# Rapport Seine-Aval 4

# FLUMES

Flux de matières en estuaire de Seine



...

#### Verney R., Lafite R., Claquin P.

Ifremer

M22 AMM





Avril 2012

GIP Seine-Aval Pôle Régional des Savoirs 115 Bd de l'Europe 76 100 - Rouen

-

tel : 02 35 08 37 64 http://www.seine-aval.fr

## Sommaire

1	Équ	Équipes impliquées12						
2	Contexte et enjeux14							
3 mé	Etuo thodo	de c ologio	des processus de floculation et interactions avec la matière organique : dévelor iques et expérimentaux	opements 18				
3	3.1	Con	ntexte et besoins					
3	3.2	Dév	veloppement du microcosme de laboratoire FLOCSIM					
	3.2.	1 0	Contexte					
	3.2.	2 C	Description du dispositif FLOCSIM	20				
	3.2.	3 C	Calibration hydrodynamique	22				
	3.2.	4 C	Développement d'une boite à outil FLOCImage	24				
	3.2.	5 C	Conclusions	29				
3	3.3	Com	mportement de populations phytoplanctonique face aux stress environnementaux	29				
	3.3.	1 E	Espèces étudiées et mode opératoire					
	3.3.	2 P	Paramètres suivis	31				
	3.3.	3 N	Mesure des paramètres photosynthétiques					
	3.3.	4 F	Résultats	36				
3	8.4	Dév	veloppement méthodologique pour le volet microbiologique	41				
	3.4.	1 (	Contexte et stratégie d'échantillonnage	41				
	3.4.	2 Is	Isolement des particules minérales	41				
	3.4.	3 P	Prélèvement in situ des bactéries autochtones	42				
	3.4.	4 P	Protocole de mesure au sein du réacteur	43				
4	Dyn	amic	ique des particules en estuaire de Seine : observation de la variabilité spatio-temporelle	46				
Z	ł.1	Synt	nthèse des connaissances sur les processus de floculation des MES en estuaire de Seine	46				
2	1.2	Carr	mpagne FLUMES2010	47				
2	1.3	Carr	mpagnes FLUMES2011	50				
	4.3.	1 (	Calibration des instruments optiques (OBS/LISST)	51				
	4.3.	2 C	Dynamique printanière	54				
		4.3.	.2.1 Site Amont : Caudebec en Caux [19 mai 2011 - Coefficient 98]	54				
		4.3.	.2.2 Bouchon vaseux [18 mai 2011 - Coefficient 100]	56				
		4.3.	.2.3 Panache [17 mai 2011 - Coefficient 99]	60				
	4.3.	3 C	Dynamique automnale	63				
		4.3.	.3.1 Site amont [9 Novembre 2011 - Coefficient 77]	63				
		4.3.	.3.2 Bouchon vaseux [10 Novembre 2011 - Coefficient 79]	65				
		4.3.	.3.3 Panache [8 Novembre 2011 - Coefficient 73]	69				
	4.3.	4 C	Dynamique des populations phytoplanctoniques : campagnes FLUMES2011	72				
		4.3.	.4.1 La chl a	72				
		4.3.4	.4.2 Les EPS	74				
		4.3.4	.4.3 Mesure des paramètres photosynthétiques	80				
		4.3.4	.4.4 Analyses multivariées	84				
	4.3.	5 C	Dynamique des MES durant les campagnes FLUMES2011 : Discussion générale	86				
		4.3.	.5.1 Floculation en milieu estuarien	86				

		4.3.5.2	Dynamique de la biomasse phytoplanctonique	86				
		4.3.5.3	Variabilités des paramètres photosynthétiques	86				
		4.3.5.4	Dynamique des excrétions carbonées	87				
		4.3.5.5	Interaction paramètres physiques-biologiques	88				
	4.3. en r	6 Rôle nilieu est	des micro- organismes dans les processus de floculation : relation microorganisme uarien	es – particule 89				
		4.3.6.1	Rappel du contexte	89				
		4.3.6.2	Démarche et méthodologie	89				
		4.3.6.3	Résultats : Diversité des communautés microbiennes en fonction de leur état d'ass	ociation aux				
		particule	es en milieu estuarien	90				
		4.3.6.4	Conclusions	92				
5	Мо	délisatior	des processus de floculation dans un estuaire macrotidal : cas de l'estuaire de Sein	e94				
	5.1 Couplage du modèle de floculation FLOCMOD et du modèle hydrosédimentaire SiAM3D – Etude préliminaire de faisabilité							
	5.1.	1 Descr	iption du modèle FLOCMOD	94				
	5.1.	2 Résul	tats et faisabilité de la modélisation couplée floculation/hydrosédimentaire	95				
	5.2	Modélis	ation des processus de floculation : comparaison modèles/mesures - année 2008	97				
	5.2.	1 Confr	ontations aux mesures de turbidité	98				
	5.2.	2 Repré	ésentativité des modèles paramétriques en terme de processus d'agrégation/fragme	entation102				
6	Con	clusion g	énérale	105				
	6.1	Etude de	es les interactions sédiment en suspension/matière organique	105				
	6.2	Variabili	té naturelle des MES en estuaire de Seine	106				
	6.3	Modélisa	ation des flux de MES, intégrant leur dynamique via les processus de floculation	106				
7	Valo	orisation	des travaux	108				
	7.1	Publicati	ons	108				
	7.2	Commu	nications orales	108				
8	Bibl	iographie	·	109				

# Liste des Figures

Figure 2-1: Synthèse du projet FLUMES2 sur l'étude des interactions entre sédiment en suspension et matière
organique. En rouge les actions réalisées partiellement ou en totalité dans FLUMES2.1 (AO Seine Aval)15
Figure 3-1: Schémas des principaux dispositifs utilisés pour étudier les processus de floculation en laboratoire19
Figure 3-2: Dispositif Video In Lab (Mikes et al., 2004, Verney et al., 2009)20
Figure 3-3: Schéma du microcosme de laboratoire FLOCSIM (unités en mm)21
Figure 3-4 :Illustration du microcosme de laboratoire FLOCSIM avec les sondes externes et la centrale
d'acquisition reliée au PC de contrôle21
Figure 3-5: Illustration de la mesure de turbulence par LDV22
Figure 3-6 : Spectre fréquentiel de l'énergie cinétique turbulente au milieu du dispositif mesuré par LDV, rotation
continue des grilles. Rouge : V2, Bleu : V4, Noir : V6, vert : V8, cyan : V10; mauve : V12; jaune : V1823
Figure 3-7: Calibration hydrodynamique du FLOCSIM pour la configuration rotation continue (vert) et rotation
alternée (rouge)24
Figure 3-8: Exemple d'images acquises par la caméra du FLOCSIM pour des billes calibrées à 200µm, illumination
par transmission25
Figure 3-9: Traitement successif de l'image brute (haut gauche), la moyenne des images traitées pour soustraire le
bruit de fond (haut droite) et image résultante (brute-moyenne)
Figure 3-10 (ci avant) : Exemples d'images traitées en fonction des différents algorithmes appliqués :A: seuil
simple à 0.5; B : seuil simple à 0.7; C : seuil simple à 0.8; D : seuil simple à 0.9; E : Methode de Lintern and
Sills à 1%; F : Methode de Lintern and Sills à 0.1%; G : combinaison de la dilatation/erosion des particules
associé à un seuil simple à 0.8; H: Méthode de Benson and French
Figure 3-11: Distribution (en nombre) du spectre en classe de taille des particules pour les différentes méthodes
algorithmiques testées
Figure 3-12: Distribution (pondérée par la surface des flocs) du spectre en classe de taille des particules pour les
différentes méthodes algorithmiques testées28
Figure 3-13 : Excrétion de particules exopolymériques transparentes (TEP) observée chez Lepidodinium
chlorophorum par coloration au bleu alcian (Claquin et al., 2008)
Figure 3-14: Schéma représentant la culture en batch
Figure 3-15: Schéma représentant la culture en semi-continue31
Figure 3-16 Principe de la fluorescence modulée PAM
Figure 3-17 : Courbe « Production/Energie » obtenue à l'aide d'un PAM. Les points correspondent aux mesures
expérimentales ; la courbe à l'ajustement d'un modèle de photosynthèse de type Eilers et Peeters (1988)34
Figure 3-18 Courbe OJIP de fluorescence transitoire en fonction du temps (à une échelle logarithmique). Les
valeurs de fluorescences extraites à intervalle de temps de 50µs (F <sub>0</sub> ), 300 µs (F <sub>1</sub> ), 2ms (F <sub>J</sub> ) et l'intensité de
fluorescence maximale ( $F_M$ )

Figure 3-19 : Production TEP exprimée par cellule (a) et par unité de Chla (b). Estimation du pourcentage de
carbone fixé excrété sous forme de TEP (c) chez quatre espèces phytoplanctoniques, Pseudo-nitzschia
pungens, Asterionellopsis glacialis, Gymnodinium sp, Karenia mikimotoï
Figure 3-20: Evolution de la concentration en cellules (Cellule.ml-1) des cultures en semi-continu pour chaque
salinité
Figure 3-21: Evolution de la concentration en Chlorophylle a (en µg Chl a.cellule-1) des cultures en semi-continu
pour chaque salinité
Figure 3-22: Evolution des paramètres photosynthétiques (FV/FM, et rETRmax) des cultures en semi-continu
pour chaque salinité
Figure 3-23: Graphique de gauche Corrélation entre la concentration en TEP ( $\mu$ g C.L-1) et la chl a ( $\mu$ g.L-1).
Graphique de droite : Evolution de la concentration en TEP (en $\mu$ g C.cellule-1) des cultures des cultures en
semi-continu pour chaque salinité
Figure 3-24: Figure gauche : Evolution de la concentration en S-EPS LW et bEPS LW (mg eq. glu.cellule-1) des
cultures en semi-continu pour chaque salinité. Figure Droite : Evolution de la concentration en S-EPS LW et
bEPS HW (mg eq. glu.cellule-1) des cultures en s
Figure 3-25: Evolution du ratio LW/HW pour chaque fraction (S-EPS et bEPS) des cultures en semi-continu pour
chaque salinité
Figure 3-26: Images du microscope à épi-fluorescence d'un échantillon de Seine42
Figure 3-27: Photographie d'une cagette a. avant immersion et b. après une immersion en estuaire de Seine43
Figure 3-28: Protocle de mesure associé au microcosme FLOCSIM44
Figure 4-1: Mesures de tailles de flocs et de concentration en MES en estuaire amont (a – Val des Leux) et en
estuaire aval (b - Tancarville) avec le VIL et synthèse des vitesses de chute mesurées (c) (Defossez and Lafite,
1996)47
Figure 4-2: Mesures de hauteur d'eau et de concentration en MES en 2010 à la station permanente du ponton de
Fatouville48
Figure 4-3: Zoom temporel sur la marée de morte eau en 2010 sur la ponton de Fatouville : hauteur d'eau et
concentration en MES49
Figure 4-4: Zoom temporel sur la marée de morte eau en 2010 sur la ponton de Fatouville :mesures LISST
(diamètre médian et spectre en classe de taille sur la marée)49
Figure 4-5: Localisation des stations investiguées dans le cadre des campagnes FLUMES201150
Figure 4-6: Exemples de calibration du turbidimètre optique OBS à partir des prélèvements à la bouteille NISKIN :
illustration de la variabilité des MES et de la réponse optique52
Figure 4-7: Exemple de comparaison des profils LISST et OBS (Station Tancarville, campagne FLUMES2011 leg2, 07
Novembre 2011)53
Figure 4-8: Comparaison des valeurs de concentration obtenues par l'OBS et le LISST (Station Tancarville,
campagne FLUMES2011 leg2, 07 Novembre 2011): illustration de la limite d'utilisation du LISST pour les
fortes concentrations en MES avec le modèle de réduction de chemin optique à 80%

Figure 4-9: Conditions hydrodynamiques pour la station Amont -19 mai 2011. Haut : courant, bas : taux de							
cisaillement G55							
Figure 4-10: Conditions physicochimiques pour la station Amont -19 mai 2011. Haut : température, bas : salinité 							
Figure 4-11: Dynamique sédimentaire pour la station Amont -19 mai 2011. De haut en bas : concentration totale							
en MES, concentration volumique par classe de taille (D<50μm, 50μm <d<100μm,100μm<d<250μm,< td=""></d<100μm,100μm<d<250μm,<>							
D>250μm) et diamètre médian (μm) des particules en suspension							
Figure 4-12: Conditions hydrodynamiques pour la station Bouchon Vaseux -18mai 2011. Haut : courant, bas : taux							
de cisaillement G57							
Figure 4-13: Conditions physicochimiques pour la station Bouchon Vaseux -18 mai 2011. Haut : température, bas :							
salinité57							
Figure 4-14: Dynamique sédimentaire pour la station Bouchon Vaseux -18 mai 2011. De haut en bas :							
concentration totale en MES, concentration volumique par classe de taille (D<50 $\mu$ m,							
50μm <d<100μm,100μm<d<250μm, d="">250μm) et diamètre médian (μm) des particules en suspension59</d<100μm,100μm<d<250μm,>							
Figure 4-15: Conditions hydrodynamiques pour la station Panache -17mai 2011. Haut : courant, bas : taux de							
cisaillement G60							
Figure 4-16: Conditions physicochimiques pour la station Panache -17 mai 2011. Haut : température, bas : salinité							
Figure 4-17: Dynamique sédimentaire pour la station Panache -17 mai 2011. De haut en bas : concentration totale							
en MES, concentration volumique par classe de taille (D<50μm, 50μm <d<100μm,100μm<d<250μm,< td=""></d<100μm,100μm<d<250μm,<>							
D>250μm) et diamètre médian (μm) des particules en suspension62							
Figure 4-18: Conditions physicochimiques pour la station Amont - 9 Novembre 2011. Haut : température, bas :							
salinité63							
Figure 4-19: Dynamique sédimentaire pour la station Amont - 9 Novembre 2011. De haut en bas : concentration							
totale en MES, concentration volumique par classe de taille (D<50μm, 50μm <d<100μm,100μm<d<250μm,< td=""></d<100μm,100μm<d<250μm,<>							
D>250μm) et diamètre médian (μm) des particules en suspension64							
Figure 4-20: Conditions hydrodynamiques pour la station Bouchon Vaseux -10 Novembre 2011. Haut : courant,							
bas : taux de cisaillement G65							
Figure 4-21: Conditions physicochimiques pour la station Bouchon Vaseux - 10 Novembre 2011. Haut :							
température, bas : salinité66							
Figure 4-22: Dynamique sédimentaire pour la station Bouchon Vaseux -10 Novembre 2011. De haut en bas :							
concentration totale en MES, concentration volumique par classe de taille (D<50 $\mu$ m,							
50μm <d<100μm,100μm<d<250μm, d="">250μm) et diamètre médian (μm) des particules en suspension67</d<100μm,100μm<d<250μm,>							
Figure 4-23: Dynamique sédimentaire pour la station Bouchon Vaseux - 31 Octobre 2011. De haut en bas :							
concentration totale en MES, concentration volumique par classe de taille (D<50 $\mu$ m,							
50μm <d<100μm,100μm<d<250μm, d="">250μm) et diamètre médian (μm) des particules en suspension68</d<100μm,100μm<d<250μm,>							

Figure 4-24: Conditions hydrodynamiques pour la station Panache - 08 Novembre 2011. Haut : courant, bas : taux
de cisaillement G69
Figure 4-25: Conditions physicochimiques pour la station Panache - 8 Novembre 2011. Haut : température, bas :
salinité70
Figure 4-26: Dynamique sédimentaire pour la station Panache - 8 Novembre 2011. De haut en bas : concentration
totale en MES, concentration volumique par classe de taille (D<50μm, 50μm <d<100μm,100μm<d<250μm,< th=""></d<100μm,100μm<d<250μm,<>
D>250μm) et diamètre médian (μm) des particules en71
Figure 4-27 : Dynamique spatiale de la concentration en chl a pour la première et la seconde période
d'échantillonnage
Figure 4-28 : Variation journalière de la concentration en chl a au point « Panache » le 22 mai. Chaque point
correspond à la moyenne surface-fond avec en barre d'erreur l'écart-type
Figure 4-29 : Dynamique spatiale de la concentration en TEP (μg X.L <sup>-1</sup> ) a pour la première et la seconde période
d'échantillonnage74
Figure 4-30 : Dynamique de la concentration en TEP (μg X.L <sup>-1</sup> ) en fonction des conditions de marées (ME : Morte-
eau, VE : Vive-eau) pour la première période d'échantillonnage75
Figure 4-31 : Variation journalière de la concentration en TEP ( $\mu$ g C.L <sup>-1</sup> ) au point « Panache » le 17 mai en fonction
de l'heure. Chaque point correspond à la moyenne surface-fond avec en barre d'erreur l'écart-type75
Figure 4-32 : Dynamique journalière de la concentration en TEP (µg X.L <sup>-1</sup> ) des points « TMZ » et « Tancarville »76
Figure 4-33 : Boite à moustache des paramètre S-EPS HW (A) et LW (B) (mg eq. glu.L <sup>-1</sup> ) en fonction des points77
Figure 4-34 :Dynamique de la concentration en S-EPS HW (mg eq. glu.L <sup>-1</sup> ) en fonction des conditions de marées
pour la première période d'échantillonnage78
Figure 4-35 : Dynamique des S-EPS HW en fonction des conditions de marées de la seconde campagne
d'échantillonnage
Figure 4-36 : Variation journalière de la concentration en S-EPS HW (mg eq. glu.L-1) au point « Amont » à la date
du 24 mai. Chaque point correspond à la moyenne surface-fond avec en barre d'erreur l'écart-type79
Figure 4-37: Dynamique des S-EPS LW en fonction des conditions de marées de la seconde campagne
d'échantillonnage
Figure 4-38 : Variation journalière de la concentration en S-EPS LW (mg eq. glu. L <sup>-1</sup> ) au point « TMZ » pour les
dates du 16 et 23 mai. Chaque point correspond à la moyenne surface-fond avec en barre d'erreur l'écart-
type
Figure 4-39 : : Dynamique spatiale du paramètre $F_V/F_M$ pour la première et la seconde période d'échantillonnage
Figure 4-40: Dynamique du paramètre F <sub>v</sub> /F <sub>M</sub> pour les quatre station étudiées et distinguées en fonction des
conditions de marée
Figure 4-41: Efficacité photosynthétique (alpha) et capacité photosynthétique (rETRmax) maximales82
Figure 4-42 : Boite à moustache du paramètre Pl <sub>(abs)</sub> en fonction des saisons
Figure 4-43: Variabilité du paramètre PI(abs) en fonction des stations

Figure 4-44 : ACP sur les données biologiques pour l'ensemble des stations et des campagnes.......85 Figure 4-45 : Cercle de corrélation des différentes variables. Les variables hydrologiques (salinité, température, turbidité (SPM)) ont été ajoutées comme variables supplémentaires (ne rentre pas dans le calcul des axes)85 Figure 4-46: Evaluation de l'abondance relative de bactéries appartenant à un groupe phylogénétique spécifique, en fonction du nombre total de bactéries associées à une particule: le dénombrement du nombre total de bactéries se fait par marquage au DAPI (A) et le n ......90 Figure 4-48: Abondance relative des principaux phylums bactériens associés aux particules décantables (1mm.s-1) et non décantable (10-2 mm.s-1 >V> 10-5 mm.s-1) en fonction de la profondeur au Val de Leux (pK : 265 étale de haute mer) et dans la zone du bouchon......92 Figure 5-2: Evolution de la concentration en MES et contribution de chacune des 8 classes de taille à cette concentration au cours de deux cycles de marée. Rappel des classes de taille en µm: [50; 77; 118; 180; 275 Figure 5-3: Vue en coupe horizontale (au fond) de l'embouchure de l'estuaire de Seine : variabilité spatiale du Figure 5-4: Modèle empirique de Manning and Dyer (2007) : relations entre les population de microflocs et de Figure 5-5: Comparaison entre mesures de turbidité au point Fatouville (données MODEL) et les modèles de floculation couplés au modèles hydrosédimentaire SiAM3D......99 Figure 5-6: Zoom temporel des comparaisons entre mesures de turbidité au point Fatouville (données MODEL) et les modèles de floculation couplés au modèles hydrosédimentaire SiAM3D. Bleu : Van Leussen; Rouge : Figure 5-7: Extension spatiale du bouchon vaseux repéré dans l'axe du chenal de navigation sur une marée de VE : comparaison entre les modèles empiriques (Manning and Dyer, Van Leussen, Winterwerp), le modèle FLOCMOD et un modèle ne prenant pas en compte les processus de floculation ......100 Figure 5-8: Estimation des masses de sédiment en suspension (approximativement le bouchon vaseux) pour les 4 Figure 5-9: Comparaison des processus de floculation entre les modèles paramétriques de Manning and Dyer et Winterwerp et les mesures de FLUMES2011, leg 1, à débit et marnage équivalent : variabilité de la Figure 5-10: Comparaison des processus de floculation entre les modèles paramétriques de Manning and Dyer et Winterwerp et les mesures de FLUMES2011, leg 1, à débit et marnage équivalent : variabilité du ratio entre population de microflocs et de macroflocs ......103 Figure 5-11: Comparaison des processus de floculation entre les modèles paramétriques de Manning and Dyer et Winterwerp et les mesures de FLUMES2011, leg 1, à débit et marnage équivalent : variabilité du diamètre 

## Liste des tableaux

Tableau 3-1: Récapitulatif des vitesses de rotation des grilles testées lors des calibrations en turbulence         22
Tableau 3-2: Récapitulatif des diamètres médians calculés après application des différents algorithmes de
traitement d'image à l'ensemble des 25 images de test29
Tableau 3-3: Type de culture : Batch ou se mi-continue ; conditions de culture : témoin (T), limitation en azote
(N), limitation en phosphates (P), limitation en silicates (Si) uniquement pour les diatomées
Tableau 4-1: Synthèse des pentes des différentes droites de calibration pour les campagnes FLUMES 2011 aux
différentes stations
Tableau 4-2: Tableau récapitulatif des conditions hydrodynamiques pour le premier leg de la campagne
FLUMES2011
Tableau 4-3: Tableau récapitulatif des conditions hydrodynamiques pour le second leg de la campagne
FLUMES2011
Tableau 4-4: Statistiques descriptives de la chl a en fonction des points       72
Tableau 4-5 Statistiques descriptives des concentrations en TEP en fonction des points
Tableau 4-6 : Statistiques descriptives des concentrations en S-EPS (mg eq. glu. L-1) en fonction des points76
Tableau 4-7 Statistiques descriptives du paramètre FV/FM en fonction des points       81

# 1 Équipes impliquées

#### Equipe 1

Laboratoire : IFREMER DYNECO / PHYSED

- 1. responsable scientifique : Romaric VERNEY (rverney@ifremer.fr)
- 2. chercheurs (ou équivalents) permanents : Philippe BASSOULLET (pbassoul@ifremer.fr) ; Pierre LE HIR, (plehir@ifremer.fr), Hervé JESTIN (hjestin@ifremer.fr)
- 3. techniciens : David LE BERRE (dleberre@ifremer.fr)
- 4. Joeran Maerz, CDD Video FLOCSIM

#### Equipe 2

Laboratoire : UMR 6143 M2C

- chercheurs (ou équivalents) permanents : Robert LAFITE (robert.lafite@univ-rouen.fr); Julien DELOFFRE, (julien.deloffre@univ-rouen.fr); Fabienne PETIT (fabienne.petit@univ-rouen.fr), Thierry BERTHE (Thierry.berthe@univ-rouen.fr)
- 6. techniciens : Michel SIMON (michel.simon@univ-rouen.fr)
- 7. PostDoctorant : Melissa LANGDHASS
- 8. doctorant : Mehdy RATAJCZAK (mehdy.ratajczak@etu.univ-rouen.fr)

#### Equipe 3

Laboratoire : UMR 100 IFREMER/UCBN

- 9. chercheurs (ou équivalents) permanents : Pascal CLAQUIN (pascal.claquin@unicaen.fr), Juliette FAUCHOT (juliette.fauchot@unicaen.fr, Benoit VERON (benoit.veron@unicaen.fr), Francis ORVAIN (francis.orvain@unicaen.fr)
- 10. techniciens : Bertrand LE ROY (bertrand.leroy@unicaen.fr)
- 11. Master2 : Nicolas SCHIFFRINE

### 2 Contexte et enjeux

L'importance des transferts de matière en suspension (MES) – qu'elle soit organique ou inorganique – sur la dynamique de l'estuaire de Seine et son écosystème a motivé de nombreux travaux de recherche dans le cadre du programme Seine Aval. Ces études (indépendantes entre elles) ont abouti à une meilleure compréhension des processus et à leur modélisation sur la base du modèle de transport SiAM3D (Le Hir et al., 2001) et le couplage de différents modèles permettant de décrire l'écosystème : le module biogéochimique RIVE et sa version simplifiée MOSES appliqué à la matière organique (MO), MET&OR pour les contaminants chimiques. Ces modèles nécessitent la simulation précise des flux de sédiments dans l'estuaire, que ce soit pour la turbidité dans la colonne d'eau, le stockage des sédiments fins sur les vasières amont et aval, l'advection de contaminants, du phytoplancton et des bactéries fixées sur les particules fines etc... (*Thouvenin et al. 2007; Even et al., 2007*).

Différentes études réalisées principalement dans divers estuaires européens (*Manning, 2004a, b : Tamar, UK and Gironde, F; Chen 2003 : Escault, B*) mais également dans une moindre mesure en estuaire de Seine (*Mouchel 1997, SA1, Verney, 2006, SA3*) démontrent l'importance des processus de floculation sur la variabilité des propriétés des MES (taille et vitesse de chute) et par conséquent sur les flux sédimentaires et éléments associés. Ces processus sont susceptibles de modifier notablement le comportement et le devenir des particules en estuaire, et naturellement celui de la matière organique (bactérienne ou phytoplanctonique). Rétroactivement, la présence de matière organique en suspension influence les processus de floculation/défloculation, i) en participant à l'agrégation en tant que particules mais également ii) en modifiant la cohésion des particules via la production de mucus (EPS/TEP) et donc leur capacité à s'agréger ou à résister à la fragmentation (*Eisma, 1993 ; Dam and Drapeau, 1995 ; Verney, 2006*). Bien qu'observable in situ, ces mécanismes de contrôle nécessitent pour une meilleure compréhension la mise en œuvre d'expérimentation en milieu contrôlé (Passow and Alldredge, 1995; Dam and Drapeau, 1995).

En pratique les interactions entre matériel sédimentaire et organique via le contrôle des processus de floculation influencent : les flux de sédiment dans l'estuaire et le temps de résidence des particules, la turbidité et les processus biologiques. Les flux verticaux de matière organique influencent à la fois le devenir des bactéries liées aux particules et celui du phytoplancton dont la dégradation sera accélérée. D'autre part, l'augmentation de la turbidité limitera la production primaire du phytoplancton en réduisant la pénétration de la lumière dans l'eau.

La connaissance des flux de MES en estuaire et leur modélisation est un challenge relevé par de nombreuses équipes à l'échelon international, principalement du point de vue physique (hydrodynamique et sédimentaire). L'observation des processus de floculation en relation avec l'hydrodynamique a focalisé une part dominante de l'effort de recherche, aboutissant à une avancée significative des connaissances dans plusieurs estuaires européens (Eisma, 1996; Van Leussen, 1999; Manning, 2004a; Milligan et al., 2007). Cependant, peu d'observations ont été réalisées en estuaire de Seine, notamment en estuaire aval. Plus globalement au niveau international, peu de travaux ont été consacrés aux interactions entre particules sédimentaires et matériel organique (Passow et al., 2001, Lunau et al., 2006). La modélisation des processus de floculation constitue un des axes de recherche phare de la dynamique sédimentaire. Les processus de floculation sont actuellement intégrés dans le plupart des modèles de transport sédimentaire via l'utilisation de formulations empiriques intégrant des paramètres généraux comme la turbulence ou la concentration en MES. Toutefois, ces formulations ne reproduisent que partiellement la mécanique d'agrégation et de fragmentation, elles sont souvent adaptées à un site d'étude, et leur validation nécessite un grand nombre de mesures. La modélisation des processus de floculation via la simulation des interactions particules/particules permet de reproduire au mieux la mécanique naturelle des particules en suspension (Mc Anally, 1999). Cette famille de modèles a longtemps été limitée aux études de processus en 0D ou 1D à cause de leur complexité et principalement de leur coût de calcul. L'amélioration des moyens de calcul ainsi que l'optimisation numérique de ces modèles présentent désormais la modélisation mécanistique des processus de floculation comme une alternative possible aux modèles empiriques.

L'objectif général du projet FLUMES est de contribuer à une meilleure modélisation des flux de matières en Estuaire de Seine en étudiant les interactions entre les MES d'origine minérale et organique via les processus de floculation/défloculation. Ce projet s'appuie sur les compétences de différentes équipes du programme Seine

Aval dont le suivi des bactéries en laboratoire et in situ (M2C - Touron 2005), l'observation en laboratoire et in situ des processus de floculation (M2C-Ifremer - *Lafite, 2001, Verney et al., 2009*), et le développement d'un modèle de floculation (Ifremer - FLOCMOD – *Verney et al., 2011*) ainsi que les compétences en écophysiologie du phytoplancton de l'équipe Biologie des Ecosystèmes Côtiers de l'UMR 100 Ifremer/UCBN (*Pannard et al, 2008, Claquin et al., 2010*).

FLUMES constitue un projet ambitieux sur l'étude des matières en suspension (organiques et minérales) et leur dynamique dans l'estuaire de Seine. Il s'adosse sur différents programmes financeurs : Seine Aval et EC2CO pour les premières phases (2008-2012), et par la suite et sur la base des résultats acquis, le montage d'un projet ANR. Le diagramme de la Figure 2-1 présente les actions envisagées dans le projet global, avec en rouge les tâches inclues dans le projet Seine Aval.



Figure 2-1: Synthèse du projet FLUMES2 sur l'étude des interactions entre sédiment en suspension et matière organique. En rouge les actions réalisées partiellement ou en totalité dans FLUMES2.1 (AO Seine Aval)

Plus précisément, le projet FLUMES financé par le programme scientifique Seine Aval se décompose en deux phases :

- Phase 1 (Action SA4 2008-2009) : Synthèse des mesures in situ (antérieures ou acquises au cours de la phase I), Intégration du modèle de floculation FLOCMOD dans le modèle 3D hydrosédimentaire de l'estuaire de la Seine, réalisation de tests de faisabilité et de performance sur la possibilité de simuler les processus de floculation dans le modèle numérique 3D
- Phase 2 (AO SA4 2010-2011) : Vers une modélisation couplée floculation/matière organique : expérimentation, mesures in situ et modélisation. Le volet "observation in situ" a en particulier été cofinancé via le projet EC2CO FLUMES2.2 (2011-2012) dédié à l'observation in situ des caractéristiques des MES et des processus de floculation en estuaire de Seine.

Le document final reprend les différentes actions réalisées au cours de ce deux phases successives mais réorganisées thématiquement autour de trois questionnements majeurs ayant demandé des développements méthodologiques et numériques ou des campagnes de mesures in situ de grande ampleur:

- Comment étudier les interactions MES/matière organique: développements méthodologiques et réalisation d'un dispositif expérimental FLOCSIM
- Quelle est la variabilité naturelle des MES en estuaire de Seine? (via l'acquisition de données in situ originales en particulier les campagnes FLUMES2011)
- Comment modéliser les flux de MES, intégrant leur dynamique via les processus de floculation ? (développement de la modélisation couplée processus de floculation multiclasse/modèle hydrosédimentaire 3D).

# 3 Etude des processus de floculation et interactions avec la matière organique : développements méthodologiques et expérimentaux

#### 3.1 Contexte et besoins

Les matières en suspension sont par essence de composition complexe et variable, à la fois spatialement et temporellement : nature et biodiversité des espèces phytoplanctonique en lien avec les occurrences de blooms, dont les spécificités varient en fonction des espèces et des forçages environnementaux, quantité et caractéristiques des communautés bactériennes variables en fonction de leur environnement, nature et concentration des MES minérales en fonction des forçages hydrologiques, hydrodynamiques et météorologiques. Les estuaires intègrent l'ensemble de ces variabilités, caractéristiques qui en font des systèmes stratégiques à étudier mais qui rend la compréhension des mécanismes difficile et leur individualisation quasiment impossible in situ. Une phase exploratoire en laboratoire, où le contrôle des paramètres est acquis, est nécessaire pour une meilleure compréhension des processus mis en jeu.

Dans le cadre du projet FLUMES, trois actions ont été identifiées :

- 1. le développement d'un microcosme de laboratoire dédié à l'étude des interactions MES minérales/MES organiques via les processus de floculation
- 2. l'étude du comportement de populations phytoplanctoniques face à différents stress extérieurs, et les conséquences sur la production de TEP/EPS
- 3. le développement méthodologique autour de la collecte de sédiment non organique et de biofilms

#### 3.2 Développement du microcosme de laboratoire FLOCSIM

#### 3.2.1 <u>Contexte</u>

Etudier les processus de floculation nécessite de contrôler certains paramètres clés ( turbulence, concentration en MES, salinité...) afin de pouvoir réaliser des séries de tests reproductibles, et tester ainsi le rôle d'un unique paramètre. Ces contraintes interdisent d'étudier finement les mécanismes de contrôle à partir d'observations in situ, où les conditions hydrodynamiques et environnementales changent rapidement. La solution expérimentale consiste à développer un dispositif de laboratoire OD, afin de reproduire les phénomènes de floculation et de défloculation du matériel particulaire. L'objectif est de tester les interactions phytoplancton/MES et bactéries/MES en faisant varier, en tests successifs, les paramètres de contrôle de la floculation dans le réacteur : turbulence, concentrations, salinité et ce pour différents types de MO (variable au cours d'un bloom ou de la croissance microbienne). La durée des tests est fixée à 120min, échelle de temps caractéristique des processus de floculation en milieu naturel estuarien. Dès lors, l'évolution de la matière organique (e.g. dégradation) est supposée négligeable au cours d'un test. Il est par ailleurs prévu de dupliquer le prototype, baptisé FLOCSIM, afin de disposer de deux systèmes l'un pour l'expérience phytoplancton/MES et l'autre pour l'expérience bactéries/MES.

Une première réunion de concertation avec l'ensemble des partenaires a permis de rédiger un cahier des charges à respecter :

- faible volume d'étude (<5L) pour un contrôle optimal des paramètres et un travail en 0D, facilité de manipulation, répétitivité des tests
- homogénéité réaliste de la turbulence, représentativité de la turbulence en milieu naturel
- prélèvement de MES pour observation MEB et caractérisation de la MO
- mesures de vitesse de chute en fin de test

La mesure de vitesse de chute, essentielle dans la compréhension du comportement des MES, a néanmoins rendu complexe la conception de dispositif. Ce point a donc été mis à part, et afin d'être traité via une colonne de sédimentation de type LABSFLOC.

Les dispositifs utilisés dans différents laboratoires européens possèdent des caractéristiques très différentes, de complexité et de taille variables, principalement dues au choix du générateur de turbulence (Figure 3-1). Cependant, aucun des dispositifs existants ne rassemble les caractéristiques recherchées pour FLOCSIM. Un premier prototype a été construit sur la base d'un Jar Test (VIL – *Mikes et al., 2004 ; Verney, 2006 ; Verney et al., 2009)*. Ce dispositif (Figure 3-2), caractérisé par un faible volume de contrôle, ne permettait pas cependant d'accéder à la vitesse de chute et au prélèvement de particules. De plus le générateur de turbulence n'était pas optimal. Une solution envisagée pour FLOCSIM serait d'allier les caractéristiques compactes du Jar Test et la turbulence de grille, plus homogène. Dans ce nouveau dispositif FLOCSIM, la gamme de turbulence appliquée dans le réacteur correspondra aux échelles de turbulence observées en estuaire, à l'instar du VIL (*Verney et al., 2009*).

Le futur prototype FLOCSIM a pour ambition de mesurer la taille et la forme des flocs grâce à une caméra CDD. Cette technique est largement répandue à la fois pour des systèmes d'observation en laboratoire et *in situ (Lunven et al., 2004; Manning (2004); Maggi et al., 2006; Benson and French, 2007, Mietta et al., 2009*). Le système Video In Lab (VIL - Université de Rouen) utilise également cette technique pour évaluer le spectre de taille des particules (*Verney et al., 2009*). Cette technique d'observation consiste au traitement d'images en niveaux de gris, afin de détecter les silhouettes des flocs et ainsi en déterminer les principales caractéristiques géométriques. Le post traitement des images, réalisé manuellement par l'opérateur dans le dispositif VIL, sera automatisé pour FLOCSIM via l'utilisation de suites de routines développées à l'Ifremer (*Lunven et al., 2004*) ou disponibles en open source (*Benson and French, 2007*) sous Matlab<sup>®</sup>.



Figure 3-1: Schémas des principaux dispositifs utilisés pour étudier les processus de floculation en laboratoire



Figure 3-2: Dispositif Video In Lab (Mikes et al., 2004, Verney et al., 2009)

#### 3.2.2 Description du dispositif FLOCSIM

La figure Figure 3-3 présente le schéma de conception du dispositif FLOCSIM, sans son architecture complète (caméra, centrale d'acquisition, PC de commande...). Le volume global est un cylindre de 26cm de diamètre sur 22 centimètre de haut. Un cylindre intérieur plein de 10cm de diamètre assure un volume utile maximum entre les deux cylindres de 6 L. Des ouvertures sont pratiquées sur la paroi pour permettre l'insertion de capteurs (turbidité OBS, capteur de conductivité, salinité, température, pH). Une ouverture est dédiée au prélèvement d'eau pour analyse des MES, de la qualité de la matière organique...Finalement, une dernière ouverture de 2cm de diamètre est crée pour assembler un hublot optique de haute performance pour l'observation des flocs par caméra CCD. Le mélange est assuré par une grille double en rotation, dont la vitesse est asservie par un moteur pas à pas et contrôlée par ordinateur (Figure 3-4). Le dispositif possède un mode en rotation continu ou en oscillation (inversion du sens de rotation après un tour complet).

Dans la version originale du FLOCSIM, l'éclairage des particules en suspension devait se faire par une nappe laser générée à l'aplomb de la fenêtre de mesure. Les premiers tests ont montré un défaut de puissance du générateur, et un compromis a été trouvé en remplaçant le cylindre intérieur plein par un cylindre creux, à l'intérieur duquel est généré un disque lumineux créant un fond blanc uniforme sur lequel se détachent les flocs.



Figure 3-3: Schéma du microcosme de laboratoire FLOCSIM (unités en mm)



Figure 3-4 :Illustration du microcosme de laboratoire FLOCSIM avec les sondes externes et la centrale d'acquisition reliée au PC de contrôle

#### 3.2.3 Calibration hydrodynamique

La future utilisation du dispositif nécessite de calibrer la vitesse de rotation des grilles afin de générer des niveaux de turbulence cohérents avec ceux générés en milieu naturel. Les mesures de référence de la turbulence (taux de cisaillement en s<sup>-1</sup>) en estuaire montre que celle ci peut varier entre 0 (valeur théorique à l'étale) et 100s<sup>-1</sup> (*Verney et al., 2007, Manning and Dyer, 1999*).

Une session de mesure de la turbulence au sein du réacteur a été réalisée par LDV (laser Doppler Velocimetry) au laboratoire M2C à Caen (Figure 3-5). Pour les deux configurations de rotation (continu ou oscillant), 6 vitesses de rotation sont testées (cf Tableau 3-1: Récapitulatif des vitesses de rotation des grilles testées lors des calibrations en turbulence Tableau 3-1) afin d'évaluer les niveaux de turbulence au sein du réacteur. Les mesures sont réalisées par LDV, les deux faisceaux étant orientés à 45° par rapport à l'horizontale. 6 positions du point de mesure sont testées, permettant de quantifier la turbulence le long du rayon du cylindre. Pour chaque vitesse et chaque position, une mesure d'au moins 2min est réalisée.



Figure 3-5: Illustration de la mesure de turbulence par LDV

		V2	V4	V6	V8	V10	V12	V18
Vitarea da ratation	Continu	0.17	0.33	0.5	0.67	0.83	1	1.83
vitesse de rotation	Oscillant	0.17	0.33	0.5	0.67	0.83		

Tableau 3-1: Récapitulatif des vitesses de rotation des grilles testées lors des calibrations en turbulence

Les mesures par LDV ne sont pas acquises à fréquence fixe, la première étape du traitement des données consiste à interpoler les mesures à fréquence fixe afin de déterminer le spectre fréquentiel de la vitesse fluctuante. Ce spectre est ensuite lissé par un filtre médian glissant sur une fenêtre temporelle de 100 mesures.

La Figure 3-6 présente les différents spectres en fréquence de la vitesse pour les 7 vitesses testées, pour la position la plus éloignée du hublot de mesure. La décroissance de l'énergie spectrale est correctement observée. On remarque également que l'augmentation de la vitesse de rotation augmente la turbulence dans les hautes fréquences supérieures à 10Hz.



Figure 3-6 : Spectre fréquentiel de l'énergie cinétique turbulente au milieu du dispositif mesuré par LDV, rotation continue des grilles. Rouge : V2, Bleu : V4, Noir : V6, vert : V8, cyan : V10; mauve : V12; jaune : V18

Cette estimation de l'énergie spectrale est ensuite utilisée pour quantifier la dissipation de l'énergie turbulente  $\varepsilon$ en appliquant la méthode utilisant l'inertie de la dissipation de la turbulence (Huntley, 1988; Voulgaris and Trowbridge, 1998), reliant l'intensité du spectre de la vitesse fluctuante  $\phi_w$  et la dissipation de l'énergie cinétique turbulente, tel que :

$$u^* = (kz\varepsilon)^{\frac{1}{3}}$$
$$u^* = \left(\frac{2\pi kz}{U}\right)^{\frac{1}{3}} \left(\frac{\varphi_w(f) f^{\frac{5}{3}}}{\alpha_w}\right)^{\frac{1}{2}}$$

On obtient ainsi pour chaque vitesse de rotation la variabilité de la turbulence le long de la section de mesure, présentée en Figure 3-7. Le mode " oscillant" génère des niveaux de turbulence dans l'ordre de grandeur des valeurs observées in situ, de quelques s<sup>-1</sup> à plus de 100 s<sup>-1</sup>, contrairement au mode continu, ne simulant que la tranche haute des intensités turbulentes. En conséquence, les futures expérimentations en laboratoire devront privilégier le mode "oscillant", afin de pouvoir reproduire les mécanismes de floculation correspondant aux périodes d'étales. Toutefois, des mesures complémentaires à plus faible vitesse de rotation devront être effectuées pour compléter la calibration actuelle.



Figure 3-7: Calibration hydrodynamique du FLOCSIM pour la configuration rotation continue (vert) et rotation alternée (rouge)

#### 3.2.4 <u>Développement d'une boite à outil FLOCImage</u>

L'acquisition d'images haute résolution pour la détection et la quantification de flocs est une méthode largement répandue dans la communauté scientifique. L'objectif du développement de FLOCSIM n'était pas de travailler sur un éventuel nouvel algorithme de traitement d'image, mais au contraire de faire l'inventaire des méthodes existantes et d'évaluer leur potentiel. Une boite à outil FLOCImage a donc été crée, synthétisant les méthodes d'analyse et de traitement d'image les plus utilisées:

- seuillage
- dilatation/erosion/seuillage
- Gradient d'intensité lumineuse après binarisation (Lintern and Sills, 2006)
- Méthode de Benson and French (2007)

D'autres méthodes ont été implémentées mais non testées :

- Méthode d'Otsu globale (seuillage automatique par minimisation des variances entre les classes "fond" et "particules")
- Méthode de Maggi et al. (2006) : seuillage local déterminé par l'intersection de deux gaussiennes représentatives des points de fond d'une part et des points particules d'autre part.
- Méthode de Sen and Pal (2007) : seuillage par histogramme et évaluation de l'ambiguité

Pour toutes ces méthodes, une moyenne des images post-traitées est réalisée. Cette image moyenne est retranchée à chaque image pour enlever le bruit de fond.

• Seuillage simple

Cette méthode simple est la plus couramment utilisée : les images en niveau de gris (valeur entre 0 et 255) sont normalisées (valeur entre 0 et 1) et un seuil global est défini par l'utilisateur : au dessus du seuil le pixel vaut 1, en dessous 0. Cette méthode est rapide mais il est difficile de l'utiliser de manière automatique car, malgré la soustraction de l'image moyenne, les seuils peuvent varier d'une image à l'autre et donc peut demander l'intervention de l'utilisateur • dilatation/érosion/seuillage

Cette méthode utilise le procédé de binarisation de l'image par seuil fixe, puis pour chaque floc, la particule est agrandie de 1 ou plusieurs pixel à sa frontière, puis érodée du même nombre de pixel à sa nouvelle frontière. Cette méthode permet de combler des blancs à l'intérieur d'un floc mal détecté. Elle a pour conséquence également de potentiellement fusionner deux flocs très proches.

• Gradient d'intensité lumineuse après binarisation (Lintern and Sills, 2006)

Cette méthode se base également sur la méthode de seuillage global simple, et propose une analyse des images binaires pour trouver un seuil automatique optimal par image, qui ne nécessiterait plus d'intervention de l'utilisateur. Les seuils sont balayés entre 0 et 1, et pour chaque image binaire obtenue, la luminosité est calculée (% de pixel à 1). Le seuil optimal correspond au seuil pour lequel le gradient de luminosité dépasse 1%.

• Méthode de Benson and French (2007)

La méthode proposée par Benson consiste à repérer les bords des particules, par produit de convolution, et les particules par un seuil fixe. La suite du traitement consiste à maximiser la coïncidence entre la détection des bords et des particules. Un traitement spécial est appliqué sur le gradient d'intensité à la frontière des particules pour éliminer les particules floues et hors du champ de la caméra.

• Application des méthodes d'analyse d'image à des images tests

Une évaluation des méthodes d'analyses d'images décrites ci dessus a été réalisée à partir d'images acquises par la caméra du FLOCSIM avec des billes calibrées à 200µm. 25 images sont utilisées pour cette expérience. Un échantillon des images observées est donné en Figure 3-8.



Figure 3-8: Exemple d'images acquises par la caméra du FLOCSIM pour des billes calibrées à 200µm, illumination par transmission

Les différents traitements d'analyse d'image sont évalués à partir d'une image test. La Figure 3-9 ci dessous montre l'image brute, l'image moyenne de référence et l'image de travail, correspondant à l'image brute - l'image de référence.



Figure 3-9: Traitement successif de l'image brute (haut gauche), la moyenne des images traitées pour soustraire le bruit de fond (haut droite) et image résultante (brute-moyenne)

La Figure 3-10 suivante montre l'image binarisée de l'image test, pour 4 seuils simples : 0.5, 0.7, 0.8 et 0.9. Un seuillage trop faible aboutit à la sélection de petites particules, liées au bruit de fond. Au contraire, un seuillage trop haut tend à rogner les particules et à les faire apparaitre plus petite. Dans le cas présent, traiter l'image par erosion/dilatation puis seuillage n'aboutit pas à une amélioration significative des performances de la routine. La méthode de Lintern and Sills, pour un gradient par défaut de 1% intègre un grand nombre de petites particules, au contrainte d'un gradient faible (0.1%) qui gomme l'ensemble des particules d'intérêt. Enfin, la méthode de Benson and French, avec les paramétrages par défaut, donne des résultats probant, mais élimine des particules jugées floues et qui pourraient potentiellement être valides.

Les distributions calculées à partir des différents traitements sont comparées en Figure 3-11 et Figure 3-12 et Tableau 3-2: Pour la distribution en nombre, la méthode de Benson and French est la plus performante, avec un D50 à 220µm, soit 10% d'erreur. Le seuillage simple donne des résultats satisfaisants pour la distribution en nombre (D50 à 160µm). La distribution pondérée par la surface des flocs démontre que la méthode de Benson and French reste fiable, mais que la méthode par seuillage simple est également performante. Pour les futures expérimentations, il est recommandé d'utiliser la méthode de Benson and French.



Figure 3-10 (ci avant) : Exemples d'images traitées en fonction des différents algorithmes appliqués :A: seuil simple à 0.5; B : seuil simple à 0.7; C : seuil simple à 0.8; D : seuil simple à 0.9; E : Methode de Lintern and Sills à 1%; F : Methode de Lintern and Sills à 0.1%; G : combinaison de la dilatation/erosion des particules associé à un seuil simple à 0.8; H: Méthode de Benson and French



FLOCImage : comparaison des méthodes de traitement

Figure 3-11: Distribution (en nombre) du spectre en classe de taille des particules pour les différentes méthodes algorithmiques testées



FLOCImage : comparaison des méthodes de traitement

Figure 3-12: Distribution (pondérée par la surface des flocs) du spectre en classe de taille des particules pour les différentes méthodes algorithmiques testées

	Topt 0.5	Topt 0.7	Topt 0.8	Topt 0.9	Sills 0.001	Sills 0.005	Sills 0.01	Erosion Dilatation	Benson and French
D50 [nb] en µm	30	160	120	40	10	10	10	150	220
D50 [area] en µm	230	200	180	150	110	270	270	180	230

Tableau 3-2: Récapitulatif des diamètres médians calculés après application des différents algorithmes de traitementd'image à l'ensemble des 25 images de test

#### 3.2.5 <u>Conclusions</u>

Le microcosme pour l'étude des processus de floculation est opérationnel, calibré pour l'hydrodynamique ainsi que pour l'analyse d'image. Ces développements technologiques associés aux développements méthodologiques sur la préparation des MES et l'analyse de la matière organique (d'origine phytoplanctonique ou bactérienne) ont permis de cadrer les futures opérations. Des tests préliminaires seront réalisés fin 2012/début 2013.

#### 3.3 Comportement de populations phytoplanctonique face aux stress environnementaux

Les cellules phytoplanctoniques se développent par blooms saisonniers, et sur des périodes de quelques semaines. Pendant ces blooms, le nombre et la physiologie de ces populations évoluent. Le phytoplancton, comme d'autre organismes, synthétise de grande quantité de polysaccharides extracellulaires (EPS) (*Hoagland et al., 1993 , Myklestad, 1995*). L'augmentation d'EPS a souvent été corrélée avec la présence d'efflorescences phytoplanctoniques et plus particulièrement celles dominées par les diatomées (*Passow, 1995, Mari et Burd, 1998, Engel et Passow, 2001, Klein et al., 2011*).De part leur propriété collante, les EPS vont pouvoir s'associer avec les matières en suspension, engendrant la formation d'agrégats. Par conséquent, les EPS font parties intégrantes du système de floculation/défloculation au sein de la colonne d'eau, fournissant ainsi une source de carbone non négligeable pour les organismes benthiques et pélagiques (*Smith et Underwood, 1998*). Les EPS jouent également un rôle indirect, puisqu'ils sont impliqués dans les transitions de communauté, en favorisant la sédimentation des blooms phytoplanctoniques.

Les EPS sont constitués d'une fraction soluble (S-EPS) et d'une fraction particulaire dont une partie est composée de TEP (Transparent Exopolymer particles, Figure 3-13) (*Passow, 2002a, Thornton, 2002*). Les TEPs sont des particules exopolymériques transparentes constituées de polysaccharides acides. Les TEPs sont composés essentiellement de glucide, ils sont riches en fucose, rhamnose et à un moindre degré en arabinose. Ils sont relativement pauvres en glucose et en galactose. Leur acidité résulte principalement de la présence de groupes esters sulfatés (*Passow, 2002a*). Les TEPs peuvent se former selon deux voies distinctes, l'une impliquant l'assemblage spontané à partir de précurseurs dissous et l'autre par excrétion de matières polysaccharidiques extracellulaires (*Thornton, 2002*).

La formation et la subsistance des TEPs dépendent en partie des espèces présentes, du type de précurseur et de la disponibilité en cation (Ca<sup>2+</sup>, Mg<sup>2+</sup>, Fe<sup>2+</sup>). En effet, ces derniers permettraient de stabiliser la structure des agrégats par formation de ponts (*Chin et al., 1998, Bhaskar et Bhosle, 2006, Wurl et Holmes, 2008, Wetz et al., 2009*). De plus de nombreux paramètres physiques comme la salinité et le pH modifient la conformation et la répartition des charges des TEPs, induisant un changement de la cohésion (*Mari et Robert, 2008*).



*Figure 3-13 : Excrétion de particules exopolymériques transparentes (TEP) observée chez Lepidodinium chlorophorum par coloration au bleu alcian (Claquin et al., 2008).* 

Bien que les études susmentionnées aient accrues notre compréhension, concernant les EPS peu d'études ont été réalisées en conditions estuariennes. Dans ce contexte, une étude expérimentale en laboratoire a été menée sur la réponse de communautés phytoplanctoniques face à des stress environnementaux (carences en sels nutritifs, comportement face à un gradient de salinité), avec un suivi particulier sur la production des EPS.

#### 3.3.1 Espèces étudiées et mode opératoire

Les effets des carences en sels nutritifs ont été étudiés sur quatre espèces phytoplanctoniques, deux diatomées (*Pseudo-nitzschia pungens, Asterionellopsis glacialis*), et deux Dinophytes (*Gymnodinium sp, Karenia mikimotoï*). Pour chaque espèce de diatomées et de Dinophytes, 12 et 9 conditions de croissance sont respectivement appliquées. Ces conditions sont décrites dans le Tableau 3-3. L'effet de la salinité a été testé sur le diatomée Chaetoceros didymus isolée en Baie de Seine.

type de culture	condition	phase de croissance
Batch	т	Exponentielle
Batch	N	Exponentielle
Batch	Р	Exponentielle
Batch	Si	Exponentielle
Batch	т	Stationnaire
Batch	N	Stationnaire
Batch	Р	Stationnaire
Batch	Si	Stationnaire
Semi-cont	Т	état stable
Semi-cont	N	état stable
Semi-cont	Р	état stable
Semi-cont	Si	état stable

 Tableau 3-3: Type de culture : Batch ou se mi-continue ; conditions de culture : témoin (T), limitation en azote (N),

 limitation en phosphates (P), limitation en silicates (Si) uniquement pour les diatomées

Deux modes de cultures ont été utilisés pour l'étude en laboratoire : la culture en batch et la culture continue :

• <u>La culture en batch</u>, aussi nommée culture en bloom, est une culture « non à l'équilibre » qui présente différentes phases de croissance.



Figure 3-14: Schéma représentant la culture en batch

• <u>La culture en semi-continu</u> est un système destiné à maintenir la biomasse à l'équilibre, à un taux de croissance constant. Du milieu de culture neuf est introduit à intervalle de temps et à volume constant dans la culture.



Figure 3-15: Schéma représentant la culture en semi-continue

*C. debilis* a été cultivée en condition optimale de croissance dans un milieu F/2 modifié (*Guillard, 1962; Guillard, 1975*). Les différentes salinités ont été réalisées par dilution de l'eau de mer avec de l'eau ultra-pure (salinité : 35, 33, 30, 28, 24, 20, 15).

L'évolution de la croissance cellulaire a été déterminée par mesure de la chlorophylle a *in vivo* (détaillé-ci-après). La fluorescence mesurée directement dans les échantillons à l'aide d'un fluorimètre (Turner design, TD-700) a permis de suivre l'évolution de la biomasse des cultures. Sur chaque culture, les productions de TEP, la concentration en Chlorophylle a et l'état physiologique sont déterminés.

#### 3.3.2 Paramètres suivis

• La chl a

Des échantillons de 5 mL de culture sont prélevés puis centrifugés à 4000 g (Sigma, 3-16K) durant 10 minutes à température ambiante. Les culots sont conservés au congélateur et à l'obscurité jusqu'au dosage. Les culots sont

repris ensuite dans 4,5 mL d'une solution d'acétone à 100% pendant une nuit à 4°C et à l'obscurité. Les échantillons sont centrifugés à 4000 g pendant 5 minutes à 4°C.

La fluorescence de la chl *a* extraite est mesurée dans le surnageant à l'aide d'un fluorimètre (Turner Design 700) selon la méthode de Welschmeyer (*1994*).

• Les EPS/TEP

Les EPS sont divisés en 3 groupes majoritaires selon Passow (2002a) : les EPS liés (bEPS), les EPS solubles (S-EPS) ou EPS colloïdaux et les Transparent Exopolymer particles (TEP). Pour les expériences en laboratoire les trois fractions ont été analysées.

#### Transparent Exopolymer Particles

Le dosage des TEPs a été réalisé selon la méthode colorimétrique au bleu alcian décrite par Claquin *et al.* (2008) et appliquée aux prélèvements *in situ* par Klein *et al.* (2011).

**Préparation de la solution de xanthane :** Une solution de xanthane à 1 g.L<sup>-1</sup> a été réalisée à partir de gomme de xanthane et d'éthanol absolu. Cette solution a été agitée toute une nuit puis passée aux ultrasons pendant 20 min. Différents volumes de solutions de xanthane ont été ajoutés dans des tubes Falcon de 15 mL pour la réalisation d'une gamme étalon (de 50  $\mu$ L à 700  $\mu$ L, Annexe 1).

Suite à l'ajout de 2 mL de bleu alcian dans chaque tube, les solutions ont été centrifugées à 4000 g durant 30 minutes à température ambiante. Le surnageant a été éliminé et le culot a été rincé avec 1 mL d'éthanol absolu puis centrifugé de nouveau à 4000 g pendant 30 min. Cette étape a été répétée jusqu'à l'obtention d'un surnageant clair. Le culot a ensuite été séché à l'étuve à 50°C pendant une nuit afin d'éliminer les traces d'éthanol. Une fois le culot séché, 6 mL d'acide sulfurique à 80 % ont été ajoutés (soit 1mL d'eau distillée et 5 mL d'acide sulfurique à 96 %). La gamme étalon a ensuite été incubée pendant 2 heures à température ambiante.

*Préparation des échantillons* : 10 mL de milieu de culture ont été prélevés et centrifugés pendant 10 min à 4000 g. Le culot a ensuite été stocké au congélateur jusqu'à analyse. Chaque prélèvement a été effectué en triplicata.

Le jour du dosage, 4 mL de bleu alcian a été ajouté puis immédiatement passé au vortex. Trois étapes de centrifugation (30 minutes à 4000 g) ont été ensuite réalisées, 1 mL d'eau distillée est ajoutée entre chaque étape, afin d'éliminer le bleue alcian en excès. Le culot obtenu, après la dernière centrifugation, a été remis en suspension dans 6 mL d'acide sulfurique à 80 %. L'échantillon a ensuite été incubé pendant 2 heures à température ambiante.

**Dosage** : A la suite des 2 heures d'incubation, la mesure de l'absorbance a été effectuée dans des cuves en plastique de 1 cm à 787 nm à l'aide d'un spectrophotomètre (Ultrospec 1000).

La concentration en TEP obtenue a été exprimée en  $\mu$ g d'équivalent de gomme de xanthane ( $\mu$ g eq. X.L<sup>-1</sup>). Les concentrations en TEP ont été converties en carbone à partir de l'équation de Engel et Passow (2001) qui a déterminé le rapport existant entre le carbone contenu dans les TEP et les TEP exprimées en équivalent de Xanthane sur plusieurs espèces. Engel et Passow (2001) ont montré qu'un facteur de 0,75 permettait de transformer les concentrations exprimées en Xanthane en carbone.

#### Les EPS solubles

Les deux fractions (solubles et liés) sont divisées en 2 sous-groupes : le groupe constitué de molécules à fort poids moléculaire (High Weigh, HW) et le groupe constitué de molécules à faible poids moléculaire (Low Weight, LW). Chaque fraction a donc été séparée puis dosée selon la méthode de Dubois *et al.* (1956).

**Préparation de la courbe étalon:** La gamme étalon a été préparée à partir d'une solution mère de D (+) Glucose anhydre (M  $_{C_6H_{12}O_6} = 180,16 \text{ g.mol}^{-1}$ ) à 200 mg.L<sup>-1</sup>. Des solutions de concentrations intermédiaires ont été réalisées pour établir une gamme étalon (0 à 200 mg.L<sup>-1</sup>)

**Préparation des échantillons:** Au cours de chaque échantillonnage, le filtrat de la chl *a* a été utilisé pour le dosage S-EPS. L'échantillon a été recueilli dans un tube Falcon 50 mL.

Le principe de fractionnement des EPS est basé sur la précipitation des EPS de fort poids moléculaire dans de l'éthanol à froid. 10 mL de culture ont été prélevés puis centrifugés à 4000 rpm pendant 20 min à température ambiante. Le surnageant est considéré comme la fraction soluble (Underwood *et al.* (2004)) et le culot comme la fraction liée (*Takahashi et al., 2009*). Afin d'extraire cette fraction une résine échange d'ion a été utilisée (Dowex Marathon C, Na+; Sigma- Aldrich, quantité : 50g g<sup>-1</sup> de biomasse, *Takahashi et al., 2009*). L'ensemble a été agité pendant 1h à 4°C à l'obscurité puis centrifugé à 15°C à 3500 rpm pendant 10 min. La manipulation a été effectuée en triplicata.

Après une nuit à -20°C, une centrifugation à 4000 g pendant 15 min a permis la séparation des EPS à fort poids moléculaire (HW) localisés dans le culot et des EPS à faible poids moléculaire (LW) localisés dans le surnageant. Chaque fraction a ensuite été séchée à l'étuve (50°C). Puis les sucres cristallisés ont été remis en suspension dans 1 ml d'eau distillée.

**Dosage** : Après séchage des différentes fractions, les échantillons ont été remis en suspension dans 1 ml d'eau distillée, 1 ml de phénol à 5 % et 5 ml d'acide sulfurique à 96 %. Après 30 minutes d'incubation à température ambiante, l'absorbance a été mesurée à 485 nm à l'aide d'un spectrophotomètre (Ultrospec 1000). Les concentrations obtenues sont exprimées en Mg eq. glu.L<sup>-1</sup>.

#### 3.3.3 <u>Mesure des paramètres photosynthétiques</u>

• Mesure de la fluorescence de la chl *a* sous lumière modulée

L'efficacité du PSII a été étudiée à l'aide d'un fluorimètre à lumière modulée (AquaPen-P AP-P 100, PSI, Brno, République Tchèque, Water PAM Walz). La fluorescence émise a été mesurée à 90° de la source lumineuse d'excitation sur les prélèvements d'eau.

Chaque échantillon est placé à l'obscurité pendant 10 min avant les mesures afin de n'avoir aucun flux d'électrons entre les deux photosystèmes. Un premier flash lumineux de faible intensité permettant d'activer les centres réactionnels du photosystème II (PSII) a été réalisé (Figure 3-16). Ce flash induit une émission de fluorescence sans mettre en œuvre la réaction de photosynthèse. Il indique le niveau minimal de fluorescence (F<sub>0</sub>). Un flash de lumière saturant est ensuite appliqué provoquant la réduction des centres réactionnels augmentant ainsi le niveau de fluorescence. Ce niveau maximum détermine le paramètre  $F_M$ . Un dernier flash de lumière actinique active la photosynthèse permettant de calculer niveau minimal de fluorescence adapté à la lumière ( $F_t$ ). Il est suivi de flashes de lumière saturants indiquant le niveau de fluorescence maximal adapté à la lumière ( $F_M$ ). La différence entre  $F_0$  et  $F_M$  est notée  $F_V$ , elle correspond à la variation de fluorescence ou à la fraction d'énergie photonique convertible en énergie chimique.



Figure 3-16 Principe de la fluorescence modulée PAM

En envoyant une succession de flashs d'intensité lumineuse croissante, on obtient différents  $F_V$  notés selon l'équation  $F_{V'} = F_{M'} - F_s$ .

Ainsi, le rendement quantique du PSII est déterminé pour les différentes irradiances (de 10 à 1000  $\mu$ mol m<sup>-2</sup>, s<sup>-1</sup>, à une longueur d'onde de 485 nm) selon l'équation (*Genty et al., 1989*) :

$$(F_{M'} - F_s)/F_{M'} = \Delta F/F_{M'}$$

A partir du rendement de fluorescence  $\Delta F/F_{M'}$ , le taux relatif de transport des électrons au niveau du PSII (rETR) est calculé pour les différentes irradiances (E) selon l'équation :

$$rETR = (F_{V'}/F_{M'}) \times E$$

A partir des rETR calculés, des courbes « production / énergie » (Figure 3-17) ont réalisées. Le modèle d'Eilers et Peeters (*1988*) permettant de calculer le taux relatif de transfert d'électrons (rETR<sub>max</sub>), l'efficacité photosynthétique ( $\alpha$ ), et le PAR optimale (E<sub>opt</sub>) a été appliqué aux résultats obtenus, selon l'équation :



Figure 3-17 : Courbe « Production/Energie » obtenue à l'aide d'un PAM. Les points correspondent aux mesures expérimentales ; la courbe à l'ajustement d'un modèle de photosynthèse de type Eilers et Peeters (1988).

• Le JIP-test

Ce protocole se base sur la mesure rapide de la fluorescence de la chl *a*. L'intensité d'émission de la fluorescence d'un échantillon adapté au noir, suit une courbe typique en fonction du temps. Cette émission montre une augmentation rapide jusqu'à un maximum, puis une chute pour enfin atteindre une valeur stable, ce phénomène a été appelé, l'effet Kautsky ou transition de la fluorescence (Figure 3-18).

$$P = \frac{E}{aE^2 + bE + c}$$



Figure 3-18 Courbe OJIP de fluorescence transitoire en fonction du temps (à une échelle logarithmique). Les valeurs de fluorescences extraites à intervalle de temps de 50 $\mu$ s ( $F_0$ ), 300  $\mu$ s ( $F_1$ ), 2ms ( $F_2$ ) et l'intensité de fluorescence maximale ( $F_M$ )

L'unité de mesure du PEA détermine cette rapide montée de fluorescence de la chl a. Plusieurs paramètres sont alors déterminés par calcul d'un certain nombre d'expressions biophysiques (Annexe 3). Les paramètres mesurés ont été exprimés sur base d'unités arbitraires d'absorbance relative (*Strasser et al., 2005, Strasser et al., 2010*) :

- F<sub>M</sub> correspond au niveau de fluorescence maximal,
- F<sub>0</sub> correspond au niveau de fluorescence maximal,
- $F_V/F_M$ , le rendement quantique maximal de la photochimie du PSII,
- RC/ABS, représente le nombre de centre réactionnel par absorbance ou par chlorophylle,
- DIO/RC, correspond à la dissipation d'énergie sous forme de chaleur,

Et enfin PI, un indicateur de la performance d'absorption qui se décompose en trois paramètres, quantifiant les trois étapes de la photosynthèse (RC/ABS correspondant à l'étape d'absorption de l'énergie lumineuse,  $P_{(TR)}$  qui correspond à l'étape de piégeage de l'énergie d'excitation et enfin  $P_{(ET)}$  qui consiste en la conversion de cette énergie par le transport des électrons au niveau du PSII).

$$PI_{(abs)} = (P_{(ET)}) \times (P_{(TR)}) \times (RC/ABS)$$

#### 3.3.4 <u>Résultats</u>

#### • Carence en sels nutritifs

Les principaux résultats obtenus pour les cultures semi-continues de *Pseudo-nitzschia pungens, Asterionellopsis glacialis, Gymnodinium sp, Karenia mikimotoï,* sont présentés Figure 3-19.

La production de TEP par cellule présente le même schéma pour les deux espèces de Dinophytes. La production maximale de TEP est observée lors de la limitation en N suivi par la limitation en P. Chez les diatomées, la production de TEP par cellule des cultures limitées en N et P est inférieure ou égale à celle de la culture de référence.



Figure 3-19 : Production TEP exprimée par cellule (a) et par unité de Chla (b). Estimation du pourcentage de carbone fixé excrété sous forme de TEP (c) chez quatre espèces phytoplanctoniques, Pseudo-nitzschia pungens, Asterionellopsis glacialis, Gymnodinium sp, Karenia mikimotoï.
Salinité

Le suivi de la biomasse par comptage (Figure 3-20), permet d'apprécier l'évolution de la concentration en cellules du milieu tout au long de l'expérience, pour chaque condition de culture.

La concentration en cellules de chaque cultures est constante au cours du temps, reflétant une bonne stabilisation du système, et une croissance exponentielle des cultures (culture semi-continue). La concentration en cellules des cultures soumises aux différentes salinités ne sont pas significativement différentes.



Figure 3-20: Evolution de la concentration en cellules (Cellule.ml-1) des cultures en semi-continu pour chaque salinité

L'évolution de la concentration en Chla ne reflète pas les résultats obtenus par comptage. En effet, la concentration en chl a exprimée par cellule montre une augmentation significative en fonction de la salinité (Figure 3-21).



Figure 3-21: Evolution de la concentration en Chlorophylle a (en μg Chl a.cellule-1) des cultures en semi-continu pour chaque salinité

Pour l'ensemble des cultures, les mesures de  $F_V/F_M$ ,  $\alpha$  et rETR<sub>max</sub> ne montrent aucune variation en fonction de la salinité (pente non significativement différente de 0) (Figure 3-22).



Figure 3-22: Evolution des paramètres photosynthétiques (FV/FM, et rETRmax) des cultures en semi-continu pour chaque salinité

Concernant les EPS et plus particulièrement la production de TEP, on note une augmentation significative de la concentration en TEP ( $\mu$ g C.L<sup>-1</sup>) en fonction de la concentration en chl *a* (pente significativement différente de 0, p-value < 0,001) et du nombre de cellule. (Figure 3-23) Cependant, aucun effet de la salinité n'est observé sur la concentration en TEP exprimée par unité de Chl *a* ( $\mu$ g C /  $\mu$ g chl *a*) (données non présentés).



*Figure 3-23: Graphique de gauche Corrélation entre la concentration en TEP (μg C.L-1) et la chl a (μg.L-1). Graphique de droite : Evolution de la concentration en TEP (en μg C.cellule-1) des cultures des cultures en semi-continu pour chaque salinité* 

Une augmentation progressive de la concentration en S-EPS LW est observable (d'une salinité de 15 à 24). Puis une baisse de la concentration à partir d'une salinité de 24 jusqu'à 35. La plus forte concentration en S-EPS LW est observée à une salinité de 24. On note également une augmentation de la production de S-EPS HW en fonction de la salinité (Figure 3-24). La même dynamique est observable pour les bEPS HW et LW



Figure 3-24: Figure gauche : Evolution de la concentration en S-EPS LW et bEPS LW (mg eq. glu.cellule-1) des cultures en semi-continu pour chaque salinité. Figure Droite : Evolution de la concentration en S-EPS LW et bEPS HW (mg eq. glu.cellule-1) des cultures en s

La baisse du ratio LW/HW en fonction de la salinité (pente significativement différente de 0, p-value < 0,001) démontre que *C. didymus* excrète plus de S-EPS LW en faible salinité qu'en forte salinité (ratio à une salinité de 15 = 49.05) (Figure 3-25).



Figure 3-25: Evolution du ratio LW/HW pour chaque fraction (S-EPS et bEPS) des cultures en semi-continu pour chaque salinité

Comme largement décrit dans la littérature, la production de TEP par unité de Chla est la plus forte pour les quatre espèces présentées lors de la limitation de N. Pour les autres limitations l'effet est dépendant de l'espèce.

L'évolution différente observée lorsque les productions de TEP sont exprimées par cellule ou par Chla met en évidence les effets des limitations en sels nutritifs sur la concentration en Chla par cellule. Ce point est souvent ignoré dans les études mais doit être considéré pour éviter les interprétations erronées sur la régulation des flux de carbone et les régulations physiologiques.

Une large part du carbone fixé via la photosynthèse est excrétée lors de limitations nutritives. Pour la limitation en N, nous avons estimé que respectivement chez *Pseudo-nitzschia pungens*, *Asterionellopsis glacialis*, *Gymnodinium* sp et *Karenia mikimotoï*, 66,1%, 62,6%, 7,4% et 8,7% du carbone fixé est excrété. Lors de la

limitation en N, la synthèse de protéine étant réduite, une accumulation de carbone organique à lieu. Cet excès est excrété sous forme de TEP. Pour les autres limitations aucun schéma commun n'est observé pour les quatre espèces présentées.

La limitation en N joue un rôle important dans la production de TEP. Cet effet a été observé chez toutes les espèces testées. Ce travail fait apparaitre que les limitations en P et Si n'entrainent pas de réponse commune en fonction des espèces. L'hétérogénéité des réponses explique la difficulté à comprendre la dynamique des TEP in situ et rend difficile de prédire leur production par l'utilisation de modèle. Cependant une analyse plus fine des données et notamment des fractions d'EPS pourront peut-être nous ouvrir d'autres voies de compréhension de ces excrétions.

L'effet de la salinité sur les excrétions de TEP et d'EPS est peu étudié, à notre connaissance il n'y a pas encore d'études publiées sur des expériences réalisées en culture. Nous avons donc peu de recul face aux différents résultats présentés dans cette étude.

De manière surprenante nous n'avons pas mesuré d'effets de la salinité sur les paramètres photosynthétiques (rETRmax,  $\alpha$ ) et sur l'état physiologique des cellules (F<sub>V</sub>/F<sub>M</sub>). En revanche, malgré la stabilité de ces paramètres nous avons observés une diminution significative de la concentration en Chl *a* associée aux faibles salinités. Le maintien d'un fort rendement quantique (F<sub>V</sub>/F<sub>M</sub>), indique que les plus faibles valeurs de chlorophylle, mesurées aux faibles salinités, ne résulte pas d'une dégradation de celle-ci. Il y a donc dans ces conditions, une diminution de la synthèse de chlorophylle sans altération de cette dernière.

La production de TEP exprimée par unité de Chl *a* ne montre pas de tendance significative en fonction de la variation de salinité. En revanche, la production de TEP par nombre de cellules augmente avec la salinité. La production de TEP est souvent associée a des stress physiologiques, or dans le cas présent, cette explication n'est pas satisfaisante, car d'une part : i) *C. didymus* est une espèce marine, ii) les paramètres photosynthétiques et physiologiques sont stable. La baisse de la production de TEP peut-être associée à la diminution de la concentration en Chl *a* par cellule aux faibles salinités, entrainant une diminution de la fixation de carbone total par cellule. Ce type de relation, reliant l'activité photosynthétique à la production de TEP à déjà été décrit dans la littérature en particulier chez les diatomées (Claquin *et al.,* 2008). L'effet directe de la salinité sur la concentration en Chl *a* sur les capacités photosynthétiques des cellules reste à expliquer.

Les EPS liés et solubles montrent la même dynamique pour chaque fraction et pour chaque salinité. Aucune tendance significative n'est observée pour la fraction LW des S-EPS et bEPS. La fraction HW (S-EPS et bEPS) augmente quant à elle significativement avec la salinité. La fraction HW suit la même tendance que la fraction TEP, ce qui confirme la tendance mesurée pour les TEP qui sont riche en HW.

La baisse du ratio LW/HW (S-EPS et bEPS) indique que *C. didymus* excrète préférentiellement des LW en faible salinité. On peut donc penser qu'il y a intervention des S-EPS et bEPS LW dans le mécanisme d'osmorégulation.

L'ensemble de ces résultats indiquent que *C. didymus* est une espèce tolérante. En effet, cette espèce peut s'adapter à de forte comme à de faible salinité et ceci en laps de temps « court » (15 j).

Enfin nous avons observés l'effet de la salinité sur *C. didymus,* il serait intéressant d'observer l'effet de salinité plus faible.

# 3.4.1 <u>Contexte et stratégie d'échantillonnage</u>

L'objectif de cette partie de l'étude est de proposer une stratégie afin d'étudier les interactions entre les particules minérales et les microorganismes au sein du floculateur FLOCSIM. Dans l'objectif d'alimenter le modèle hydrosédimentaire, l'objectif est de quantifier le rôle respectif des bactéries et du phytoplancton dans les processus de floculation. Notre choix s'est porté sur l'étude comparative de 3 types d'échantillons :

- Un matériel artificiel : la Kaolinite pure. Les minéraux argileux sont l'un des constituants majoritaire des MES en estuaire de Seine (28%), avec les carbonates (36%) et la silice (25%). De plus, la kaolinite est l'argile prépondérante au sein des MES (40 à 70%). Enfin, de nombreuses études en domaine estuarien s'intéressent au rôle de la kaolinite sur les processus de flocculation (e.g. *Mietta et al., 2009*).
- Echantillons naturels prélevés en estuaire de Seine : des prélèvements seront effectués sur deux zones de l'estuaire (estuaire fluvial, bouchon vaseux).
- Echantillons reconstitués : des échantillons reconstitués à partir de prélèvements en estuaire de Seine devront permettre de proposer une quantification du rôle des bactéries sur les processus de floculation. Cette dernière approche nécessite la capacité de séparer d'une part la fraction minérale des MES et d'autre part d'isoler les bactéries autochtones des particules minérales.

#### 3.4.2 Isolement des particules minérales

Le but de ce protocole est de récupérer des MES exemptes de matière organique, vivante ou morte notamment sans altérer la minéralogie des argiles. Différents tests ont été menés afin de conserver les propriétés des minéraux, tout en permettant un traitement simultané de plusieurs centaines grammes de sédiments, qui seront nécessaires pour les expérimentations dans le réacteur.

Le premier test, utilisant un filtre de platine comme catalyseur a provoqué une coloration grise de l'échantillon. Cette coloration peut être due à une corrosion de la grille de platine ou à la présence d'impuretés sur celle-ci. Le second protocole utilisant notamment un fil de cuivre à induit une coloration verte, indiquant une corrosion du fil de cuivre.

Le protocole choisi afin de séparer la fraction minérale et de supprimer la fraction organique utilise le principe de la décantation pour séparer les MES de l'eau. Cette technique est d'une durée importante (environ 18 jours) mais présente l'avantage de traiter plusieurs grammes de sédiments à la fois. Ce protocole a été validé par comparatif avec un témoin sur microscope à épi-fluorescence : aucune bactérie n'a été trouvée sur les sédiments traités (Figure 3-26).



Figure 3-26: Images du microscope à épi-fluorescence d'un échantillon de Seine

Le protocole permettant l'isolement est décrit ci-dessous :

- Faire décanter pendant 72 heures l'eau de Seine.
- Pomper le surnageant à l'aide d'une seringue ou d'un tuyau. Placer le produit de décantation dans un bécher dont le volume sera 10 fois supérieur à celui du sédiment mouillé après décantation.
- Placer l'échantillon à l'étuve à 50°C jusqu'à dessiccation totale.
- Placer le bécher dans un cristallisoir et ajouter environ 300 mL d'eau MilliQ puis seulement ensuite et lentement, 100 mL de peroxyde d'hydrogène à 35%. Mélanger la solution avec un agitateur mécanique de manière à contenir la production de mousse. Une surveillance est nécessaire pendant les deux premières heures afin de contenir la production de mousse.
- Ajouter au cours des 72 heures 400 à 500 mL de peroxyde d'hydrogène suivant la quantité de sédiments à traiter.
- Placer l'ensemble sous agitation et chauffage à nouveau pendant 72 heures.
- Une fois l'attaque au peroxyde terminée, laisser décanter, retirer le surnageant et transvaser le sédiment traité dans un bécher.
- Faire sécher le sédiment par chauffage à 50°C.
- Ajouter 700 mL d'eau MilliQ et laisser décanter pendant 72 heures.
- Pomper le surnageant à l'aide d'une seringue.
- Placer le produit de décantation à l'étuve à 50°C jusqu'à dessiccation totale



Cristallisoir — Erlenmeyer de 5000 mL— Agitateur mécanique —

#### 3.4.3 Prélèvement in situ des bactéries autochtones

Un échantillonnage de biofilms et d'exsudats collants a été réalisé à l'aide d'une cagette pouvant accueillir sept membranes de plastique LDPE de 160µm (*Fechner, 2010*). Un passage au papier de verre a été effectué afin de créer des aspérités sur le film plastique Les membranes ont ensuite été thermosoudées de manière à les tendres

de part et d'autre de la cagette (Figure 3-27). Une armature en fer permet l'installation de la cagette in situ, et d'attacher quatre pièges à sédiments à ce support afin de collecter en quantité des MES (Figure 3-27).



Figure 3-27: Photographie d'une cagette a. avant immersion et b. après une immersion en estuaire de Seine

Le système a été positionné de manière à être immergé pendant la marée basse. Un contrôle visuel régulier est effectué afin de constater le développement sur les membranes (Figure 3-27) et de récolter les biofilms.

#### 3.4.4 <u>Protocole de mesure au sein du réacteur</u>

Le protocole de mesure pour les analyses au sein du réacteur est présenté sur la Figure 3-28. Dans un premier temps, notre choix s'est porté sur des paramètres physico-chimiques fixes (salinité, température, concentration en MES...). Les valeurs de ces paramètres seront déduites des données terrain. De même la proportion entre les particules minérales et les bactéries et biofilms sera cohérente avec les mesures de terrains effectuées en estuaire de seine (Val des Leux et Bouchon vaseux).

Pour chaque échantillon, la reproductibilité des mesures sera abordée en effectuant les mesures en triplicat. Le premier replicat permettra de s'intéresser à la vitesse de chute du matériel floculé au sein du réacteur. Le deuxième replicat permettra de défloculer le matériel dans le réacteur en appliquant une contrainte de cisaillement maximum dans le FLOCSIM. Ceci permettra de déterminer si le matériel revient à un état entièrement défloculé (i.e. état initial). Enfin, le dernier triplicat servira de contrôle et sera stocké à 4°C et intégrera la base de données des échantillons.



Figure 3-28: Protocole de mesure associé au microcosme FLOCSIM

#### 4 Dynamique des particules en estuaire de Seine : observation de la variabilité spatiotemporelle

#### 4.1 Synthèse des connaissances sur les processus de floculation des MES en estuaire de Seine.

Les premières mesures de tailles de particules en estuaire de Seine ont été initiées au cours de Seine Aval I et synthétisées par Mouchel (1997 – Rapport SA). Différentes techniques ont été utilisées pour mesurer soit la taille des macroflocs (VIL [moyenne des 13 plus gros flocs] – endoscope) soit la vitesse de chute d'une population de particules (à partir de la vitesse de décantation des MES ou de la mesure VIL).

Des mesures ont été effectuées en estuaire amont en période d'étiage au cours d'un cycle de marée, démontrant la présence de macroflocs (entre 100 et 300μm) malgré la faible concentration en MES (<50mg/l) (Figure 4-1). De plus la vitesse de chute estimée des macroflocs est supérieure à 1mm/s, démontrant également leur influence sur le transport des MES (Figure 4-1).

Une seconde campagne de mesure a eu lieu dans l'estuaire aval, au niveau du Pont de Tancarville (Campagne TUBSED - Figure 4-1). Ces mesures ont mis en évidence une forte dynamique des tailles de flocs, avec des macroflocs de plus de 400µm en fin de jusant et une défloculation lors du maximum de courant avec des tailles de flocs de l'ordre de 100µm. Cette dynamique est également en phase avec la concentration en MES : les plus grands flocs sont observés lorsque la concentration est maximale.

Sur la base de ces mesures antérieures, la comparaison amont/aval montrerait que :

- la gamme de taille des particules observées est plus importante en estuaire aval i)
- ii) à taille de floc équivalente, les macroflocs observés en estuaire amont sont plus denses, traduit par une vitesse de chute plus importante

Ces premiers résultats ont permis de donner des ordres de grandeurs de taille et de vitesse de chute des macroflocs. Cependant, cette mesure trop ponctuelle à la fois dans l'espace (une profondeur investiguée) et dans le temps (une marée) et ne permet pas d'identifier les processus et le rôle éventuel de la matière organique. De plus, cette mesure ne suffit pas pour valider le modèle couplé FLOCMOD/SiAM3D.







Figure 4-1: Mesures de tailles de flocs et de concentration en MES en estuaire amont (a – Val des Leux) et en estuaire aval (b - Tancarville) avec le VIL et synthèse des vitesses de chute mesurées (c) (Defossez and Lafite, 1996).

Dans ce contexte, deux campagnes de mesure de taille et de vitesse de chute des particules ont été réalisées à l'aplomb du Pont de Normandie en janvier 2009, avec deux granulomètres laser : le LISST100X pour réaliser des profils sur une marée et le LISST ST pour évaluer à la fois le spectre de taille des flocs et leur vitesse de chute par classe de taille. Ces instruments permettent de mesurer le spectre de taille des flocs sur 32 classes réparties logarithmiquement entre 2.5 et 500µm. Cependant, la très forte turbidité dans le bouchon vaseux combinée à la présence de sable en suspension a colmaté la colonne du LISST ST, le rendant inopérable. Les profils réalisés avec le LISST100X ne sont, quant à eux, que partiellement utilisables, du fait de problèmes techniques avec l'instrument. Ces difficultés ont mis en avant l'impossibilité de faire des mesures de vitesse de chute avec le LISST ST dans le bouchon vaseux.

Une étude sur la variabilité saisonnière et spatiale des processus de floculation des MES de Seine a été réalisée entre 2004 et 2005 (*Verney et al., 2009*). Cette étude consistait à étudier en laboratoire le potentiel de floculation de MES pour des conditions optimales de floculation, afin de compléter la connaissance sur l'intensité de processus de floculation en Seine. Les résultats ont notamment démontré le rôle important joué par le bloom saisonnier de phytoplancton en estuaire amont sur la cinétique de floculation et également sur la taille maximale des particules potentiellement crées.

# 4.2 Campagne FLUMES2010

La campagne FLUMES20120 consistait en une étape exploratoire pour la faisabilité de mesures en trois points de l'estuaire de Seine : un point dans l'estuaire amont (Rouen), un point dans le bouchon vaseux (Fatouville) et un point panache (Bouée La Carosse). Ces campagnes ont eu lieu en mai 2010, et répétées en vives eaux et mortes eaux pour le point Fatouville. Les mesures consistaient en la réalisation de profils de CTD et de LISST100X à partir de pontons ou de bateaux d'opportunité (Mahimiti ou bateau des Phares et Balises). Un ADCP était déployé à partir d'un radeau, permettant l'acquisition de données de courant et de rétrodiffusion acoustique, et un turbidimètre Wetlabs et un LISST100X étaient fixés sur la plateforme la plus basse du ponton de Fatouville pour permettre une mesure continue de la turbidité et de la taille des particules en un point de référence. Des mesures additionnelles de taille et vitesse de particule près du fond ont également été réalisées par les collègues de l'Université de Plymouth et de HR Wallingford. Ces observations sont toujours en cours de traitement et non disponibles à ce jour.

Les mesures à Rouen n'ont pas montré de dynamique significative, la turbidité étant très basse et le marnage moyen. Les mesures dans le panache ont montré une augmentation rapide de la turbidité à marée basse, avec l'extension du panache de surface en proche baie de Seine. Les observations dans le bouchon vaseux sont les plus

intéressantes, avec une dynamique forte des MES (de plusieurs g/l en VE à moins de 0.1 g/l en mortes eaux, Figure 4-2)

FLUMES2010 - TMZ - Permanent station



Figure 4-2: Mesures de hauteur d'eau et de concentration en MES en 2010 à la station permanente du ponton de Fatouville

Le LISST100X est un instrument optique, qui possède en premier lieu un chemin optique long (5cm). Dans des eaux très turbides comme celles du bouchon vaseux, l'intensité lumineuse du laser est fortement voire entièrement atténué, et ne constitue pas une mesure fiable. Cette limitation du LISST100X a été constatée lors des mesures dans le bouchon vaseux, ou aucune mesure fiable n'a pu être enregistré au delà de 0.1g/l.

La marée de ME en fin de campagne constitue la seule période de mesure exploitable (Figure 4-3 et Figure 4-4). La concentration varie de 0.1/l (flot) à 0.01g/l (étale) sur la plateforme basse du ponton de Fatouville. Au cours de cette marée, les MES sont principalement constituées de microflocs au flot et au jusant, durant les périodes à fort hydrodynamisme, et de macroflocs autour de l'étale de pleine mer, lorsque la turbulence décroit et devient favorable aux processus de floculation.

Les campagnes préliminaires ont permis de tester le matériel utilisé, et notamment le LISST, en quantifiant la concentration maximale pour une utilisation opérationnelle de l'instrument (0.1g/l pour un long chemin optique). Pour les futures campagnes de 2011, un module permettant de réduire le chemin optique de 80% sera utilisé, devant permettre l'acquisition de données pour des concentrations supérieures.

Figure 4-3: Zoom temporel sur la marée de morte eau en 2010 sur la ponton de Fatouville : hauteur d'eau et concentration en MES

Figure 4-4: Zoom temporel sur la marée de morte eau en 2010 sur la ponton de Fatouville :mesures LISST (diamètre médian et spectre en classe de taille sur la marée)

# 4.3 Campagnes FLUMES2011

Deux campagnes en mer se sont déroulées en mai et novembre 2011 sous le cofinancement du programme Seine Aval et du programme EC2CO (projet FLUMES2.2). L'objectif de ces campagnes consiste à évaluer la variabilité spatiale et temporelle (marée/cycle lunaire/saison) des matières en suspension (concentration, nature des MES, contenu en matière organique, biodiversité du phytoplancton). Les deux legs ont eu lieu en mai (forte teneur en matière organique attendue) et novembre (teneur modérée à faible en matière organique attendue). Ces campagnes fédéraient 6 équipes pluridisciplinaires : UCBN PE2M pour la biodiversité du phytoplancton, UMR 6143 M2C pour le volet microbiologique et sédimentaire, l'Université de Plymouth et HR Wallingford pour la dynamique des flocs, l'Université de Caroline du Sud pour l'observation acoustique des propriétés des MES et l'Ifremer pour l'observation in situ des processus hydrosédimentaires et la modélisation.



Figure 4-5: Localisation des stations investiguées dans le cadre des campagnes FLUMES2011

Une méthodologie identique a été appliquée lors des deux legs, avec des points fixes de 12h en quatre stations stratégiques de l'estuaire de Seine (Figure 4-5) : Caudebec en Caux (point Amont, estuaire fluvial), Tancarville et Fatouville (Bouchon vaseux) et Panache (légèrement Sud du chenal principal). Le matériel suivant était mis en œuvre pour quantifier les MES et l'environnement estuarien :

- Déploiement d'un ADCP RDI 1200kHz sur un radeau, en mode bottom track, afin d'évaluer les courants et l'intensité acoustique rétrodiffusée (toutes les 5min), associé à un turbidimètre Wetlabs autonome et un ABS (Aquascat 1000R). A partir du courant moyen sur la verticale et le choix d'une longueur de rugosité, un calcul de turbulence dans la colonne d'eau a été réalisé, permettant d'estimer la dissipation de l'énergie turbulente (*Nezu et Nakagawa, 1993*) et par extension le taux de cisaillement (ou shear rate) G, paramètre clé pour les processus de floculation. Cette méthode de calcul ne prend toutefois pas la structure de la colonne d'eau et ainsi d'éventuels gradients, ces estimations sont données en priorité pour fournir des ordres de grandeurs.
- déploiement d'un cage optique/acoustique équipée d'une CTD Seabird 19plusV2, un OBS3+, un LISST100X (distribution en classe de taille des particules) équipé pour les stations à fortes concentrations en MES d'un module de réduction de 80% du chemin optique, un ABS dirigé vers le fond (Aquascat 1000R à 4 fréquences : 500kHz, 1 MHz, 2MHz et 4 MHz), un ADV Vector Nortek (6Mhz), avec un profil toutes les 15minutes environ

- Prélèvements d'eau (surface/fond) toutes les heures pour analyse des MES, de la chlorophylle a, du MEB, des EPS/TEPs, des communautés phytoplanctoniques et bactériennes. La méthodologie d'analyse des EPS et TEP, ainsi que l'activité photosynthétique des cellules phytoplanctoniques est identique à celle appliquée pour les expérimentations en laboratoire.
- Prélèvements de fond toutes les heures pour mesures LABSFLOC (distribution en classe de taille et vitesse de chute des particules)

Actuellement toutes les données optiques ont été traitées, et les mesures acoustiques (ABS/ADCP) sont en cours de traitement et ne serons pas montrées ici. Avant de s'intéresser aux résultats proprement dits, la calibration des instruments est réalisée, et la limite opérationnelle des instruments évaluée.

#### 4.3.1 <u>Calibration des instruments optiques (OBS/LISST)</u>

L'OBS de la CTD est calibré à partir des prélèvements en surface et au fond, pour chaque site et chaque marée. Des exemples de calibrations sont présentés en Figure 4-6 et dans le Tableau 4-1. Pour les stations à l'intérieur de l'estuaire, la pente de calibration varie peu, entre 0.001 et 0.002, avec une valeur moyenne de 0.00167. La station dans le panache, à l'extérieur de l'estuaire, se caractérise par une pente sensiblement plus forte, variant entre 0.002 et 0.0047. Cette différence est due aux faibles niveaux de turbidité, qui augmente l'incertitude sur la pente, mais peut également être du à des différences sur la nature des particules.

FLUMES 2011	Printemps	Automne		
Panache	0,003	0,004762		
	0,0022			
TMZ	0,0012	0,00192		
	0,00096	0,00159		
	0,00164	0,001567		
Tancarville	0,0018	0,00185		
		0,001755		
Amont	0,0017	0,001969		
	0,00172	0,002094		

Tableau 4-1: Synthèse des pentes des différentes droites de calibration pour les campagnes FLUMES 2011 aux différentesstations

FLUMES Day1 - TMZ CTD Ifremer - Calibration OBS



Figure 4-6: Exemples de calibration du turbidimètre optique OBS à partir des prélèvements à la bouteille NISKIN : illustration de la variabilité des MES et de la réponse optique.

Le LISST permet également de mesurer la turbidité, comme l'OBS. Cependant, les expériences précédentes en Seine ont démontré les limites de l'instrument en milieu turbide. Il est donc intéressant de comparer les profils LISST et CTD, afin d'évaluer la limite opérationnelle du LISST avec le module de réduction de chemin optique. Un bon accord entre mesures OBS et mesures LISST permet également de valider les résultats du LISST en terme de spectre en classe de taille. Les figures suivantes prennent pour exemple la mesure à Tancarville lors du second leg, le 7 Novembre 2011. Ce point est représentatif du bouchon vaseux, caractérisé par de forts gradients de turbidité. La Figure 4-7 compare profil à profil les résultats de l'OBS (bleu) et ceux du LISST (rouge). En dessous d'un certain seuil, les profils son corrélés, tandis qu'au delà, le LISST semble s'inverser et diminuer. Cette dynamique est représentée Figure 4-8, avec la comparaison entre l'estimation de la concentration en MES (en ul/l) et la concentration estimée par l'OBS après calibration. Entre 0 et 1g/l, une relation linéaire relie les deux concentrations, validant ainsi l'utilisation du LISST avec le module optique pour des concentration inférieures à 1g/l. Au delà de cette concentration seuil, l'augmentation de la concentration en MES se traduit par une diminution de la concentration volumique estimée par le LISST, s'expliquant par une atténuation du faisceau laser par la présence de fortes concentrations. Cette décroissance est observée jusqu'à une concentration de 5g/l. L'analyse plus approfondie des résultats permettra de conclure quand à l'utilisation potentielle des données du LISST au delà de la concentration de 1g/l.



Novembre 2011)

FLUMES2011 Leg2 2011 11 07 - Tancarville



Figure 4-8: Comparaison des valeurs de concentration obtenues par l'OBS et le LISST (Station Tancarville, campagne FLUMES2011 leg2, 07 Novembre 2011): illustration de la limite d'utilisation du LISST pour les fortes concentrations en MES avec le modèle de réduction de chemin optique à 80%

# 4.3.2 Dynamique printanière

Le premier leg de la campagne FLUMES2011 a eu lieu du 16 au 24 mai 2011, en période d'étiage (débit inférieur à 200m<sup>3</sup>/s). Le Tableau 4-2 résume les conditions hydrodynamiques pour chaque site étudié, à la fois en condition de VE et de ME. Les données sont interprétées par compartiment, croisant ainsi les informations hydrodynamiques, hydrologiques, physicochimiques et sédimentaires. Seules les observations en VE sont détaillées ci dessous.. Les paramètres biologiques sont discutés pour l'ensemble des stations de mesure, et une discussion générale est proposée en fin de chapitre.

	16	17	18	19	20	21	22	23	24
Marnage	6,25	6,75	7	6,95	6,85	6,4	6,2	5,05	4,4
Coefficient	92	99	100	98	91	81	70	59	49
	TMZ 12 h station	Panache - 12h station	TMZ - 12h station	Amont (Caudebec) 12h station	Rotation scientifiques	Tancarville 12h station	Panache - 12h station	TMZ - 12h station	Amont (Caudebec) 12h station

Tableau 4-2: Tableau récapitulatif des conditions hydrodynamiques pour le premier leg de la campagne FLUMES2011

# 4.3.2.1 Site Amont : Caudebec en Caux [19 mai 2011 - Coefficient 98]

Lors de ce premier leg, le parti avait été pris de rester dans l'axe du chenal, le Côtes de la Manche se stabilisant à contre courant. Cette option n'est pas apparue intéressante car l'intense trafic dans cette zone de l'estuaire a obligé le bateau à souvent se déporter pour laisser le passage, ce qui a fortement perturbé la mesure en ce point. Néanmoins, des données intéressantes sont exploitables, et présentées ci dessous.

• Conditions hydrodynamiques

Les observations ADCP montrent clairement l'asymétrie de la marée à l'intérieur de l'estuaire, avec un flot court mais intense sur 2 heures, caractérisé par des vitesses atteignant 2m/s (Figure 4-9). Le jusant dure plus longtemps, et se caractérise néanmoins par des vitesses significatives de l'ordre de 1.5m/s. Ces forts courants se traduisent par de forts niveaux de turbulence dans la colonne d'eau, jusqu'à  $50s^{-1}$  près du fond. L'étale de pleine mer est bien marquée, avec des courants inférieurs à 0.1m/s pendant près d'une heure associés à des taux de cisaillement inférieurs à  $2 s^{-1}$  sur l'ensemble de la colonne d'eau.

• Conditions physicochimiques

La station Amont avait été choisie pour caractériser l'estuaire fluvial, essentiellement d'eau douce. Il est donc normal d'observer de faibles gradients, à la fois en température et en salinité (Figure 4-10). La seule variabilité significative est observée à pleine mer, où une faible intrusion d'eau légèrement saumâtre est mesurée.



Figure 4-9: Conditions hydrodynamiques pour la station Amont -19 mai 2011. Haut : courant, bas : taux de cisaillement G



Figure 4-10: Conditions physicochimiques pour la station Amont -19 mai 2011. Haut : température, bas : salinité

• Dynamique hydrosédimentaire

La concentration en MES au point Amont varie entre des valeurs inférieures à 0.1g/l en fin d'étale de pleine mer, sur l'ensemble de la colonne d'eau, et des concentration en MES supérieures à 0.7g/l près du fond au début d'étale de pleine mer (Figure 4-11). Le maximum de courant ne correspond par au maximum de turbidité, semblant témoigner d'une advection du matériel sédimentaire en provenance de l'aval plutôt qu'une érosion locale du sédiment. En fin de flot (10h30-11h), le point Amont semblerait correspondre à l'extension amont du bouchon vaseux, avec des concentrations de l'ordre de 0.5g/l sur l'ensemble de la colonne d'eau, caractérisé par des particules globalement inférieures à 150µm. Conjointement à la diminution du courant, la diminution de la turbulence devient favorable aux processus de floculation : des macroflocs se créent et permettent une décantation rapide du matériel. En début d'étale de pleine mer (12h-13h) les MES sont principalement caractérisées par des macroflocs de taille supérieure à 300µm. Lors de la remise en suspension par le courant de jusant, les particules en suspension correspondent principalement à des flocs de petite taille, inférieure à 100µm. A l'étale de pleine mer (14h-15h), les macroflocs ont majoritairement sédimenté et ne reste en suspension que des microflocs faiblement décantables.



Figure 4-11: Dynamique sédimentaire pour la station Amont -19 mai 2011. De haut en bas : concentration totale en MES, concentration volumique par classe de taille (D<50μm, 50μm<D<100μm,100μm<D<250μm, D>250μm) et diamètre médian (μm) des particules en suspension

# 4.3.2.2 Bouchon vaseux [18 mai 2011 - Coefficient 100]

• Conditions hydrodynamiques

La station Bouchon vaseux a été réalisée au plus fort coefficient de VE. L'étale de basse mer est courte (moins de 30min), et suivie par un flot puissant caractérisé par des vitesses supérieures à 2m/s pendant plus d'une heure (Figure 4-12). Le courant ralentit progressivement pendant l'étale de pleine mer, avec cependant des vitesses supérieures à 1m/s près de 4h après la renverse de basse mer. L'étale de courant dure 1 heure (11h30-12h30) avant l'établissement du jusant, représenté par un fort gradient vertical de vitesse, est un courant de surface

pouvant atteindre ponctuellement 2m/s. Ces forts courants se traduisent par des taux de cisaillement importants, supérieurs à 50s<sup>-1</sup> dans les couches de fond. Passées ces périodes de courant intense, la turbulence dans la colonne d'eau décroit fortement, avec des valeurs de taux de cisaillement inférieures 5s<sup>-1</sup> pendant une majeur partie de l'étale de pleine mer et durant la courte étale de basse mer.



Figure 4-12: Conditions hydrodynamiques pour la station Bouchon Vaseux -18mai 2011. Haut : courant, bas : taux de cisaillement G

• Conditions physicochimiques

Le bouchon vaseux est clairement positionné dans la zone de mélange eau douce/eau marine, parfaitement observé par les mesures de salinité et de température : en fin de jusant et en début de flot, la colonne d'eau est majoritairement constituée d'eau douce, homogène sur la verticale (Figure 4-13). Avec le flot arrive l'eau marine, plus dense, dans les couches de fond, générant un gradient de salinité surface/fond important. En début de printemps, l'eau continentale est sensiblement plus chaude que l'eau marine, et ces gradients s'associent au gradient de salinité pour maintenir une stratification forte de la colonne d'eau.



Figure 4-13: Conditions physicochimiques pour la station Bouchon Vaseux -18 mai 2011. Haut : température, bas : salinité

• Dynamique hydrosédimentaire

Le fort courant de flot (7h-8h) est associé à une forte remise en suspension et advection des sédiments vers l'amont (Figure 4-14). Cette remise en suspension génère un fort gradient de turbidité, avec une concentration en MES inférieure à 200mg/l en surface mais une concentration au fond supérieure à 500mg/l. Avec l'établissement du flot, la colonne d'eau devient homogène en concentration en MES, avec des concentrations atteignant 250mg/l sur l'ensemble de colonne d'eau. A l'établissement du flot, lors de l'accélération du courant de marée, les particules remises en suspensions semblent appartenir à la famille des macroflocs, créés lors de l'étale de courant de basse mer et lors de la sédimentation. Lors du flot, un gradient du spectre en classe de taille des particules est observé : les particules proche du fond, où la turbulence est la plus forte, sont principalement constituées de microflocs : les macroflocs initialement présents ont alors été fragmentés. En remontant dans la colonne d'eau, l'action de la turbulence diminue et permet la formation ou la persistance de macroflocs, maintenus en suspension par le fort mélange vertical à cette période de la marée. La concentration en MES diminue fortement à pleine mer, avec le déplacement du bouchon vaseux vers l'amont et la décantation des particules du fait de la diminution de la turbulence : en début d'étale (9h), les MES dans la colonne d'eau sont caractérisées par des flocs de taille supérieure à 200µm, permettant une décantation rapide du matériel sédimentaire. A la renverse de courant et l'établissement du flot, les MES en provenance de l'amont sont majoritairement constituées de microflocs de tailles inférieures à 50µm (14h-16h), du fait de la forte intensité turbulente sur l'ensemble de la colonne d'eau associé au courant de jusant en VE. Un gradient vertical de MES est également observé en jusant, avec des fortes concentrations près du fond pouvant atteindre plusieurs g/l en fin de jusant (6h). Ici encore, les MES sont principalement des microflocs inférieurs à 50µm. Ces microflocs semblent cependant floculer rapidement car malgré la courte étale de courant de basse mer, des macroflocs jusqu'à 300µm sont créés en l'espace de 30min.



Figure 4-14: Dynamique sédimentaire pour la station Bouchon Vaseux -18 mai 2011. De haut en bas : concentration totale en MES, concentration volumique par classe de taille (D<50μm, 50μm<D<100μm,100μm<D<250μm, D>250μm) et diamètre médian (μm) des particules en suspension

• Conditions hydrodynamiques

La station panache se caractérise également par un flot plus important que le jusant, avec toutefois des vitesses maximales de courant plus faible qu'au point Bouchon Vaseux, de l'ordre de 0.8m/s en flot et 0.5m/s en jusant (Figure 4-15). Les courants plus faibles et une colonne d'eau plus importante implique une turbulence dans la colonne d'eau significativement moindre, globalement inférieure à 5s<sup>-1</sup>. Un gradient vertical de vitesse est toutefois à noter sur l'ensemble de la marée, en fin de jusant avec les gradients de salinité (voir ci dessous) mais également pendant les périodes de flot et jusant bien établies avec des vitesses plus importantes en surface.



Figure 4-15: Conditions hydrodynamiques pour la station Panache -17mai 2011. Haut : courant, bas : taux de cisaillement G



#### Conditions physicochimiques

Figure 4-16: Conditions physicochimiques pour la station Panache -17 mai 2011. Haut : température, bas : salinité

Situé à l'extérieur de l'embouchure de l'estuaire, le point Panache est principalement caractéristique des eaux marines de la baie de Seine: salinité homogène sur la verticale supérieure à 32 et une température à 14°C à pleine mer (Figure 4-16). Cependant, le panache de l'estuaire de Seine à basse mer atteint rapidement ce point externe, se caractérisant par une dessalure des eaux de surface sur une profondeur de quelques mètres.

#### • Dynamique hydrosédimentaire

La principale dynamique au point Panache correspond à l'arrivée du panache de l'estuaire de Seine à basse mer (Figure 4-17). Avant cette période, la concentration en MES est très faible (inférieure à 10mg/l) et aucune caractéristique fiable se dégage des observations LISST, inhérente à l'incertitude de l'instrument pour les faibles concentration en MES. La présence du panache à partir de 14h apporte des informations sur les types de MES transportées à l'extérieur de l'estuaire. Ces MES sont principalement constituées de microflocs inférieurs à 100µm. Des macroflocs sont également observés en toute fin jusant, mais leur présence est fortement corrélée au gradient de salinité. Or, des études récentes en laboratoire ont démontré la présence d'artéfacts observés par les granulomètres lasers de types LISST dans des milieux à forts changement d'indice optique (*Styles, 2006*). Ces observations de macroflocs doivent être confrontées aux mesures indirectes réalisées par Andy Manning (Université de Plymouth / HR Wallingford) avec le LABSFLOC pour validation. L'absence de macroflocs est à corréler avec l'absence de macroflocs à la station Bouchon vaseux à basse mer : la dilution des MES en baie de Seine contrebalancerait la diminution de la turbulence propice à la floculation, et limiterait ainsi la création de macroflocs.



Figure 4-17: Dynamique sédimentaire pour la station Panache -17 mai 2011. De haut en bas : concentration totale en MES, concentration volumique par classe de taille (D<50μm, 50μm<D<100μm,100μm<D<250μm, D>250μm) et diamètre médian (μm) des particules en suspension

#### 4.3.3 Dynamique automnale

Le second leg de la campagne FLUMES2011 a eu lieu du 31 Octobre au 10 Novembre 2011, en période d'étiage (débit moyen sur la période inférieur à 250m3/s). Le Tableau 4-3 résume les conditions hydrodynamiques pour chaque site étudié, à la fois en condition de VE et de ME. Comme pour le leg 1, les données sont interprétées par compartiment, croisant ainsi les informations hydrodynamiques, hydrologiques, physicochimiques et sédimentaires. Seules les observations en VE sont détaillées ci dessous. Contrairement au leg 1, les coefficients de VE sont plus faibles, n'ayant pu avoir la campagne au moment de la plus forte VE de fin Octobre. Les comparaisons entre les deux legs seront donc à prendre avec précaution.

	31	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Marnage	5,9	5	4,1	3,45	3,3	3,6	4,15	4,75	5,25	5,6	5,85
Coefficient	80	65	51	42	44	51	59	67	73	77	79
	TMZ - 12 h station	Tancarville - 12h station	Rotation scientifique - récupération bouées MODEL	Panache - 12h station	TMZ - 12 h station	Escale - rotation scientifiques	Amont - 12h station	Tancarville - 12h station	Panache - 12h station	Amont -12h station	TMZ - 12 h station

Tableau 4-3: Tableau récapitulatif des conditions hydrodynamiques pour le second leg de la campagne FLUMES2011

# 4.3.3.1 Site amont [9 Novembre 2011 - Coefficient 77]

L'ADCP n'a malheureusement pas fonctionné pour cette station, et les mesures ne sont donc pas disponibles. Cependant, le courantomètre ponctuel ADV, déployé sur la structure profilante, a lui fonctionné pendant cette période. Il sera donc possible de récupérer, après analyse des données et avec une fréquence plus faible, la structuration verticale du courant sur le cycle de marée.

• Conditions physicochimiques

Une dynamique similaire aux résultats du premier leg de printemps est observée en automne : de faibles différences de températures sont observées entre la pleine mer et la basse mer, associée à la remontée de la masse d'eau à l'embouchure. Cependant, aucun gradient de salinité n'est observé contrairement au mois de mai, certainement du fait d'un coefficient plus faible, limitant la remontée du bouchon vaseux et des eaux marines.



Figure 4-18: Conditions physicochimiques pour la station Amont - 9 Novembre 2011. Haut : température, bas : salinité

# • Dynamique hydrosédimentaire



Figure 4-19: Dynamique sédimentaire pour la station Amont - 9 Novembre 2011. De haut en bas : concentration totale en MES, concentration volumique par classe de taille (D<50μm, 50μm<D<100μm,100μm<D<250μm, D>250μm) et diamètre médian (μm) des particules en suspension

Les niveaux de turbidités observés en automne sont légèrement plus faibles que ceux observés au printemps, potentiellement dû, à l'instar de la salinité, à la différence de marnage, n'entrainant pas une remontée du bouchon vaseux aussi en amont (Figure 4-19). La concentration en MES augmente avec le courant de flot (7h00), ces MES correspondant en premier lieu à des flocs de taille moyenne, inférieure à 100µm. L'étale de pleine mer, certainement associée à une faible turbulence dans la colonne d'eau, favorise la floculation, générant rapidement des macroflocs de taille supérieure à 300µm (9h00-12h00). Ces macroflocs permettent une décantation rapide du matériel, traduite par une décroissance de la concentration de MES de 500mg/l à moins de 50mg/l et des forts gradients verticaux. La renverse de courant est associée à une augmentation de la turbidité, les MES étant alors caractérisées principalement par des microflocs, avec un diamètre médian de 100µm, sans création de macroflocs au cours du jusant, probablement du fait des niveaux de turbulence incompatibles avec l'agrégation de particules.

Deux cycles de marée ont été réalisés pour des coefficients proches (31/10/2011, coefficient 80 et 10/11/2011, coefficient 79). Pour une comparaison réaliste entre les trois stations de référence (Amont, Bouchon Vaseux et Panache), le dernier cycle a été retenu. Un comparaison sera cependant réalisée avec le premier cycle d'automne car des différences significatives sont à relever en fonction du phasage avec le cycle lunaire, bien que les coefficients soient quasiment identiques.

• Conditions hydrodynamiques

Les conditions hydrodynamiques observées en Novembre sont sensiblement plus faibles qu'en mai, encore une fois ces différences s'expliquant par un marnage plus faible. Le courant de jusant atteint cependant également 2m/s, sur une durée néanmoins plus courte (à 07h00). L'étale de courant de pleine mer dure environ 2h entre 10h00 et 12h00. Les périodes de fort courant en flot et jusant s'accompagnent d'un fort mélange turbulent sur l'ensemble de la colonne d'eau, avec des valeurs de taux de cisaillement supérieures à 10s-1 en surface et jusqu'à 70s<sup>-1</sup> au fond. Le taux de cisaillement décroit rapidement avec la diminution de la vitesse du courant, pour atteindre des valeurs fortement inférieures à 5s<sup>-1</sup> sur l'ensemble de la colonne d'eau.



Figure 4-20: Conditions hydrodynamiques pour la station Bouchon Vaseux -10 Novembre 2011. Haut : courant, bas : taux de cisaillement G

• Conditions physicochimiques

De forts gradients de température et salinité sont observés avec la remontée des eaux marines à l'intérieur de l'estuaire (Figure 4-21). Contrairement aux observations du mois de mai, les eaux marines sont plus chaudes que les eaux continentales. La marée étant plus faible, l'intrusion saline est plus restreinte, ces observations étant en accord avec celles réalisées à la station amont, où aucun gradient de salinité n'a été observé. Les gradients verticaux de salinité sont cependant comparables à ceux mesurés en mai, avec une stratification de la masse d'eau autour de la peine mer et un flux d'eau douce à basse mer.



Figure 4-21: Conditions physicochimiques pour la station Bouchon Vaseux - 10 Novembre 2011. Haut : température, bas : salinité

• Dynamique hydrosédimentaire

Les quatre grandes phases de la marée conditionnent des dynamiques de MES très différentes. La première phase concerne la mise en place des courants de jusant (13h00-17h00) (Figure 4-22). Durant cette période de la marée, les MES sont remises en suspension et transportées vers l'aval. La concentration dans la colonne d'eau augmente rapidement, passant de quelques dizaines de mg/l à plus d'1 g/l, avec des gradients verticaux significatifs. Les particules en suspension se trouvent alors être quasiment exclusivement des microflocs inférieurs à 50µm. L'agrégation de ces microflocs en macroflocs est ici limitée par la turbulence dans la colonne d'eau, favorisant la fragmentation plus que l'agrégation.

A l'étale de basse mer, ces microflocs floculent et augmentent la proportion de macroflocs (05h10-05h30). Ces macroflocs permettent une décantation du matériel sédimentaire et génère la création d'une couche de forte concentration très près du fond de plusieurs g/l, tandis que la concentration en surface est faible, inférieure à 0.2g/l. Malheureusement, la concentration en MES dans cette couche benthique excède la concentration opérationnelle du LISST, et aucune donnée de taille de particule pour cette couche n'est disponible. On peut cependant supposer qu'elle est constituée de macroflocs, population à l'origine de sa formation.

A la renverse de courant, et lors de l'accélération du courant de flot, cette couche de forte concentration en MES reste stable et n'est pas instantanément remise en suspension. Il faut attendre le maximum de courant vers 07h00 pour mélanger la colonne d'eau et advecter les MES vers l'amont. Cette phase de remise en suspension étant associée à un fort hydrodynamisme, les microflocs inférieurs à 50µm constituent la population majoritaire en suspension à cet instant (07h10-07h30).

Les MES sont advectées par le flot, et à l'étale de pleine mer, la concentration en MES est relativement faible, inférieure à 500mg/l. Cependant, ces microflocs s'agrègent et forment des macroflocs, qui sédimentent : le diamètre des particules en suspension augmente progressivement de 100µm (08h00) à plus de 400µm près du fond (11h00).

La dynamique sédimentaire observée le 31 octobre est qualitativement identique, avec des microflocs en début de jusant et au maximum du flot, et la création de macroflocs à l'étale de pleine mer (Figure 4-23). Cependant, la concentration en MES au jusant est supérieure, avec des concentrations en MES supérieures à 5g/l. Malheureusement, aucune données de taille de particule n'est actuellement disponible durant cette période, le LISST étant inopérant pour des concentrations supérieures à 1g/l avec le module optique disponible. Les données du LABSFLOC devraient permettre de compléter notre connaissance des processus dans cette gamme de concentration.



Figure 4-22: Dynamique sédimentaire pour la station Bouchon Vaseux -10 Novembre 2011. De haut en bas : concentration totale en MES, concentration volumique par classe de taille (D<50µm, 50µm<D<100µm<D<250µm, D>250µm) et diamètre médian (µm) des particules en suspension



# • Bouchon vaseux [31 Octobre 2011 - Coefficient 80]

Figure 4-23: Dynamique sédimentaire pour la station Bouchon Vaseux - 31 Octobre 2011. De haut en bas : concentration totale en MES, concentration volumique par classe de taille (D<50μm, 50μm<D<100μm,100μm<D<250μm, D>250μm) et diamètre médian (μm) des particules en suspension

• Conditions hydrodynamiques

Les conditions hydrodynamiques changent peu par comparaison avec la mesure de mai : le maximum des courants de flot et de jusant est observé autour de 0.5m/s (Figure 4-24). En fin de flot, un gradient vertical de vitesse est également observé. Il serait intéressant de comparer alors les directions des courants pour évaluer les flux verticaux. La turbulence dans la colonne d'eau est également globalement faible, inférieure à 2s<sup>-1</sup> à l'exception des périodes de courant maximum. Il faut cependant noter qu'ici, du fait de la forte stratification du courant, le calcul des taux de cisaillement à partir de la vitesse moyennée sur la verticale est certainement peu fiable.



Figure 4-24: Conditions hydrodynamiques pour la station Panache - 08 Novembre 2011. Haut : courant, bas : taux de cisaillement G

• Conditions physicochimiques

Contrairement aux observations du mois de mai, une forte stratification verticale caractérise la structure des masses d'eau au point Panache (Figure 4-25). Une couche d'eau dessalée et froide en surface glisse sur une eau couche salée et chaude au fond. Cette stratification se maintient sur l'ensemble du cycle de marée, contrairement aux observations du 4 novembre en ME.



Figure 4-25: Conditions physicochimiques pour la station Panache - 8 Novembre 2011. Haut : température, bas : salinité

• Dynamique hydrosédimentaire

La variabilité de la concentration en MES est globalement faible, avec des concentrations variant entre 0 et 50 mg/l (Figure 4-26). La stratification verticale permet de distinguer deux mécanismes estuariens : la remise en suspension des sédiments lors du jusant, et l'advection des MES dans le panache de surface. Le panache de surface, repéré par l'eau dessalée (15h30-16h00) est associé à des concentration de l'ordre de 50mg/l. Les particules constituant cette couche de surface sont d'abord identifiés comme étant des microflocs avec un diamètre médian inférieur à 100µm. Après la renverse, les résultats du LISST semble montrer une modification rapide de la population, avec une population essentiellement constituée de macroflocs. Il faut cependant noter que ces observations se font dans le gradient de salinité et ce changement de population pourrait être un artéfact de mesure dû au changement d'indice optique, d'autant plus qu'en début de journée correspondant au flot, les MES dans la couche de surface étaient principalement constituées de microflocs (05h00- 07h00). Le LISST observe également au niveau de la zone de gradient de température et salinité une ligne correspondant à des macroflocs. Cette observation pourrait être liée à la présence d'un bloom phytoplanctonique dans la thermocline mais pourrait également être le résultat de cet artéfact de mesure. L'analyse en cours des données de fluorimétrie permettra de conclure sur cette observation.

Les particules remises en suspension en début de jusant correspondent principalement à des petits macroflocs entre 100µm et 200µm. En fin de jusant et autour de l'étale de basse mer puis au flot, des macroflocs de plus grande taille (>300µm) sont observés, semblant traduire une agrégation autour de cette phase de la marée. Il faut noter que le diamètre médian calculé à partir des mesures du LISST et pour des concentrations en MES inférieures à 10mg/l sont sujettes à caution.



Figure 4-26: Dynamique sédimentaire pour la station Panache - 8 Novembre 2011. De haut en bas : concentration totale en MES, concentration volumique par classe de taille (D<50μm, 50μm<D<100μm,100μm<D<250μm, D>250μm) et diamètre médian (μm) des particules en

# 4.3.4.1 La chl a

La distribution spatiale de la concentration en chl a (µg.L<sup>-1</sup>) ne montre aucune variabilité pour la première campagne (Kruskal-Wallis, p-value = 0, 22, Tableau 4-4, Figure 4-27). Pour la seconde campagne d'échantillonnage, des différences significatives sont observables (Kruskal-Wallis, p-value < 0,001). Une augmentation progressive de la concentration en chl a du point « Panache » au point « Tancarville » (où sont observées les valeurs maximales) est remarquable (Figure 4-27).

	Campa	Campagne du 16 au 24 mai				Campagne du 31 oct. au 10 nov.				
Point	Moy.	sd	Mini	Max	Moy.	sd	Mini	Max		
Panache	5,14	1,64	1,30	9,60	0,29	0,077	0,15	0,55		
TMZ	4,80	3,78	0,90	15,80	1,83	2,23	0,25	9,72		
Tancarville	5,14	3,54	0,62	13,12	4,48	4,22	0,37	18,72		
Amont	4,75	2,61	1,55	15,16	1,30	0,38	0,64	2,23		

Tableau 4-4: Statistiques descriptives de la chl a en fonction des points

Il apparaît également que la concentration en chl *a* est toujours supérieur au printemps qu'en automne pour chaque point d'échantillonnage (Kruskal-Wallis, p-value < 0,001) excepté pour le points « Tancarville » où il n'existe pas de différence significative entre les deux saisons (Kruskal-Wallis, p-value = 0.1929).



Figure 4-27 : Dynamique spatiale de la concentration en chl a pour la première et la seconde période d'échantillonnage

Pour la période printanière, des différences significatives, en fonction des conditions de marées, sont uniquement visibles pour les points « Panache » et « TMZ » (Kruskal-Wallis, p-value < 0,001). En effet, la concentration moyenne en chl *a* est supérieure en condition de vive-eau. Pour le point « Amont » il n'existe pas de différence significative entre les deux conditions de marée (Kruskal-Wallis, p-value = 0,34). La dynamique observée lors de la seconde période d'échantillonnage ne montre pas la même tendance. Il n'existe pas de différences significatives entre les deux conditions de marée pour les points « Panache » (Kruskal-Wallis, p-value = 0,056), « Tancarville » (Kruskal-Wallis, p-value = 0,68) et « Amont » (Kruskal-Wallis, p-value = 0,61). Au points « TMZ » la concentration en chl *a* est plus élevée en condition de VE (Kruskal-Wallis, p-value < 0,01).
L'évolution journalière de la chl *a* ne montre aucun changement particulier sur les dates échantillonnées, hormis pour la date du 22 mai (point « Panache », Figure 4-28). Au point « Panache » la concentration en chl *a* présente une forte diminution entre 10h et 14h. A partir de 14h, une augmentation de la concentration en chl *a* est observable en fin d'après-midi.



Figure 4-28 : Variation journalière de la concentration en chl a au point « Panache » le 22 mai. Chaque point correspond à la moyenne surface-fond avec en barre d'erreur l'écart-type.

Les dates d'échantillonnage des points « TMZ », « Tancarville » et « Amont » montrent des tendances journalières. Pour le point « Panache » aucune dynamique particulière n'est observable.

Les mesures de chl a réalisées lors des profils verticaux présentent des valeurs de chl *a* moindre en surface (Kruskal-Wallis, p-value < 0,001, HSD Tukey, p-value = 0,05), excepté au point « Panache », où les valeurs de chl *a* sont homogène dans la colonne d'eau (17 mai, Kruskal-Wallis, p-value= 0.572 ; 22 mai, Kruskal-Wallis, p-value = 0.878).

Au cours du second échantillonnage, la répartition verticale de la concentration en chl *a* montre des différences significatives aux dates du 08/11 (point « Panache »), 03/11 (point « TMZ »), 01 et 07/11 (point « Tancarville). A la date du 08/11, la concentration en chl *a* est supérieure en surface (Kruskal-Wallis, *p-value* < 0,05). Aux dates du 03, 01 et 07 nov. la concentration en chl *a* est supérieure dans le fond (Kruskal-Wallis, *p-value* < 0,05). Pour les dates du 06 et 09 nov. il n'existe pas de différences significatives entre la surface et le fond (Kruskal-Wallis, *p-value* = 0,42 et 0,20 respectivement).

#### 4.3.4.2 Les EPS

#### • Les TEP

La dynamique des TEP (exprimé en  $\mu$ g C.L<sup>-1</sup>) varie significativement aux différentes stations pour les deux saisons étudiées (Kruskal-Wallis, p-value <0.001, Figure 4-29). Il apparait que le points « Tancarville » possèdent les plus fortes concentrations en TEP (point « Tancarville » 1748  $\mu$ g C.L<sup>-1</sup> ± 1370  $\mu$ g C.L<sup>-1</sup> au printemps, 2697  $\mu$ g C.L<sup>-1</sup> ± 2174  $\mu$ g C.L<sup>-1</sup> en automne) pour les deux saisons. La plus faible concentration est observée au point « Panache » (de 462  $\mu$ g C.L<sup>-1</sup> ± 385  $\mu$ g C.L<sup>-1</sup> au printemps, 308  $\mu$ g C.L<sup>-1</sup> ± 121  $\mu$ g C.L<sup>-1</sup>) (Tableau 4-5).

	Campa	Campagne du 16 au 24 mai				Campagne du 31 oct. au 10 nov.				
Point	Moy.	sd	Mini	Max	Moy.	sd	Mini	Max		
Panache	462	385	21	1784	308	121	136	608		
TMZ	1297	1619	101	7758	1221	1020	183	4716		
Tancarville	1748	1370	219	4503	2697	2174	289	8258		
Amont	1086	915	135	4007	787	232	380	1351		

 Tableau 4-5 Statistiques descriptives des concentrations en TEP en fonction des points



Figure 4-29 : Dynamique spatiale de la concentration en TEP ( $\mu$ g X.L<sup>-1</sup>) a pour la première et la seconde période d'échantillonnage

La dynamique des TEP varie significativement selon les conditions de marées pour chaque point d'échantillonnage de la première campagne. En effet, la concentration en TEP est significativement supérieure en condition de viveeau (Kruskal-Wallis, *p*-value < 0,001, Figure 4-30).



Figure 4-30 : Dynamique de la concentration en TEP (μg X.L<sup>-1</sup>) en fonction des conditions de marées (ME : Morte-eau, VE : Vive-eau) pour la première période d'échantillonnage

Pour la seconde campagne d'échantillonnage, il n'existe pas de différence significative entre les conditions de marées, excepté pour le point « Panache » où la concentration en TEP est supérieure en condition de morte eau (Kruskal-Wallis, *p-value* < 0,001). Pour chaque date de la première campagne, aucune évolution journalière particulière n'est observable, hormis pour la date du 17 mai (point « Panache, Figure 4-31). A cette date, les plus faibles concentrations en TEP sont observées entre 12h et 15h, et les valeurs les plus élevées observées en début et fin de journée.



Figure 4-31 : Variation journalière de la concentration en TEP (μg C.L<sup>-1</sup>) au point « Panache » le 17 mai en fonction de l'heure. Chaque point correspond à la moyenne surface-fond avec en barre d'erreur l'écart-type.

Pour chaque date du point « Panache » et « Amont » de la seconde campagne, aucune évolution journalière particulière n'est observable .En revanche, pour les deux dates du point « TMZ » de fortes concentrations sont observables entre 10 h et 12 h. Pour les deux dates du point « Tancarville » les plus fortes concentrations sont observable en fin de journée (Figure 4-32).



Figure 4-32 : Dynamique journalière de la concentration en TEP ( $\mu$ g X.L<sup>-1</sup>) des points « TMZ » et « Tancarville »

La répartition verticale des TEP, montre des concentrations supérieures dans le fond à chaque date excepté pour les dates du 17 mai et 22 mai du point « Panache », où il n'existe pas de différences significatives. Pour la seconde période d'échantillonnage, la répartition verticale des TEP montre des concentrations supérieures dans le fond, pour les dates du 01 et 07 nov. (point de « Tancarville »). Pour toutes les autres dates du second échantillonnage, il n'existe pas de différence entre la surface et le fond.

• Les S-EPS

Sur l'ensemble des points d'échantillonnage (première et seconde période d'échantillonnage), la concentration en S-EPS HW est inférieure à la concentration en S-EPS LW (Tableau 4-6 : S-EPS (mg eq. glu. L<sup>-1</sup>) en fonction des points). Il apparaît également que la concentration en S-EPS LW en automne est supérieur a celle observée au printemps pour chaque point d'échantillonnage (Tableau 4-6).

Saison	Campa	Campagne du 16 au 24 mai				Campagne du 31 oct. au 10 nov.				
Point	S-EPS H	S-EPS HW		S-EPS LW		S-EPS HW		S-EPS LW		
	Moy.	sd	Moy.	sd	Moy.	sd	Moy.	sd		
Panache	1,73	1,07	16,11	4,09	3.45	1.93	39.70	9.48		
TMZ	1,45	0,92	10,38	3,94	3.75	6.19	26.13	11.74		
Tanc.	1,31	1,08	1,18	0,55	2.76	0.94	11.65	4.97		
Amont	1,36	0,56	2,69	0,77	1.94	1.61	8.82	1.88		

Tableau 4-6 : Statistiques descriptives des concentrations en S-EPS (mg eq. glu. L-1) en fonction des points

Pour la première période d'échantillonnage, la dynamique des deux types de S-EPS montre deux distributions différentes (Figure 4-33). En effet la concentration en S-EPS HW ne montre aucune différence entre les points (KRUSKAL-WALLIS, p-value = 0,20, Tableau 4-6, Figure 4-33). En revanche pour les S-EPS LW, il existe des différences significatives entre les points (KRUSKAL-WALLIS, p-value < 0,001 table S-EPS, Figure 4-33). Les plus fortes concentrations en S-EPS LW sont observables au point « Panache » (de 7,44 mg eq. glu.L<sup>-1</sup>à 27,64 mg eq. glu.L<sup>-1</sup>). Les points « Tancarville » et « Amont » possèdent les concentrations les plus faibles. Aucune différence significative n'a pu être mise en avant entre ces deux points.



Figure 4-33 : Boite à moustache des paramètre S-EPS HW (A) et LW (B) (mg eq. glu.L<sup>-1</sup>) en fonction des points

La dynamique des S-EPS de la seconde campagne, montre une dynamique similaire au mois de mai. Néanmoins, il subsiste quelques différences. Pour les S-EPS HW, il n'existe pas de différence significative entre les points « Panache » , « TMZ » et « Tancarville » mais il en existe avec le point « Amont » (Kruskal-Wallis, p-value < 0.05). De plus la concentration en S-EPS LW est supérieure en automne pour tous les points échantillonnés.

La dynamique de la concentration en S-EPS HW, pour la première période d'échantillonnage, en fonction des conditions de marées montre des concentrations plus élevées en condition de vive-eau pour le point « Panache » (Kruskall-Wallis, p-value < 0,005) et en morte eau pour le point « TMZ ». Pour le point « Amont » aucune différence significative n'est observable.



Figure 4-34 :Dynamique de la concentration en S-EPS HW (mg eq. glu.L<sup>-1</sup>) en fonction des conditions de marées pour la première période d'échantillonnage.

La dynamique de la concentration en S-EPS HW, pour la seconde période d'échantillonnage, en fonction des conditions de marées montre des concentrations plus élevées en condition de morte-eau pour le point « Panache », « TMZ » et « Tancarville » (Kruskall-Wallis, p-value < 0,005). Pour le point « Amont » aucune différence significative n'est observable.



*Figure 4-35 : Dynamique des S-EPS HW en fonction des conditions de marées de la seconde campagne d'échantillonnage.* 

La dynamique des S-EPS HW ne montre pas de variabilité journalière à l'exception de la date du 24 mai (point « Amont », Annexe 5, Figure 4-36). En effet, la valeur la plus élevée à cette station est observée à 12h (moyenne surface-fond =  $1,72 \text{ mg eq. glu.L}^{-1}$ ) et la valeur la plus faible à 18h (moyenne surface-fond =  $0,31 \text{ mg eq. glu.L}^{-1}$ ). Pour chaque date d'échantillonnage de la seconde campagne, une variabilité journalière est observable.



Figure 4-36 : Variation journalière de la concentration en S-EPS HW (mg eq. glu.L-1) au point « Amont » à la date du 24 mai. Chaque point correspond à la moyenne surface-fond avec en barre d'erreur l'écart-type.

Pour la première campagne aucune différence significative n'a pu être observée pour chaque d'échantillonnage en fonction des conditions de marées.



Figure 4-37: Dynamique des S-EPS LW en fonction des conditions de marées de la seconde campagne d'échantillonnage.

L'évolution de la concentration en S-EPS LW du second leg ne montre pas de différences significatives entre les conditions de marées hormis pour le points « Panache » où les concentrations sont supérieurs en condition de vive-eau (Kruskall-Wallis, *p-value* < 0,05). La même dynamique est remarquable pour les S-EPS HW.

En ce qui concerne les S-EPS LW, la dynamique observée est sensiblement similaire. Il n'existe pas de variabilité journalière, sauf pour les dates échantillonnées au point « TMZ » (Annexe 6, Figure 4-38). En effet, les concentrations les plus hautes à ce point sont observées à 13h (moyenne surface-fond : 14,55 mg eq. glu.L<sup>-1</sup>) pour la date du 16 mai, et 8h (moyenne surface-fond : 19,21 mg eq. glu.L<sup>-1</sup>) pour la date du 23 mai. Et inversement pour les concentrations les plus faibles : 7h (moyenne surf-fond : 2,95 mg eq. glu.L<sup>-1</sup>) et 18h (moyenne surf-fond : 5,22 mg eq. glu.L<sup>-1</sup>) pour le 16 mai, 12-14h pour le 23 mai.

Pour chaque date d'échantillonnage de la seconde campagne, une variabilité journalière est observable.

A chaque date et à chaque saison, la répartition dans la colonne d'eau est homogène, aussi bien pour les S-EPS LW que pour les HW.



Figure 4-38 : Variation journalière de la concentration en S-EPS LW (mg eq. glu. L<sup>-1</sup>) au point « TMZ » pour les dates du 16 et 23 mai. Chaque point correspond à la moyenne surface-fond avec en barre d'erreur l'écart-type.

#### 4.3.4.3 Mesure des paramètres photosynthétiques

• Evolution du paramètre  $F_V/F_M$ 

Les mesures de fluorescence modulée ont pu mettre en évidence différents pattern à l'échelle spatiale (p-value<0.001). En effet pour la première période d'échantillonnage, le point « Panache » se caractérise par des valeurs de  $F_V/F_M$  élevées (entre 0.56 et 0.72) alors que le point « Tancarville » présente les plus faibles valeurs (entre 0.34 et 0.67) (Tableau 4-7). Il n'existe pas de différence entre les points « Amont » et « TMZ ». On peut donc diviser la zone échantillonnée en trois groupes : 1 : point « Panache », 2 : point « Amont »t et 3 : le point « TMZ » et 3<sup>ème</sup> le point « Tancarville » (Figure 4-39 et Figure 4-40). Pour la seconde période d'échantillonnage la dynamique est similaire. A savoir, les points « Panache » et « Amont » sont caractérisés par les valeurs de  $F_V/F_M$  les plus élevée et les points « TMZ » et « Tancarville » les plus faible. Il apparaît également que les valeurs de  $F_V/F_M$  sont sensiblement plus élevées au printemps qu'en automne pour chaque point d'échantillonnage.

	Campag	Campagne du 16 au 24 mai				Campagne du 31 oct. au 10 nov.				
Point	Moy.	sd	Mini	Max	Moy.	sd	Mini	Max		
Panache	0,65	0,04	0,56	0,72	0.44	0.059	0.33	0.56		
TMZ	0,56	0,11	0,39	0,70	0.34	0.057	0.24	0.49		
Tancarville	0,46	0,10	0,34	0,67	0.34	0.047	0.26	0.48		
Amont	0,59	0,04	0,50	0,70	0.43	0.039	0.36	0.52		

Tableau 4-7 Statistiques descriptives du paramètre FV/FM en fonction des points



Figure 4-39 : : Dynamique spatiale du paramètre  $F_V/F_M$  pour la première et la seconde période d'échantillonnage



Figure 4-40: Dynamique du paramètre F<sub>V</sub>/F<sub>M</sub> pour les quatre station étudiées et distinguées en fonction des conditions de marée

L'évolution journalière ne montre aucune tendance particulière, sauf pour les deux dates du point « TMZ ». Les résultats obtenus, à la date du 16 mai, montrent des valeurs élevées, entre 11h et 13h et les valeurs les plus faibles à 7h et 18h. Pour la date du 24 mai, la dynamique est inversée par rapport au 16 mai.

A chaque date, la répartition dans la colonne d'eau reste homogène.

• Efficacité photosynthétique ( $\alpha$ ) et capacité photosynthétique (rETR<sub>max</sub>) maximales



Figure 4-41: Efficacité photosynthétique (alpha) et capacité photosynthétique (rETRmax) maximales

Une décroissance significative (Kruskal-Wallis, p-value < 0,001) d'aval en amont du paramètre alpha est observable pour les deux saisons. De plus, l'efficacité photosynthétique observée lors de la première période d'échantillonnage est supérieure à celle observée lors de la seconde.

• Paramètres du *JIP*-test

Le paramètre PI(abs), est déterminé par trois variable : RC/ABS,  $P_{(ET)}$  et  $P_{(TR)}$ .

Le point Amont, ressort comme le point d'échantillonnage présentant la plus forte valeur de  $PI_{(abs)}$  (KRUSKAL-WALLIS, p-value < 0,001, valeurs moyennées sur l'ensemble des dates = 1.308 ± 0.633). Aucune différence significative n'a pu être mis en avant entre les points Panache, TMZ et Tancarville (Figure 4-42).



Figure 4-42 : Boite à moustache du paramètre PI<sub>(abs)</sub> en fonction des saisons.

L'évolution temporelle du paramètre PI(abs), a permis de discriminer trois « groupes » de dates. Les valeurs les plus élevées sont visibles au niveau de la date du 24 mai (point « Amont ») (Figure 4-43), contrairement à la date du 17 mai (point « Panache ») où sont observées les valeurs les plus faibles (Figure 4-43). Les dates du 19 mai, 22 mai, 16 mai, 23 mai et 21 mai montrent des valeurs intermédiaires et ne possèdent pas de différence significative ni avec la date du 24 mai ni avec la date du 17 mai.



Figure 4-43: Variabilité du paramètre PI(abs) en fonction des stations

L'évolution journalière du paramètre PI(abs) n'est visible qu'aux dates du 16 (point « TMZ ») et du 22 (point « Panache »). A la date du 16 mai, les valeurs les plus élevées sont remarquables en milieu de journée (13h) et sont faibles en fin de journée (18h). A la date du 22 mai, une décroissance est observable tout au long de la journée.

Sur l'ensemble des différentes dates et heures échantillonnées aucune différence entre la surface et le fond n'a pu être mise en évidence.

## 4.3.4.4 Analyses multivariées

L'ACP, réalisée sur les données biologiques et les variables environnementales obtenues lors des deux campagnes, permet d'observer les corrélations existantes entre les différentes variables. Le plan X1/X2 de l'ACP réalisée sur les huit variables (chl *a* ( $\mu$ g.L<sup>-1</sup>), TEP ( $\mu$ g equi X.L<sup>-1</sup>), S-EPS HW et LW (mg equi glu.L<sup>-1</sup>) et F<sub>V</sub>/F<sub>M</sub>, Salinité, Température (°C) et Turbidité (g.L<sup>-1</sup>)) porte 64,23 % de l'inertie totale du nuage de points (Figure 4-44).



Figure 4-44 : ACP sur les données biologiques pour l'ensemble des stations et des campagnes

Deux patterns s'opposent en fonction de la saison. Une ACP de chaque période a donc été réalisée pour comprendre la dynamique de chaque saison.

Le plan X1/X2 contribuent pour 66,31 % pour l'ACP des données de la première campagne et 66,41 % pour les données de la seconde campagne (Figure 4-45).

- Une corrélation entre TEP ( $\mu$ g C/L<sup>-1</sup>) et la chl *a* est observable et ceci pour les deux saisons.
- Corrélation négative entre F<sub>V</sub>/F<sub>M</sub> et les matières en suspensions pour les deux saisons.
- Corrélation négative entre TEP et  $F_v/F_M$  beaucoup plus marquée en automne qu'au printemps.
- Corrélation positive pour les deux saisons entre la salinité et les S-EPS LW.



Figure 4-45 : Cercle de corrélation des différentes variables. Les variables hydrologiques (salinité, température, turbidité (SPM)) ont été ajoutées comme variables supplémentaires (ne rentre pas dans le calcul des axes)

## 4.3.5.1 Floculation en milieu estuarien

Les observations in situ ont confirmé la grande variabilité spatio-temporelles des MES, avec un contrôle fort de paramètres clés comme la turbulence et la concentration en MES dans la dynamique des processus de floculation. Sur l'ensemble des sites étudiés et malgré leur disparité en terme de concentration en MES, les deux populations de microflocs et macroflocs coexistent mais la proportion de chaque population varie dynamiquement en fonction des forçages clés. En particulier les périodes de fort courant vont induire une présence significative de microflocs dans la colonne d'eau, les macroflocs étant fragmentés par les contraintes turbulentes, tandis que les périodes d'étales, et préférentiellement de pleine mer de part sa plus longue durée, vont permettre l'agrégation des microflocs en macroflocs et permettre ainsi une décantation plus rapide.

## 4.3.5.2 Dynamique de la biomasse phytoplanctonique

L'appréciation de la biomasse phytoplanctonique peut se faire via la détermination de la concentration en chl *a* extraite. Il ressort des analyses qu'il n'existe pas de distribution spatiale particulière pour la période printanière. A l'inverse la période automnale est spatialement structurée avec une de la teneur en chl *a* au niveau du point « Tancarville ». Ce point d'échantillonnage est une zone de brassage important des masses d'eau (côtière et fluviale), on peut donc penser a une « exportation » de points « TMZ » et « Amont » vers le point de « Tancarville ».

La lumière est le principal facteur limitant dans les estuaires du fait des fortes concentrations en MES. Les éléments nutritifs contrôlent également la croissance phytoplanctonique. Ils peuvent non seulement affecter la biomasse du phytoplancton, mais aussi la structure de la communauté. D'après Aminot *et al. (1998)*, les flux de nutriments, sont relativement peu affectés par la traversé de l'estuaire, quelle que soit la saison en raison de la limitation par la lumière. Ainsi, la turbidité peut-être considérée comme le seul élément limitant de la croissance phytoplanctonique.

## 4.3.5.3 Variabilités des paramètres photosynthétiques

L'analyse de la fluorescence de la chl *a* est une technique non invasive facilement exécutable sur le terrain. Différents paramètres caractérisant divers aspects de la photochimie de la photosynthèse peuvent être utilisés comme moyen de mesure reflétant les effets de variations environnementales.

Le rapport  $F_V/F_M$  (rendement quantique du photosystème II) est généralement utilisé comme un indicateur de l'état physiologique des cellules. Le point « Tancarville », caractérisé par des valeurs importantes de turbidité, de forte variation de salinité et de température et apparaît comme la zone la plus physiologiquement stressante pour le phytoplancton ( $F_V/F_M = 0.46$ ). Au contraire, le point « Panache » peut-être considéré comme un milieu stable et donc permet d'avoir des valeurs de  $F_V/F_M$  élevée. En effet, à la date du 16 mai, la pleine mer est atteinte à 10h29, impliquant, une augmentation de la profondeur et ainsi une baisse de la turbidité plus prononcée. Le raisonnement inverse, peut-être fait à la date du 23 mai.

La colonne d'eau étant peu stratifiée, aucune variabilité surface-fond n'a pu être observée.

Les paramètres d'efficacité photosynthétique ( $\alpha$ ) et de capacité photosynthétique (rETR<sub>max</sub>) maximales obtenus à partir du modèle d'Eilers et Peeters n'ont pas permis de mettre en évidence des patterns spatio-temporels clairs. Néanmoins, la production primaire semble être très faible. En effet, dans des estuaires dominés par l'arrivée d'eau douce, ces faibles valeurs sont dues principalement aux concentrations élevées de matières en suspension et de la remise en suspension importante de sédiments (*Cloern, 1987*), absorbant la lumière et la diffusant, limitant ainsi la production phytoplanctonique (*Gameiro et al., 2011*).

Certains paramètres, comme le rapport  $F_V/F_M$  reflète le rendement quantique du PSII et est couramment utilisé pour caractériser l'état physiologique du phytoplancton (*Genty et al., 1989*).

Le protocole OJIP permet d'estimer le changement de transport d'électrons au sein du PSII dans un laps de temps très court (de l'ordre de la milliseconde). Ainsi, il permet d'évaluer une multitude de caractéristiques du PS II comme le transport d'électron, la dissipation de l'énergie sous forme de chaleur (*Strasser et al., 2005*).

Dans notre étude, seul le paramètre  $PI_{(abs)}$  a été retenu comme pertinent. En effet, le paramètre  $F_V/F_M$  est parfois peu sensible aux changements environnementaux (*Strasser et al., 2010 , Stirbet et Govindjee, 2011*). Le paramètre PI (indicateur de performance de l'absorption du PS II) est fonction du niveau de fluorescence maximale et minimale ( $F_M$  et  $F_0$ ), de l'état intermédiaire J et de la pente à l'origine de la variation de fluorescence. Tandis que  $F_V/F_M$  est seulement dépendant de  $F_0$  et  $F_M$  et est indépendant de la trajectoire par laquelle l'énergie réémise via la fluorescence atteint ses valeurs maximales.

D'après les résultats, il n'existe pas de différence significative entre les points d'échantillonnage « Panache », « TMZ » et « Tancarville ». Ces résultats sont en contradiction avec le rapport  $F_V/F_M$ . Néanmoins, il est important de noter, une augmentation significative du paramètre  $DI_0/RC$  au point « Tancarville ». Indiquant, une dissipation de l'énergie sous forme de chaleur beaucoup plus importante, traduisant un état de stress physiologique.

Le paramètre  $PI_{(abs)}$  étant positivement corrélé avec le paramètre  $F_V/F_M$  (Annexe 9), il peut être utilisé en complément du  $F_V/F_M$ . Cependant, le *JIP*-test étant un protocole récent, peu de travaux traitant de son utilisation sur le terrain et de la comparaison entre la technique PAM et du *JIP*-test a été publiée. L'utilisation du JIP-test reste donc un protocole a utilisé en complément de la mesure PAM.

## 4.3.5.4 Dynamique des excrétions carbonées

Les concentrations en TEP sont du même ordre que celle obtenues par Klein *et al.* (2011), Wetz *et al.* (2009) et Passow (2002a). Cependant, les concentrations en TEP sont relativement plus élevées que celle retrouvées dans d'autres écosystèmes (Baie de Monterey USA, 50-130 µg. eq. X. L<sup>-1</sup>; Baie du Delaware USA 653-1034 µg. eq. X. L<sup>-1</sup> *in Passow, 2002a*).

Sur l'ensemble des points et dates échantillonnés il ressort que les points TMZ et Tancarville, sont caractérisés par les plus fortes concentrations en TEP. Ces deux points sont le siège du bouchon vaseux (*Verney 2006*), donc des « pièges » à particules induisant des conditions stressantes pour le phytoplancton et favorisant l'accumulation de la matière organique dont les TEP. Cette accumulation est induite par des temps de résidence des masses d'eau beaucoup plus importantes dans ces zones. Il est relaté dans la littérature que les conditions stressantes peuvent induire l'excrétion de grande quantité de TEP (*Hoagland et al., 1993*). Cet état de stress physiologique est confirmé par les faibles valeurs du paramètre F<sub>V</sub>/F<sub>M</sub> mesurées au point Tancarville et TMZ.

La détermination des espèces sur chaque site, n'a pu être effectuée dans le cadre de ce stage. Aucune relation entre les espèces et l'excrétion de TEP n'a pu être étudiée. Cependant, d'après les résultats du réseau Rephy (Bulletin 2011) et Videau *et al. (1998)*, le panache de l'estuaire de la baie de Seine serait en majeure partie dominée par des diatomées (*Thalassiosira* spp., *Chaetoceros* spp.). Le panache fluviale est également le siège de bloom de dinoflagellé.

Contrairement aux TEP, les S-EPS excrétés par des organismes planctoniques sont peu étudiés, d'autant plus en milieu estuarien.

Les concentrations des deux pools de S-EPS sont en accord avec les résultats obtenue par Klein *et al.* (2011). Dans notre étude, la concentration en S-EPS HW est nettement inférieur au S-EPS LW. Cette différence peut-être expliquée par le fait que les deux types de S-EPS, ne viennent pas de la même voie métabolique, et ainsi n'ont pas les mêmes facteurs de contrôle (*Underwood et al., 2004*).

Les deux types de S-EPS ne montrent pas la même variabilité spatiale. Les S-EPS HW ne montrent aucune différence significative entre les points tandis que les S-EPS LW montrent une décroissance progressive de l'aval vers le bouchon vaseux, indiquant qu'une dégradation progressive des S-EPS LW s'opère.

#### 4.3.5.5 Interaction paramètres physiques-biologiques

L'analyse multivariée effectuée à partir des données obtenues sur le terrain, montrent différentes interactions entre les paramètres physiques et biologiques.

La force ionique représente un facteur majeur dans le processus de floculation. En effet, Vicente (2010) fait remarquer que la formation carbone organique particulaire (POC) augmente de façon spectaculaire avec la salinité, ce qui est en accord avec l'observation que l'augmentation de la salinité diminue la répulsion électrostatique entre les particules de charge égale. Dans notre étude, les TEP apparaissent négativement corrélés avec la salinité (Fig 28, Annexe 7). Ces résultats sont en contradiction avec les résultats de Wetz *et al.*, (2009). En effet, selon ces auteurs, la concentration des TEP augmente avec la salinité.

De ces résultats, différentes hypothèses peuvent être émises 1) dilution plus prononcée des TEP au point « Panache », 2) Modification de la dynamique des ions divalents (Ca<sup>2+</sup>, Fe<sup>2+</sup>).

Les concentrations en TEP sont positivement corrélées avec les concentrations en chl *a* (Fig 28, Annexe 9). Cette corrélation va de pair avec les observations de Passow (*2002a, 2002b*), Klein *et al.* (*2011*) et Vicente *et al.* (*2010*), indiquant que la production de TEP se fait majoritairement par le phytoplancton au printemps. Néanmoins, la tendance spatiale de la chl *a* ne montrant aucune variabilité, cela suppose qu'une partie des TEP excrété au point « Tancarville » soit la conséquence de l'accumulation de la matière organique dans cette zone. Il apparaît, que les concentrations en TEP et la chl *a* sont supérieurs dans le fond et ceci pour les points « Tancarville », « TMZ » et « Amont ». Cette relation (TEP-chl *a*), influencerait donc la sédimentation des cellules phytoplanctoniques de la surface vers le fond (*Thornton, 2002*), permettant ainsi de fournir une source de carbone organique non négligeable aux organismes benthiques.

Les TEP et S-EPS (HW et LW) se trouvent être négativement corrélés. En outre, il a été décrit par Thorthon (2002) que les S-EPS pouvaient être utilisés comme précurseurs des TEP (Annexe 10). Ce processus pourrait être une explication de la forte concentration des TEP et la faible concentration des S-EPS LW au point « Tancarville ».

Le paramètre  $F_V/F_M$  apparait négativement corrélé avec la turbidité. Or, comme précédemment expliqué les sels nutritifs seraient uniformément répartis le long de l'estuaire (*Aminot et al., 1998*), indiquant donc que la pénétration de la lumière est le seul paramètre limitant pour la production phytoplanctonique. De plus le paramètre  $F_V/F_M$  est positivement corrélé avec la salinité indiquant que le changement de salinité ne cause pas directement la mort mais entraine une altération la croissance des cellules (*Dijkman et Kromkamp, 2006*).

## 4.3.6 <u>Rôle des micro- organismes dans les processus de floculation : relation microorganismes –</u> <u>particule en milieu estuarien</u>

#### 4.3.6.1 Rappel du contexte

En estuaire, les mécanismes de floculation influent sur les propriétés des particules et les flux sédimentaires. Si le rôle des paramètres physico-chimiques (salinité, niveaux de turbulence, MES) sur la formation, la taille et la vitesse de chute des flocs a fait l'objet de nombreuses publications, celui du compartiment organique, notamment des microorganismes, reste mal connu. L'objectif de ce travail est de comprendre et de quantifier les interactions actives et/ou passives entre la partie minérale et microbienne, qui influent sur la structuration des flocs A terme, cette étude basée sur des mesures in-situ et en laboratoire (réacteur FLOCSIM) devra permettre d'intégrer le rôle des microorganismes dans les processus de floculation au sein du modèle hydrosédimentaire.

#### 4.3.6.2 Démarche et méthodologie

Dans le cadre du projet FLUMES, des campagnes *in situ* ont été menées afin de quantifier et caractériser la relation bactéries-particules. Les observations au microscope environnemental permettent d'accéder à la visualisation de ces interactions. Parallèlement, une méthodologie a été spécifiquement développée afin d'étudier la diversité des communautés microbiennes en fonction de leur état d'association aux particules en milieu estuarien. Cette méthode repose sur une technique d'hybridation *in situ* par fluorescence (FISH) combinée à la microscopie confocale à balayage laser (MCBL). La technique FISH repose sur l'utilisation de sondes oligonucléotidiques ciblant l'ARN ribosomal 16S (ARNr) et permet ainsi l'identification phylogénétique de procaryotes au sein d'assemblages complexes, sans culture préalable. La quantification des cellules marquées observées par microscopie confocale permet d'obtenir une image nette des procaryotes ciblés associés aux particules.(Figure 4-46)

Dans un premier temps, l'étude de la diversité des communautés microbiennes a été effectuée par une recherche de 4 groupes microbiens sur les 13 actuellement identifiés, les plus représentatifs des communautés microbiennes présentes dans les eaux douces et marines (Figure 4-47) : les  $\alpha$ -proteobacteria, où se retrouvent des genres bactériens spécifiques des environnements oligotrophes et des bactéries nitrifiantes; les  $\beta$ -proteobacteria majoritairement composés de bactéries nitrifiantes, les  $\gamma$ -proteobacteria, qui regroupe de nombreux genres bactériens métaboliquement différents et des bactéries d'origine fécale, *Bacteroidetes* où sont retrouvées les *Bacteroides* (origine fécale); et des *Sphingobacteria* qui jouent un rôle important dans la minéralisation de la matière organique. Chacun de ces phylum correspond à plusieurs genres ou espèces bactériennes, ce choix nous permet dans cette étude de détecter ces communautés tout au long de l'estuaire même si au sein de ce groupe phylogénétique les variations des conditions physico-chimique s'accompagne probablement de modifications de la composition en espèces.



Figure 4-46: Evaluation de l'abondance relative de bactéries appartenant à un groupe phylogénétique spécifique, en fonction du nombre total de bactéries associées à une particule: le dénombrement du nombre total de bactéries se fait par marquage au DAPI (A) et le n

## 4.3.6.3 Résultats : Diversité des communautés microbiennes en fonction de leur état d'association aux particules en milieu estuarien

Deux campagnes FLUMES (mai 2011) et Zootrans (août 2010, en relation avec le projet FLASH) ont été réalisées. Le temps d'analyse et le coût de la méthodologie nous a amené à faire des choix dans les échantillons à exploiter en fonction de la question posée. Afin de tenir compte de l'évolution de cette problématique et dans la perspective d'un projet de thèse, il a été créé une banque d'échantillons d'eau filtrée (500mL) et/ou stabilisée dans du formaldéhyde, permettant une exploitation ultérieure en biologie moléculaire ou analyse FISH-confocale.

Cette étude a été menée sur deux sites contrastés et représentatifs de l'estuaire: le site du Val des Leux (pK : 265, 16 mai 2011) qui se situe en eau douce soumis à la marée dynamique et dont le fonctionnement hydro sédimentaire a été caractérisé (Guezennec, 1999), et le site du bouchon vaseux (pK :355) afin d'étudier l'effet de la salinité et de la concentration en MES.

La séparation des fractions particulaires, via la vitesse de chute des particules, a été a été réalisée grâce au tube Owen. 4 classes de particules ont été séparées :

- F1 => V> 1mm.s<sup>-1</sup>,
- F2 => 1mm.s<sup>-1</sup> >V> 10<sup>-1</sup> mm.s<sup>-1</sup>,
- F3 => 10<sup>-1</sup> mm.s<sup>-1</sup> >V> 10<sup>-2</sup> mm.s<sup>-1</sup>,
- F4 non décantable =>  $10^{-2}$  mm.s<sup>-1</sup> >V>  $10^{-5}$  mm.s<sup>-1</sup>.

L'analyse de la diversité des communautés microbiennes en fonction de leur attachement aux particules décantables et non décantables a été effectuée au fond et à la surface, sur le site du Val des Leux à l'étale de haute mer et dans la zone du bouchon vaseux à l'étale de basse mer. L'objectif étaient de se situer dans des conditions les plus contrastées possible, en se positionnant à l'étale de basse mer ou de haute mer, périodes où le gradient vertical de MES est le plus marqué et en choisissant les particules de vitesses de chutes. De même, les études sur la diversité ont été menées sur les deux fractions particulaires qui diffèrent le plus en terme de vitesse de chutes: la fraction décantable F1 et la fraction non décantable F4, les autres fractions ont été stockées.



Figure 4-47: Choix des sondes pour l'étude de la diversité des communautés microbiennes

Les résultats présentés (Figure 4-48) montrent que, quel que soit leur groupe phylogénétique, la contribution des bactéries associées à la fraction non décantables est plus élevée sur le site du Val des Leux que dans la zone du bouchon vaseux, où la contribution relative des bactéries associées aux particules décantables est plus importante. Dans cette zone de l'estuaire les concentrations plus élevées en MES, pourraient favoriser une association passive des bactéries aux particules minérales, cette hypothèse pourra être testée dans le réacteur. Pour un même site le long de la colonne d'eau, il n'existe pas de différence significative, de la répartition des 4 groupes phylogénétiques en fonction de leur association aux particules décantables et non décantables. On observe peu de différence en terme de diversité bactérienne entre les deux sites à l'exception des ß-protéobactéries qui sont majoritairement retrouvées dans la fraction non décantable, en surface sur le site du Val des Leux. Ces différences peuvent s'expliquer par la prédominance de genres bactériens, notamment les nitrifiantes, mieux adaptés aux conditions du site (nutriments, salinité).



Figure 4-48: Abondance relative des principaux phylums bactériens associés aux particules décantables (1mm.s-1) et non décantable (10-2 mm.s-1 >V> 10-5 mm.s-1) en fonction de la profondeur au Val de Leux (pK : 265 étale de haute mer) et dans la zone du bouchon.

#### 4.3.6.4 Conclusions

Sur la base des 4 groupes phylogénétiques étudiés nous n'avons pas observé d'association préférentielle à la fraction décantable ou non décantable, les résultats de cette étude, suggèrent qu'en milieu estuarien (i) la dynamique particulaire importante ne favoriserait pas un attachement préférentiel de ces groupes bactériens à une classe de particules, (ii) que la concentration en MES plus importante dans le bouchon vaseux serait un facteur forçant pour une association des bactéries aux particules minérales. Toutefois, cette étude menée à l'échelle des groupes phylogénétiques, n'exclut pas des différences à l'échelle de groupes fonctionnels, voire à l'échelle des espèces bactériennes comme le suggère la présence plus importante de ß-protéobactéries associées à la fraction non décantable sur le site du Val des Leux. Ces derniers résultats sont en accord avec une étude menée sur ce même site en 1996 qui montrait à partir d'une analyse des séquences d'ADNr16S, que des espèces bactériennes étaient spécifiquement associées aux particules minérales isolées par centrifugation (rapport seine aval 97, Petit-Guezennec).

Ces hypothèses seront testées par des approches in situ et en laboratoire, notamment par des expérimentations en réacteur FLOCSIM, afin de mieux comprendre le rôle des bactéries dans les processus de floculation, notamment déterminer si la dynamique particulaire de l'estuaire a un effet sélectif sur les communautés microbiennes, ou si les bactéries sont des acteurs passifs du processus de floculation, sur la base de leur propriétés cohésives. Afin de mieux comprendre l'impact de cette dynamique particulaire sur les processus biogéochimiques majeurs au niveau de l'estuaire (dégradation de la matière organique, dénitrifiantes/nitrifiantes), l'étude de la diversité devra être poursuivie à l'échelle des espèces bactériennes impliquées dans des, le volet interaction du devenir des bactéries fécales et dynamique particulaire s'appuyant sur les résultats acquis dans le Projet Flash.

А

# 5 Modélisation des processus de floculation dans un estuaire macrotidal : cas de l'estuaire de Seine

## 5.1 Couplage du modèle de floculation FLOCMOD et du modèle hydrosédimentaire SiAM3D – Etude préliminaire de faisabilité

La première phase du projet FLUMES (2008-2009) avait pour objectif d'évaluer la faisabilité (en termes d'efficacité et de temps de calcul) d'intégrer au modèle hydrodynamique SiAM3D la résolution explicite des mécanismes de floculation/défloculation via un modèle de processus appliqué jusqu'alors à un modèle 1DV. Les résultats de cette étude préliminaire allaient conditionner la seconde phase du projet.

## 5.1.1 Description du modèle FLOCMOD

Le modèle de floculation FLOCMOD (*Verney et al., 2011, Maerz et al., 2011, Mietta et al., 2011*) a été testé et optimisé dans le modèle SiAM1DV lors de la phase III du programme Seine Aval. Ce modèle nécessite de discrétiser la population de flocs en classes de taille, distribuées logarithmiquement afin de minimiser le nombre de classe (ici 8 classes sur la gamme [50µm; 1000µm]). La représentation des particules repose sur l'hypothèse de la structure fractale des flocs : cette hypothèse permet, moyennant le choix d'une dimension fractale et de la taille des particules primaires constituant les flocs, de calculer le volume, la masse et la densité des flocs.

FLOCMOD simule ensuite les probabilités d'agrégation et de fragmentation des flocs en fonction du taux de cisaillement G (i.e. l'intensité turbulente dans la colonne d'eau) et de la concentration pour chaque classe de taille. Trois processus sont simulés : l'agrégation par agitation turbulente, l'agrégation par vitesse de chute différentielle et la fragmentation/érosion par agitation turbulente (Figure 5-1). Un schéma spécifique d'interpolation en masse est finalement appliqué pour distribuer la masse des flocs issus de l'agrégation et de la fragmentation sur les différentes classes de taille étudiées.

Afin de respecter le principe de conservation de la masse, FLOCMOD nécessite l'utilisation d'un pas de temps pouvant être très petit, surtout lorsque les concentrations en MES et l'intensité turbulente sont importantes. L'optimisation majeure du modèle consiste à utiliser un sous pas de temps variable pour chaque maille du modèle lors du balayage de la grille de calcul.



Figure 5-1: Processus de floculation simulés par FLOCMOD et paramètres de contrôle

Le modèle FLOCMOD nécessite la calibration de deux paramètres : l'efficacité de floculation  $\alpha$  et le taux de fragmentation  $\beta$ . Ces deux paramètres sont calibrés à partir des résultats de l'expérimentation en laboratoire réalisée en 2005 sur l'influence de la turbulence liée à la marée sur la dynamique de MES prélevées en Seine (*Verney et al., 2011*). Ces deux paramètres ( $\alpha$ , $\beta$ ) sont également au centre du futur projet de phase II car ceux-ci sont directement liés à la nature de la MO en suspension.

## 5.1.2 <u>Résultats et faisabilité de la modélisation couplée floculation/hydrosédimentaire</u>

Le modèle couplé FLOCMOD/SiAM3D a été testé sur une période de 15 jours intégrant une période de crue et donc une variabilité des MES apportées par l'amont. Le modèle est initialisé avec une concentration en MES dans la colonne d'eau de 200mg/l. Le modèle SiAM3D est volontairement dégradé (pas de sédiment au fond, pas de consolidation et pas de vagues) afin d'étudier uniquement l'effet de la floculation sur le transport de MES. La grille de calcul est toutefois la grille usuelle de SiAM3D en Seine.

La section suivante présente deux résultats typiques issus de la modélisation des processus de floculation dans le modèle SiAM3D. La Figure 3 montre l'évolution de la concentration en MES et de la contribution de chacune des huit classes de taille en fonction du temps (2 marées successives) et ce à trois niveaux dans la colonne d'eau : surface, mi profondeur et fond. Le point d'observation choisi est situé à l'aplomb du Pont de Normandie. On observe ainsi l'influence de la turbulence induite par les courants de marée sur la dynamique des MES, avec une floculation favorisée autour des étales de pleine et de basse mer. On observe aussi le décalage temporel des processus de floculation avec une agrégation favorisée d'abord en surface, où la turbulence est la plus faible. Puis la turbulence diminuant en s'approchant de l'étale, le maximum de floculation se décale à mi profondeur pour être maximal à pleine mer près du fond, où les conditions sont alors les plus favorables : une concentration en MES importante et une faible turbulence entraînant une population quasiment constituée des plus gros flocs (entre 400 et 1000µm). Les périodes de courant maximal au flot et au jusant favorisent la fragmentation des particules. Par exemple, alors que la concentration reste importante, le diamètre moyen simulé au maximum de

flot est compris entre 100  $\mu m$  et  $\,$  150  $\mu m.$  Ces résultats sont cohérents avec les observations in situ faites en périodes de VE au point Bouchon Vaseux.

La Figure 5-2 présente la variabilité spatiale du spectre de taille des flocs (via le diamètre médian) à pleine mer et à basse mer. Comme souligné par la Figure 5-3, les conditions hydrodynamiques à pleine mer sont très favorables à la floculation et ainsi le diamètre moyen des flocs est de l'ordre de 500µm sur une grande partie de l'embouchure. Au contraire, la basse mer est très courte, et donc les conditions de floculation optimales sont très localisées dans le chenal. En amont de cette zone, la turbulence est plus forte (fin de jusant) et en aval, le courant de flot se met en place et donc la turbulence est elle aussi importante. Dans les deux cas, ces conditions hydrodynamiques aboutissent à une fragmentation importante des macroflocs.



Figure 5-2: Evolution de la concentration en MES et contribution de chacune des 8 classes de taille à cette concentration au cours de deux cycles de marée. Rappel des classes de taille en μm: [50 ; 77 ; 118 ; 180 ; 275 ; 421 ; 643 ; 982]



Figure 5-3: Vue en coupe horizontale (au fond) de l'embouchure de l'estuaire de Seine : variabilité spatiale du diamètre moyen des flocs à pleine mer (gauche) et à basse mer (droite)

L'étude de faisabilité de la modélisation couplée SiAM3D + FLOCMOD s'est révélée concluante, avec des temps de calculs raisonnables pour des études de processus : en mode séquentiel, alors que le calculateur met 1h pour simuler 15 jours sans floculation, le modèle couplé ne nécessite finalement que 6h de calcul. Des calculs sur

plusieurs mois voir à l'échelle de l'année sont donc raisonnablement envisageables. Les processus de floculation sont cependant complexe et devront être validés par l'acquisition de données in situ, réalisée dans le cadre de ce projet.

#### 5.2 Modélisation des processus de floculation : comparaison modèles/mesures - année 2008

Les modèles hydrosédimentaires sont des outils numériques utilisant, pour certains processus sédimentaires, des modèles empiriques ou semi-empiriques nécessitant de caler les paramètres de contrôle. La modélisation des processus de floculation nécessite de calibrer deux paramètres clés : l'efficacité de floculation et le taux de fragmentation. Le poids relatif de l'un par rapport à l'autre modifie i) l'équilibre entre agrégation et fragmentation et ii) la cinétique des processus de floculation/défloculation. Dans le cadre du projet FLUMES, deux grandes campagnes de mesures ont été réalisées en 2011. Cependant, le temps conséquent requis pour l'analyse de ces mesures ne permettait pas d'inclure leur utilisation pour la validation du modèle. Le modèle SiAM3D couplé au modèle FLOCMOD a donc été confronté aux mesures de turbidité acquises à partir du ponton de Fatouville en 2008 dans le cadre du projet Seine Aval MODEL, la validation des processus de floculation reste donc indirecte.

Il existe de nombreux modèles (formulations empiriques ou modèles de processus) permettant d'intégrer les processus de floculation dans les modèles de transport sédimentaire. Il a donc été décidé, en plus de la confrontation modèle/mesure proposée initialement dans le projet Seine Aval, d'intercomparer quatre autres modèles, en plus de FLOCMOD :

i) modèle sans floculation : toutes les particules chutent à la même vitesse moyenne de 1mm/s

ii) le modèle empirique proposé par Van Leussen (1994) et actuellement intégré au modèle SiAM3D/MARS3D. Ce modèle propose de calculer la vitesse des MES en chaque point de grille en fonction de la concentration en MES et du taux de cisaillement (G) dans la colonne d'eau:

$$W_{\rm s} = kC^m \frac{1+aG}{1+bG^2}$$

iii) le modèle de Winterwerp (1999) : ce modèle, proche de celui de van Leussen, recalcule un diamètre à l'équilibre  $D_e$  en fonction de la concentration et du taux de cisaillement G, puis la vitesse de chute des particules est ensuite recalculée en fonction de la théorie fractale (ou  $D_p$  est le diamètre des particules primaires composant les flocs et n<sub>f</sub> est la dimension fractale des flocs) :

iv) modèle de floculation empirique de Manning and Dyer (2007) : ce modèle s'appuie sur un jeu de données éclectiques sur différents estuaires européens, à partir desquelles une relation empirique a été proposée. Ce modèle sépare les MES en deux populations : microflocs et macroflocs. La vitesse de chute des populations de microflocs et de macroflocs est calculée également à partir de la concentration en MES et de l'intensité turbulente. Une troisième équation donne le ratio entre masse de microflocs et masse de macroflocs en chqaue instant. La Figure 5-4 présente les données et le calcul de la vitesse de chute correspondant à des concentration en MES particulières, issues du modèle.

Outre les processus de floculation, le modèle de transport sédimentaire SiAM3D support des 5 modèles de floculation simule les dépôts/érosion de sédiment, sans toutefois intégrer les processus de consolidation.



*Figure 5-4: Modèle empirique de Manning and Dyer (2007) : relations entre les population de microflocs et de macroflocs et les paramètres de contrôle concentration en MES et turbulence* 

## 5.2.1 Confrontations aux mesures de turbidité

Les cinq modèles sont confrontés aux mesures de concentration réalisées en fin d'année 2008. On s'intéresse plus particulièrement à la succession de deux VE/ME, en comparant les séries temporelles de turbidité fournies par les modèles à l'altitude de la station de mesure (Figure 5-5). Pour chaque configuration, le modèle a tourné plus d'un mois avant la période étudiée. Deux zooms sont effectués aux jours 290 et 302, deux grandes vives eaux (Figure 5-6). La référence temporelle est en jours julien, année 2008.





constante; Orange : Manning and Dyer; Mauve : Winterwerp, Cyan : FLOCMOD



Figure 5-7: Extension spatiale du bouchon vaseux repéré dans l'axe du chenal de navigation sur une marée de VE : comparaison entre les modèles empiriques (Manning and Dyer, Van Leussen, Winterwerp), le modèle FLOCMOD et un modèle ne prenant pas en compte les processus de floculation

Les quatre modèles paramétriques présentent des performances meilleures que le modèle de processus FLOCMOD. Le modèle de Van Leussen reproduit le mieux la variabilité de la turbidité au point Fatouville de quelques centaines de mg/l à pleine mer et en ME à 5 g/l en VE, en fin de jusant et début de flot (Figure 5-5). Le modèle couplé SiAM3D/FLOCMOD est le moins bon de tous les modèles, avec des ordres de grandeur de turbidité plus faibles (jusqu'à 2 g/l au lieu de 5 g/l) et un déphasage du maximum de turbidité en fin de flot (Figure 5-6).

La Figure 5-7, qui présente l'évolution de la turbidité le long du chenal principal de navigation au cours d'une marée de VE, permet de comprendre cette différence : alors que pour les quatre modèles paramètriques, l'excursion du bouchon vaseux s'étend de l'engainement à Tancarville, le bouchon vaseux modélisé par le modèle FLOCMOD est positionné bien plus bas, de l'estuaire externe à Fatouville. Le paramétrage du modèle FLOCMOD, issu des observations en laboratoire de Verney (2006), induit un transfert des sédiments fins vers l'aval (ou un déficit du pompage tidal). Les résultats du modèle FLOCMOD démontre l'importance de calibrer les modèles à partir de données in situ cohérentes. Un travail de recalibration du modèle FLOCMOD couplé au modèle SiAM3D sera réalisé dans la continuité du projet Seine Aval FLUMES, à partir des données in situ acquises en 2011 (Projet EC2CO FLUMES2.1).

Les résultats des modèles paramétriques semblent donner des résultats cohérents en terme de turbidité. L'évaluation des stocks de sédiment en suspension montre que le bouchon vaseux simulé correspond à une masse totale variant entre 200 000 et 350 000 tonnes de sédiment, des valeurs proches des estimations réalisées précédemment en Seine (Figure 5-8).



Figure 5-8: Estimation des masses de sédiment en suspension (approximativement le bouchon vaseux) pour les 4 modèles paramétriques

#### 5.2.2 <u>Représentativité des modèles paramétriques en terme de processus</u> <u>d'agrégation/fragmentation</u>

Les modèles de Manning and Dyer et Winterwerp permettent de reproduire des proxy des la dynamique de floculation directement comparables aux mesures in situ. Même si le modèle n'a pas exactement tourné sur l'année 2011, des comparaisons de processus peuvent être faites à débit et marnage équivalents. La comparaison se fait sur les mesures réalisées au point Bouchon Vaseux en mai 2012, en VE. Comme démontré précédemment, les deux modèles paramétriques reproduisent correctement la dynamique générale des MES, avec des ordres de grandeurs corrects de concentration en MES, même si le modèle de Winterwerp simule des concentrations légèrement plus faible (Figure 5-9).



Figure 5-9: Comparaison des processus de floculation entre les modèles paramétriques de Manning and Dyer et Winterwerp et les mesures de FLUMES2011, leg 1, à débit et marnage équivalent : variabilité de la concentration des MES

Les deux figures suivantes s'intéressent à la dynamique des populations de particules, en comparant directement i) le ratio macrofloc/microfloc pour le modèle de Manning and Dyer (Figure 5-10) et ii) le diamètre médian de la distribution en particules pour le modèle de Winterwerp (Figure 5-11). Il est important de remarquer que le modèle de Manning and Dyer ne reproduit absolument pas la dynamique des populations de microflocs/macroflocs, avec notamment la simulation d'une prédominance des macroflocs en jusant alors que les observations in situ montrent une dominance des microflocs. De la même façon, la présence de macroflocs à l'étale de pleine mer n'est pas simulée par le modèle.

Les mêmes remarques peuvent être faites pour le modèle de Winterwerp, qui simule la présence de macroflocs au jusant sur l'ensemble de la colonne d'eau. Une raison physique permet d'expliquer pourquoi, dans ce cas, ces modèles reproduisent correctement la variabilité de la concentration en MES : au jusant, les vitesses de courant sont fortes, associées à un mélange vertical fort qui compense alors la vitesse de chute peut être excessive des particules estimées par ces modèles. Il faut toutefois garder à l'esprit ces différences de comportement lorsqu'il faudra utiliser les modèles de transport sédimentaire pour simuler, par exemple, le transfert de contaminants organiques ou chimiques, dont le potentiel d'adsorption sur les particules dépend fortement de la taille de ces dernières.



Figure 5-10: Comparaison des processus de floculation entre les modèles paramétriques de Manning and Dyer et Winterwerp et les mesures de FLUMES2011, leg 1, à débit et marnage équivalent : variabilité du ratio entre population de microflocs et de macroflocs



Figure 5-11: Comparaison des processus de floculation entre les modèles paramétriques de Manning and Dyer et Winterwerp et les mesures de FLUMES2011, leg 1, à débit et marnage équivalent : variabilité du diamètre médian des particules en suspension

## 6 Conclusion générale

Le projet FLUMES était structuré en deux phases: une première phase [2008-2009], exploratoire, était dédiée à l'analyse de la faisabilité i) de modéliser les processus de floculation dans un modèle hydrosédimentaire 3D à partir d'un modèle de processus et ii) d'évaluer la capacité à observer ces processus in situ. Cette première phase s'est avérée prometteuse et une seconde phase plus ambitieuse [2010-2011], a donc été proposée afin de faire progresser la connaissance des processus de floculation et le lien avec la matière organique.

Le constat réalisé en fin de première phase était de plusieurs ordre :

i) peu d'études dans le monde se sont consacrées aux interactions complexes entre MES minérales et matière organique

ii) une telle ambition nécessite de proposer un programme d'expérimentations en laboratoire, en contrôlant les principaux paramètres

iii) aucune installation expérimentale actuelle ne permet ce type d'études

iv) peu d'observations in situ ont été réalisées en estuaire de Seine sur la dynamique des MES

v) dans le cadre de Seine Aval 3, un modèle de floculation a été développé et intégré au modèle SiAM1DV, mais le passage du modèle de processus de floculation dans un modèle 3D reste un challenge pour la communauté scientifique internationale

Le projet FLUMES a permis de structurer trois laboratoires aux compétences complémentaires autour d'une problématique commune, la dynamique des MES, et de trois questionnements en particulier :

- Comment étudier les interactions sédiment en suspension/matière organique
- Quelle est la variabilité naturelle des MES en estuaire de Seine?
- Comment modéliser les flux de MES, intégrant leur dynamique via les processus de floculation ?

#### 6.1 Etude des les interactions sédiment en suspension/matière organique

Le projet FLUMES a permis de proposer une série de développements méthodologiques et expérimentaux permettant de doter la communauté de Seine Aval d'un outil de laboratoire permettant de simuler et de quantifier la dynamique des MES :

- le microcosme FLOCSIM a été développé et calibré afin de reproduire les processus de floculation/défloculation observés in situ. En plus du design mécanique et le pilotage par ordinateur, une suite de traitement d'image FLOCImage a été développée sous le logiciel Matlab afin de pouvoir quantifier, à partir d'images haute résolution, le spectre en classe de taille des particules en suspension, synthétisant les développements récents dans le domaine
- un travail expérimental a été réalisé sur le comportement de différentes espèces phytoplanctoniques soumises à des forçages estuariens et en particulier sur le dosage des EPS/TEPs, substances clés pour les interactions sédiment en suspension / matière organique.
- un travail méthodologique a été réalisé sur à la fois la récupération de MES exemptes de matière organique et sur l'isolement de bactéries autochtones, afin de permettre la réalisation d'expérimentation en laboratoire

La difficulté de développement du microcosme de laboratoire n'a pas permis, au bout des deux années de la seconde phase du projet, de réaliser des expérimentations tests avec le microcosme. Cependant, l'ensemble des développements méthodologiques pré-requis pour ce type d'expérimentations ont été finalisés et sont à disposition des équipes de recherche. Une étude exploratoire en microcosme devra donc être poursuivie afin d'évaluer précisément les modalités d'interactions entre sédiments et matière organique.

## 6.2 Variabilité naturelle des MES en estuaire de Seine

Un jeu de données in situ unique, complet et pluridisciplinaire a été acquis pendant le projet FLUMES, en cofinancement avec le projet EC2CO FLUMES2.1. Un effort de mesure in situ important a été réalisé afin d'observer la variabilité spatio-temporelles des MES en estuaire de Seine : deux legs de 10 jours en deux saisons distinctes ont été réalisés en 2011, permettant d'étudier la dynamique des MES en quatre stations stratégiques de l'estuaire de Seine : un point amont (Caudebec en Caux) dans l'estuaire fluvial, deux points dans le bouchon vaseux (Tancarville et Fatouville), un point dans le panache. Outre les équipes partenaires du projet, deux équipes de l'Université de Caroline du Sud (USA) et de l'université de Plymouth (GB) ont apporté leurs compétences pour densifier les capacités d'observation des MES. Une grande diversité d'instruments a été mobilisée pour quantifier le plus exhaustivement possible les MES et leurs principales caractéristiques. Ce jeu de données est encore en cours d'analyse, mais les premiers résultats, présentés dans ce rapport, permettent de caractériser le comportement des MES au sein des différents compartiments de l'estuaire. Le rôle clé de la turbulence et de la concentration en MES a ainsi pu être mis en avant in situ. La faible différence de nature de la matière organique ne permet pas, en première analyse, de dégager un rôle déterminant de la matière organique sur les processus de floculation. Cependant, l'analyse des données doit être poursuivies afin de mieux différencier l'influence des différents paramètres de contrôle et il est difficile aujourd'hui de conclure sur le rôle de la matière organique (bactérienne ou phytoplanctonique) sur les processus de floculation à partir des observations in situ.

Les campagnes de mesures in situ apportent un jeu de données inédit en estuaire de Seine à l'ensemble de la communauté Seine Aval. Il démontre la capacité des équipes de recherche à quantifier finement et à haute fréquence différentes caractéristiques des MES. Ce jeu de données est particulièrement valorisable via les modèles hydrosédimentaires, à la fois pour calibrer certains processus et valider les modèles à la fois en terme hydrodynamique et sédimentaire. Ces observations seront complémentaires des mesures in situ du réseau de mesure temps réel déployé dans l'estuaire de Seine. Dans le court terme, ce vaste jeu de données doit être analysé avec recul, avant de proposer dans le futur une nouvelle stratégie de mesure in situ qui complèterait les connaissances acquises dans le projet FLUMES

## 6.3 Modélisation des flux de MES, intégrant leur dynamique via les processus de floculation

Un développement novateur a été réalisé dans le projet FLUMES :intégrer un modèle multiclasse des processus de floculation (FLOCMOD) dans un modèle hydrosédimentaire 3D. Ce modèle couplé, appliqué à l'estuaire de Seine, a permis de reproduire les mécanismes de floculation/défloculation en tout point de l'estuaire. En parallèle de ce développement numérique, différents modèles empiriques ont également été intégrés au modèle SiAM3D, afin de tester leur capacité à reproduire i) la dynamique des processus de floculation et ii) la dynamique du bouchon vaseux. La calibration du modèle de processus FLOCMOD s'est révélée délicate, et les résultats actuellement moins performants que les modèles paramétriques. Ce constat est principalement dû à l'absence au démarrage du projet d'un jeu de données cohérent permettant la calibration des processus de floculation. Les récentes campagnes de mesures FLUMES2011 vont permettre dans le très court terme de valider le modèle couplé et ainsi améliorer les performances de ce modèle couplé SiAM3D/FLOCMOD.

Les modèles paramétriques ont démontré leur capacité à reproduire la dynamique du bouchon vaseux, via la bonne simulation des mesures de turbidité réalisées au niveau du ponton de Fatouville, à l'amont du Pont de Normandie. Cependant, ces modèles ont démontré leur limite lorsqu'ils sont comparés aux mesures plus fines de taille de particules, s'exprimant notamment à travers une surestimation de la floculation en conditions fortement turbulentes. Des modifications du paramétrage pourront être réalisées afin d'améliorer les résultats de ces modèles, simples mais peu couteux en temps de calcul.

A l'issue du projet FLUMES, différentes formulation des processus de floculation ont été intégrées au modèle de transport sédimentaire SiAM3D et ces développements seront transférés automatiquement dans la nouvelle version MARS3D. Le modèle couplé nécessite une étape de calibration complémentaire mais peut être déjà mis à disposition de la communauté Seine Aval, à la fois en terme opérationnel au GIP Seine Aval mais également au service des scientifiques travaillant sur les flux de matières en estuaire de Seine.

## 7 Valorisation des travaux

Les différents développements du projet FLUMES ont été valorisés à travers des publications scientifiques et des communications orales dans des colloques internationaux

#### 7.1 Publications

Verney Romaric, Lafite Robert, Brun-Cottan Jean-Claude (2009). **Flocculation Potential of Estuarine Particles: The Importance of Environmental Factors and of the Spatial and Seasonal Variability of Suspended Particulate Matter**. *Estuaries and coasts : Journal of the Estuarine Research Federation*, 32(4), 678-693. Publisher's official version : <u>http://dx.doi.org/10.1007/s12237-009-9160-1</u>, Open Access version : <u>http://archimer.ifremer.fr/doc/00000/6631/</u>

Maerz Joeran, Verney Romaric, Wirtz Kai, Feudel Ulrike (2011). **Modeling flocculation processes : intercomparison of a size class-based model and a distribution-based model**. *Continental Shelf Research*, 31(10), S84-S93. Publisher's official version : <u>http://dx.doi.org/10.1016/j.csr.2010.05.011</u>, Open Access version : <u>http://archimer.ifremer.fr/doc/00027/13870/</u>

Mietta Francesca, Chassagne Claire, Verney Romaric, Winterwerp Han (2011). On the behavior of mud floc sizedistribution : odel calibration and model behavior. Ocean Dynamics, 61(2-3), 257–271. Publisher's official version:<a href="http://dx.doi.org/10.1007/s10236-010-0330-2">http://dx.doi.org/10.1007/s10236-010-0330-2</a>, Open Access version :http://archimer.ifremer.fr/doc/00028/13875/

Verney Romaric, Lafite Robert, Brun-Cottan Jean Claude, Le Hir Pierre (2011). **Behaviour of a floc population during a tidal cycle: laboratory experiments and numerical modelling**. *Continental Shelf Research*, 31(10), S64-S83. Publisher's official version : <u>http://dx.doi.org/10.1016/j.csr.2010.02.005</u>, Open Access version : <u>http://archimer.ifremer.fr/doc/00027/13846/</u>

## 7.2 Communications orales

Verney R., Le Hir, P. and Bassoullet, P. **Modelling flocculation processes in sediment transport models : need for in situ particle size and settling velocity measurements**. Particles in Europe 2008, October 13-14, Bologna, Italy

Verney R., Le Hir P., Deloffre, J. a,d Lafite, R. Flocculation processes in the Seine Estuary. 3D numerical modelling : prelmiminary results. INTERCOH 2009, May 03-08, Rio de Janeiro, Brazil

Verney, R., Manning, A., Pidduck, E. and Sandford, R. **Floc dynamics in the Seine estuary: observation and numerical modelling**. Particles in Europe 2010, November 15-17, 2010 : Villefranche sur mer, France

Chedeville, S., Laghdass, M., Lafite, R., Deloffre, R., Petit, F., Claquin, P., Mouazé, D. and Verney, R. **Role of microorganisms in flocculation processes**. XI INTERCOH 2011, October 19-21, Shanghai, China

Verney, R. Le Hir, P., Manning, A. and Deloffre, J. **Modelling turbidity in the Seine Estuary : the role of flocculation processes**. XI INTERCOH 2011, October 19-21, Shanghai, China
## 8 Bibliographie

Aminot, a, Guillaud, J., Andrieuxloyer, F., Kerouel, R., & Cann, P. (1998). Apports de nutriments et développement phytoplanctonique en baie de Seine. *Oceanologica Acta*, *21*(6), 923-935. doi:10.1016/S0399-1784(99)80016-4

Benson, T. and French, J. R. (2007). InSiPID : a new low-cost instrument for in situ particule size measurements in estuarine and coastal waters. Journal of Sea Research: 1-22

Bhaskar, P. V., & Bhosle, N. B. (2006). Dynamics of transparent exopolymeric particles (TEP) and particleassociated carbohydrates in the Dona Paula bay, west coast of India. *Journal of Earth System Science*, *115*(4), 403-413. doi:10.1007/BF02702869

Chen, M. (2003) Suspended matter and flocculation in the Estuarine Environment, PhD Thesis, Univ. of Brussels, 184p.

Chin, W., Orellana, M., & Verdugo, P. (1998). Spontaneous assemply of marine dissolved organic matter into polymer gels. *Nature*, *391*(February), 568-572.

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

Claquin, P., Probert, I., Lefebvre, S., & Veron, B. (2008). Effects of temperature on photosynthetic parameters and TEP production in eight species of marine microalgae. *Aquatic Microbial Ecology*, *51*, 1-11. doi:10.3354/ame01187

Claquin, P., Longphuirt, S., Fouillaron, P., Huonnic, P., Ragueneau, O., Klein, C. c., and Leynaert, A. "Effects of simulated benthic fluxes on phytoplankton dynamic and photosynthetic parameters in a mesocosm experiment (Bay of Brest, France)." *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 86(1), 93-101.

Cloern, J. (1987). Turbidity as a control on phytoplankton biomass and productivity in estuaries. *Continental Shelf Research*, 7(11-12), 1367-1381. doi:10.1016/0278-4343(87)90042-2

Dam, H. G., and Drapeau, D. T. (1995). "Coagulation efficiencies, organic matter glues and the dynamics of particles during a phytoplankton bloom in a mesocosm study." *Deep-Sea Research II*, 42(1), 111-123.

Dijkman, N. a, & Kromkamp, J. C. (2006). Photosynthetic characteristics of the phytoplankton in the Scheldt estuary: community and single-cell fluorescence measurements. *European Journal of Phycology*, *41*(4), 425-434. doi:10.1080/09670260600937791

Dubois, M., Gilles, K. a, Hamilton, J. K., Rebers, P. a, & Smith, F. (1956). Colorimetric Method for Determination of Sugars and Related Substances. *Analytical Chemistry*, *28*(3), 350-356. doi:10.1021/ac60111a017

Dubrulle-Brunaud, C. (2007). *LES SEDIMENTS FINS DANS UN SYSTEME MACROTIDAL ACTUEL (CONTINUUM SEINE-BAIE DE SEINE): caractérisations géochimiques et minéralogiques, identification des sources*. Université de Rouen. Retrieved from http://hal-insu.archives-ouvertes.fr/tel-00214127/

Eilers, P., & Peeters, J. C. H. (1988). A model for the relationship between light intensity and the rate of photosynthesis in phytoplankton. *Ecological Modelling*, 42(3-4), 199-215. doi:10.1016/0304-3800(88)90057-9

Eisma, D. (1993). Suspended matter in the aquatic environment, Springer-Verlag.

Eisma, D. (1996). "Flocculation and defloculation of suspended matter in estuaries." *Netherlands Journal of Sea Research*, 20(2/3), 183-199.

Engel, A., & Passow, U. (2001). Carbon and nitrogen content of transparent exopolymer particles (TEP) in relation to their Alcian Blue adsorption. *Marine Ecology Progress Series*, 219(1977), 1-10. doi:10.3354/meps219001

Even, S. p., Billen, G., Bacq, N., Théry, S., Ruelland, D., Garnier, J., Cugier, P., Poulin, M., Blanc, S. p., Lamy, F. o., and Paffoni, C. (2007). "New tools for modelling water quality of hydrosystems: An application in the Seine River basin in the frame of the Water Framework Directive." *Science of The Total Environment*, 375(1-3), 274-291.

Fechner L. (2010) Acquisition de tolérance et modification de structure des communautés périphytiques : une réponse précoce à la pression urbaine dans les milieux aquatiques. Thèse LEESU - Université Parsi Est

Fox, J., with contributions from Liviu Andronic, Ash, M., Boye, T., Calza, S., Chang, A., Grosjean, P., Heiberger, R., Kerns, G. J., Lancelot, R., Lesnoff, M., Ligges, U., Messad, S., Maechler, M., Muenchen, R., Murdoch, D., Neuwirth, E., Putler, D., Ripley, B., Ristic, M., and Wolf., P. (2011). Rcmdr: R Commander. R package version 1.6-3.

Gameiro, C., Zwolinski, J., & Brotas, V. (2011). Light control on phytoplankton production in a shallow and turbid estuarine system. *Hydrobiologia*, *669*(1), 249-263. Springer Netherlands. doi:10.1007/s10750-011-0695-3

Garnier, J., Servais, P., Billen, G., Akopian, M., & Brion, N. (2001). Lower Seine River and Estuary (France) Carbon and Oxygen Budgets during Low Flow. *Estuaries*, 24(6), 964. Springer. doi:10.2307/1353010

Genty, B., Briantais, J.-M., & Baker, N. R. (1989). The relationship between the quantum yield of photosynthetic electron transport and quenching of chlorophyll fluorescence. *Biochimica et Biophysica Acta BBA General Subjects*, *990*(1), 87-92. Elsevier Science Publishers B.V. (Biomedical Division). doi:10.1016/S0304-4165(89)80016-9

Hoagland, K. D., Rosowski, J. R., Gretz, M. R., & Roemer, S. C. (1993). Diatom extracellular polymeric substances: function, fine structure, chemistry, and physiology. *Journal of Phycology*, *29*(5), 537-566. Wiley Online Library. Retrieved from http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.0022-3646.1993.00537.x/abstract

Huntley, D. A. (1988). "A modified inertial dissipation method for estimating seabed stresses at low Reynolds numbers, with application to wave/current boundary layer measurements." *Journal of Physical Oceanography*, 18, 339-346.

Klein, C., Claquin, P., Pannard, a, Napoléon, C., Le Roy, B., & Vérona, B. (2011). Dynamics of soluble Extracellular Polymeric Substances (S-EPS) and of Transparent Exopolymer Particles (TEP) pools in coastal ecosystems. *Marine Ecology Progress Series*. doi:10.3354/meps09049

Lafite, R. (2001). Impact de la dynamique tidale sur le transfert de sédiments fins, Université de Rouen, 80p

Le Hir, P., Ficht, A., Silva Jacinto, R., Lesueur, P., Dupont, J.-P., Lafite, R., Brenon, I., Thouvenin, B., and Cugier, P. (2001). "Fine sediment transport and accumulations at the mouth of the Seine Estuary (France)." *Estuaries*, 24(6B), 950-963.

Lunau, M., Lemke, A., Dellwig, O., and Simon, M. (2006). "Physical and biogeochemical controls of microaggregates dynamics in a tidally affected coastal ecosystem." *Limnology and Oceanography*, 51(2), 847-859.

Lunven, M., Gentien, P., Kononen, K., Le Gall, E. and Danielou, M. M. (2003). In situ video and diffraction analysis of marine particles. Estuarine, Coastal and Shelf Science 57: 1127-1137

Maerz, J., Verney, R., Wirtz, K., and Feudel, U. (2011). "Modeling flocculation processes: Intercomparison of a size class-based model and a distribution-based model." *Continental Shelf Research*, 31(10, Supplement 1), S84-S93.

Maggi, F., Manning, A. J., and Winterwerp, J. C. (2006). "Image separation and geometric characterisation of mud flocs." *Journal of Hydrology*, 326(1-4), 325-348.

Manning, A. J. (2004). "The observed effects of turbulence on estuarine flocculation." *Journal of coastal research*, 41, 90-104.

Manning, A. J. (2004). "Observations of the properties of flocculated cohesive sediment in three western european estuaries." *Journal of coastal research*, 41, 70-81.

Manning, A. J., and Dyer, K. R. (1999). "A laboratory examination of floc characteristics with regard to turbulent shearing." *Marine Geology*, 160, 147-170.

Manning, A. J., and Dyer, K. R. (2007). "Mass settling flux of fine sediments in Northern European estuaries: Measurements and predictions." *Marine Geology*, 245(1-4), 107-122.

McAnally, W. H. (1999). "Aggregation and deposition of estuarial fine sediment," PhD Thesis, University of Florida.

Mari, X., & Burd, A. (1998). Seasonal size spectra of transparent exopolymeric particles (TEP) in a coastal sea and comparison with those predicted using coagulation theory. *Marine Ecology-Progress Series*, *163*, 63–76.

Mari, Xavier, & Robert, M. (2008). Metal induced variations of TEP sticking properties in the southwestern lagoon of New Caledonia. *Marine Chemistry*, *110*(1-2), 98-108. doi:10.1016/j.marchem.2008.02.012

Mikes, D., Verney, R., Lafite, R., and Belorgey, M. (2004). "Controlling factors in estuarine flocculation processes : experimental results with material from the Seine Estuary, Northwestern France." *Journal of coastal research*, 41, 82-89.

Mietta, F., Chassagne, C., and Winterwerp, J. C. (2009). "Shear-induced flocculation of a suspension of kaolinite as function of pH and salt concentration." *Journal of Colloid and Interface Science*, 336(1), 134-141.

Mietta, F., Chassagne, C., Verney, R., and Winterwerp, J. (2011). "On the behavior of mud floc size distribution : model calibration and model behavior." *Ocean Dynamics*, 61(2-3), 257-271.

Milligan, T., Hill, P. S., and Law, B. (2007). "Flocculation and the loss of sediment from the PO river delta." *Continental Shelf Research*, 27, 309-321.

Mouchel, J.-M. (1997). Floculation et sédimentation dans l'estuaire de la Seine. Rapport d'activité Seine Aval. Aval, S.: 137-173.

Myklestad, S. M. (1995). Release of extracellular products by phytoplankton with special emphasis on polysaccharides. *Science of The Total Environment*, *165*(1-3), 155-164. Elsevier. doi:10.1016/0048-9697(95)04549-G

Nezu, I., and Nakagawa, H. (1993). *Turbulence in open-channel flows*, Balkema Publishers.

Pannard, A., Claquin, P., Klein, C., Le Roy, B., Véron, B. (2008) Short-term variability of the phytoplankton community in coastal ecosystem in response to physical and chemical conditions' changes Estuarine, Coastal and Shelf Science. 80: 212-224

Passow, U. (1995). Aggregation of a diatom bloom in a mesocosm: The role of transparent exopolymer particles (TEP). *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, 42(1), 99-109. doi:10.1016/0967-0645(95)00006-C

Passow, U., and Alldredge, A. L. (1995). "Aggregation of a diatom bloom in a mesocosm : the role of transparent exopolymer particles (TEP)." *Deep-Sea Research II*, 42(1), 99-109.

Passow, U., Shipe, R. F., Murray, A., Pak, D. K., Brzezinski, M. A., and Alldredge, A. L. (2001). "The origin of transparent exopolymer particles (TEP) and their role in the sedimentation of particulate matter." *Continental Shelf Research*, 21, 327-349.

Passow, U. (2002a). Transparent exopolymer particles (TEP) in aquatic environments. *Progress In Oceanography*, *55*(3-4), 287-333. doi:10.1016/S0079-6611(02)00138-6

Passow, U. (2002b). Production of transparent exopolymer particles (TEP) by phyto- and bacterioplankton. *Marine Ecology Progress Series*, 236(Passow 2000), 1-12. doi:10.3354/meps236001

Pritchard, D. W. (1967). What is an estuary: physical viewpoint. *Estuaries, 83,* 3-5. American Association for the Advancement of Science.

R Development Core Team (2011). R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0.

Smith, D. J., & Underwood, G. J. C. (1998). Exopolymer production by intertidal epipelic diatoms. *Limonology And Oceanography*, *43*(7), 1578-1591. doi:10.4319/lo.1998.43.7.1578

Stirbet, A., & Govindjee, Z. (2011). On the relation between the Kautsky effect (chlorophyll a fluorescence induction) and Photosystem II: Basics and applications of the OJIP fluorescence transient. *Journal of Photochemistry and Photobiology B: Biology*. Elsevier B.V. doi:10.1016/j.jphotobiol.2010.12.010

Strasser, R. J., & Michael, M. T.-. (2005). Analysis of the Fluorescence Transient Alaka Srivastava Summary II. The Theoretical Background. In G. C. Papageorgiou & Govindjee (Eds.), *Chlorophyll a Fluorescence* (Springer., pp. 1-47).

Strasser, R. J., Tsimilli-Michael, M., Qiang, S., & Goltsev, V. (2010). Simultaneous in vivo recording of prompt and delayed fluorescence and 820-nm reflection changes during drying and after rehydration of the resurrection plant Haberlea rhodopensis. *Biochimica et biophysica acta*, *1797*(6-7), 1313-26. doi:10.1016/j.bbabio.2010.03.008

Styles, R. (2006). "Laboratory evaluation of the LISST in a stratified fluid." *Marine Geology*, 227, 151-162.

Takahashi E, Ledauphin, J, Goux, D, Orvain, F (2009). Optimising extraction of extrapolymeric substances (EPS) from benthic diatoms : comparison of the efficiency of six EPS extraction methods, Marine and Freshwater Research 60: 1-10.

Thornton, D. C. O. (2002). Diatom aggregation in the sea: mechanisms and ecological implications. *European Journal of Phycology*, *37*(2), 149-161. doi:10.1017/S0967026202003657

Thouvenin B., Gonzalez J.L., Chiffoleau J.F., Boutier B., and P. Le Hir, 2007. Trace Modelling Pb and Cd dynamics in the Seine estuary. *Hydrobiologia*, 588 : 109-124

Touron A. (2005) Contribution à l'analyse durisque microbiologique en estuaire de Seine : présence et devenir de Salmonella et relation avec les flores indicatrices. Thèse de l'Université de Rouen.

Underwood, G. J. C., Boulcott, M., Raines, C. a, & Waldron, K. (2004). Environmental Effects on Exopolymer Production By Marine Benthic Diatoms: Dynamics, Changes in Composition, and Pathways of Production1. *Journal of Phycology*, *40*(2), 293-304. doi:10.1111/j.1529-8817.2004.03076.x

van Leussen, W. (1994). "Estuarine macroflocs : their role in fine grained sediment transport," PhD Thesis, University of Utrecht, Utrecht.

van Leussen, W. (1999). "The variability of settling velocities of suspended fine-grained sediment in the Ems estuary." *Journal of Sea Research*, 41, 109-118.

Verney, R. (2006). "Processus de contrôle de la dynamique des sédiments cohésifs," Université de Rouen.

Verney, R., Lafite, R., and Brun Cottan, J. C. (2009). "Flocculation potential of natural estuarine particles: the importance of environmental factors and of the spatial and seasonal variability of suspended particulate matter." *Estuaries and Coasts*, 32, 678-693.

Verney, R., Lafite, R., Claude Brun-Cottan, J., and Le Hir, P. (2011). "Behaviour of a floc population during a tidal cycle: Laboratory experiments and numerical modelling." *Continental Shelf Research*, 31(10, Supplement 1), S64-S83.

Vicente, I., Ortega-Retuerta, E., Mazuecos, I. P., Pace, M. L., Cole, J. J., & Reche, I. (2010). Variation in transparent exopolymer particles in relation to biological and chemical factors in two contrasting lake districts. *Aquatic Sciences*, 72(4), 443-453. doi:10.1007/s00027-010-0147-6

Videau, C., Ryckaert, M., & Lhelguen, S. (1998). Phytoplancton en baie de Seine. Influence du panache fluvial sur la production primaire. *Oceanologica Acta*, *21*(6), 907-921. doi:10.1016/S0399-1784(99)80015-2

Voulgaris, G., and Trowbridge, J. H. (1998). "Evaluation of the acoustic doppler velocimeter (ADV) for turbulence measurements." *Journal of Atmospheric and oceanic technology*, 15, 272-289.

Welschmeyer, N. A. (1994). Fluorometric analysis of chlorophyll a in the presence of chlorophyll b and pheopigments. *Limnol. Oceanogr, 39*(8), 1985-1992.

Wetz, M. S., Robbins, M. C., & Paerl, H. W. (2009). Transparent Exopolymer Particles (TEP) in a River-Dominated Estuary: Spatial-Temporal Distributions and an Assessment of Controls upon TEP Formation. *Estuaries and coasts*, *32*(3), 447-455. doi:10.1007/s12237-009-9143-2

Winterwerp, J. C. (1999). "On the dynamics of high-concentrated mud suspension," PhD Thesis, University of Technology, Delft

Wurl, O., & Holmes, M. (2008). The gelatinous nature of the sea-surface microlayer. *Marine Chemistry*, 110(1-2), 89-97. doi:10.1016/j.marchem.2008.02.009

Crédit photo couverture : GIP Seine-Aval, JP. Lemoine Pour tout renseignement, veuillez contacter la coordination scientifique : cdegremont@seine-aval.fr

Le GIP Seine-Aval ne saurait être tenu responsable d'évènements pouvant résulter de l'utilisation et de l'interprétation des informations mises à disposition.

Le GIP Seine-Aval est financé par :

