre 2003 et 2012, de près de 15 millions de m^3 de sédiment fins. Le PAM a souhaité, après la première phase de travaux, qui a conduit à l'immersion de 6 millions de m^3 de sédiments, compléter le dispositif de surveillance prescrit par l'État. En collaboration avec le Centre d'Océanologie de Marseille, un projet visant à préciser la dynamique de recolonisation benthique du sédiment remanié et à déterminer les facteurs favorisant cette restauration a été mis en place dès mars 2004. Ce projet, initialement prévu pour 2 ans a été subventionné par la Région Provence-Alpes-Côte-D'azur et a été transformé en thèse avec un second aspect plus fondamental à partir de Novembre 2004. Il s'agissait alors d'étudier l'influence de la qualité de la matière organique sédimentaire sur les communautés marines autochtones.

Un suivi régulier des paramètres faunistiques et sédimentaires a été réalisé de mars 2004 à juillet 2006. Les résultats obtenus ont permis de montrer que les dépôts de déblais de dragages n'avaient pas, dans ce cas précis, occasionné de dégâts irréversibles sur la communauté. La colonisation du milieu a été réalisée en moins de 6 mois par les espèces des zones adjacentes. Quelques différences de structure et de composition de la communauté étaient encore visibles à la fin de l'étude montrant que la restauration complète du milieu nécessitait plus de 34 mois. Par ailleurs des corrélations significatives ont pu être mises en évidence entre les paramètres sédimentaires et les caractéristiques de la faune permettant d'envisager l'utilisation de ces paramètres comme alternative à l'analyse faunistique lors des suivis environnementaux et d'améliorer la compréhension des interactions entre le sédiment et la faune.

Ma thèse dans son contexte

Dans le projet global de l'équipe

L'équipe d'encadrement de cette thèse s'intitule "Complexité des réseaux trophiques et transferts bassins versants-milieux côtiers". Elle se situe au sein d'un laboratoire d'écologie marine appelé DIMAR "Diversité, évolution et écologie fonctionnelle marine". Cette équipe s'intéresse à l'interface "continent-océan" et plus particulièrement au transport par les fleuves de la matière organique jusqu'au milieu marin et à son intégration dans les écosystèmes. Ceci afin d'améliorer la gestion des pêcheries côtières et de mieux comprendre le transfert des polluants organiques depuis le continent.

Les modèles biologiques utilisés vont de la faune benthique aux poissons. Il a été démontré que la faune benthique était, dans certaines chaînes alimentaires, le maillon intermédiaire entre la matière organique d'origine terrestre et les consommateurs supérieurs. Ma thèse vise, dans ce contexte, à comprendre comment la variation des apports continentaux, corrélés aux aléas climatiques, peuvent influencer la structure et le fonctionnement des communautés benthiques et donc influencer indirectement les communautés de poissons.

Par son aspect "étude d'impact", cette thèse se situe un peu en marge du travail plus fondamental de mon équipe mais elle répond alors aux besoins d'un industriel confronté à la gestion des conséquences environnementales des ses travaux.

Situation au regard de la concurrence publique, privée ou internationale

Ma thèse est novatrice et n'a pas ou peu de concurrents directs pour différentes raisons:

1) parce que peu d'études scientifiques portent réellement sur la relation spécifique entre la qualité nutritionnelle de la matière organique sédimentaire et les communautés benthiques en milieu marin

2) parce que mon travail se situe à l'interface de deux disciplines

3) parce qu'il concerne le cas particulier d'une zone côtière soumise à l'influence d'un grand fleuve

4) parce que les études sur l'impact des immersions de déblais de dragages non contaminés sont rares en Europe et très rares en Méditerranée

5) parce ma thèse s'intéresse à un cas particulier peu documenté (immersion à relativement grande profondeur, en zone calme).

Compétences scientifiques, techniques et humaines mises à la disposition du projet

En termes de personnel ce projet a nécessité la participation directe de plusieurs biologistes marins de spécialité différente (taxonomistes expérimentés; biogéochimistes, benthologues) ainsi que la participation de plusieurs techniciens spécialisés (mesures chimiques, marins,

aide aux prélèvements). Pour des missions particulières, trois stagiaires ont également participé à ce projet.

En termes de matériel employé, les plus gros moyens mis en œuvre dans ce projet ont été les quatre navires utilisés pour les prélèvements en mer. Au laboratoire, différents appareils de mesures perfectionnés ont été utilisés (spectrophotomètre, granulomètre laser, microscopes, loupe binoculaire, centrifugeuses, fluorimètre…). Pour un certain type de mesures chimiques, les moyens du laboratoire étaient insuffisants, il a donc été nécessaire de faire faire nos mesures à l'extérieur (Écosse). Plus classiquement, du petit matériel de laboratoire (verrerie; pinces…) et du matériel informatique ont été utilisés dans ce projet.

Appartenance de l'équipe à des réseaux scientifiques

L'équipe qui encadre ce projet participe à de nombreux projets nationaux et européens :

1) **Institut Français de la Biodiversité** : Évaluation des modifications de la biodiversité marine sous l'influence du changement global en Méditerranée nord occidentale

2) **PNEC MEDOC :**

- Réponses des populations d'annélides Polychètes aux crues du Rhône
- Transfert de la Matière Organique Particulaire d'origine Terrestre dans le Golfe du Lion : Comparaison de deux modèles, la sole et le Merlu.

3) **ECCO PNBC :** Influence de l'architecture des réseaux trophiques sur le transfert de la matière organique continentale dans les écosystèmes côtiers.

4) **ECCO-ECODYN** : Bioaccumulation des contaminants dans le réseau trophique du Merlu en Méditerranée nord occidentale

5) **PIN-MEDICIS merlumed** : Les contaminants dans la chaine trophique du merlu

6) **BIOMEX**: Assessment of biomass export from marine protected areas and its impact on fisheries in the Western Mediterranean Sea.

Moi dans ce contexte

Mon choix de faire une thèse et de travailler sur ce sujet

Lors de mon stage de maîtrise j'étais encadrée par Mme Salen, mon actuelle directrice de thèse. A ce moment là, elle m'a proposé un stage de DEA. Pour moi, pas encore sûre de mes

perspectives d'avenir, le DEA me semblait le plus adapté pour s'ouvrir le plus de portes possibles. Lorsque que je réalisais mon stage de DEA, un ingénieur du PAM a contacté Mme Salen pour le projet qui allait devenir ma thèse. Le sujet de thèse tel qu'il m'a été présenté m'a semblé intéressant et présentait, selon moi, l'avantage d'être en partenariat avec une grosse entreprise. J'ai donc décidé d'accepter de participer à ce projet pour lequel une des conditions limitantes était la présence d'un candidat capable de le mener à bien.

Plus d'un an de négociations a tout de même été nécessaire et, moi, dans l'expectative, après mon année de DEA (juin 2003), j'ai failli laisser ce projet de côté. Il a finalement commencé en mars 2004, avec un financement pour 2 ans, ce qui aurait pu rendre la réalisation de la thèse difficile. Cependant je ne me suis pas découragée et quelques mois plus tard, ce projet est devenu une thèse à part entière avec 3 ans de financement, grâce à l'obtention d'une bourse doctorale de la région PACA.

Définition et programmation du projet

Ce projet s'est vraiment concrétisé parce que j'étais volontaire pour le mener à bien. J'ai participé à la rédaction du projet et au montage des dossiers de financement. Évidemment je n'ai pas été directement responsable de sa "conceptualisation". J'avais un regard critique qui visait à savoir si le projet me semblait accessible et compréhensible.

J'ai appris durant cette phase de mise en place que les démarches administratives sont longues et fastidieuses, surtout lorsque plusieurs partenaires doivent intervenir. La transformation de mon contrat initial en bourse de thèse a nécessité plusieurs mois de négociations avec les représentants de la région. Je me suis rendue compte qu'avec beaucoup de bonne volonté et de persévérance aucune barrière "de formalisme" n'était pas adaptable…

Déroulement, gestion et coût du projet

Préparation et cadrage du projet

Évaluation des facteurs de succès et de risques, stratégies de maîtrise des risques envisagées

Les risques principaux que l'on a envisagé avant le démarrage du projet étaient essentiellement :

- L'impossibilité d'effectuer un échantillonnage correct à cause de contraintes météorologiques. C'était un risque important qu'il ne fallait pas négliger. Pour palier à ce problème nous avions mis en place un planning des campagnes de prélèvement très dense afin d’assurer un maximum de campagnes.

- La méconnaissance a priori des phénomènes que l'on voulait étudier entraînait le risque que l'on ne puisse pas obtenir de résultats valorisables. Contre ce risque là, j'ai toujours envisagé que l'on pourrait toujours s'adapter.
- L'absence de 2ème partenaire financier au début, risquait de poser des problèmes pour la dernière année du travail : des problèmes de statut et des problèmes financiers également non sans conséquences sur la qualité du travail. Face à cela, j'ai persévéré et présenté une demande de bourse de thèse à la région PACA deux années consécutives.

Au départ du projet il m'était assez difficile de prévoir moi même ces risques. Aujourd'hui, je suis capable de prévoir et de prévenir ce genre d'écueils. Je donne des recommandations dans ce sens à des stagiaires ou à des collaborateurs qui me demande des conseils.

Partenaires nationaux ou internationaux

Le choix des partenaires créateurs du projet, je n'y ai pas vraiment participé, le projet était déjà là avant moi. Par contre j'ai participé au choix des participants à mon comité de thèse. En fonction de leurs connaissances, de leurs disponibilités et de mes besoins. Ce sont tous des chercheurs : 3 sont des gens de mon laboratoire d'accueil et le dernier est un extérieur. Pour cette "commission " aucun international n'a été choisi.

Le même type de choix devra se répéter pour le choix de mon jury de thèse. Nous commençons déjà à y réfléchir.

Mobilisation de financements externes à l'équipe

Le financement qui assure mon salaire est extérieur à l'équipe et au laboratoire. J'ai participé essentiellement à la recherche du deuxième partenaire, responsable de 50% du financement à savoir la Région PACA. Il était question de rendre le projet initial conforme aux intérêts de la région PACA.

Avant d'être présenté à l'approbation de la région, ce type de demande de financement doit également séduire le laboratoire d'accueil puis l'Université. Il a fallu rendre le projet fondamental mais aussi lui donner un intérêt socio-économique réel. J'ai participé à la rédaction de la nouvelle version du projet. J'avais mené, en parallèle, des recherches pour trouver d'éventuels autres partenaires.

Gestion des aspects contractuels

Je suis tenue à la confidentialité dans mon contrat. La diffusion publique de mes résultats lors des colloques a toujours été faîte avec l'autorisation des différents partenaires et en

respectant l'obligation de signifier la participation financière des différents partenaires. Je me suis adaptée sans aucun problème.

Par ailleurs, je suis tenue par mon contrat de justifier de ma présence tous les mois. Il a parfois été difficile d'être toujours à "l'heure", cependant chaque mois la lettre de présence obligatoire signée par ma directrice de thèse à été envoyée à l'employeur.

J'ai appris par ailleurs que le nombre d'heures inscrit dans le contrat ne correspond ni au nombre d'heures effectuées et ni au nombre d'heures payées. De la même façon je n'ai jamais pris l'ensemble des jours de congé auquel j'avais droit. La réalisation du travail passe malgré tout en premier lieu; la question est alors d'équilibrer le temps passé au travail.

Conduite du projet

Déroulement : rappel chronologique

Ce projet a commencé à émerger fin 2002-début 2003 (Figure Annexes 2). J'ai obtenu mon DEA en juillet 2003. La première demande de la deuxième partie du financement à été réalisée, auprès de la Région PACA en 2003. Cette demande a été refusée.

Le projet a commencé officiellement sous forme d'un contrat avec le Port Autonome de Marseille en mars 2004 avec un financement prévu jusqu'en mars 2006. Dès mars 2004, les campagnes d'échantillonnage ont débuté. Ces campagnes, qui duraient à chaque fois une journée, ont été réalisées régulièrement jusqu'à juillet 2006.

En 2004, la deuxième demande de financement a été faîte à la région PACA. Cette demande a été acceptée et mon contrat a été, après quelques adaptations administratives, transformé en thèse avec un financement jusqu'à novembre 2007.

Concrètement, mon travail a été une alternance permanente entre les campagnes d'échantillonnage, les analyses en laboratoire, le traitement des données, la rédaction de rapports réguliers et la recherche bibliographique. Le succès des campagnes d'échantillonnage conditionnant évidemment la réalisation des mesures au laboratoire qui, elle-même conditionnait le traitement des données. Les phases "échantillonnage" et "mesures au laboratoire" sont aujourd'hui terminées. Il ne reste désormais plus que les phases "traitement des données" et "rédaction".

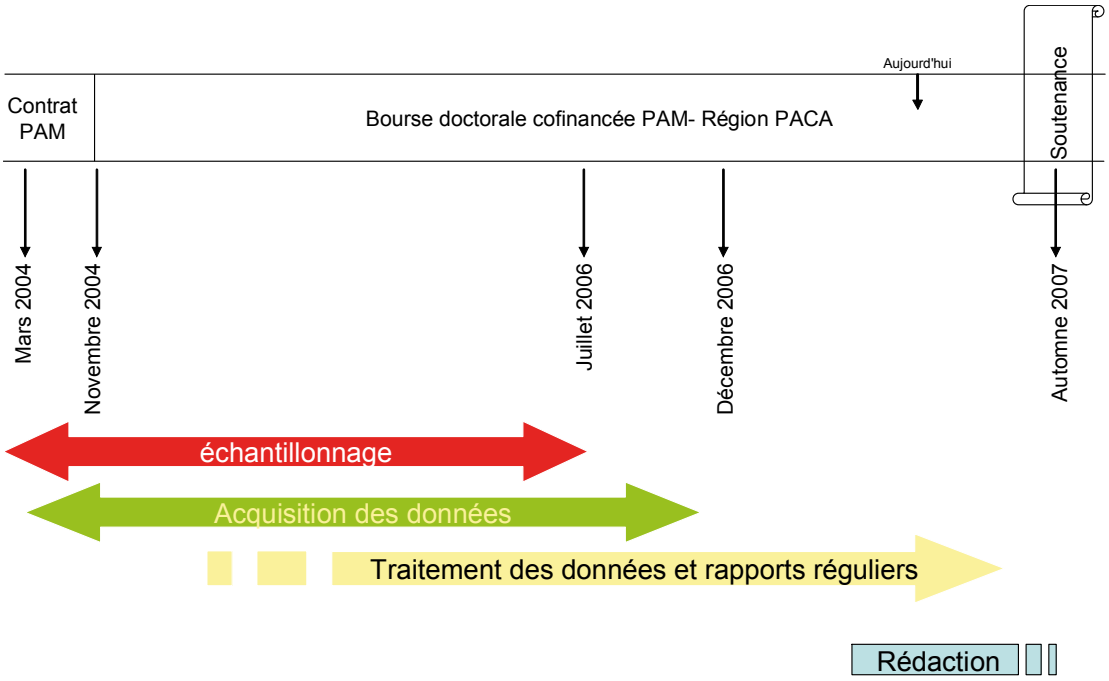


Figure Annexes 2 : Rappel chronologique du déroulement de ce projet.

Les campagnes d'échantillonnage

Pour la première, j'avais interrogé mes collègues pour savoir ce qu'il fallait faire et comment. Bénéficiant d'une journée non prévue dans le planning, j'ai réalisé cette première campagne sans encadrant en me greffant sur une autre mission. J'ai très vite compris qu'il ne fallait plus que j'y aille toute seule. Par la suite, j'ai toujours été accompagnée, au début par ma directrice de thèse, qui était alors chef de mission. Puis très vite au bout de deux trois campagnes je suis devenue chef de mission et j'encadrais la mission. Un technicien m'accompagnait systématiquement et j'informais directement les marins de mes besoins et de ce qu'il fallait faire. J'ai encadré des missions sur plusieurs bateaux différents avec différents équipages et cela c'est toujours bien passé. Il fallait au préalable préparer les rendez-vous avec le bateau, surveiller les conditions météo, s'assurer de la disponibilité des véhicules, de l'obtention d'un ordre de mission valide. Au total, j'ai participé à au moins 25 ou 30 campagnes d'échantillonnage dont au moins 18 ou 19 que j'ai encadrée directement.

Comptes rendus et points d'avancement

J'étais tenue de rendre des comptes à tous les partenaires de ce projet : le PAM, mon laboratoire d'accueil et la région PACA. Pour chacun de ces partenaires, le discours ne devait pas être le même. Au sein de mon laboratoire, il convenait de rester très scientifique et même très spécialiste. Par contre pour le PAM et la Région PACA, le discours se devait plus pragmatique et compréhensible par des non initiés. En termes de fréquence, la majorité des

rendus que j'ai fait était devant le personnel de mon équipe et de mon laboratoire, ensuite un peu moins devant le personnel du PAM et enfin des comptes rendus annuels à la région PACA. La difficulté à réaliser ces comptes rendus, oraux pour la plupart, était importante au début de ma thèse puis elle a nettement diminué. Aujourd'hui je trouve que c'est un avantage que de présenter son travail à l'oral, que le message passe mieux.

Les points d'avancement réalisés avec ma directrice de thèse sont, la plupart du temps, à mon initiative. Dès que je sens le besoin d'une aide ou le besoin de montrer mon avancée je vais lui en parler. Leur fréquence est un peu aléatoire et varie en fonction des besoins et de nos disponibilités.

Le fait de faire les comptes rendus sans date précise peut être efficace si chacun des protagonistes n'hésite pas à demander. Dans le cas où l'un des deux est "frileux" un manque d'échanges important peut s'installer. Les comptes rendus obligatoires, avec rapport écrit ou non, sont un bon moyen de se forcer à se poser des questions sur son travail. C'est à la fois une contrainte et un avantage.

Les processus de décision

Au début de ma thèse, je demandais systématiquement un aval sur toutes les décisions que je prenais. Aujourd'hui, la grand majorité des décisions sur la manière d'appréhender le travail résultent d'un partenariat éprouvé et permanent avec ou sans débat préalable entre ma directrice et moi.

Pour les décisions qui touchent au fonctionnement de l'équipe ou du laboratoire (finances, gros matériel…) les décisions sont discutées en conseil et doivent faire l'objet de l'approbation de la majorité des membres.

Relations avec les partenaires

Au début, les prises de contact, quelle que soit leur nature, étaient difficiles pour moi du fait d'une méconnaissance de la globalité du système. La plupart des démarches était faîte par ma directrice.

Aujourd'hui, les relations avec l'extérieur sont aisées et ne présentent quasiment plus de difficulté pour moi. Je réalise la majorité de mes demandes par mail; ce qui permet à mon interlocuteur de répondre quand il peut. Aujourd'hui je sais que si l'interlocuteur que j'ai choisi n'est pas le meilleur, il saura toujours me dire à qui m'adresser. Au sein du laboratoire, j'explique toujours aux gens qui m'aident le but de leur participation et la façon dont j'envisage que le travail doit être fait. Mais je leur demande aussi des conseils pour ce que je

ne sais pas faire et je leur confie finalement la réalisation d'une ou plusieurs tâches. Une relation de confiance s'est toujours installée entre nous.

Au sein du laboratoire, les échanges sont de nature scientifique majoritairement mais il est également question de la gestion des ressources financières ou matérielles et de démarches administratives. A l'extérieur, j'ai eu des collaborations scientifiques avec des personnes de différentes disciplines et beaucoup de relations pour planifier des missions, demander des documents, s'inscrire à des manifestations…

Je suis souvent sollicitée pour de l'aide par le personnel du laboratoire. Essentiellement pour des problèmes informatiques. J'ai été élue représentante des étudiants au conseil de laboratoire. J'ai mis en route et réalisé le trombinoscope de l'unité dans le laboratoire. J'avais commencé la mise en place d'une base de données commune dans l'équipe; mais faute de temps, la mise en commun a été mise de côté.

Problèmes rencontrés et solutions apportées

Le plus gros problème rencontré pendant ma thèse a été un problème technique : l'indisponibilité du navire pour les campagnes de prélèvement. Cette indisponibilité a débuté au début de ma thèse et sa durée était alors incertaine. Dans l'attente, j'ai tout d'abord "profité" des missions des autres et des jours libres des autres navires. Ce qui a posé des problèmes de régularité de l'échantillonnage. Une solution a été apportée : la location d'un bateau de pêche. La recherche de ce bateau a été réalisée par ma directrice parce que j'aurai sûrement été incapable de m'occuper de cela à l'époque. Ensuite, c'est moi qui ai "briefé" le marin et été chef de mission sur ce bateau pendant une dizaine de campagnes. Pendant toute la période "critique" je ne me suis jamais découragée. Je me disais qu'il avait forcément une solution et que de toute façon, je n'y pouvais pas grand chose.

Les autres problèmes rencontrés étaient des petits soucis techniques : des pannes d'appareil ou des contretemps. Ces problèmes étaient un peu agaçants sur le moment mais ne représentaient pas de vrais obstacles à la mise en œuvre de mon travail. Je suis toujours arrivée à me réorganiser et j’ai fait confiance au personnel en charge du maintien des appareils en attendant que cela fonctionne à nouveau.

Évaluation et prise en charge du coût du projet

Ressources humaines

L'ensemble du projet a mobilisé environ 70 personnes avec une majorité du personnel des

services administratifs et communs (Figure Annexes 3). Les investissements en temps ont été très variables : de quelques heures à plusieurs mois. L'investissement le plus important, en dehors de moi même, est évidemment celui ma directrice de thèse; vient ensuite un investissement important du personnel technique.

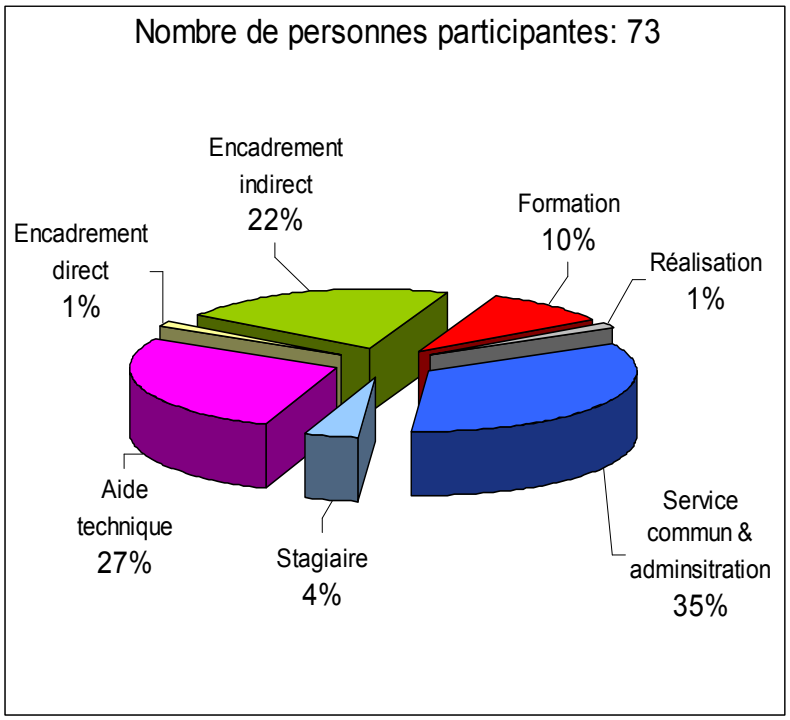
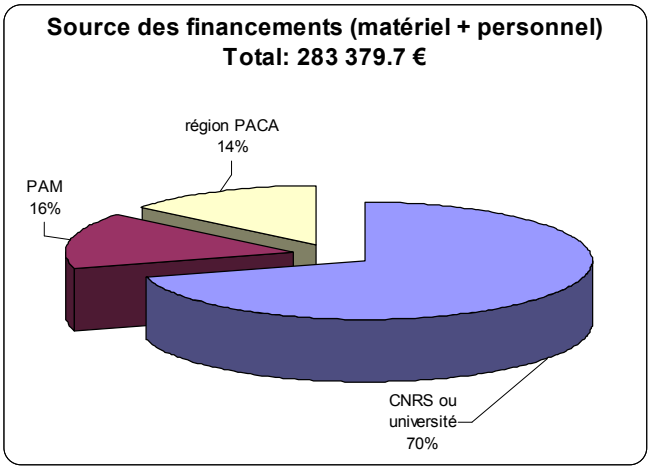


Figure Annexes 3 : Graphe récapitulatif du nombre de personnes participantes à ce projet.

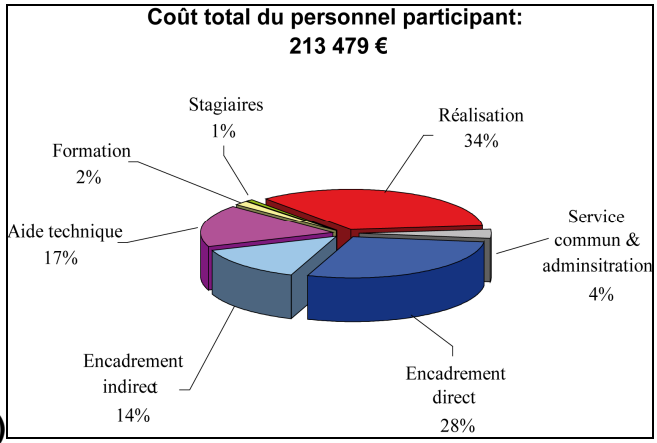
Dépenses associées au projet et côut consolidé

La majorité du coût de ce projet (coût consolidé : 283 379€) est représentée par le personnel qui y a participé (74%) (Figure Annexes 4 a). L'ensemble du matériel utilisé, fourni intégralement, par les services du CNRS ou de l'Université a représenté une part d'environ un quart du coût. La plus grosse part du coût en personnel, en dehors du mien, est représentée par l'encadrement de la thèse (directrice, comité de thèse et jury) (Figure Annexes 4 b); en termes de matériel, plus de la moitié du coût est a imputé aux bateaux (Figure Annexes 4 c).

a)



b)



c)

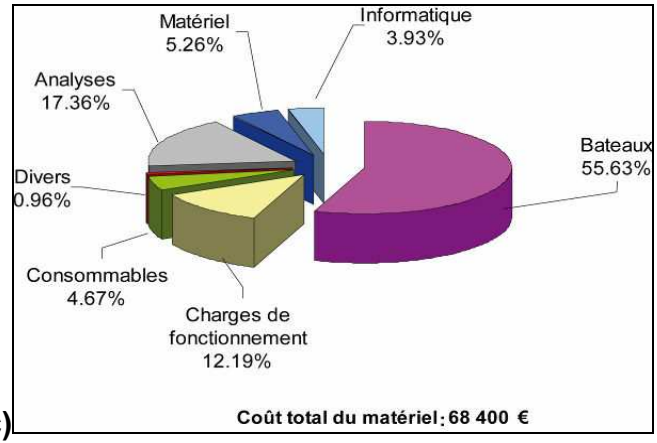


Figure Annexes 4 : a) Part financière représentée par chaque catégorie de participants. b) °Part financière représentée par chaque type d'équipement et de matériel; c) coût consolidé et part représentée par chacun des fournisseurs financiers.

Compétences, savoir-faire, qualités professionnelles et personnelles

Après une analyse approfondie de mon expérience, j'ai pu dresser un inventaire de l'ensemble des savoirs, savoir-faire et savoir-.être qui j'ai acquis et développés au cours de ces dernières années. Cet inventaire est présenté ci dessous dans les tableaux Annexes IV, Annexes V et Annexes VI,.

Tableau Annexes IV :Savoirs et savoir-faire scientifiques.

Savoirs		**Spécialités**	
Spécifiques du projet	Fonctionnement des écosystèmes	Théorie et concepts et méthodes d'études	*Écosystèmes marins côtiers*
	Écologie des communautés	Théories et concepts	*Interprétation des résultats*
		Faune marine benthique méditerranéenne	*Taxonomie*
		Substrats meubles	
		Indices de qualité du milieu certifiés dans le cadre de la DIRECTIVE CADRE-EAU	*BENTIX; BOPA; BC; BHQ...*
	Biogéochimie marine	Interface eau-sédiment	
		Qualité de la matière organique	*Qualité nutritionnelle*
	Sédimentologie	Texture sédimentaire	
		Courbes granulométriques	
Périphériques	Écotoxicologie, Pollution, Traitement des eaux usées	Théorie et réglementation	*3 ans d'enseignement*
	Statistiques et analyse de données	Création et gestion d'une base de données relationnelle	*ACCESS*
		Analyses statistiques paramétriques et non paramétriques	*ANOVA; Kruskal-Wallis; Tests Post-hoc*
		Analyses multivariées	*AFC, ACP, Classification*

Tableau Annexes V : Savoir-faire complémentaires

Savoir-faire		Commentaires	
Gestion de projet	Organiser	Missions en mer	15 à 20
		Missions diverses	Colloques; réunion à l'extérieur: 5 à 10
		Réunions	réunion du personnel: 1
			Points d'avancement: 5 à 10
		Déroulement des stages	3
	Planifier	Échantillonnage	Planification sur 24 mois de campagnes régulières
			S'adapter en fonctions des contraintes météo
		Mes démarches	Traitement des données Rédaction des rapports Comptes rendus…
		Travail au laboratoire	Travail du technicien et des stagiaires
			Mon propre travail
	Évaluer	Mise au point de mon avancée	Régulièrement et aux échéances préalablement planifiées
		Mise au point de l'avancée des autres	Régulièrement et aux échéances préalablement planifiées
		Réorientation si besoin	
		Accélération au besoin	
Management sous projet	Animer & Motiver	Animation régulière des l'ensemble des participants	
		Travail en équipe	Apprécier la pluridisciplinarité et la complémentarité des différentes personnes d'une équipe
			Adaptation de la demande en fonction de la capacité de chacun
			Trouver sa place dans une équipe
	Réunir	Conduire et participer aux réunions	Dans la complémentarité et la pluridisciplinarité des équipes
	Entretenir	Individualisation du management	
	Évaluer	Évaluation des objectifs de la planification du projet et des personnes	Stagiaires
			Techniciens
	Déléguer	Calibrage de la délégation	
		J'ai expérimenté la délégation progressive jusqu'à une délégation quasi-totale	
	Décider	Autonomie progressive jusqu'à l'autonomie quasi-totale de l'ensemble des processus de décision	Orientation de l'étude
			Formation; Congrès
			Achats de matériel
		Participation aux processus de décisions	En conseil officiel
	Recruter	Recrutement de 3 stagiaires	Rédaction et diffusion des offres de stage
			Participation aux entretiens
			Participation aux sélections
Gestion de l'information et informer	Rechercher	Publications scientifiques (200 à 500) Réglementation (30 à 50)	Gestion des sources
	Inventorier		
	Trier		
	Diffuser	Émettre	Transmettre les publications et informations aux personnes potentiellement intéressées
			Comptes rendus de conseils officiels
		Recevoir	Notes de service
			Appels d'offres
			Appels à communication
			Manifestations

Savoir-faire complémentaires (suite)

Savoirs		Commentaires	
Pédagogie	Enseigner	Cours magistraux: 3 disciplines 2 niveaux d'études	Pollution biologique et chimique du milieu marin (3* 8h)
			Bases de l'écotoxicologie (3*8h)
			Traitement des eaux usées (1*4h)
			BAC + 3
			BAC + 4
		Groupe de différentes tailles	cours en amphi; cours particulier; encadrement de stagiaires
		Cours particuliers réguliers	de la 6e à la terminales; matières scientifiques
	Bâtir un déroulé pédagogique en suivant un cahier des charges	Polycopiés	Pour chaque discipline enseignée
		Support de cours	
		Ressources bibliographiques	
		Adaptation à des niveaux et des cultures différentes	
	Typologie d'enseignement	Explicatif (en amphi)	
		Heuristique et explicatif (avec les stagiaires)	
Créer et gérer les relations	Médiation & négociation	Argumentation en fonction des problématiques rencontrées	Trouver un partenaire financier
		Argumentation	Trouver les solutions aux problèmes
		Ajustement mutuel permanent	
		Écoute	
		Adaptabilité à l'autre	
	Contractualisation	Dans le cadre de la délégation	
Communication orale	Exposés	En réunion, ou en congrès	15 à 20
	Posters	1	
	Prise de parole en public	En réunions, en conseil officiel	
	Adaptabilité	Auditoires variés; nombre, compétences, culture	PAM, Laboratoire, chercheurs ou étudiants de disciplines différents
Communication écrite	Rédiger & synthétiser	Rapports de synthèse	5 à 10 rapports 20 à 50 p
			1 Rapport final pour le PAM: 90p
			Rapport de thèse: 200p environ
		Résumés et notes courtes	5 à 10
	Vulgariser	Rédiger dans un langage simple et compréhensible de tous une information précise et spécialisée	Mise en œuvre lors des enseignements; des réunions avec divers interlocuteurs (PAM, région PACA, chercheurs non spécialistes)
	Publier	1 publication en premier auteur	
		Co-auteur dans 1 à 5 publications	
		Actes de congrès et colloques	1 à 5
Informatique	Bureautique	Word	Très bonne maitrise
		Excel	
		Publisher	
		Power-Point	
	Base de données	Access: Formation spécifique aux bases de données relationnelles	
	Traitements statistiques	Statistica	
		ADE 4	Bon niveau
	Traitement d'images	Adobe Illustrator	
		Adobe Photoshop	Niveau moyen
Langues étrangères	Anglais	Conversationnel: TOEIC 750 pts	
		Scientifique	
	Allemand	Scolaire	

Savoir-faire complémentaires (suite)

Savoirs		Commentaires	
Gestion de son temps	Estimer	Estimation de la durée des diverses opérations en fonction de l'exécutant	Au cours de l'ensemble des étapes de ces 3 années de thèse
	Planifier au regard de l'estimation		
	Prioriser à l'intérieur de chaque domaine et dans la globalité du projet	Un projet doit être mené sur différents plans en même temps	Mettre en route des opérations longues qui ne nécessitent pas notre présence permanente et pendant qu'elles "marchent" se consacrer à se qui demande plus d'attention
	Évaluer	En fonction des échéances de la planification	
		Apporter des corrections si nécessaire	
Gestion administrative	Monter et gérer des dossiers	demande de bourse doctorale	
		Renouvellement annuels	
	Commander et gérer des stocks	Consommables de bureautique	Pour les besoins du projet uniquement
		Produits chimiques pour les analyses	
		Matériel informatique	Pour moi et pour plusieurs collaborateurs
	Respecter la réglementation administrative	Obtenir les ordres de mission	Pour moi, les stagiaires et techniciens
		Autorisation de déplacement	
		Accueil des stagiaires	
		Hygiène et sécurité	

Tableau Annexes VI : Savoir-être

Savoir-être	**Commentaires**
Volonté	Tout au long de ma thèse je ne me suis jamais laissé décourager par les difficultés. Je suis restée assidue même dans les périodes un peu plus difficiles
Persévérance	
Régularité	
Rigueur & organisation	J'ai toujours été rigoureuse autant sur le plan technique que théorique, c'est à dire lors des manipulations au laboratoire et lors de la manipulation et du traitement des données pour minimiser les erreurs
Capacité à l'analyse et à la synthèse	C'est une qualité obligatoire dans la réalisation d'un projet de thèse. Elle s'est développée tout au long de ma formation scientifique
Objectivité et empathie; à l'écoute	Pour bien comprendre son interlocuteur il faut tout d'abord l'écouter
Besoin d'efficacité et impliquée	Ce besoin d'efficacité s'exerce à différentes échelles de temps et d'espace. Je m'investis réellement dans l'ensemble de mes missions
Persuasion	Je cherche toujours l'argument le plus approprié pour convaincre mon interlocuteur
Adaptabilité et créativité	C'est une qualité qui me permet sans cesse de m'adapter aux nouvelles situations

Résultats, impact de la thèse

Ce travail a permis de mettre en évidence l'existence d'un impact modéré des travaux réalisés. Une transposition de ces résultats est applicable à des travaux du même type et peut ainsi être un aide précieuse à la gestion environnementale. D'un point de vue fondamental, ce travail a permis d'approfondir la connaissance que l'on avait du fonctionnement des écosystèmes marins. Il a notamment été mis en évidence une influence importante de la qualité nutritionnelle du sédiment sur la communauté animale autochtone. Un certain nombre de particularité au niveau spécifique ont pu être mis en évidence, soulevant de nouvelles questions et ouvrant des perspectives de recherche intéressantes.

Ce projet m'a permis d'avoir une vision globale de la (des) problématiques environnementales et m'a aidé à mener à maturité mon projet professionnel. L'analyse faîte dans le cadre du "Nouveau Chapitre de la Thèse" m'a permis de préciser mon positionnement

professionnel. L'inventaire des compétences que j'ai acquises dans la mise en œuvre de cette thèse me permet de confirmer ma volonté d'assurer, dans le cadre de ma vie professionnelle future, des missions concrètes et applicables en rapport avec la gestion de l'environnement.

Au vu de l'ensemble des compétences que j'ai pu mettre en œuvre, je peux considérer ma thèse comme une véritable expérience de "chef de projet" avec un large champ de savoir faire complémentaires transférables à différents champs d'action. Ce métier se révèle être en grande adéquation avec mes compétences et mes attentes professionnelles. En effet, en termes de qualification, le "Chef de projet" requiert au minimum un diplôme BAC +4; en termes de compétences techniques, il requiert une large gamme de compétences de traitement, de synthèse et de diffusion de données et d'informations avec les connaissances informatiques et linguistiques associées; en termes de qualités associées, il requiert de bonnes capacités d'analyses et de synthèse, d'anticipation et de décision ainsi que de communication. C'est un métier sans cesse en interaction avec des interlocuteurs de différentes origines, en termes de compétences et de cultures.

En outre, un certain nombre des compétences que j'ai acquises pendant ce projet sont transférables à un poste tel que "ingénieur consultant". Ce métier nécessite de bonnes capacités de conception et d'anticipation mais aussi d'analyse et de synthèse, de communication et d'adaptation. La rigueur dans l'application des protocoles et des méthodologies est également une des compétences en adéquation avec ce type de poste. De la même façon que le chef de projet, le consultant est constamment en relation avec des équipes pluridisciplinaires. Ceci représente pour moi un véritable attrait.

Ces deux derniers types de poste sont les plus proches de mes attentes mais je pourrais envisager d'intégrer un poste "d'ingénieur d'études de recherche et de développement" ou un poste "d'ingénieur qualité". Ces postes sont en adéquation avec mes capacités et compétences mais sont plus éloignés de mes attentes.

Dans mon domaine de compétences, ces postes peuvent s'exercer au sein des collectivités nationales ou territoriales en charge de l'aménagement et de l'urbanisme ou en charge de la gestion concertée des milieux. Dans le domaine privé, des grands groupes industriels, soucieux de la gestion de l'environnement, ou encore des cabinets de conseil et des bureaux d'études, sont susceptibles d'offrir ce type de poste.

Annexe du nouveau chapitre de la thèse

Tableau Annexes Nouveau Chapitre I : Calcul du coût du matériel inhérent au projet.

Catégories de matériel	Nom du matériel	Coût à l'unité (€)	Quantité	Prix du matériel (€)	Amortissement	Coût du fonctionnement (€)
Bateaux	Cupidon	1000 / j	6 j			6000
	Armandia	1300 / j	3 j			3900
	Thethys II	2300 / j	5 j			11500
	Antedon II	1850 / j	9 j			16650
Matériel	Balances		42 h	1500	amorti	0
	Centrifugeuse		13 h	1000	2011	200
	Lyophilisateur		802 h	15000	amorti	0
	Loupe binoculaire		833 h	4500	2009	2700
	Fours		6432 h	7000	2008	700
	Étuves				amorti	0
Consommables	Consommables			160		160
	Tamis			260		260
	Matériel verreries			129		129
	Pinces			110		110
	Produits chimiques			1271		1271
Analyses	Analyses d'argiles	20 / u	15			300
	Analyses granulométriques	100 / u	106			10600
Consommables	Matériels à la mer			365		365
	Papeterie			450		450
	Impression et photocopies	0.06 / u	7500			450
Divers	Vêtements			70		70
Informatique	Logiciel et licences			664		664
	PC			1263		1263
	Reprographie			310		310
	Connexion	150 / an	3 ans			450
Divers	Congrès			590		590
Analyses	Analyses chimiques			971		971
Charges de fonctionnement	Déplacements (km)	0.3 / km	1020 km			306
	Chauffage	369 / an	3 ans			1108
	Charges (eaux-électricité)	523 / an	3 ans			1569
	Téléphone	1662 / an	3 ans			4985
	Courrier	123 / an	3 ans			369

Tableau Annexe Nouveau Chapitre II : Récapitulatif de l'évaluation du coût des ressources en personnel.

Personnels		Coût horaire (€)	Coût divers (€)	Temps consacré au projet (sur 3 ans) (h)	Évaluation du coût
Encadrement de la thèse	Direction	43		1409	60580
	Comité de thèse	43		36	1548
	Jury	43	3000	75	6226
Moi		13	960	5460	73592
Techniciens	Laboratoire				13272
	Bateau	30		8	240
	Bateau	35		120	4200
Partenaires		43		157	6731
		43		39	1683
		43		157	6731
Personnel PAM		35		200	7000
Personnel ADER-PACA & région		30		50	1500
Stagiaires		2	135	100	335
		2		100	200
		2		100	200
Administratif & divers	Personnels administratifs divers	23		150	3431
	Bibliothèque	25	700	64	2307
	Service communs (entretien locaux;		200		200
	Service informatique	25	375	64	1982
Profs et formateurs	Formation incendie		27		27
	Profs à la FAC : Maths	40		4	160
	Profs Anglais	35	50	2	120
	DOT TIC	30		27	1590
	ACMO	24		90	2160
Équipage des bateaux		Coût horaire (€)	Coût à la journée (€)	Nombre de jours	Coût total (€)
Personnel naviguant	Antedon (3 membres)	35	840	9	7560
	Théthys (7 membres)	35	1960	5	9800
	Armandia (1 membre)	35	280	3	840

Résumé

En milieu marin, les zones estuariennes et côtières sont particulièrement exposées à la pression anthropique : environ 60 % de la population mondiale vit à moins de 80 km des côtes. En Europe, la Directive Cadre Eau impose qu'en 2015 "le bon état écologique" des milieux humides soit rétabli. Les instances européennes, en 2000, mais aussi l'"Environmental Protection Agency" aux États Unis ont adopté, comme outil de diagnostic de l'état des milieux estuariens et côtiers, l'utilisation d'indices biotiques basés sur les peuplements d'invertébrés benthiques. Ces animaux sont considérés comme d'excellents indicateurs des conditions environnementales grâce notamment à leur durée de vie et leur relative sédentarité. Cependant, l'utilisation des invertébrés benthiques dans ce cadre fait débat. Les communautés benthiques sont influencées, par le type de substrat, par la granulométrie mais aussi par, la quantité, la qualité et la disponibilité des ressources alimentaires. Cependant, les relations existant entre le compartiment "matière organique particulaire" sédimentaire et le "benthos" sont encore mal comprises.

Les objectifs de l'étude étaient d'évaluer les interactions existant entre le sédiment et les invertébrés benthiques soumis à des apports sédimentaires naturels (apports fluviatiles) et anthropiques (dépôts de déblais de dragages non contaminés). Les caractéristiques sédimentaires, la qualité alimentaire de la matière organique et les paramètres faunistiques ont mesurés dans 3 sites des parages de l'embouchure du Rhône (Méditerranée nord-occidentale) (1 témoin, 1 sous l'influence du fleuve et 1 dans une zone de dépôts récents de déblais de dragages) à 13 reprises de mars 2004 à juillet 2006.

La zone de dépôt de déblais de dragages a été rapidement colonisée (moins de 6 mois). La densité totale et la richesse spécifique de la macrofaune étaient, dans les 2 sites soumis à la sédimentation élevée, significativement plus élevées que dans le site témoin, malgré de légères différences dans la granulométrie et dans la composition en matière organique. La composition en matière organique a présenté des variations saisonnières dans les 3 sites. Cependant, dans le site de dépôts, la densité de la macrofaune a diminué et sa diversité a augmenté en raison de successions d'espèces. La reprise par la macrofaune de variations saisonnières comparables à celles des deux autres sites ne s'est effectuée qu'au bout de 18 mois après la fin des travaux Le peuplement benthique du site de dépôts, qui était au début semblable à celui du site sous l'influence du fleuve, est devenu plus proche de celui du site témoin, témoignant de la restauration du peuplement.

Les paramètres faunistiques ont montré des corrélations linéaires significatives avec les paramètres physico-chimiques du sédiment et/ou de la matière organique. La texture du sédiment (granulométrie et porosité) a été le facteur le plus important dans les variations de la densité et de la diversité de la macrofaune. La qualité nutritionnelle de la matière organique à travers l'influence coordonnée de la quantité de Carbone BioPolymérique (fraction labile de la matière organique) et de la proportion de Chlorophylle a dans le pool de phytopigments a, a montré une forte influence sur les variations de la densité et de la diversité du peuplement et de la fréquence relative des espèces les plus représentées.

Au cours de cette étude, les différentes phases de la restauration d'une communauté benthique soumise à des déblais de dragages d'un volume rarement atteint en méditerranée ont pu être suivies. Les principaux facteurs conditionnant la capacité de restauration de la communauté ont été mis en évidence. Dans ce contexte, ce travail a permis de préconiser aux gestionnaires des adaptations pour optimiser les prochaines campagnes de dragages. Cette étude a également permis d'améliorer la connaissance des interactions entre le compartiment "macrofaune benthique" et les sédiments qui l'abrite, en montrant l'influence, non seulement de la quantité de la matière organique, mais aussi de sa qualité.

Abstract

In the marine environment, estuarine and coastal areas are particularly submitted to the anthropic pressure : about 60% of the world population lives less than 80 km away from coasts. The European Water Framework Directive imposes the recovery of the good ecological status of humid environments. European authorities, in 2000, but also the « Environmental Protection Agency » in the USA adopted, as a diagnostic tool for the state of estuarine and coastal environments, the use of biotic indices based on benthic invertebrate populations. These organisms are considered to be excellent indicators of environmental conditions owing to, in particular, their life span and their relative sedentarity. However, the use of benthic communities within this framework is a matter of debate. Benthic communities are influenced by the nature of the sediment, its granulometry, but also by the quantity, quality and availability of feeding resources. However, the relationships between the Particulate Organic Matter (POM) compartment and the benthos are still poorly understood.

The aims of the study were to evaluate the interactions between the sediment and the benthic invertebrates submitted to natural sediment inputs (fluvial inputs) and to anthropic contribution (non contaminated dredged material dumping). Sedimentary characteristics, nutritional value of organic matter and faunistic parameters were measured in three sites around the Rhône mouth (North-occidental Mediterranean Sea) (one control, one influenced by the river, and one in an recent non-contaminated dredged material disposal area), 13 times from March 2004 to July 2006. The disposal area was rapidly colonized (within six months). The total density and specific richness of the macrofauna were, in the two sites submitted to a high sedimentation rate, significantly higher than in the control site, despite slight differences in granulometry and organic matter composition. The organic matter composition presented seasonal variations in the three sites. However, in the disposal area the density of the macrofauna decreased and its diversity increased, owing to species successions. The recovery, by the macrofauna, of seasonal variations comparable to those in the two other sites occurred only 18 months after the end of the dredging-dumping operations.

Faunistic parameters showed significant linear correlations with physico-chemical parameters of the sediment and/or organic matter. Sediment texture (granulometry and porosity) was the most important factor in density and macrofauna diversity variations. The nutritional value of the organic matter, through the coordinated influence of biopolymeric carbon (labile fraction of OM) and the proportion of chlorophyll *a* in the phytopigments pool, displayed a strong influence on the variations in density and diversity of populations and on the relative frequency of most represented species.

During this study, we followed the different phases of recovery of a benthic community submitted to dredged sediment dumping of a volume rarely reached in the Mediterranean Sea. The main factors conditioning the restoration capacity of the community were evidenced. In this context, this work allowed to propose to the managers some adaptations to optimize the next dredging campaigns. This study also allowed improving the knowledge of the interactions between the benthic macrofauna compartment and the sediments sheltering it, displaying the influence of the quantity but also quality of the organic matter.