

## **MOonitoring en MOdellering van het cohesieve sedimenttransport en evaluatie van de effecten op het mariene ecosysteem ten gevolge van bagger- en stortoperatie (MOMO)**



### **Activiteitsrapport 3 (1 april 2007 - 30 september 2007)**

Michael Fettweis, Frederic Francken & Dries Van den Eynde

MOMO/3/MF/200801/NL/AR/3

Vorbereid voor Afdeling Maritieme Toegang, Departement Mobiliteit en Openbare Werken, Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap, contract MOMO

BMM  
100 Gulledelle  
B-1200 Brussel  
België

## Inhoudstafel

<b>1.</b>	<b>Inleiding</b>	<b>4</b>
1.1.	Voorwerp van deze opdracht	4
1.2.	Algemene Doelstellingen (2006-2011-2016)	4
1.2.1.	Verminderen van de sedimentatie	5
1.2.2.	Efficiënter storten	5
1.3.	Taken (april 2006 - maart 2008)	5
1.3.1.	Opmerking	7
1.4.	Publicaties binnen het MOMO project (april 2006 – maart 2008)	7
<b>2.</b>	<b>Fouten op effectieve dichtheid en valsnelheid van slibvlokken berekend met in situ meetdata</b>	<b>9</b>
2.1.	Theoretische afleiding foutenberekening	10
2.2.	Resultaten	12
2.2.1.	Fouten op primaire partikelgrootte van suspensiestalen	12
2.2.2.	Fouten op primaire partikeldichtheid	13
2.2.3.	Fouten op SPM concentratie	14
2.2.4.	Fouten op vloggrootte	14
2.2.5.	Fouten op effectieve dichtheid, fractale dimensie en valsnelheid	18
2.3.	Bespreking	21
2.3.1.	Oorsprong van de fouten	21
2.3.2.	Vloggrootte	22
2.3.3.	SPM concentratie	23
<b>3.</b>	<b>Flocculatiemodellen: theorie en toepassing</b>	<b>24</b>
3.1.	Literatuurstudie	24
3.1.1.	Constante valsnelheid	24
3.1.2.	Machtsfunctie	24
3.1.3.	Machtsfunctie met dissipatie	24
3.1.4.	Getijgebonden flocculatiemodel	25
3.1.5.	Evenwichts flocculatiemodel	25
3.1.6.	Heuristisch flocculatiemodel	25
3.1.7.	Rouse profiel	25
3.2.	Berekening van valsnelheid met flocculatiemodel	26
<b>4.</b>	<b>Conclusies</b>	<b>28</b>
<b>5.</b>	<b>Referenties</b>	<b>30</b>

**Appendix 1:** Fettweis, M., Nechad, B., Van den Eynde, D. 2007. An estimate of the suspended particulate matter (SPM) transport in the southern North Sea using SeaWiFS images, in-situ measurements and numerical model results. *Continental Shelf Research*, 27, 1568-1583.

**Appendix 2:** Fettweis, M., Van den Eynde, D., Francken, F. 2007. Floc characteristics in a turbidity maximum: calibration of a sediment transport model of the southern North Sea. *Intercoch*, Brest, September 25-28.

**Appendix 3:** Fettweis, Van den Eynde, D., Francken, F. 2007. Floc characteristics in a coastal turbidity maximum: calibration of a sediment transport

model using in situ measurements. Int. Conf and 97<sup>th</sup> Annual Meeting of the Geologische Vereinigung, Bremen, October 1-5.

## I. Inleiding

### I.1. Voorwerp van deze opdracht

MOMO staat voor 'monitoring en modellering van het cohesieve sedimenttransport en de evaluatie van de effecten op het mariene ecosysteem ten gevolge van bagger- en stortoperatie'. Het MOMO-project maakt deel uit van de algemene en permanente verplichtingen van monitoring en evaluatie van de effecten van alle menselijke activiteiten op het mariene ecosysteem waaraan België gebonden is overeenkomstig het Verdrag inzake de bescherming van het mariene milieu van de noordoostelijke Atlantische Oceaan (1992, OSPAR-Verdrag). De OSPAR Commissie heeft de objectieven van haar huidig "Joint Assessment and Monitoring Programme" (JAMP) gedefinieerd tot 2010 met de publicatie van een holistisch "quality status report" Noordzee en waarvoor de federale overheid en de gewesten technische en wetenschappelijke bijdragen moeten afleveren ten laste van hun eigen middelen.

De menselijke activiteit die hier in het bijzonder wordt beoogd, is het storten in zee van baggerspecie waarvoor OSPAR een uitzondering heeft gemaakt op de algemene regel "alle stortingen in zee zijn verboden" (zie OSPAR-Verdrag, Bijlage II over de voorkoming en uitschakeling van verontreiniging door storting of verbranding). Het algemene doel van de opdracht is het bestuderen van de cohesieve sedimenten op het Belgisch Continentaal Plat (BCP) en dit met behulp van zowel numerieke modellen als het uitvoeren van metingen. De combinatie van monitoring en modellering zal gegevens kunnen aanleveren over de transportprocessen van deze fijne fractie en is daarom fundamenteel bij het beantwoorden van vragen over de samenstelling, de oorsprong en het verblijf ervan op het BCP, de veranderingen in de karakteristieken van dit sediment ten gevolge van de bagger- en stortoperaties, de effecten van de natuurlijke variabiliteit, de impact op het mariene ecosysteem in het bijzonder door de wijziging van habitats, de schatting van de netto input van gevaarlijke stoffen op het mariene milieu en de mogelijkheden om deze laatste twee te beperken.

Een samenvatting van de resultaten uit de voorbije perioden (2002-2004 en 2004-2006) kan gevonden in het "Syntheserapport over de effecten op het mariene milieu van baggerspeciéstortingen" (Lauwaert et al., 2004; 2006) dat uitgevoerd werd conform art. 10 van het K.B. van 12 maart 2000 ter definiëring van de procedure voor machtiging van het storten in de Noordzee van bepaalde stoffen en materialen. Voor een uitgebreide beschrijving wordt verwezen naar de halfjaarlijkse rapporten.

### I.2. Algemene Doelstellingen (2006-2011-2016)

Het onderzoek uitgevoerd in het MOMO project kadert in de algemene doelstelling om de baggerwerken op het BCP en in de kusthavens te verminderen, door enerzijds de sedimentatie te verminderen in de baggerplaatsen en anderzijds efficiënter te storten. Een nauwe samenwerking tussen de BMM en het WLH is één van de vereisten om de doelstelling te kunnen realiseren.

### 1.2.1. Verminderen van de sedimentatie

Vermindering van de sedimentatie zal kunnen bereikt worden door:

- een optimalisering van de vorm van de buitenmuur of een Current Deflecting Wall, zodat de wateruitwisseling tussen haven en zee vermindert.
- een aanpassing van de vorm van de toegangsgeul (bv verbreding, zachtere helling...).

### 1.2.2. Efficiënter storten

De efficiëntie van een stortplaats wordt bepaald door fysische (sedimenttransport i.f.v. getij, doortij-springtij, wind, golven), economische en ecologische aspecten. Bij een efficiënte stortplaats is de recirculatie van het gestorte materiaal naar de baggerplaatsen zo klein mogelijk, is de afstand tussen bagger- en stortplaats minimaal en is de verstoring van het milieu verwaarloosbaar. Hieruit volgt dat er geen stortplaats kan bestaan die onder alle omstandigheden efficiënt is. Efficiënt storten zal kunnen betekenen dat in functie van de voorspelde fysische (wind, stroming, golven, sedimenttransport, recirculatie), economische (afstand, grootte baggerschip) en ecologische aspecten op korte termijn een stortlocatie zal worden gekozen. Om dit te bereiken is het volgende nodig:

- definiëren van een 'goede' stortzones i.f.v. sedimenttransport, recirculatie baggerspecie, ecologie, economie, bathymetrie van de baggerplaatsen
- operationele voorspelling van de recirculatie van het gestorte materiaal door de operationele data uit hydrodynamische en sedimenttransportmodellen, real time meetstations, satellietbeelden, bathymetrie van de baggerplaatsen te integreren zodat een efficiënte stortlocatie kan bepaald worden.

## 1.3. Taken (april 2006 - maart 2008)

### Taak 1: Monitoring

#### Taak 1.1: Slibconcentratie metingen: getijcyclus en langdurig

Er worden 4 meetcampagnes per jaar met de R/V Belgica voorzien om 13-uursmetingen uit te voeren. De metingen vinden plaats in het kustgebied van het BCP. Tijdens de metingen zullen tijdsreeksen worden verzameld van de stromingen, de concentratie aan en de korrelgrootteverdeling van het suspensiemateriaal, de temperatuur en de saliniteit.

Een tripode zal ingezet worden om stromingen, slibconcentratie, korrelgrootteverdeling van het suspensiemateriaal, saliniteit en temperatuur te meten gedurende een langere periode (>10 dagen). Langdurige metingen laten toe om de slibconcentratievariëaties te kwantificeren die zich voordoen tijdens een doortij-springtij cyclus en gedurende eventuele stormen. Tijdens de onderzoeksperiode zullen langdurige metingen worden uitgevoerd van minimum 1 maand. Hierdoor zal de gevoeligheid van de instrumentatie bij langdurige metingen kunnen worden gekwantificeerd. Dit kadert in de algemene doelstelling om te komen tot real time meetstations.

#### Taak 1.2: Slibverdeling op de bodem

Per jaar zullen een vijftigtal bodemstalen geanalyseerd worden om de korrel-

grootte, het kalkgehalte en de organische fractie te bepalen. Bij de box cores zal ook de densiteit bepaald worden. Met deze data kan de slibverdeling in de kustzone verfijnd worden en zal onderscheid gemaakt kunnen worden tussen 'actief' slib (i.e. slib dat in de cyclus van afzetting en resuspensie is betrokken) en 'inactieve' slib (oude lagen die dagzomen en enkel eroderen tijdens extreme situaties). Een gedetailleerde kennis van de samenstelling van de zeebodem is belangrijk voor een nauwkeurige kwantificering van de erosiefluxen in sedimenttransportmodellen.

#### Taak 1.3: Analyse en interpretatie van de metingen

Sinds er in het MOMO project begonnen werd met het uitvoeren van langdurige metingen met een tripode (zomer 2003) werden meer dan 70 dagen aan data verzameld. Samen met de 13 uursmetingen (4-6 per jaar) en de satellietbeelden (>370) is er een hele reeks aan data beschikbaar die nog maar deels geanalyseerd en geïnterpreteerd werd. Metingen op het BCP werden ook uitgevoerd door het WLH (Nieuwpoort, Zeebrugge) en de KUL – Labo voor Hydraulica (Nieuwpoort). Een globale interpretatie van deze data zal worden uitgevoerd met als voornaamste doelstelling het analyseren van doodtij/springtij variaties, storminvloeden, seizoens effecten en locale verschillen tussen meetstations.

### Taak 2: Modelling

#### Sub-taak 2.1: Verfijnen slibtransportmodel

Het gebruik van een numeriek sedimenttransportmodel vereist een regelmatige validatie van de modelresultaten met meetgegevens en eventueel aanpassing van parameterwaarden. Het gevalideerde model zal gebruikt worden om de verspreiding van het gestorte slib te Nieuwpoort en Blankenberge te bestuderen.

#### Sub-taak 2.2: Sedimentbalans

Een numeriek slibtransportmodel zal worden gebruikt om de hoeveelheid slib in suspensie op het BCP te bepalen en dit voor de verschillende fazen van het getij, gedurende een springtij/doodtij en voor de verschillende seizoenen. Door deze waarden te vergelijken met de totale flux aan SPM die per jaar het BCP binnenstroomt kan de gemiddelde verblijfstijd van het slib op het BCP bepaald worden. Deze berekeningen zullen in samenspraak met het WLH worden uitgevoerd. De zo bekomen informatie is ook belangrijk bij het bepalen van de efficiëntie van stortplaatsen.

In het kader van het project Mocha (Wetenschapsbeleid) werd de herkomst van het slib op het BCP bestudeerd. De resultaten van dit onderzoek zullen gebruikt worden om de invloed van het fijnkorrelige sedimenttransport in de Westerschelde op de slibverdeling in de kustzone te bestuderen. Tot op heden is dit niet duidelijk gekwantificeerd.

#### Sub-taak 2.3: Alternatieve stortschema's i.f.v. omgevingsfactoren

Onderzoek naar alternatieve stortschema's (getijgebonden, enkel bij bepaalde windrichting,...) zal uitgebreid worden naar alle stortplaatsen. Het doel is om het effect van het getij (meteo) op de retourstroom naar de baggerplaatsen te bepalen. Er zal onderzocht worden of er een 'best dumping time' bestaat. De taak kan als volgt worden onderverdeeld:

- 2D langdurige simulaties. Deze simulaties gebeuren met het 2D hydrodynamisch en sedimenttransportmodel van het BCP en kunnen toelaten om eventuele effecten op de slibhuishouding ter hoogte van de Belgische kust tengevolge van een consequent getijgebonden storten gedurende een langere periode (1 jaar) te analyseren.
- 3D korte termijn simulaties. Simulaties van getijgebonden storten met behulp van een gedetailleerd 3D sedimenttransportmodel. De simulaties zullen uitgevoerd worden voor een normaal en extreem getij en tijdens verschillende meteorologische situaties.

#### *1.3.1. Opmerking*

Een deel van de taken voorzien voor de periode september 2006–april 2007 kon niet worden uitgevoerd, omdat tijd werd geïnvesteerd in het uitvoeren van langdurige metingen ter hoogte van Blankenberge. Deze bijkomende taak kadert in het geplande wetenschappelijk proefproject over het verpompen van baggerspecie uit het Albert II dok via een vaste leiding in zee.

#### **1.4. Publicaties binnen het MOMO project (april 2006 – maart 2008)**

Er werden volgende rapporten en publicaties opgesteld:

##### Halfjaarlijkse rapporten

Fettweis, M., Pison, V., Van den Eynde, D. 2006. MOMO activiteitsrapport (april 2006 – september 2006). BMM-rapport MOMO/3/MF/200612/NL/AR/1, 14pp + app.

Fettweis, M., Francken, F., Van den Eynde, D. 2007. MOMO activiteitsrapport (oktober 2006 – maart 2007). BMM-rapport MOMO/3/MF/200707/NL/AR/2, 62pp + app.

Fettweis, M., Francken, F., Van den Eynde, D. 2008. MOMO activiteitsrapport (april 2007 – september 2007). BMM-rapport MOMO/3/MF/200801/NL/AR/3, 34pp + app.

##### Jaarlijkse meetrapporten

Backers, J., Van den Branden, R. 2007 RV Belgica meetcampagnes 2006–2007 Deel I. BMM-MDO/2007-16/MOMO/2006–2007, 65pp + CD.

##### Conferenties/Workshops:

Fettweis, M., Van den Eynde, D., Francken, F. 2006. Suspended particulate matter dynamics and aggregate sizes in a coastal turbidity maximum (southern North Sea, B-Nl coastal zone). Workshop on Physical Processes in Estuaries: Observations and Model Approaches, 4 April 2006, Waterbouwkundig Laboratorium Borgerhout.

Fettweis, Houziaux, J.-S., Francken, F., Van den Eynde, D. 2006. 100 years of anthropogenic influence on the cohesive sediment distribution in the Belgian North Sea coastal zone as determined by numerical modelling and comparison of historical and recent field data. 17th Int. Sedimentological Congress, 27 August – 1 September 2006, Fukuoka.

Van den Eynde, D., Fettweis, M. 2006. Dumping of dredged material in sea:

towards operational use of sediment transport models. International Hydrographic Conference 2006, Evolutions in Hydrography, 6-9 November 2006, Antwerp, Belgium.

Fettweis, M., Houziaux, J.-S., Du Four, I., Baeteman, C., Wartel, S., Mathys, M., Francken, F., Van Lancker, V. 2007. Natural vs. anthropogenic changes in the cohesive sediment distribution in the Belgian nearshore area. BELQUA Workshop, 12 March 2007, RBINS, Brussels.

Fettweis, M., Francken, F. 2007. Experience and problems with SPM concentration and particle size measurements. Workshop "In-situ measurements of SPM characteristics - Problems and solutions" 3-5 July 2007, Wilhelms- haven, Germany.

Fettweis, M., Van den Eynde, D., Francken, F. 2007. Floc characteristics in a turbidity maximum: calibration of a sediment transport model of the southern North Sea. IntercoH, Brest, September 25-28. (zie appendix 2)

Fettweis, Van den Eynde, D., Francken, F. 2007. Floc characteristics in a coastal turbidity maximum: calibration of a sediment transport model using in situ measurements. Int. Conf and 97<sup>th</sup> Annual Meeting of the Geologische Vereinigung, Bremen, October 1-5. (zie appendix 3)

#### Publicaties (tijdschriften, boeken)

Fettweis M., Francken, F., Pison, V. & Van den Eynde D. 2006. Suspended particulate matter dynamics and aggregate sizes in a high turbidity area. *Marine Geology*, 235, 63-74.

Fettweis, M., Nechad, B., Van den Eynde, D. 2007. An estimate of the suspended particulate matter (SPM) transport in the southern North Sea using SeaWiFS images, in-situ measurements and numerical model results. *Continental Shelf Research*, 27, 1568-1583.

Fettweis, M. Uncertainty of excess density and settling velocity of mud flocs derived from in situ measurements. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* (submitted).

Fettweis, Houziaux, J.-S., Du Four, I., Baeteman, C., Wartel, S., Mathys, M., Van den Eynde, D., Francken, F., Van Lancker, V. Influence of anthropogenic activities on the cohesive sediment distribution in the southern North Sea (Belgian-Dutch coastal zone) using historical and recent data. *Marine Geology* (submitted).



## 2. Fouten op effectieve dichtheid en valsnelheid van slibvlokken berekend met *in situ* meetdata

De onzekerheid of fout is een gebrek aan kennis over de echte waarde van een grootte. Bij metingen met instrumenten of bij staalnamen treden altijd fouten op. Deze kunnen toegeschreven worden aan toevallige meetfouten (lack of precision, gebrek aan juistheid), systematische fouten (lack of accuracy, gebrek aan nauwkeurigheid) of menselijke fouten. Onzekerheden treden ook op bij processen die van nature uit statistisch van aard zijn, zoals flocculatie, partikelgrootteverdeling en sedimentdynamica. De stochastische onzekerheid bij vlokvorming is belangrijk en uit zich in de fluctuaties van de gemiddelde vlog-grootte in functie van de tijd (Lee & Matsoukas, 2000; Jackson, 2005; Khelifa & Hill, 2006; Maggi, 2007). Bij gebruik van meetdata is het belangrijk om de onzekerheid of de fout te kennen. Dit hoofdstuk sluit aan bij de resultaten uit het vorige activiteitenrapport (Fettweis et al., 2007); er wordt daarom ook impliciet hiernaar verwezen voor wat betreft de bespreking van de metingen en de berekening van de effectieve dichtheid en valsnelheid.

De valsnelheid van slibvlokken is niet constant; het suspensiemateriaal bestaat immers uit een waaier aan vloggrootten met een verschillende effectieve dichtheid. Door flocculatie veranderen daarenboven grootte, vorm en dichtheid van het suspensiemateriaal in functie van de tijd (e.g. Eisma & Kalf, 1987; Van Leussen, 1994). Het is moeilijk om valsnelheid te meten, omdat slibvlokken fragiel zijn en dus kunnen veranderen indien ze uit hun turbulente omgeving worden genomen. Men kan twee verschillende meetmethoden onderscheiden: direct en indirect. Directe methoden worden *in situ* (of in een labo) uitgevoerd, typische technieken zijn: Owen tube, Griffith tube, LISST-ST, foto-toestel en videosysteem, zie b.v. Berlamont et al. (1993), Dyer et al. (1996) en Eisma et al. (1996). De LISST 100C is een standaard meetinstrument om partikelgrootte en volumeconcentratie te meten (Agrawal & Pottsmith, 2000; Gartner et al., 2001; Fugate & Friederichs, 2002; Chang et al., 2006; Fettweis et al., 2006b; Curran et al., 2007). De effectieve dichtheid en de valsnelheid kunnen niet gemeten worden met dit instrument. In het vorige activiteitenrapport werd een indirecte methode voorgesteld om met behulp van de LISST100C, de SPM concentratie en de primaire partikelgrootte en dichtheid de valsnelheid te berekenen. Het voordeel van deze methode is dat ze eenvoudig te gebruiken is. Tot nu toe is echter niet geweten wat de fouten zijn en wat de belangrijkste oorzaken zijn van deze fouten. In dit hoofdstuk willen we daarom met behulp van de klassieke foutentheorie, de nauwkeurigheid op de berekende effectieve dichtheid en valsnelheid schatten. Er wordt hiervoor gebruik gemaakt van 8 13-uursmetingen, die met de R/V Belgica werden uitgevoerd tussen februari 2003 en juli 2005, zie tabel 2.1 en figuur 2.1.

Tabel 2.1: 13-uursmetingen met LISST100C; naast datum en ligging wordt ook de lineaire regressiecoëfficiënten ( $\pm$  standaard deviatie) tussen het OBS signaal en de SPM concentratie uit de filtraties getoond.

Nr	Datum	Ligging	SPM=A + B $\times$ OBS	
			A ( $\pm$ stdv)	B ( $\pm$ stdv)
2003/04	20-21/02/2003	B&W Oostende	-7.42 $\pm$ 3.20	1.536 $\pm$ 0.026
2003/15	11-12/06/2003	Kwintebank	1.21 $\pm$ 0.19	1.721 $\pm$ 0.010
2003/22	8-9/09/2003	MOW1	10.73 $\pm$ 2.51	1.375 $\pm$ 0.080
2003/25	9-10/10/2003	Kwintebank	7.84 $\pm$ 1.28	1.276 $\pm$ 0.068
2004/16	15-16/07/2004	B&W Oostende	6.08 $\pm$ 0.85	1.537 $\pm$ 0.049
2004/25-A	8-9/11/2004	MOW1	8.46 $\pm$ 2.30	1.530 $\pm$ 0.036
2004/25-B	9-10/11/2004	Hinderbank	2.70 $\pm$ 0.36	1.422 $\pm$ 0.531
2005/15-B	21-22/06/2005	MOW1	-5.91 $\pm$ 1.93	1.768 $\pm$ 0.024

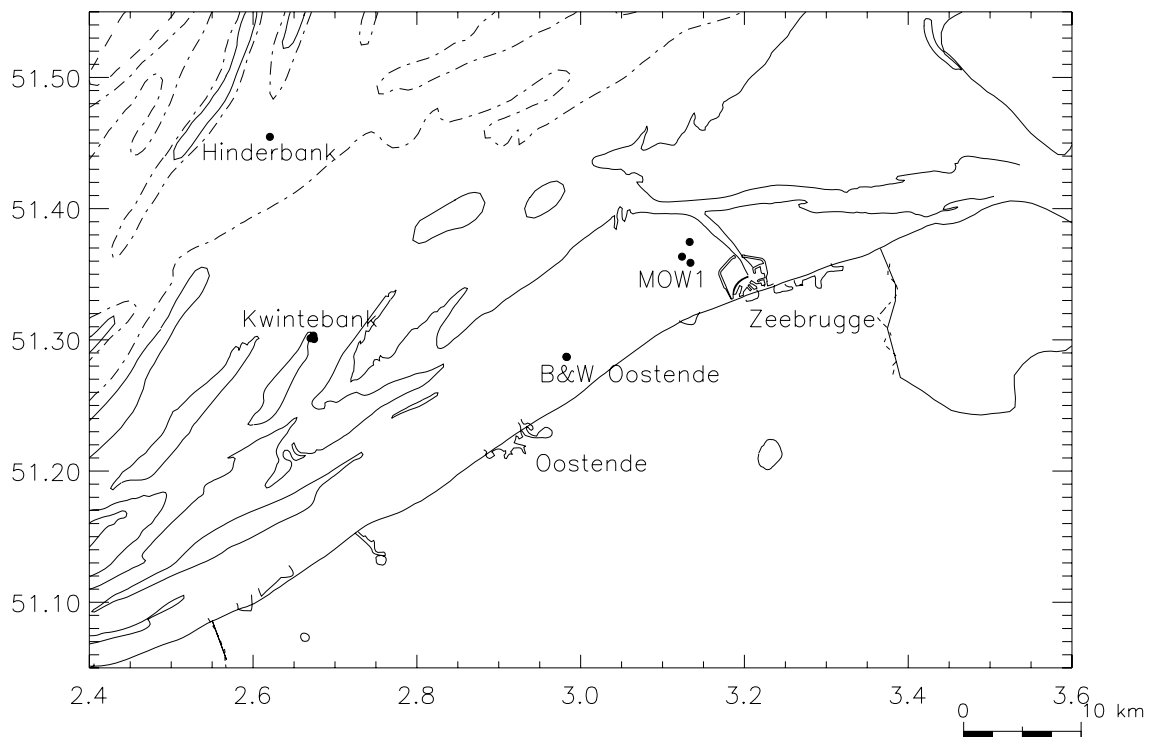


Figure 2.1: Ligging van de 13-uursmetingen.

## 2.1. Theoretische afleiding foutenberekening

De effectieve densiteit,  $\Delta\rho$ , wordt gegeven door:

$$\Delta\rho = \rho_f - \rho_w \propto (\rho_p - \rho_w) \left[ \frac{D_f}{D_p} \right]^{nf-3} \quad (2.1)$$

waarbij  $\rho_f$  de vlokkendensiteit,  $D_f$  de vloggrootte,  $D_p$  de primaire partikelgrootte en  $nf$  de fractale dimensie. Gebaseerd op de theorie over de voortplanting van fouten (zie b.v. §14.2 uit 'Numerical Recipes', Press et al., 1989), kan de standaardafwijking op de effectieve densiteit,  $\sigma_{\Delta\rho}$  geschreven worden als een som van de standaardafwijkingen van de verschillende delen.

$$\sigma_{\Delta\rho} = \sqrt{\left(\frac{\partial\Delta\rho}{\partial M_p}\right)^2 \sigma_{M_p}^2 + \left(\frac{\partial\Delta\rho}{\partial V_f}\right)^2 \sigma_{V_f}^2 + \left(\frac{\partial\Delta\rho}{\partial \rho_p}\right)^2 \sigma_{\rho_p}^2} \quad (2.2)$$

met  $M_p$  de SPM concentratie,  $V_f$  de volumeconcentratie,  $\rho_p$  de primaire partikel en  $\rho_w$  de waterdensiteit.  $\sigma_{M_p}$ ,  $\sigma_{V_f}$  en  $\sigma_{\rho_p}$  stellen de standaardafwijkingen voor op  $M_p$ ,  $V_f$  en  $\rho_p$ . Merk op dat de fout op de waterdensiteit  $\rho_w$  werd weggelaten in vgl. 2.2, omdat deze fout significant lager is dan alle anderen. De fout op de volumeconcentratie is een systematische fout en wordt daarom niet in rekening gebracht. Het is moeilijk om een systematische fout te schatten, het effect ervan kan immers enkel worden waargenomen als het ook kan worden verwijderd. Het niet beschouwen van deze fouten betekent echter niet dat ze niet significant zijn. Met de beschikbare informatie over de meetnauwkeurigheid van een LISST 100C kunnen de systematische fouten niet gekwantificeerd worden. De standaard deviatie op  $\sigma_{\Delta\rho}$  wordt daarom vereenvoudigd tot:

$$\sigma_{\Delta\rho} = \sqrt{\left(\frac{\partial\rho_f}{\partial M_p}\right)^2 \sigma_{M_p}^2 + \left(\frac{\partial\rho_f}{\partial \rho_p}\right)^2 \sigma_{\rho_p}^2} \quad (2.3)$$

met

$$\rho_f = \frac{M_f}{V_f} = \frac{M_p + \rho_w \left(V_f - \frac{M_p}{\rho_p}\right)}{V_f} = \left(1 - \frac{\rho_w}{\rho_p}\right) \frac{M_p}{V_f} + \rho_w \quad (2.4)$$

en  $M_f$  de vlokmasa per eenheidsvolume. De partiële afgeleiden uit vgl. 2.3 worden gegeven door:

$$\frac{\partial\rho_f}{\partial M_p} = \frac{1}{V_f} \left(1 - \frac{\rho_w}{\rho_p}\right) \quad (2.5)$$

$$\frac{\partial\rho_f}{\partial \rho_p} = \frac{\rho_w M_p}{\rho_p^2 V_f} \quad (2.6)$$

Hiermee kan dan de standaardafwijking op de effectieve densiteit,  $\sigma_{\Delta\rho}$ , geschreven worden als:

$$\sigma_{\Delta\rho} = \frac{1}{V_f} \sqrt{\left(1 - \frac{\rho_w}{\rho_p}\right)^2 \sigma_{M_p}^2 + \frac{\rho_w^2 M_p^2}{\rho_p^4} \sigma_{\rho_p}^2} \quad (2.7)$$

De valsnelheid  $w_s$  wordt gegeven door (Winterwerp, 1998):

$$w_s = a (\rho_p - \rho_w) D_p^{3-nf} D_f^{nf-1} \quad (2.8)$$

waarbij  $a$  gelijk is aan:

$$a = \frac{\alpha g}{18 \beta \eta} \frac{1}{1 + 0.15 \text{Re}^{0.687}} \quad (2.9)$$

In de vergelijking is  $g$  de zwaartekrachtsversnelling,  $\eta$  de moleculaire viscositeit van het water ( $\approx 1.4 \times 10^{-3}$  kg/ms),  $Re$  het vlok-Reynolds getal en  $\alpha$  en  $\beta$  parameters die de sfericiteit van de vlokken aanduiden. De standaardafwijking op de valsnelheid,  $\sigma_{ws}$ , kan worden geschreven als:

$$\sigma_{w_s} = \sqrt{\left(\frac{\partial w_s}{\partial \rho_p}\right)^2 \sigma_{\rho_p}^2 + \left(\frac{\partial w_s}{\partial D_p}\right)^2 \sigma_{D_p}^2 + \left(\frac{\partial w_s}{\partial D_f}\right)^2 \sigma_{D_f}^2 + \left(\frac{\partial w_s}{\partial nf}\right)^2 \sigma_{nf}^2} \quad (2.10)$$

waarbij de partiele afgeleiden gegeven worden door:

$$\frac{\partial w_s}{\partial \rho_p} = a D_p^{3-nf} D_f^{nf-1} \quad (2.11)$$

$$\frac{\partial w_s}{\partial D_p} = a (\rho_p - \rho_w) (3-nf) D_p^{2-nf} D_f^{nf-1} \quad (2.12)$$

$$\frac{\partial w_s}{\partial D_f} = a (\rho_p - \rho_w) (nf-1) D_p^{3-nf} D_f^{nf-2} \quad (2.13)$$

$$\frac{\partial w_s}{\partial nf} = a (\rho_p - \rho_w) D_p^{3-nf} D_f^{nf-1} \ln D_f \quad (2.14)$$

Uiteindelijk krijgt men volgende uitdrukking voor de standaard deviatie op de valsnelheid:

$$\sigma_{w_s} = a D_p^{3-nf} D_f^{nf-1} \sqrt{\sigma_{\rho_p}^2 + (\rho_p - \rho_w)^2 \left[ \frac{(3-nf)^2}{D_p^2} \sigma_{D_p}^2 + \frac{(nf-1)^2}{D_f^2} \sigma_{D_f}^2 + (\ln D_f)^2 \sigma_{nf}^2 \right]} \quad (2.15)$$

## 2.2. Resultaten

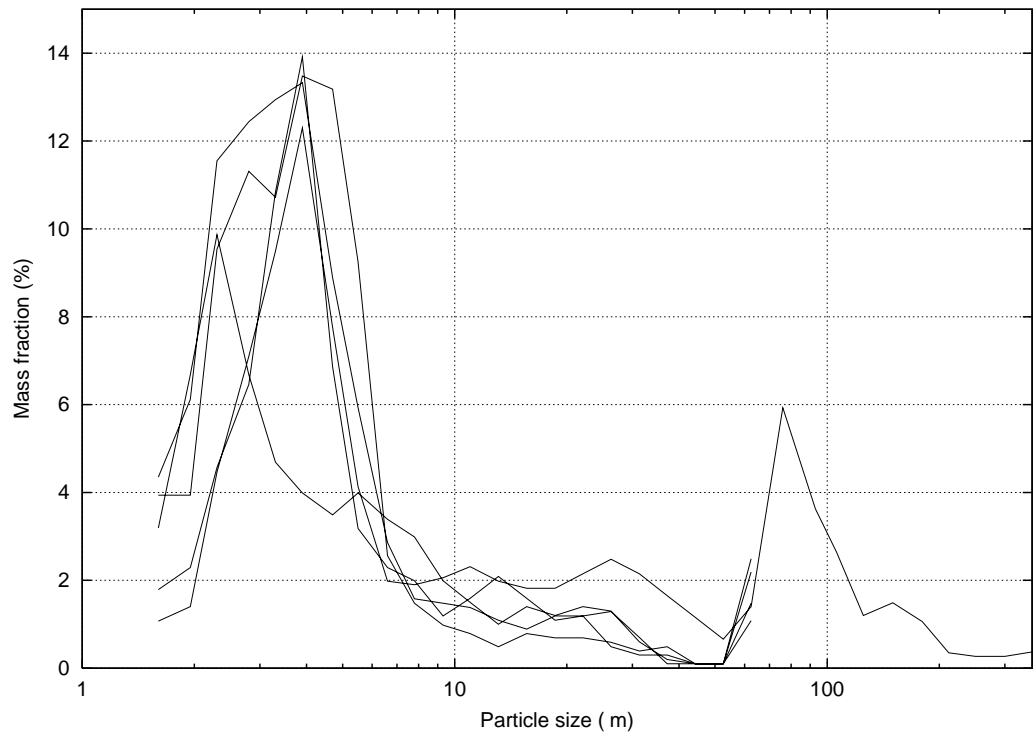
De fouten ontstaan door onzekerheden op de primaire partikelgrootte, de vlog-grootte, de primaire partikeldensiteit, de SPM concentratie uit filtraties en uit OBS. In de foutenberekening worden enkel statistische fouten in rekening gebracht; we beschikken immers niet over voldoende gegevens om systematische fouten op te nemen in de berekening. Deze laatste ontstaan vooral door een gebrek aan nauwkeurigheid van de meetinstrumenten.

### 2.2.1. Fouten op primaire partikelgrootte van suspensiestalen

De primaire partikelgrootte ( $D_p$ ) werd bepaald voor 5 SPM stalen met behulp van de Sedigraph 5100, nadat het organische materiaal en het  $\text{CaCO}_3$  werd verwijderd, zie figuur 2.2. De stalen werden genomen aan boord van de Belgica tijdens 13-uursmetingen met behulp van een pomp en een centrifuge. De gemiddelde partikelgrootte per meetplaats bedraagt  $7.2 \pm 3.0 \mu\text{m}$  (Hinderbank),  $2.1 \pm 1.5 \mu\text{m}$  (Kwintebank) en  $1.1 \pm 3.7 \mu\text{m}$  (B&W Oostende), zie tabel 2.2. Wartel et al. (1995) besluiten dat de relatieve fout van de Sedigraph op de concentratie aan deeltjes in de verschillende fracties kleiner is dan 0.7%. De fout op de primaire partikelgrootte is daarom vooral toe te schrijven aan de berekening van de gemiddelde waarde. De primaire partikels stellen een verdeling voor die enkel werd gemeten voor de silikaten, omdat  $\text{CaCO}_3$  en TOC werd verwijderd voor de analyse. De calciëfractie in het SPM is belangrijk. Uit de resultaten kan niet worden afgeleid hoeveel calcië zich in de vlokken bevindt.

Tabel 2.2: Overzicht van korrelgrootteanalyses van suspensiestalen; C1=locatie op Kwintebank; zand:  $>62.5\mu\text{m}$ , silt:  $>2\mu\text{m}$ , klei:  $\leq 2\mu\text{m}$ ; TOC : totaal organisch koolstof;  $D_p$ : gemiddelde primaire partikelgrootte  $\pm$ standaardafwijking.

Staal nr.	Belgica cmp.	% zand	% silt	% klei	$D_p$ ( $\mu\text{m}$ )	% TOC	% $\text{CaCO}_3$
C1-1	2004/04	1	82	17	$2.7\pm 2.5$	11.63	58.18
C1-2	2004/04	-	-	-	-	6.82	38.26
C1-3	2004/04	2	63	34	$1.5\pm 3.5$	8.43	38.20
C1-4	2004/04	1	84	14	$3.0\pm 2.3$	4.96	68.66
Oostende	2004/04	2	57	41	$1.1\pm 3.7$	5.10	40.28
Hinderbanken	2004/04	-	-	-	-	7.19	55.12
Hinderbanken	2004/05	19	71	11	$7.2\pm 3.0$	6.77	54.37
C1	2004/05	-	-	-	-	7.47	51.95
Oostende	2004/05	-	-	-	-	9.07	33.85



Figuur 2.2: Primaire partikelgrootte verdeling van het SPM, gemeten met een Sedigraph 5100 en door zeving. De 'rising tail' op  $62.5\mu\text{m}$  in 4 van de 5 spectra omvat de zandfractie zonder verder detail. Merk op dat in één verdeling (2004/05-2, Hinderbank) twee populaties aan korrelgrootten voorkomen.

### 2.2.2. Fouten op primaire partikeldensiteit

De gemiddelde fracties aan organisch materiaal (OM),  $\text{CaCO}_3$  en silicaten ( $>80\%$ )

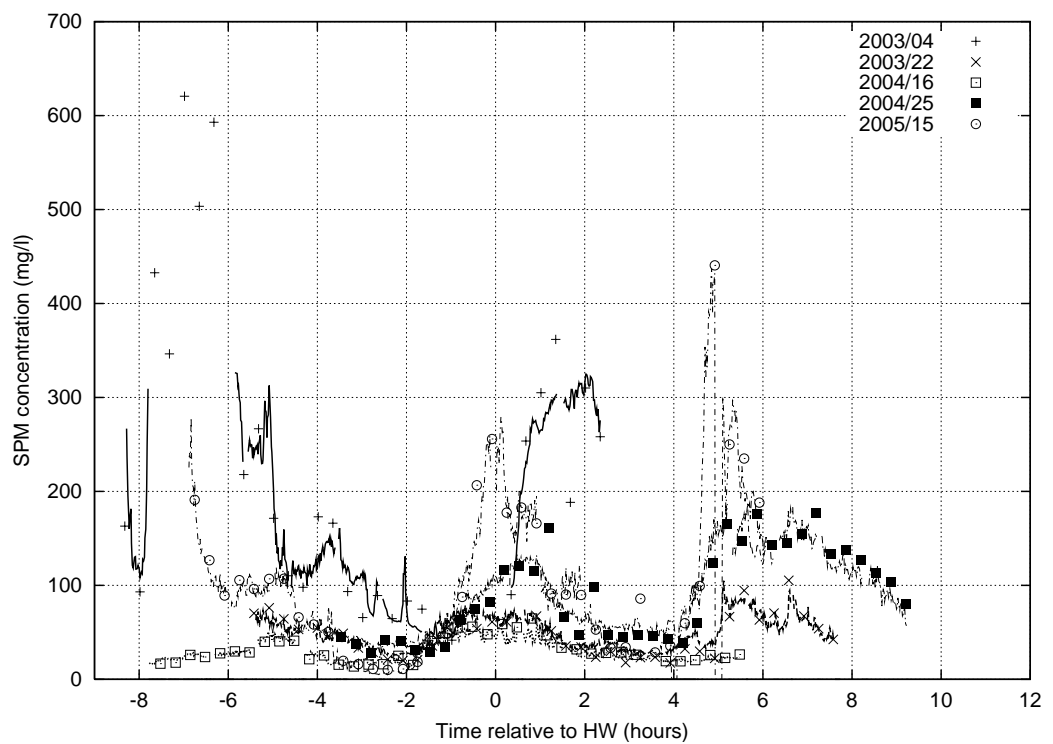
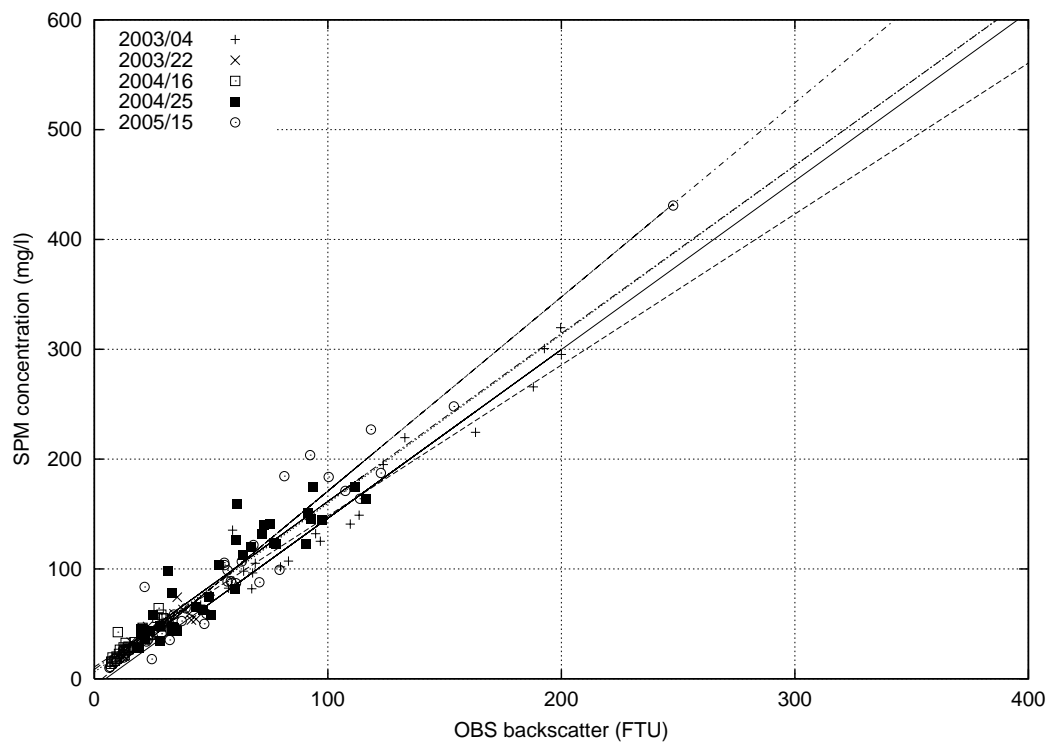
klei en silt) in het SPM van de meer offshore gelegen meetpunten (Kwintebank en Hinderbank) zijn 7.6%, 52.1% en 40.3% en van het meetpunt uit het turbiditeitsmaximum (Oostende) 7.1%, 37.1% en 55.9% respectievelijk. De minerale samenstelling van de kleifracie in het SPM bedraagt gemiddeld 54% illiet, 22% smectiet en 24% kaolinit (Fettweis et al., 2006b). De dichtheid van deze kleimineralen is variabel en gelegen tussen 2300-2700 kg/m<sup>3</sup>, de dichtheid van de andere mineralen (calciet en kwarts) is tussen 2600-2800 kg/m<sup>3</sup> en deze van het organisch materiaal tussen 900-1300 kg/m<sup>3</sup> (Pilatti et al., 2006). De dichtheid van de primaire partikels kan niet exact worden berekend en werd geschat als het gewogen gemiddelde van de verschillende fracties: 2498 kg/m<sup>3</sup> ± 197 kg/m<sup>3</sup> (offshore) en 2475 kg/m<sup>3</sup> ± 217 kg/m<sup>3</sup> (turbiditeitsmaximum).

### 2.2.3. Fouten op SPM concentratie

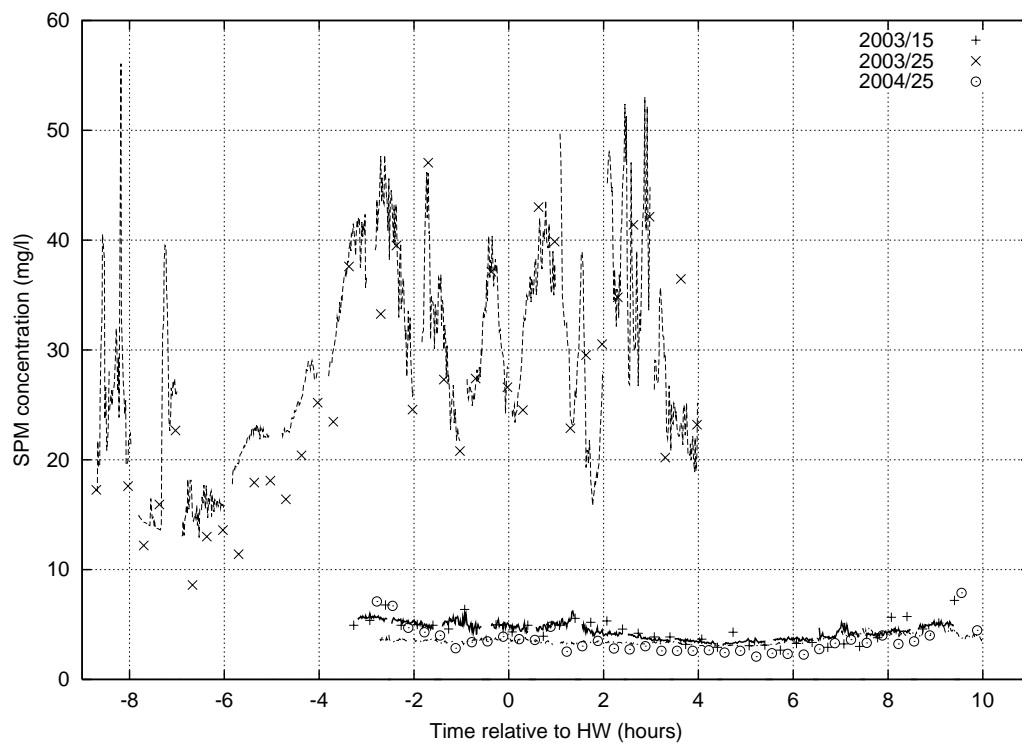
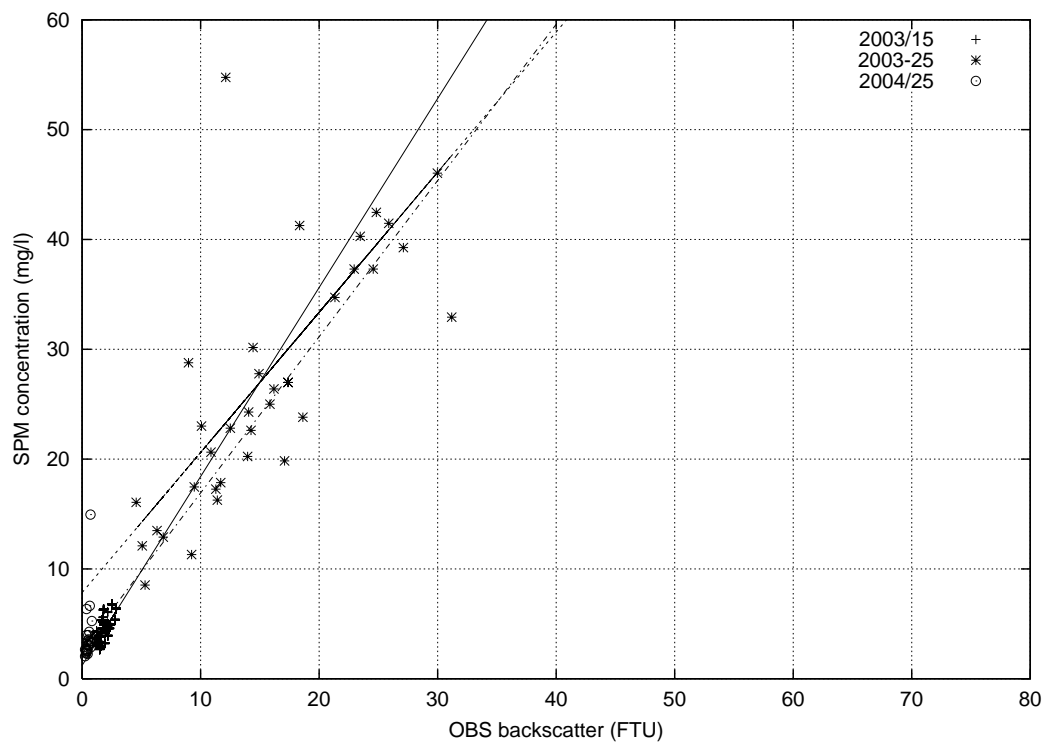
De SPM concentratie werd gemeten met een OBS en door filtratie van waterstalen. De OBS werd gecalibreerd met de waterstalen, deze werden zo dicht mogelijk bij de OBS genomen en er werd een numeriek verband tussen het OBS signaal en de SPM concentratie berekend (Sternberg et al., 1991). Wij hebben een lineaire regressie veronderstelt tussen de SPM concentratie (filtratie) en het OBS signaal; het resultaat van de calibratie wordt getoond in figuren 2.3 en 2.4 en in tabel 2.1.

### 2.2.4. Fouten op vlok grootte

Figuur 2.5 toont de vlok grootteverdelingen gemeten met de LISST100C. Enkel de data met een transmissie groter dan 20% werden geselecteerd. Uit de figuur blijkt dat er in 6 van de 8 13-uursmetingen een 'rising tail' in de hoogste klassen voorkomt. Maxima in de laagste klassen kan opgemerkt worden tijdens 3 getijcycli. De maxima in de hoogste en laagste klassen zijn niet noodzakelijk het gevolg van reële vlok grootteverdelingen, maar kunnen het gevolg zijn van het feit dat partikels groter of kleiner dan het meetbereik van het instrument voorkomen. Indien deze maxima niets te maken hebben met reële verdelingen dan is er een grote onzekerheid op de berekende gemiddelde vlok grootte, standaardafwijking en gemiddelde volumeconcentratie. De gemiddelde vlok grootte en de standaardafwijking werden berekend uit de partikelgrootteverdelingen gemeten door de LISST 100C met behulp van de momentenmethode (Folk, 1966). Het gemiddelde over de gemiddelde vlok grootte en standaardafwijking per 13-uursmeting wordt in tabel 2.3 gegeven. Voor de 2003/04 cyclus konden enkel 8 van de 700 LISST 100C data worden gebruikt, omdat de transmissie bij de anderen lager was 20%, de resultaten van deze campagne dienen daarom met voorzicht te worden geïnterpreteerd.

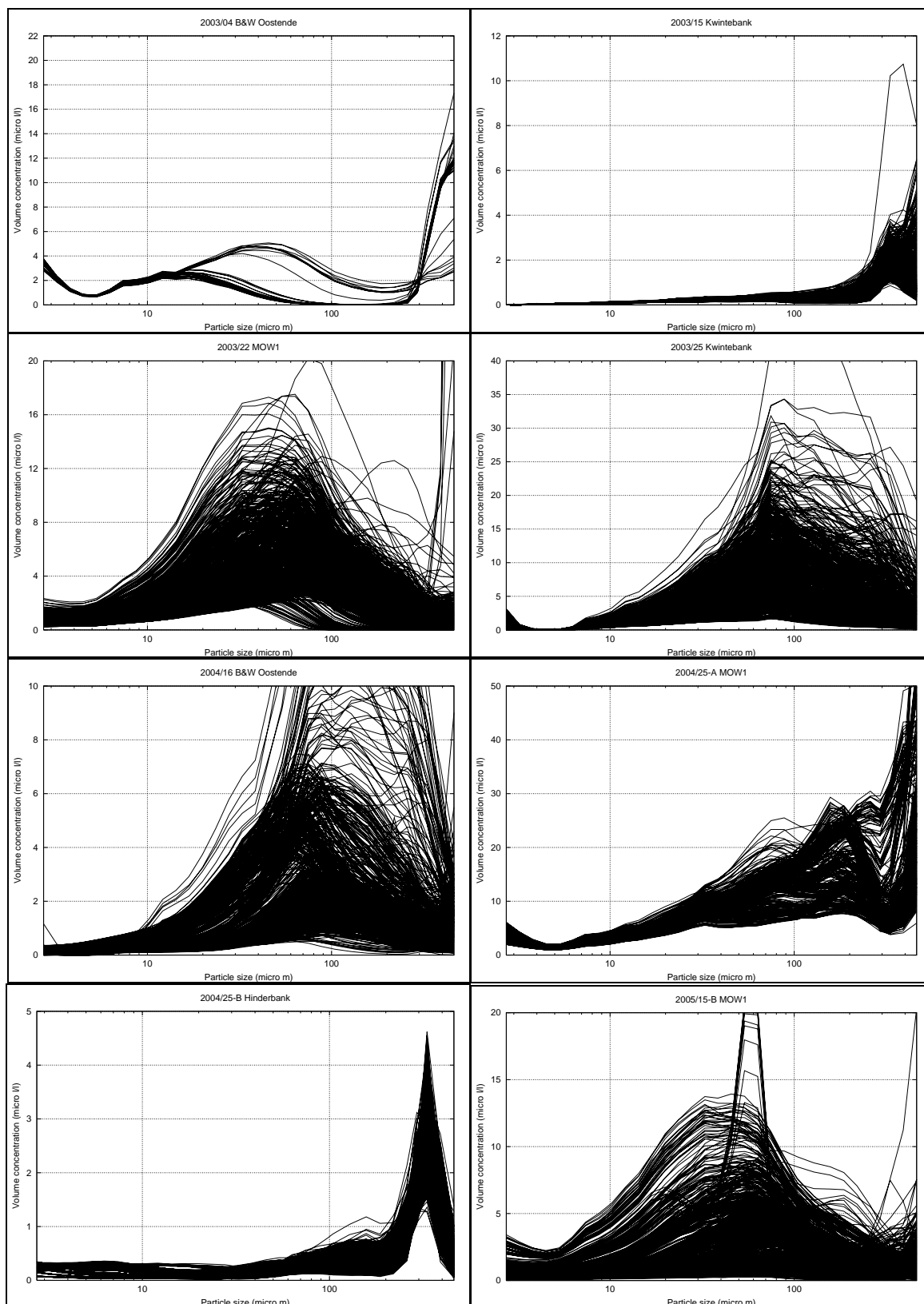


Figuur 2.3: Calibratie van het OBS signaal met filtratiedata voor de metingen te MOWI en B&W Oostende (turbiditeitsmaximum). Boven: OBS signaal t.o.v. de SPM concentratie en regressie lijnen; onder: SPM concentratie (OBS en filtratie) in functie van de tijd t.o.v. hoogwater.



Figuur 2.4: Calibratie van het OBS signaal met filtratiedata voor de metingen op de Kwintebank en de Hinderbank. Boven: OBS signaal t.o.v. de SPM concentratie en regressie lijnen; onder: SPM concentratie (OBS en filtratie) in functie van de tijd t.o.v. hoogwater.





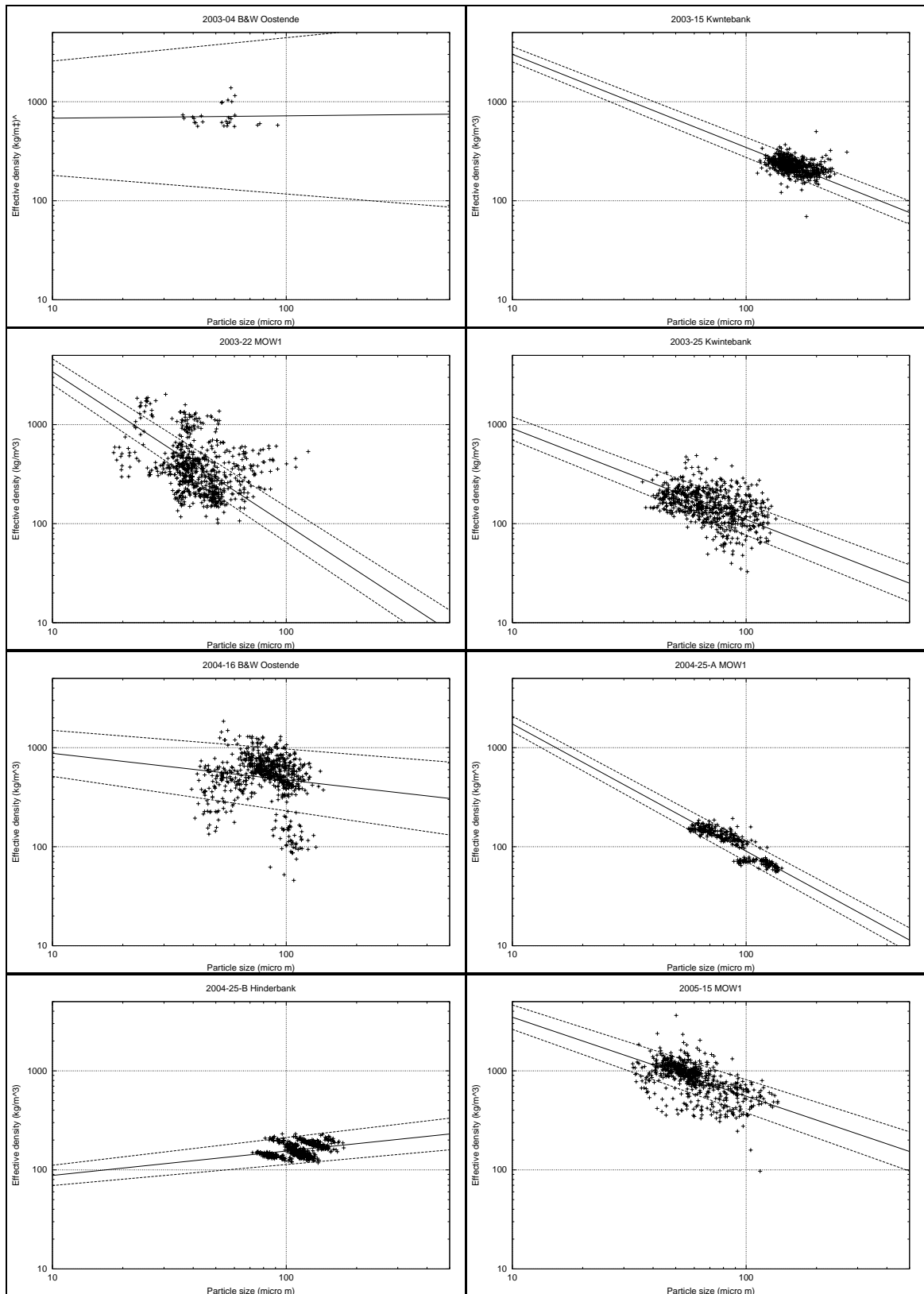
Figuur 2.5: Partikel(vlok)grootteverdelingen van het suspensiemateriaal gemeten met een LISST 100C in functie van de volumeconcentratie. Enkel de data met een transmissie groter dan 20% worden getoond.

Tabel 2.3: Getijgemiddelde SPM concentratie uit filtratie (mg/l), vlok-grootte  $D_f$  ( $\mu\text{m}$ ), effectieve densiteit  $\Delta\rho$  ( $\text{kg}/\text{m}^3$ ), fractale dimensie  $nf$  en valsnelheid (mm/s) samen met de respectievelijke standaardafwijkingen. De fractale dimensie werd bekomen door een lineaire regressie van alle datapunten per getijcyclus op een log-log plot. Merk op de  $nf$  (en dus ook de  $w_s$ ) onrealistische waarden heeft ( $>3$ ) tijdens 3 campagnes.

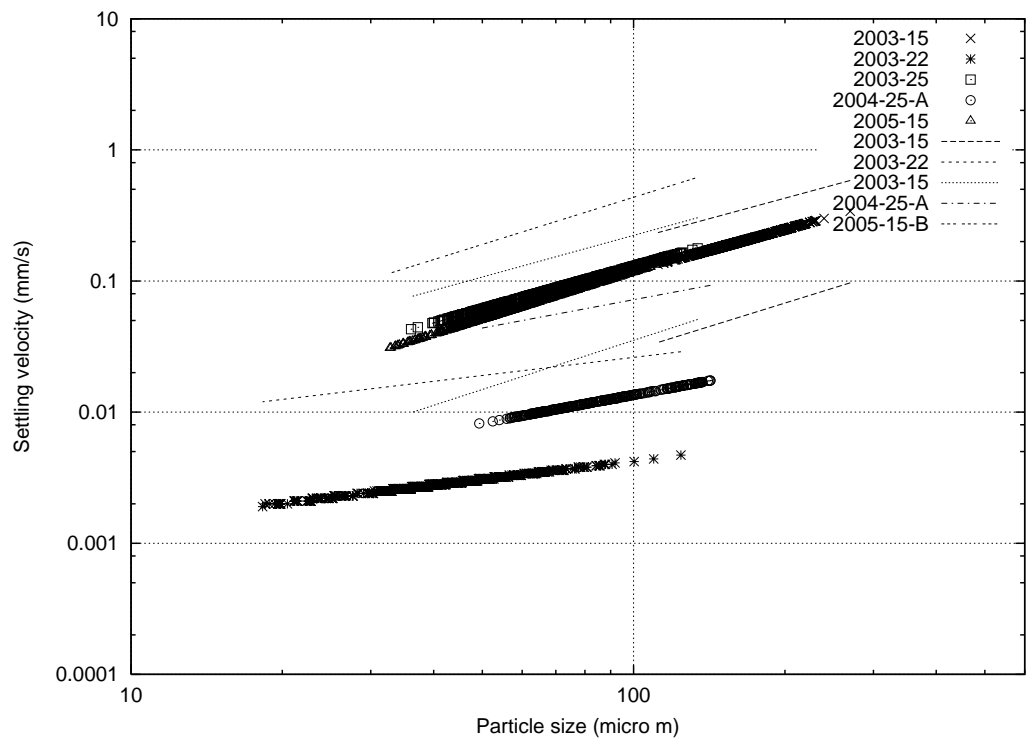
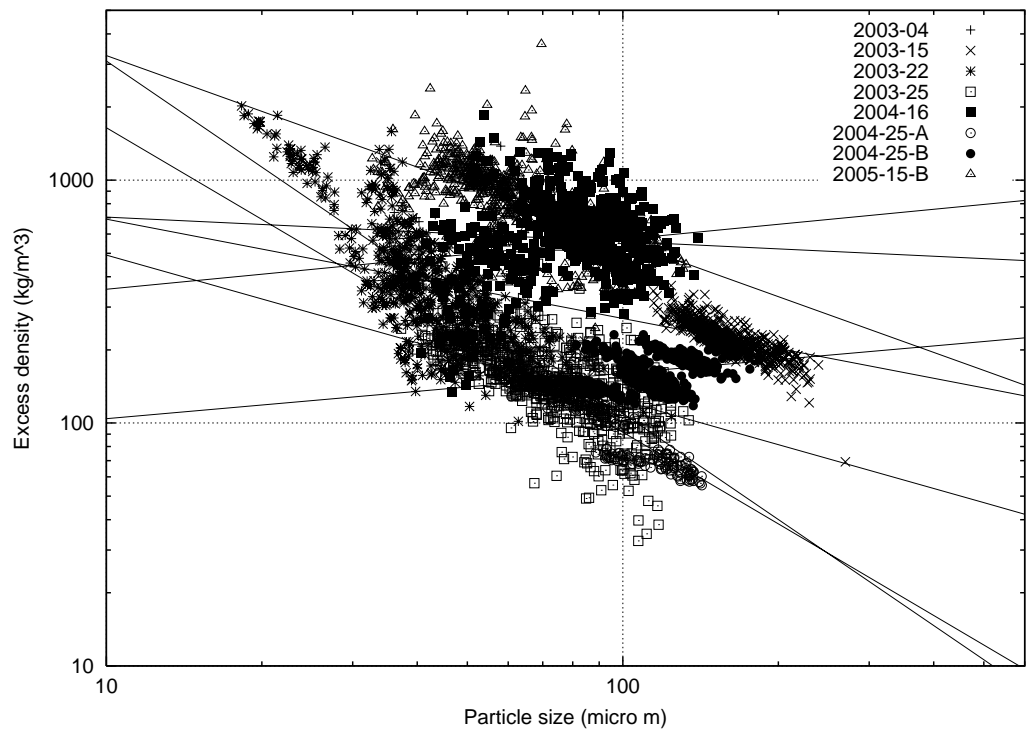
Nr	SPM $\pm$ stdv	$D_f \pm$ stdv	$\Delta\rho \pm$ stdv	$nf \pm$ stdv	$w_s \pm$ stdv
2003/04	281 $\pm$ 224	52 $\pm$ 23	706 $\pm$ 58	3.02 $\pm$ 0.21	1.45 $\pm$ 1.29
2003/15	4.5 $\pm$ 1.1	160 $\pm$ 38	226 $\pm$ 16	2.06 $\pm$ 0.02	0.20 $\pm$ 0.14
2003/22	48 $\pm$ 22	44 $\pm$ 14	451 $\pm$ 42	1.46 $\pm$ 0.05	0.003 $\pm$ 0.015
2003/25	27 $\pm$ 12	75 $\pm$ 20	160 $\pm$ 14	2.08 $\pm$ 0.04	0.09 $\pm$ 0.07
2004/16	32 $\pm$ 14	81 $\pm$ 22	600 $\pm$ 49	3.23 $\pm$ 0.06	8.43 $\pm$ 8.27
2004/25-A	89 $\pm$ 54	88 $\pm$ 25	117 $\pm$ 10	1.72 $\pm$ 0.03	0.10 $\pm$ 0.05
2004/25-B	3.6 $\pm$ 1.3	115 $\pm$ 34	161 $\pm$ 21	3.25 $\pm$ 0.03	12.27 $\pm$ 8.30
2005/15-B	104 $\pm$ 89	62 $\pm$ 19	906 $\pm$ 77	2.19 $\pm$ 0.04	0.07 $\pm$ 0.18

### 2.2.5. Fouten op effectieve densiteit, fractale dimensie en valsnelheid

In het vorige activiteitenrapport werd de effectieve densiteit en valsnelheid voor de 13-uursmetingen reeds beschreven. De som van de fouten werd berekend volgens vgl. 2.3 en 2.10. De resultaten voor de effectieve densiteit en de fractale dimensie worden bijeengebracht in tabel 2.3 en in figuren 2.6 en 2.7. De gemiddelde effectieve densiteit over een getijcyclus is gelegen tussen 117  $\text{kg}/\text{m}^3$  en 906  $\text{kg}/\text{m}^3$ . In de wetenschappelijke literatuur worden waarden vermeld van ongeveer 50  $\text{kg}/\text{m}^3$  (of zelfs lager) tot 300  $\text{kg}/\text{m}^3$  (b.v. Winterwerp, 1998). De fractale dimensie is gelegen tussen 1.46 en 2.19; typische waarden uit de literatuur zijn tussen 1.7 en 2.25 (Lick et al. 1993; Ten Brinke & Dronkers, 1993; Kranenburg 1994; Winterwerp et al. 2006). De over een getij gemiddelde valsnelheid (enkel de data met een  $nf < 3$  worden beschouwd) is gelegen tussen 0.003-0.20 mm/s en is dus van dezelfde grootte orde als waarden uit de literatuur (Van Leussen, 1994; Fugate & Friederichs 2003; Winterwerp et al. 2006). De standaardafwijking op  $\Delta\rho$ ,  $nf$  en  $w_s$  zijn voorgesteld als gemiddelden over een getijcyclus in tabel 2.3. De relatieve standaardafwijking gemiddeld over de metingen bedraagt ongeveer 10%, 2.5% en 100% voor  $\Delta\rho$ ,  $nf$  en  $w_s$ , respectievelijk.



Figuur 2.6: Verband tussen de effectieve dichtheid en de gemiddelde vlogkroote. Getoond worden ook de regressielijnen en de standaardafwijking.



Figuur 2.7: (boven) Effectieve densiteit (berekend met vgl. 2.2) als functie van de vlok grootte, de lijnen zijn de regressielijnen, zie ook figuur 2.6 en (onder) valsnelheid als functie (berekend met vgl. 2.8) van de vlok grootte. De lijnen stellen de valsnelheid  $\pm$  de standaardafwijking voor (indien  $w_s - \text{stdv} < 0$ , dan wordt er geen lijn getoond).

### 2.3. Bespreking

De berekende fout op de effectieve dichtheid en valsnelheid moet worden beschouwd als een minimum van de echte fout, omdat de fout tengevolge van onnauwkeurigheden van de meetinstrumenten (OBS, LISST en Sedigraph) niet in rekening werd gebracht. Het is belangrijk om te beseffen dat we te maken hebben met fouten tengevolge van een gebrek aan juistheid (lack of precision) bij zowel de SPM concentraties uit filtraties en dus ook bij de calibratie van de OBS als ook deels bij de primaire partikeldichtheid. Bij de partikelgroottemetingen met de LISST 100C of de Sedigraph treden uiteraard ook fouten op tengevolge van een gebrek aan nauwkeurigheid (lack of accuracy) van het instrument zelf, maar de hier berekende fouten of onzekerheden zijn vooral het gevolg van het feit dat de primaire partikel- en vloksgrootte in vgl. 2.4 en 2.8 ingevoerd worden als één waarde, terwijl ze in werkelijkheid een verdeling voorstellen. Indien we een natuurlijke verdeling vervangen door één waarde, ontstaat een typisch statistische fout, deze fout kan worden voorgesteld door de standaardafwijking, dit zijn de grenzen waartussen 67% van de data zich bevinden. Het feit dat de fout op de valsnelheid heel hoog is, zelfs zonder dat de systematische fouten werden ingerekend is daarom ook niet verwonderlijk.

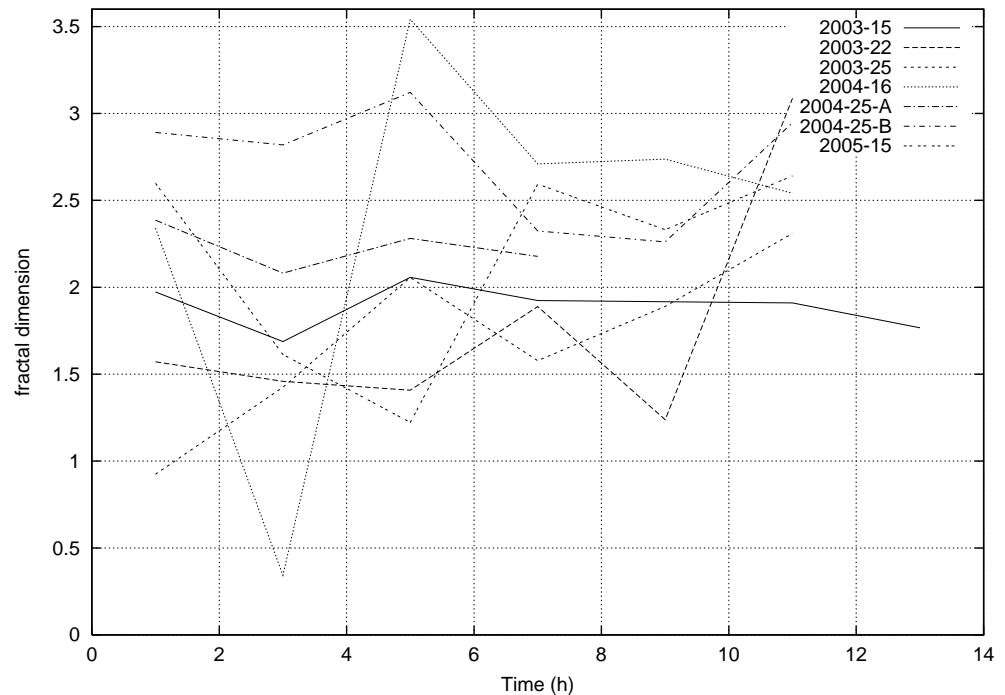
#### 2.3.1. Oorsprong van de fouten

De resultaten tonen dat de fout op de valsnelheid vooral wordt veroorzaakt door onzekerheden op de primaire partikel- en vloksgrootte  $D_p$ . Dit resultaat is complementair aan de besluiten van Khelifa & Hill (2006), die het dominante effect van de primaire partikelgrootte op de valsnelheid benadrukken. De statistische onzekerheid op de valsnelheid zal altijd hoog zijn bij natuurlijke vlokken of partikels en kan niet worden verminderd door de nauwkeurigheid van de meetinstrumenten te verhogen, de meetwijze te veranderen of de methode om de valsnelheid te berekenen aan te passen. Deze acties zullen wel de betrouwbaarheid van de valsnelheid verhogen, dus de waarde zal beter overeenstemmen met de reële waarde.

Vanaf maart 2004 kon de betrouwbaarheid worden verhoogd door het aanpassen van de meetwijze. Vanaf dan werd de LISST 100C immers rechtstreeks op het Sea-Bird SBE09 SCTD carrouselstelsel gemonteerd, terwijl voordien de LISST op ongeveer 10 m afstand in het water werd gelaten. Vanaf maart 2004 werden waterstalen, OBS, LISST en CTD data dus op nagenoeg dezelfde plaats genomen. Een hogere betrouwbaarheid kan ook worden bereikt indien men een flocculatiemodel gebruikt dat niet op het principe van zelfgelijkheid (self-similarity) van natuurlijke vlokken berust en dus niet aanneemt dat de fractale dimensie een constante is gedurende een getijcyclus (Khelifa & Hill, 2006). In figuur 2.8 is de fractale dimensie per 2 uur berekend, resulterend dus in 6 waarden per cyclus. Merk op dat niet alle datapunten realistisch zijn (zie veel  $nf > 3$  en grote sprongen tussen twee datapunten).

De oorsprong van de fout op de effectieve dichtheid is gelegen in de onzekerheid op de SPM concentratie en op de dichtheid van de primaire partikels, met uitzondering bij de offshore metingen, waar de onzekerheid op de SPM concentratie overheerst. De fout is relatief klein (10%), dit betekent echter niet dat de

berekende effectieve densiteiten betrouwbaar zijn. De variabiliteit van de densiteit van de primaire partikels, de statistische aard van de grootte van de primaire partikels en het feit dat niet al het organische materiaal zich in de vlok bevindt, maakt de bepaling van de effectieve densiteit uiterst problematisch.



Figuur 2.8: Fractale dimensie tijdens de 13-uursmetingen, berekend per datagroep van 2 uur.

### 2.3.2. Vlokgrootte

Bij het interpreteren van LISST 100 data moet rekening gehouden worden met het feit dat de gemiddelde partikelgrootte een onder- of overschatting kan zijn van de echte waarde, omdat de vlokken/partikels die buiten het meetbereik van het instrument liggen, in de kleinste of grootste klasse worden gedetecteerd, waardoor de volumeconcentratie onrealistisch hoog wordt ('raising tail'). Tevens onderschat het instrument de grootte van een partikel met 10% (Gartner et al., 2001) en dus ook de volumeconcentratie. Deze fouten zijn niet van statistische, maar wel van systematische aard en weerspiegelen de onnauwkeurigheid van het instrument zelf. Mikkelsen et al. (2005) stellen voor de invloed van een 'rising tail' in het spectrum weg te nemen door de kleinste en de grootste klassen niet in rekening te brengen. Hierdoor zullen echter de data niet het volledige spectrum omvatten en zal de vlokgrootte enkel betrekking hebben op een deel van de vlokken, terwijl de massa concentratie (SPM concentratie) het volledige suspensiemateriaal omvat. De waarden voor effectieve densiteit en valsnelheid zijn dan mogelijks nog onrealistischer.

Een andere vermindering van de nauwkeurigheid in de LISST data ontstaat door de lichtjes afgeplatte vorm van de natuurlijke deeltjes (vlokken), die het gevolg is van een complexe associatie zijn van minerale en organische componenten (Van Leussen, 1994). Mikkelsen & Pejrup (2001) beweren dat de invloed

van een lichte afplatting van de deeltjes verwaarloosbaar is bij de partikelgrootteverdeling en de volumeconcentratie gemeten met een laserdiffractie toestel. Pedocchi & Garcia (2006) vermelden echter dat het door natuurlijke deeltjes verstrooide licht significant verschilt van dat van sferische deeltjes. Onze data geven een gemiddeld lagere effectieve dichtheid offshore ( $181 \text{ kg/m}^3$ ) dan in het turbiditeitsmaximum ( $548 \text{ kg/m}^3$ ). Dit patroon correleert goed met de gemiddeld grotere vlokken ( $117 \mu\text{m}$  vs.  $66 \mu\text{m}$ ) en kleinere valsnelheden ( $0.14 \text{ mm/s}$  vs.  $0.29 \text{ mm/s}$ ) in het offshore gebied. Het verschil in vloggrootte, effectieve dichtheid en valsnelheid tussen een gebied met lage (offshore') en hoge turbiditeit werd deels toegeschreven aan de hogere beschikbaarheid van organisch materiaal (Fettweis et al., 2006b) in het lage turbiditeitsgebied. Deze relatief hogere beschikbaarheid aan organisch materiaal offshore en het feit dat vlokken met een hoger gehalte aan organisch materiaal een onregelmatigere vorm hebben, zou kunnen wijzen dat de LISST 100 metingen in het lage turbiditeitsgebied mogelijk een lagere (of andere) juistheid (precision) hebben dan metingen in het turbiditeitsmaximum met een relatief lagere concentratie aan organisch materiaal en een mogelijk regelmatigere vorm van de vlokken.

### 2.3.3. SPM concentratie

De massa aan primaire deeltjes per eenheidvolume ( $M_p$ ) werd gelijkgezet aan de SPM concentratie afgeleid uit de OBS signalen. De output van een OBS is evenredig met de volumeconcentratie en omgekeerd evenredig met de partikelgrootte. Hierdoor is het verband tussen het OBS signaal en de SPM concentratie niet uniform bij een in de tijd veranderende vloggrootte (Fugate & Friederichs, 2002). Downing (2006) vermeldt dat het OBS signaal verandert door (in afnemende volgorde van belang) SPM concentratie, partikelgrootte en vorm. Onzekerheden door filtratie van waterstalen treden op doordat het staal slecht werd gemengd, de gebruikte filtratieprocedure en de nauwkeurigheid van het afmeten van het filtratievolume met een maatbeker (2 ml voor volumes  $<250$  ml). Bij elke staalname werden drie substalen genomen; in 19% van de stalen was de relatieve standaardafwijking tussen de drie substalen groter dan 6%, dit getal neemt toe met afnemende SPM concentratie. Het gebrek aan nauwkeurigheid (lack of precision) bij stalen met een hoge SPM concentratie kan hoogstwaarschijnlijk toegeschreven worden door een slechte homogenisatie van het staal. Bij stalen met een lage SPM concentratie is de onnauwkeurigheid eerder het gevolg van de filtratiemethode, zoals wordt beschreven in Van Mol et al. (2006). Zij hebben de door ons toegepaste filtratiemethode vergeleken met een methode waarbij fijnere filters (Whatman GF/F i.p.v. GF/C) werden gebruikt en de filters meer uitgebreid gespoeld werden met Milli-Q water om de zoutresten te verwijderen. Hun conclusie is dat met onze methode gemiddeld  $4.5 \text{ mg/l}$  hogere SPM concentraties worden bekomen. Dit zou dus betekenen dat met de door ons toegepaste filtratiemethode een systematische fout optreedt van maximum  $4.5 \text{ mg/l}$ . Dit is vooral van belang bij lage SPM concentraties, zoals optreden bij de metingen 2003/15 en 2004/25-A. Bij deze bedragen de SPM concentraties ongeveer  $5 \text{ mg/l}$  (zie ook tabel 2.3 en figuur 2.4); een systematische fout van dezelfde grootte orde als de gemeten waarde resulteert in een significant verschillende effectieve dichtheid en valsnelheid.

### 3. Flocculatiemodellen: theorie en toepassing

Het doel van dit hoofdstuk is om enkele flocculatiemodellen uit de literatuur voor te stellen, te implementeren en toe te passen op het BCP. Deze modellen simuleren op een empirische, heuristische of theoretische manier de flocculatie en de-flocculatieprocessen van het suspensiemateriaal en geven aldus een beschrijving van de valsnelheid in functie van externe factoren, zoals turbulentie, SPM concentratie en verblijftijd.

De valsnelheid van vlokken is een functie van de vloggrootte en de vlokdensiteit en kan variëren tussen 0.01 en 10 mm/s. De valsnelheid neemt toe met stijgende SPM concentratie tot een maximum van 2-10 g/l; bij nog hogere concentraties wordt het bezinken gehinderd en daalt de valsnelheid (Berlamont et al., 1993). Een conceptueel model dat de effecten van schuifspanning en SPM concentratie op de mediane vloggrootte beschrijft werd door Dyer (1989) voorgesteld. De modellen hieronder voorgesteld trachten op een empirische, theoretische en heuristische wijze de valsnelheid te berekenen. In de literatuur worden verschillende flocculatiemodellen gebruikt, sommige zijn empirisch, anderen beschrijven beter de fysische processen. Zoals Spearman & Roberts (2002) vermelden, zijn deze laatsten niet noodzakelijk nauwkeuriger.

#### 3.1. Literatuurstudie

##### 3.1.1. Constante valsnelheid

$$w_s = w_0 \quad (3.1)$$

Dit is het eenvoudigste model en werd door ons tot nu toe toegepast in het sedimenttransportmodel. Voor de simulatie van de recirculatie te Blankenberge en Nieuwpoort (Fettweis et al., 2006a) en het getijgebonden storten te Nieuwpoort (Fettweis et al., 2005) werden waarden voor  $w_0$  van 1 en 2 mm/s gebruikt.

##### 3.1.2. Machtsfunctie

$$w_s = kC^m \quad (3.2)$$

$k$ ,  $m$  zijn empirische coëfficiënten,  $C$  is de SPM concentratie. Deze empirische formule werd door verschillende auteurs voorgesteld. Dyer (1989) vermeldt waarden voor  $m$  van 0.6 (Humber estuarium) tot 2.6 (Elbe estuarium), voor de Schelde bedraagt  $m$  1.4.

##### 3.1.3. Machtsfunctie met dissipatie

$$w_s = kC^m \frac{1 + aG}{1 + bG^2} \quad (3.3)$$

met  $G = \sqrt{\frac{\varepsilon}{\nu}} = \frac{v}{\lambda_0^2}$ ,  $\varepsilon$  de turbulente dissipatie per massa,  $\nu$  de kinematische viscositeit en  $\lambda_0$  de Kolmogorov micro turbulentieschaal;  $k$ ,  $m$ ,  $a$  en  $b$  zijn empirische coëfficiënten. Dit model werd door Van Leussen (1994) voorgesteld en in het kader van het EU COSINUS project door Violeau et al. (2002) toegepast op het Weser estuarium met  $k=0.035$ ,  $m=1$ ,  $a=0.4$  en  $b=0.05$ .



### 3.1.4. Getijgebonden flocculatiemodel

Van der Lee (2000) benadrukt dat er geen unieke relatie tussen SPM concentratie en valsnelheid bestaat omdat deze tijds- en plaatsafhankelijk is. Hij stelt een eenvoudig model voor waarbij de valsnelheid in functie van het getij varieert:

$$w_s = a + b \cos\left(\frac{2\pi}{T}(t + c)\right) \quad (3.4)$$

$T$  is de getijperiode (12.4 h),  $t$  de tijd (in h) t.o.v. hoogwater en  $a$ ,  $b$  en  $c$  zijn empirische constanten. Van der Lee heeft in het Dollard estuarium waarden gebruikt van  $a=2.75$  mm/s (dit is de gemiddelde valsnelheid),  $b=-0.71$  mm/s (dit bepaalt de range van valsnelheden) en  $c=-1.15$  h (dit geeft het faseverschil tussen minimale valsnelheid en hoogwater aan).

### 3.1.5. Evenwichts flocculatiemodel

Winterwerp (1998) steunt op het klassieke Smoluchowski model om zowel flocculatie als de-flocculatie processen te simuleren in functie van de tijd. Na vereenvoudigingen kon volgend verband afgeleid worden voor de valsnelheid in een evenwichtstoestand:

$$w_s = w_{s,p} + \alpha' \frac{k_a (\rho_p - \rho_w) g}{k_b \rho_w \nu} \frac{C}{\sqrt{G}} D_p \quad (3.5)$$

waarbij  $w_{s,p}$  de valsnelheid van de primaire partikels,  $\alpha'$  is een vormparameter (voor sferen is  $\alpha'=1/18$ ),  $\nu$  de kinematische viscositeit,  $g$  de gravitatieconstante en  $C$  de SPM concentratie is.  $k_a$  [m<sup>2</sup>/kg] en  $k_b$  [s<sup>0.5</sup>/m<sup>2</sup>] zijn coëfficiënten ( $k_a=14.6$  m<sup>2</sup>/kg,  $k_b=14.0 \times 10^3$  s<sup>0.5</sup>/m<sup>2</sup>). Dit model was niet bedoeld om operationeel te worden ingezet.

### 3.1.6. Heuristisch flocculatiemodel

Een formulering voor de valsnelheid wordt voorgesteld in Winterwerp et al. (2006), die afgeleid werd uit de beschrijving in Winterwerp (1998):

$$w_{s,\max} = \left[ k_4 \frac{C^{0.5q}}{\tau^{3/8}} - k_2 \left( \frac{C^{0.5q}}{\tau^{3/8}} - \alpha^n D_p \right) \exp\left\{ -\frac{k_3 \tau^{9/8} h}{nf} \right\} \right]^{nf-1} \quad (3.6)$$

Dit model bevat de hydrosedimentologische parameters  $h$  (waterdiepte),  $\tau$  (schuifspanning) en  $C$  (SPM concentratie), de vloeieigenschappen  $D_p$  (primaire partikelgrootte),  $m$  ( $q = \frac{nf-1}{2m}$ ) en de fractale dimensie  $nf$  en drie empirische coëfficiënten  $k_2$ ,  $k_3$  en  $k_4$ , die uit metingen kunnen worden afgeleid. Waarden voor de coëfficiënten voor de Schelde (Tamar) werden deels bepaald door metingen en zijn  $nf=2.15$  (2.2),  $k_2=1$  (1),  $k_3=5$  (5),  $k_4=0.007$  (0.007),  $D_p=10$   $\mu$ m,  $m=0.44$  (0.2).

### 3.1.7. Rouse profiel

Een andere methode om de valsnelheid te schatten is gebaseerd op de veronderstelling dat de SPM concentratie gradiënt beschreven kan worden met een Rouse profiel (Spearman & Roberts, 2002; Van den Eynde et al., 2006). Indien de flux aan vallende en stijgende partikels (ten gevolge van turbulente diffusie) in evenwicht is en indien de eddy diffusiviteit geschreven kan worden als

$K_s = \kappa u_* z \left(1 - \frac{z}{H}\right)$  met  $K_s$  de eddy diffusiviteit,  $H$  de waterdiepte,  $z$  de hoogte boven de bodem,  $\kappa$  de von Karman constante en  $u_*$  de wrijvingsnelheid, dan kan het SPM concentratieprofiel beschreven worden door:

$$C(z) = C_a \left( \frac{z(h - z_0)}{z_a(h - z)} \right)^b \quad (3.7)$$

waarbij  $C_a$  een referentie SPM concentratie  $z_a$  boven de bodem is,  $b = \frac{w_s \sigma_s}{\kappa u_*}$

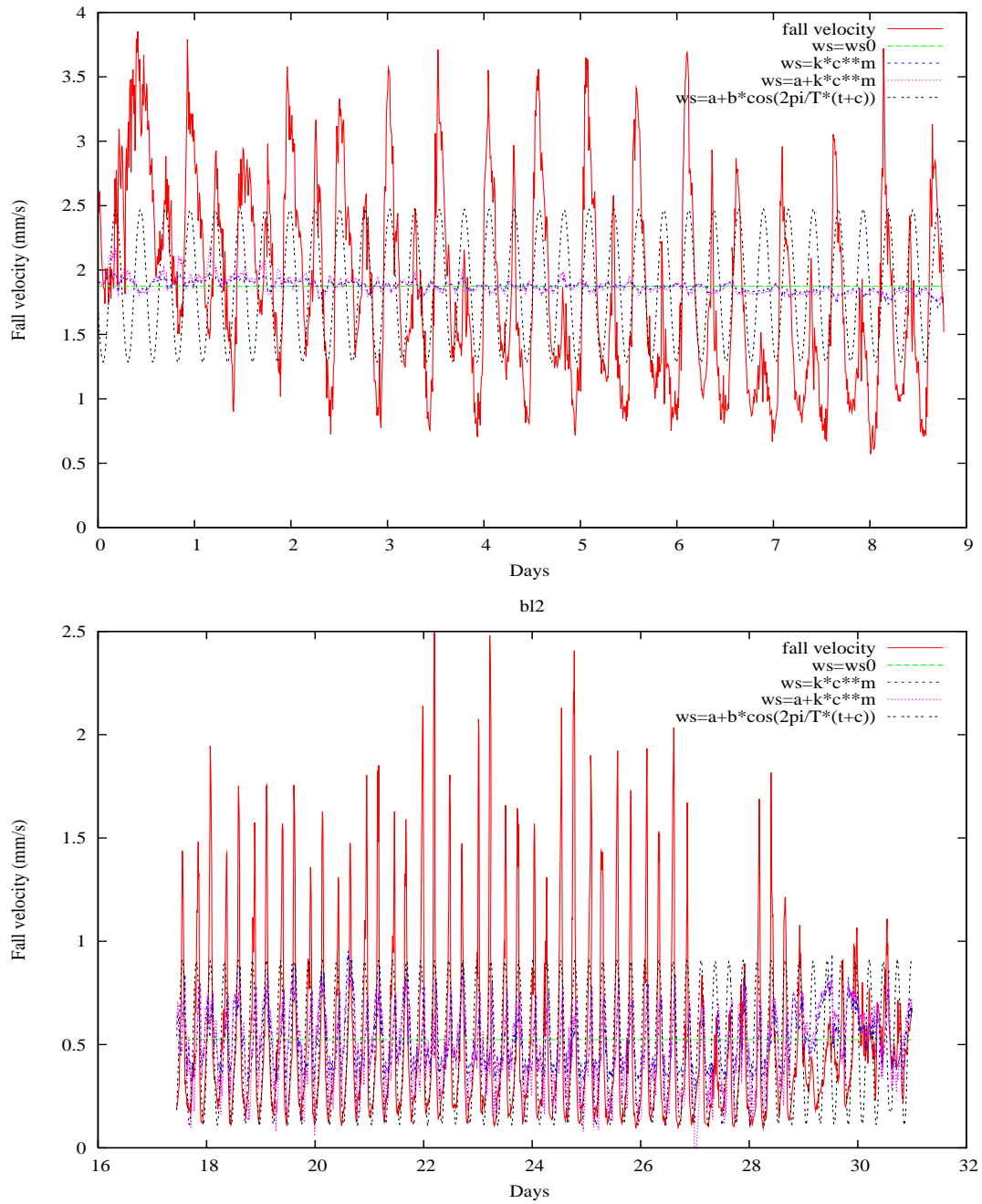
met  $\sigma_s$  is het turbulente Schmidt getal. In aanwezigheid van verticale gelaagd-

heid wordt  $b$  beschreven door  $b = \frac{w_s}{0.41 u_*} (1 + \xi Ri)^{0.8}$ , waarbij  $Ri$  het gradiënt

Richardson getal en  $\xi$  een empirische coëfficiënt (=21) is.

### 3.2. Berekening van valsnelheid met flocculatiemodel

De valsnelheid werd berekend met behulp van enkele flocculatiemodellen. De resultaten werden vergeleken met de valsnelheden afgeleid uit de langdurige metingen. Het flocculatiemodel van Van der Lee (2000) berekent de valsnelheid als functie van de SPM concentratie en houdt rekening met getij en springtij-doodtij variaties; dit model geeft redelijke resultaten (figuur 3.1), zeker indien men weet dat de fout op de meting 100% bedraagt. De andere eenvoudige modellen, zoals het machtsfunctiemodel, zijn niet in staat om altijd op een bevredigende wijze de valsnelheid te berekenen, zie verschil tussen Kwintebank en Blankeneberge in figuur 3.1. Meer complexe modellen, met een betere weergave van de fysische (Winterwerp, 1998, Spearman & Roberts, 2002, Winterwerp et al., 2006, Baugh & Manning, 2007) of biologisch-fysische processen (zie het bioflocculatie model van Maggi, persoonlijke mededeling) zijn mogelijks nodig om een betere overeenkomst te bekomen tussen metingen en model resultaten.



Figuur 3.1: Berekende valsnelheid met enkele flocculatiemodellen, de uit metingen afgeleide valsnelheid wordt ook getoond. (Boven) Langdurige meting op de Kwintebank van 2-11 maart 2004 en (onder) langdurige meting te Blankenberge van 17-31 december 2006

## 4. Conclusies

In dit rapport worden twee onderwerpen aangehaald die verband houden met het meten en modelleren van sedimentdynamica in kustzones. Het betreft de foutenberekening op de metingen en afgeleide parameters en het simuleren van valsnelheid met flocculatiemodellen.

### 1. Foutenberekening

Metingen van valsnelheid zijn altijd verbonden met fouten als gevolg van onnauwkeurigheid van de meetinstrumenten, het gebrek aan juistheid van de meting en de statistische aard van vlok-grootteverdelingen en effectieve densiteiten. Deze fouten treden zowel op bij directe als indirecte methoden om de valsnelheid te bepalen. In hoofdstuk 2 werd een uitgebreide analyse van de fouten op de valsnelheid en de effectieve densiteit gegeven; de conclusies zijn:

- (1) De relatieve standaardafwijking op de valsnelheid tengevolge van statistische fouten bedraagt 100%. De statistische fout op de valsnelheid wordt vooral veroorzaakt door de grootte van de primaire partikels en de vlokken. Deze statistische fout zal altijd hoog zijn bij natuurlijke vlokken of partikels en kan daarom niet verminderd worden door de nauwkeurigheid van het meetinstrument te verhogen;
- (2) De statistische fout op de effectieve densiteit is een grootteorde kleiner (10%) en vooral het gevolg van fouten op de SPM concentratie en de primaire partikeldensiteit;
- (3) Meer betrouwbare (reële) waarden voor de valsnelheid kunnen worden bekomen door de juistheid van de metingen te verbeteren, door de nauwkeurigheid van de meetinstrumenten te verhogen en door de berekeningen uit te voeren met een variabele fractale dimensie;
- (4) Het is cruciaal om de primaire partikelgrootte en densiteit te kennen op hetzelfde moment als de LISST, OBS en CTD metingen worden uitgevoerd. Deze parameters hebben immers een significante rol bij de berekening van de effectieve densiteit en de valsnelheid. Er moeten meer en regelmatigere suspensiestalen worden genomen tijdens 13-uursmetingen (via centrifuge) voor analyse van de bestanddelen (OM,  $\text{CaCO}_3$ , silicaat mineralen) en de korrelgrootte.

Een belangrijk deel van onze kennis over flocculatie en cohesieve sedimentdynamica (depositie en erosie) is gebaseerd op metingen. De fouten geassocieerd met indirecte (of directe) valsnelheidsmetingen zijn van nature uit heel groot en dit vooral tengevolge van de statistische aard van het proces; de totale fout zal nog hoger zijn omdat systematische fouten door de onnauwkeurigheid van de meetinstrumenten niet werden beschouwd. De vraag stelt zich hoe de valsnelheden moeten worden gebruikt. Kan de vlog-grootte, de primaire partikelgrootte of de valsnelheid voorgesteld worden door één waarde, die een gemiddelde (of mediaan) van een verdeling voorstelt? Het wordt aanbevolen om bij het modelleren van het cohesieve sedimenttransport (minstens) de statistische onzekerheid in rekening te brengen via de standaardafwijking of door een vlok-

grootteverdeling in het numerieke model in te voeren.

## 2. Flocculatiemodellen

Met eenvoudige flocculatiemodellen kan niet altijd een voldoende overeenkomst met de gemeten valsnelheid worden bekomen. De kwaliteit van deze modellen (zoals het machtsfunctiemodel) is afhankelijk van plaats en tijd. Meer complexe modellen, met een betere weergave van de fysische of biologisch-fysische processen zijn nodig om een goede overeenkomst te bekomen tussen meting en modelresultaat.

## 5. Referenties

- Agrawal, Y.C., Pottsmith, H. C. 2000. Instruments for particle size and settling velocity observations in sediment transport. *Marine Geology*, 168, 89-114.
- Baugh, J. V., Manning, A. J. 2007. An assesment of a new settling velocity parameterisation for cohesive sediment transport modeling. *Continental Shelf Research*, 27, 1835-1855.
- Berlamont, J., Ockenden, M., Toorman, E. & Winterwerp, J. 1993. The characterisation of cohesive sediment properties. *Coastal Engineering*, 21, 105-128.
- Chang, T.S., Joerdel, O., Flemming, B.W., Bartholomä, A. 2006. The role of particle aggregation/disaggregation in muddy sediment dynamics and seasonal sediment turnover in a back-barrier tidal basin, East Frisian Wadden Sea, southern North Sea. *Marine Geology*, 235, 49-61.
- Curran, K.J., Hill, P.S., Milligan, T.G., Mikkelsen, O.A., Law, B.A., Durrieu de Madron, X., Bourrin, F. 2007. Settling velocity, effective density, and mass composition of suspended sediment in a coastal bottom boundary layer, Gulf of Lions, France. *Continental Shelf Research* 27, 1408-1421.
- Downing, J. 2006. Twenty-five years with OBS sensors: The good, the bad, and the ugly. *Continental Shelf Research*, 26 (17-18), 2299-2318.
- Dyer, K. R. 1989. Sediment processes in estuaries: future research requirements. *Journal of Geophysical Research*, 94 (C10), 14327-14339.
- Dyer, K.R., Cornelisse, J., Dearnaley, M.P., Fennessy, M.J., Jones, S.E., Kappenberg, J., McCave, I.N., Pejrup, M., Puls, W., van Leussen, W. & Wolfstein, K., 1996. A comparison on *in situ* techniques for estuarine floc settling velocity measurements. *Journal of Sea Research*, 36, 15-29.
- Eisma, D., Kalf, J. 1987. Distribution, organic content and particle size of suspended matter in the North Sea. *Netherlands Journal of Sea Research*, 21 (4), 265-285.
- Eisma, D., Bale, A.J., Dearnaley, M.P., Fennessy, M.J., van Leussen, W., Maldiney, M.-A., Pfeiffer, A., Wells, J.T. 1996. Intercomparison of *in situ* suspended matter (floc) size measurements. *Journal of Sea Research*. 36, 3-14.
- Fettweis, M., Francken, F., Van den Eynde, D. 2005. MONitoring en MOdellering van het cohesieve sedimenttransport en evaluatie van de effecten op het mariene ecosysteem ten gevolge van bagger- en stortoperaties (MOMO). Activiteitsrapport 3 (april 2005 - september 2005). BMM, Brussel. MOMO/2/MF/200512/NL/AR/3, 27pp.
- Fettweis, M., Francken, F., Wartel, S., Van den Eynde, D. 2006a. MONitoring en MOdellering van het cohesieve sedimenttransport en evaluatie van de effecten op het mariene ecosysteem ten gevolge van bagger- en stortoperaties (MOMO). Activiteitsrapport 4 (oktober 2005 - maart 2006). BMM, Brussel. MOMO/2/MF/200606/NL/AR/4, 43pp.
- Fettweis, M., Francken, F., Pison, V., Van den Eynde, D. 2006b. Suspended particulate matter dynamics and aggregate sizes in a high turbidity area. *Marine Geology*, 235, 63-74.

- Fettweis, M., Francken, F., Van den Eynde, D. 2007. MOMO activiteitsrapport (oktober 2006 – maart 2007). BMM-rapport MOMO/3/MF/200707/NL/AR /2, 62pp + app.
- Folk, R.L. 1966. A review of grain-size parameters. *Sedimentology*, 6, 73-93.
- Fugate, D.C., Friedrichs, C.T. 2002: Determining concentration and fall velocity of estuarine particle populations using ADV, OBS and LISST, *Continental Shelf Research*, 22, 1867-1886.
- Fugate, D.C., Friedrichs, C.T. 2003. Controls on suspended aggregate size in partially mixed estuaries. *Estuarine Coastal Shelf Science*, 58, 389-404.
- Gartner, J.W., Cheng, R.T., Wang, P.F., Richter, K., 2001: Laboratory and field evaluations of the LISST-100 instrument for suspended particle size distributions, *Marine Geology*, 175, 199-219.
- Jackson, G. A. 2005. Coagulation theory and models of oceanic plankton aggregation. In: *Flocculation in Natural and Engineered Environmental Systems*. Droppo, I., Leppard, G., Liss, S., Milligan, T. (eds.). CRC Press, 271-292.
- Khelifa, A., Hill, P.S. 2006. Models for effective density and settling velocity of flocs. *Journal of Hydraulic Research*, 44, 390-401.
- Kranenburg, C. 1994. On the fractal structure of cohesive sediment aggregates. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 39, 451-460.
- Lauwaert, B., Fettweis, M., Cooreman, K., Hillewaert, H., Moulaert, I., Raemaekers, M., Mergaert, K. & De Brauwer, D. 2004. Syntheserapport over de effecten op het mariene milieu van baggerspeciestorringen. BMM, DVZ & AMT rapport, BL/2004/01, 52pp.
- Lauwaert, B., De Brauwer, D., Fettweis, M., Hillewaert, H., Hostens, K., Mergaert, K., Moulaert, I., Parmentier, K. & Verstraeten, J. 2006. Syntheserapport over de effecten op het mariene milieu van baggerspeciestorringen (vergunningperiode 2004-'06). BMM, ILVO & AMT rapport, BL/2006/01, 87pp+ app.
- Lee, K., Matsoukas, T. 2000. Simultaneous coagulation and break-up using constant-N Monte Carlo. *Powder Technology*, 110, 82-89.
- Lick, W., Huang, H., Jepsen, R. 1993. Flocculation of fine-grained sediments due to differential settling. *Journal of Geophysical Research*, 98 (C6), 10279-10288.
- Maggi, F. 2007. Variable fractal dimension: a major control for floc structure and flocculation kinematics of suspended cohesive sediments. *Journal of Geophysical Research*, 112, C07012.
- Mikkelsen, O.A., Pejrup, M. 2001. The use of a LISST-100 laser particle sizer for in-situ estimates of floc size, density and settling velocity. *Geo-Marine Letters*, 20, 187-195.
- Mikkelsen, O.A., Hill, P.S., Milligan, T.G., Chant, R.J. 2005. In situ particle size distribution and volume concentrations from a LISST-100 laser particle sizer and a digital floc camera. *Continental Shelf Research*, 25, 1959-1978.
- Pedocchi, F., Garcia, M.H. 2006. Evaluation of the LISST-ST instrument for suspended particle size distribution and settling velocity measurements. *Continental Shelf Research*, 26, 943-958.

- Pilatti, M.A., Ghiberto, P.J., Imhoff, S. 2006. Application of a general relationship between soil particle density and organic matter to mollisols of Santa Fe (Argentina). 18<sup>th</sup> World Congress of Soil Science, July 9-15, Philadelphia, USA.
- Press, W.H., Flannery, B.P., Teukolsky, S.A., Vetterling, W.T. 1989. Numerical recipes: The art of scientific computing (Fortran Version). Press Syndicate of the University of Cambridge, 702pp.
- Spearman, J. R. & Roberts, W. 2002. Comparison of flocculation models for applied sediment transport modelling. In: Fine sediment dynamics in the marine environment. (Winterwerp, J. C. & Kranenburg, C., eds.). Proceedings in Marine Science Nr 5., Elsevier, 277-293.
- Sternberg, R.W., Kineke, G.C., Johnson, R.V. 1991. An instrument system for profiling suspended sediment, fluid, and flow conditions in shallow marine environments. *Continental Shelf Research*, 11, 109-122.
- Ten Brinke, W.B.M., Dronkers, J. 1993. Physical and biotic aspects of fine-sediment import in the Oosterschelde tidal basin (The Netherlands). *Netherlands Journal of Sea Research*, 31 (1), 19-36.
- Van den Eynde, D., Nechad, B., Fettweis, M. & Francken, F. 2006. Seasonal variability of suspended particulate matter observed from SeaWiFS images near the Belgian coast. In: Estuarine and Coastal Fine Sediment Dynamics – INTERCOH 2003. (Maa, J. P.-Y., Sanford, L. P. & Schoelhammer, D. H., eds.). Proceedings in Marine Science, Vol 8., 291-311.
- van der Lee, W. T. B. 2000. The settling of mud flocs in the Dollard estuary, The Netherlands. PhD thesis, Universiteit Utrecht, 133pp.
- van Leussen, W. 1994. Estuarine macroflocs and their role in fine-grained sediment transport. PhD thesis, Univ. Utrecht, Utrecht. 488pp.
- Van Mol, B., Knockaert, M., Saudemont, D., Roose, P., Ruddick, K. 2007. Suspended particulate matter filtration test. MUMM report, Brussels.
- Violeau, D., Bourban, S., Cheviet, C., Markofsky, M., Petersen, O., Roberts, W., Spearman, J., Toorman, E., Vested, H.J. & Weilbeer, H. 2002. Numerical simulation of cohesive sediment transport: intercomparison of several numerical models. In: Fine sediment dynamics in the marine environment. (Winterwerp, J. C. & Kranenburg, C., eds.). Elsevier, Proceedings in Marine Science, 5, 75-89.
- Wartel, S., Barousseau, J.-P., Cornand, L. 1995. Improvement of grain-size analyses using the automated SEDIGRAPH 5100. Studiedocumenten van het K.B.I.N. – Documents de travail de l'I.R.Sc.N.B., Brussels. 28pp.
- Winterwerp, J. 1998. A simple model for turbulence induced flocculation of cohesive sediments. *Journal of Hydraulic Research*, 36 (3), 309-326.
- Winterwerp, J., Manning, A. J., Martens, C., De Mulder, T. & Vanlede, J. 2006. A heuristic formula for turbulence-induced flocculation of cohesive sediment. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 68, 195-207.



## **APPENDIX 1**

**Fettweis, M., Nechad, B., Van den Eynde, D. 2007. An estimate of the suspended particulate matter (SPM) transport in the southern North Sea using SeaWiFS images, in-situ measurements and numerical model results. Continental Shelf Research, 27, 1568-1583.**

# An estimate of the suspended particulate matter (SPM) transport in the southern North Sea using SeaWiFS images, in situ measurements and numerical model results

Michael Fettweis\*, Bouchra Nechad, Dries Van den Eynde

*Management Unit of the North Sea Mathematical Models (MUMM), Royal Belgian Institute of Natural Sciences, Gulledele 100, 1200 Brussels, Belgium*

Received 10 March 2006; received in revised form 9 January 2007; accepted 17 January 2007  
Available online 2 February 2007

## Abstract

A study is presented where satellite images (SeaWiFS), in situ measurements (tidal cycle and snapshot) and a 2D hydrodynamic numerical model have been combined to calculate the long term SPM (Suspended Particulate Matter) transport through the Dover Strait and in the southern North Sea. The total amount of SPM supplied to the North Sea through the Dover Strait is estimated to be  $31.74 \times 10^6$  t. The satellite images provide synoptic views of SPM concentration distribution but do not take away the uncertainty of SPM transport calculation. This is due to the fact that SPM concentration varies as a function of tide, wind, spring-neap tidal cycles and seasons. The short term variations (tidal, spring-neap tidal cycle) have not been found in the satellite images, however seasonal variations are clearly visible. Furthermore the SPM concentration in the satellite images is generally lower than in the in situ measurements. The representativeness of SPM concentration maps derived from satellites for calculating long term transports has therefore been investigated by comparing the SPM concentration variability from the in situ measurements with those of the remote sensing data. The most important constraints of satellite images are related to the fact that satellite data is evidence of clear sky conditions, whereas in situ measurements from a vessel can be carried out also during rougher meteorological conditions and that due to the too low time resolution of the satellite images the SPM concentration peaks are often missed. It is underlined that SPM concentration measurements should be carried out during at least one tidal cycle in high turbidity areas to obtain representative values of SPM concentration.

© 2007 Elsevier Ltd. All rights reserved.

*Keywords:* Cohesive sediments; Suspended particulate matter transport; Satellite imagery; SPM measurements; Hydrodynamic numerical model; Southern North Sea; Dover Strait

## 1. Introduction

The fine grained sediment dynamics in the southern North Sea have been the subject of many

scientific and applied studies. There is clear evidence of long-term net inflow through the Dover Strait and thus also of net suspended particulate matter (SPM) transport into the North Sea (Prandle et al., 1993, 1996). Gerritsen et al. (2001) underline that this transport is the main source of recent fine-grained sediments in the North Sea. Extensive scientific literature on the residual SPM transport

\*Corresponding author. Tel.: +32 2 7732132;  
fax: +32 2 7706972.

E-mail address: [m.fettweis@mumm.ac.be](mailto:m.fettweis@mumm.ac.be) (M. Fettweis).

through the Dover Strait exists; the values vary between  $[2.5–57.8] \times 10^6$  t/yr (Eisma, 1981; van Alphen, 1990; Lafite et al., 1993; Velegrakis et al., 1997; McManus and Prandle, 1997). These big differences reflect partially the high temporal and spatial variability of the influx but have their origin also in the way the SPM measurements have been carried out, in the small number of SPM concentration measurements on which the calculations were based as well as the differences in the way the residual SPM transport was calculated. Accurate knowledge of the SPM flux through the Dover Strait is important in order to set up a sediment budget, to identify the sources and sinks of mud in the North Sea and to investigate the influence of anthropogenic activities, such as dredging and dumping on the local cohesive sediment transport.

The purpose of this paper is to present a study where satellite images (SeaWiFS), in situ measurements and a hydrodynamic numerical model have been combined to calculate the long term averaged SPM transport through the Dover Strait and in the southern North Sea. The use of optical remote sensing methods to produce SPM concentration maps benefits from the satellite's capabilities to view a wide area and to provide synoptic views of SPM concentration distribution. The disadvantages are mainly that the data are limited to the surface layer, that good data exist only during cloud-free daytime and that the time resolution is low. For the Belgian continental shelf about 60 (partially) cloud free images per year are available. In order to cope with the fact that only surface values are available, the method presented by Van den Eynde et al. (2006) has been applied in which in situ measurements of SPM concentrations during a tidal cycle and satellite images have been used to calculate the depth averaged SPM concentration distribution. The low time resolution prevents an accurate computation of the sediment flux when using:

$$T = \int_0^t \int_0^h u(z, t) c(z, t) dz dt, \quad (1)$$

where  $T$  is the sediment flux per unit width,  $h$  is the water depth,  $u(z, t)$  is the current velocity normal to the section and  $c(z, t)$  the SPM concentration. Prandle et al. (1996) wrote that the SPM dynamics in tidal waters are mainly determined by water depth  $h$ , eddy diffusivity  $K_z$  and settling velocity  $w$  and that the residual transport

closely approximates

$$T \approx \int_0^t \int_0^h u(z, t) dz dt - \int_0^t \int_0^h c(z, t) dz dt, \quad (2)$$

when  $K_z > wh$ . In coastal waters, such as the southern North Sea, with a water depth between 10–50 m and a  $K_z$  of 0.01 m<sup>2</sup>/s the settling velocity must be  $< 1$  mm/s. This is a value in agreement with measured settling velocities of flocs and aggregates in estuaries and in the North Sea (van Leussen, 1994; Winterwerp, 1998; Mikkelsen and Pejrup, 2001). Both formulae have been used to calculate the SPM transport.

The paper is structured as follows. In Section 2 the study area is described with special emphasis on the Belgian coastal waters, followed by a presentation of the method used to obtain SPM concentration maps from satellite images and in situ measurements and of the hydrodynamic numerical model used to simulate the water flow in the area. In Section 3 the sediment transport results based on the hydrodynamic model and the satellite images using Eqs. (1) and (2) are presented. The question of the representativeness of SPM concentration maps derived from satellites for calculating long term averaged transport is discussed in Section 4 by comparing the SPM concentration variability from in situ measurements with remote sensing data. Some general conclusions are offered in Section 5.

## 2. Methods

### 2.1. Study area

The study area is the southern North Sea and the Dover Strait (Fig. 1) and specifically the Belgian coastal zone. This area is especially of interest due to the occurrence of a high turbidity zone. It is characterised by depths between 5–35 m, a mean tidal range at Zeebrugge of 4.3 m (2.8 m) at spring (neap) tide and by maximum current velocities of more than 1 m/s. The winds are mainly from the southwest and the highest waves occur during north-westerly winds. The SPM concentration measurements indicate variation in the coastal zone between a minimum of 20–70 mg/l and a maximum of 100–1000 mg/l; low values ( $< 10$  mg/l) have been measured in the offshore area. Based on numerical results Fettweis and Van den Eynde (2003) conclude that the decreasing residual water transport vectors, the shallowness of the area and the difference in magnitude between neap and spring tidal currents

and their effect on the erosion and transport capacity are responsible for the occurrence of the turbidity maximum.

## 2.2. SPM concentration maps derived from satellite images

The SPM flux in the southern North Sea is calculated using the depth averaged SPM concen-

tration maps derived from satellite images, which are obtained in two steps. First the images from the Sea-viewing Wide Field-of-view Sensor (SeaWiFS) (<http://oceancolor.gsfc.nasa.gov/SeaWiFS>) aboard the Orbview2 spacecraft have been processed. SeaWiFS measures the reflected sunlight at the Top Of Atmosphere (TOA) at 8 bands from the visible to near infrared wavelengths centred at 412, 443, 490, 510, 555, 670, 765 and 865 nm. The

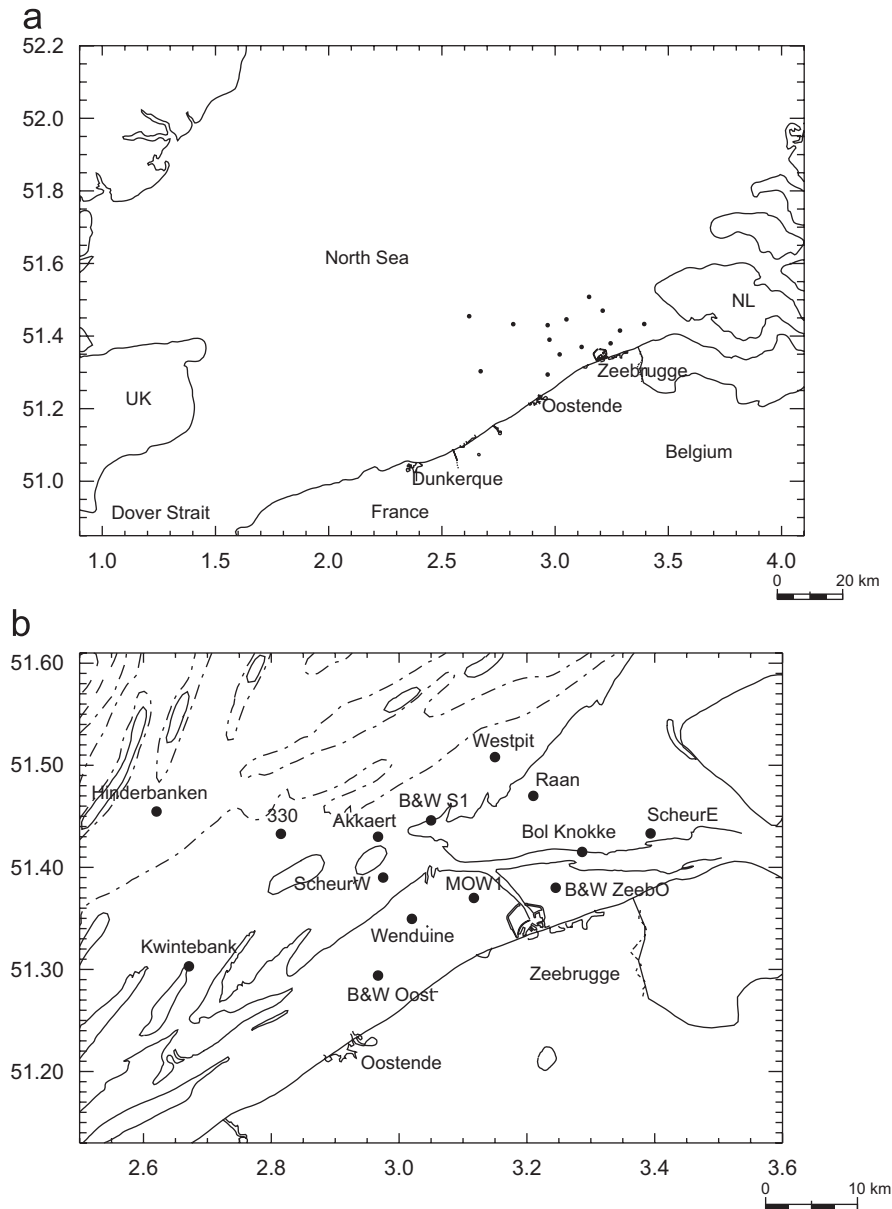


Fig. 1. (a) Map of the southern North Sea and the Dover Strait and (b) map of the Belgian coastal area (full line: 10m, dash dot: 20m, dash: 30m MSL). The dots indicate the position of the tidal cycle measurement stations (Table 3). The  $x$ - and  $y$ -coordinates are in longitude ( $^{\circ}$ E) and latitude ( $^{\circ}$ N).

SeaDAS 4.5 software (<http://oceancolor.gsfc.nasa.gov/seadas/>), extended to turbid waters (Ruddick et al., 2000) is used to process these TOA radiances into atmospherically corrected reflectance by removing atmosphere contributions (scattering and absorption from air molecules, ozone and aerosols) and sea-water interface effect and finally providing the water-leaving reflectance spectrum denoted hereafter by  $\rho_w^{i=412,\dots,865\text{ nm}}$ , where  $i$  refers to the  $i^{\text{th}}$  band of SeaWiFS. A bio-optical model, which has been designed for Belgian coastal waters (see Appendix A), is used to convert  $\rho_w^{670\text{ nm}}$  into SPM concentration by:

$$c = 4.29 + \frac{56.68\rho_w^{670\text{ nm}}}{0.187 - \rho_w^{670\text{ nm}}} [\text{mg/l}]. \quad (3)$$

The next step in the processing was to multiply the surface SPM concentration values by area-specific correction factors in order to obtain vertical averaged SPM concentrations, see Van den Eynde et al. (2006). These correction factors, which vary during a tidal cycle, represent the ratio between surface and depth-averaged SPM concentration and were derived from in situ tidal SPM concentration profiles taken on the Belgian continental shelf (BCS). In the Belgian coastal areas the correction factors were between 1.25 and 2.2, the maxima occurring at about 1 h before high water and around low water and are related to maximum/minimum current velocity. In the offshore area, on the other hand, the ratio between the depth-averaged and the

surface SPM concentration stays nearly constant over the entire tidal cycle and is limited to values below 1.1. The SPM concentration measurements also indicate that the highest correction factor corresponds generally well with the periods of high surface SPM concentration ( $>50\text{ mg/l}$ ). Because we have no information outside the BCS on timing of correction factors during a tidal cycle, it was decided to neglect the relative timing during a tidal cycle and to apply correction factors as a function of SPM concentration solely. A maximum correction factor of 2 was used for high surface concentration ( $>50\text{ mg/l}$ ) and the lowest for areas with low surface SPM concentration ( $<20\text{ mg/l}$ ). For SPM concentrations in between, a linear interpolation of the correction factor was used. In Fig. 3 the SPM concentration before and after correction along  $51.3^\circ\text{N}$  latitude is shown.

### 2.3. Measurements and instruments

The SPM concentration data, which are discussed here, have been collected from the R/V Belgica as snapshots or during tidal cycles. The tidal cycle measurements have been measured between March 1999 and February 2005 using a Sea-Bird SBE09 SCTD carousel sampling system (containing twelve 101 Niskin bottles), which was kept at least 4.5 m below the surface and about 3 m above the bottom. Every 20 min a Niskin bottle was closed, resulting in

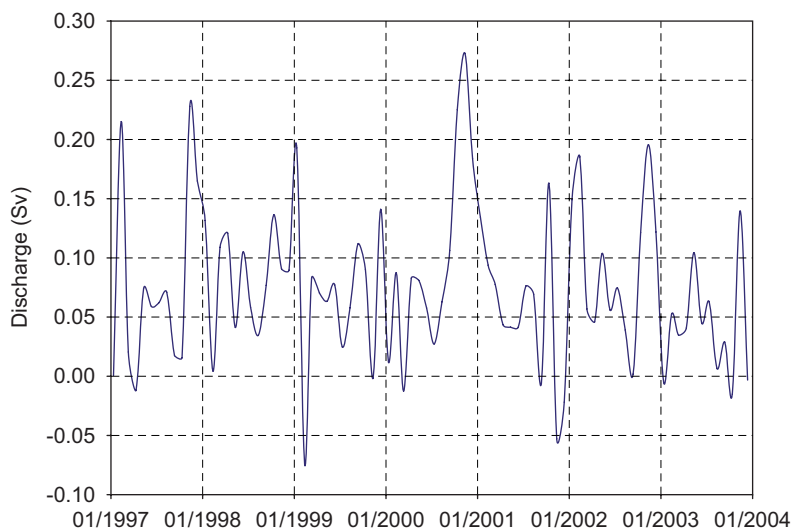


Fig. 2. Monthly averaged residual discharge through the Dover Strait (1997–2004) simulated by the 2D hydrodynamic model of the northwest European continental shelf. Positive values are towards the North Sea, negative towards the English Channel.

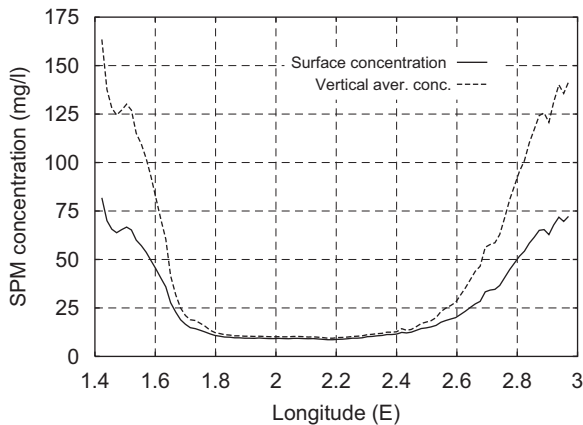


Fig. 3. Yearly averaged SPM concentration derived from 362 SeaWiFS satellite pictures of the southern North Sea along 51.3°N latitude. Comparison between surface (without correction) and vertical averaged SPM concentration (multiplied with a correction factor) is shown.

about 40 samples per tidal cycle. Every hour the carousel was taken on board of the vessel and the water samples were filtered on board using pre-weighted GF/C filters, which were later dried and weighed to obtain SPM concentration. In the framework of MUMM's Monitoring Program snapshots of SPM concentration were sampled at 3 m below surface. The procedure of sampling is similar to that described above, except that they are not made throughout the tidal cycle.

#### 2.4. Hydrodynamic model description

The residual water transport and discharge has been modelled using the public domain 3D hydrodynamic COHERENS model (Luyten et al., 1999). This model has been developed between 1990 and 1998 in the framework of the EU-MAST projects PROFILE, NOMADS and COHERENS. The hydrodynamic model solves the momentum equation, the continuity equation and the equations of temperature and salinity. The equations of momentum and continuity are solved using the 'mode-splitting' technique. COHERENS disposes of different turbulence schemes, including the two equation  $k-\varepsilon$  turbulence model.

For the current application a 2D implementation of the COHERENS model to the northwest European continental shelf was used. The model grid has a resolution of 5' (= 0.0833°) in longitude and 2.5' (0.0417°) in latitude (about 5 × 5 km).

Meteorological surface forcing is from the forecasts of the UK Meteorological Office at Bracknell. Four semi-diurnal tidal components ( $M_2$ ,  $S_2$ ,  $N_2$ ,  $K_2$ ) and four diurnal tidal components ( $O_1$ ,  $K_1$ ,  $P_1$ ,  $Q_1$ ) are used to force the tidal elevation on the open boundaries of the continental shelf model.

### 3. Results

#### 3.1. Numerical simulation of residual discharge

The residual water transport  $u_{\text{res}}$  per water depth is calculated in every point of the grid using the following expression:

$$u_{\text{res}} = \frac{\sum_{i=1}^n u_i h_i}{\sum_{i=1}^n h_i}, \quad (4)$$

where  $u_i$  is the current velocity,  $h_i$  the water depth and  $n$  the number of time steps considered for averaging. The seasonally and yearly residual water transport through the Dover Strait for the period 1997–2004 are presented in Table 1 and the monthly residuals in Fig. 2. The yearly residual discharge varies between 0.041 Sv in 2003 and 0.099 Sv in 2000 (average over the whole period is  $0.073 \pm 0.020$  Sv). The residual discharge is on average highest during autumn (0.101 Sv) and lowest during summer (0.052 Sv). Without meteorological influence the difference between the seasons would be very small (0.044–0.048 Sv) and the yearly residual discharge would be limited to 0.046 Sv. The residual discharge is determined during autumn to be about 62% by meteorological influences, whereas during summer the wind effects are limited to about 20%.

Table 1

Seasonally and yearly residual discharge (Sv) through the Dover Strait towards the North Sea for the period 1997–2004 simulated with the 2D hydrodynamic model of the northwest European shelf

	Spring	Summer	Autumn	Winter	Year
1997	0.040	0.050	0.136	0.079	0.076
1998	0.089	0.057	0.106	0.082	0.083
1999	0.070	0.065	0.077	0.067	0.070
2000	0.074	0.065	0.227	0.029	0.099
2001	0.042	0.047	0.030	0.102	0.055
2002	0.069	0.038	0.146	0.130	0.096
2003	0.063	0.033	0.040	0.027	0.041
2004	0.069	0.059	0.049	0.064	0.060
1997–2004	0.065	0.052	0.101	0.073	0.073



These values are of the same order of magnitude as the values found in literature. Prandle (1993) obtained discharge values of 0.036 Sv (only  $M_2$  tidal constituent), 0.045 Sv (wind-forced residual) and 0.087 Sv (total) by analyzing 11 months of current data measured with HF radar between June 1990 and March 1991. Salomon et al. (1993) have calculated with a 2D tide-driven hydrodynamic model (grid resolution  $3 \times 3 \text{ km}^2$ ) a residual discharge of 0.0374 Sv. With the measured wind at La Hague, corrected by adding 1.8 m/s from the south and averaged twice a week they simulated a yearly discharge (period 1983–1991) through the Strait of 0.114  $\pm$  0.016 Sv. Bailly du Bois et al. (1995) estimated the water flux through the Dover Strait as 0.097 Sv up to 0.195 Sv for 1988, they based their values on the dispersal of radio nuclides. By combining HF-radar measurements with ADCP current velocity profiles Prandle et al. (1996) calculated a residual discharge of 0.094 Sv, 50% of which is due to wind effects. Garreau (1997) has simulated a residual discharge of 0.105 Sv using a yearly averaged wind velocity and direction (6 m/s, 305°).

### 3.2. SPM concentration in the southern North Sea

In total 362 SeaWiFS images were collected from September 1997 to April 2004. Among these images, 172 scenes are entirely cloud-free. Most of the 362 images have been affected by less than 30% of clouds which were flagged during the processing of SPM concentration maps. The images have been grouped per season and have been processed to obtain vertically averaged SPM concentration, 37% of the images are from spring, 27% from summer, 13% from autumn and 23% from winter. A map of the seasonal surface and vertically averaged SPM concentration is given in Figs. 4 and 5 respectively. The maximum surface SPM concentrations in the southern North Sea are situated between 75 and 100 mg/l during autumn and winter and 25–50 mg/l during spring and summer. The highest values are found in the Belgian–Dutch coastal zone and in the mouth of the Thames estuary. In the Dover Strait the maxima are limited to about 15 mg/l (summer) up to 50 mg/l (winter). The meteorological data from the UKMO together with information on cloud cover from the satellite imagery have been

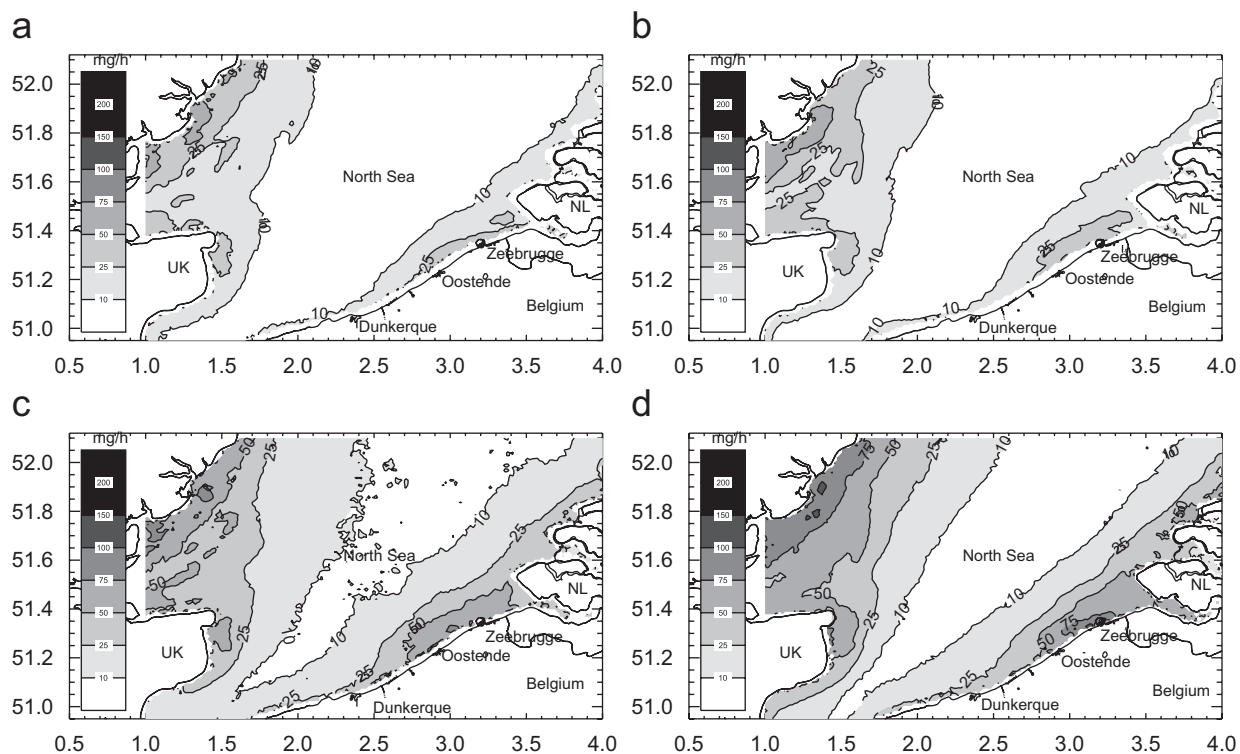


Fig. 4. Seasonal averages of SPM surface concentration in the southern North Sea derived from 362 SeaWiFS images (1997–2004). The x- and y-coordinates are in longitude (°E) and latitude (°N), respectively: (a) spring; (b) summer; (c) autumn; and (d) winter situation.

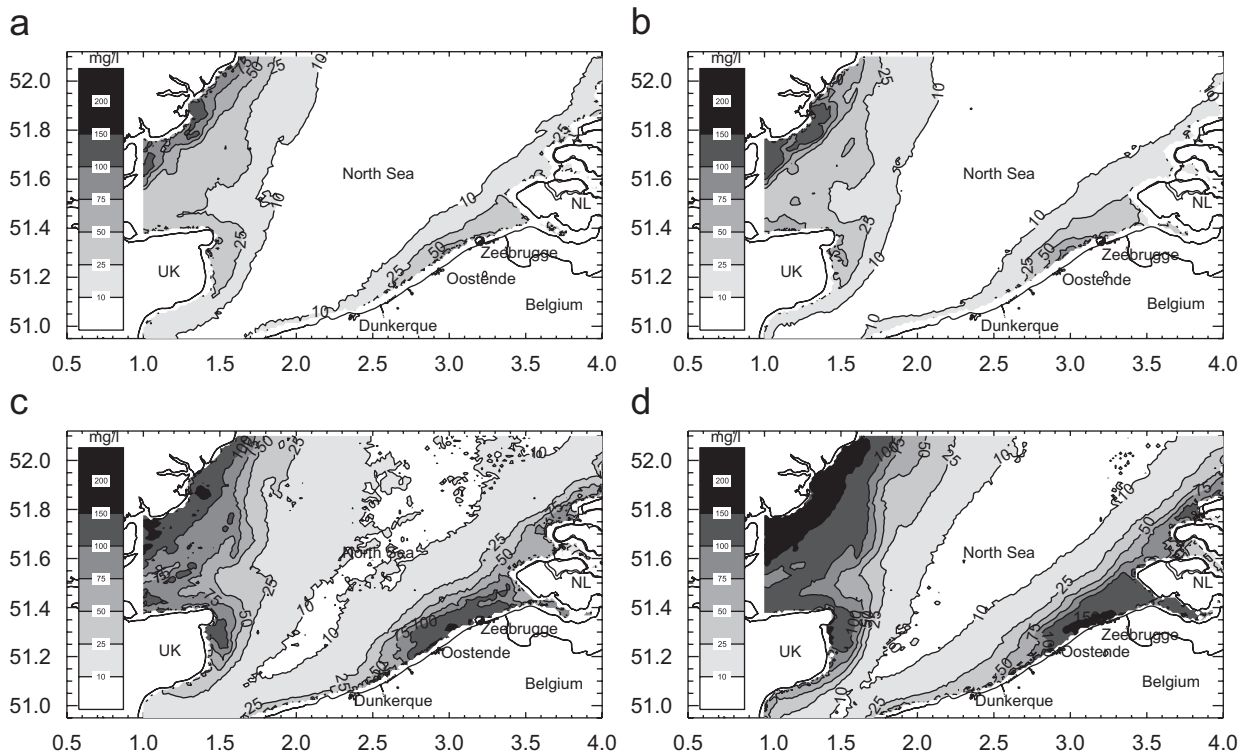


Fig. 5. Seasonal averages of vertically corrected SPM concentration (vertically averaged) in the southern North Sea derived from 362 SeaWiFS images (1997–2004). The x- and y-coordinates are in longitude ( $^{\circ}$ E) and latitude ( $^{\circ}$ N), respectively: (a) spring; (b) summer; (c) autumn; and (d) winter situation.

used to calculate the mean wind speed at station 330 during cloudy and cloud-free sky conditions in the satellite pictures. No clouds are present in the pixel in 83% of the images with the other 17% being cloudy. The mean wind speed during cloud-free conditions was 3.7 m/s (maximum 11.3 m/s), which is a little lower than the 4.8 m/s mean wind speed during clouded conditions.

The SPM concentration has been measured during 38 tidal cycles between March 1999 and February 2005 from the R/V Belgica, see Table 2. 14% of the measurements were made during spring, 23% during summer, 26% during autumn and 37% during winter. The mean wind speed during all measurements was 6.7 m/s. The results presented in Fig. 6 show the mean SPM concentration distribution in the different stations.

The SPM concentration has also been measured in the framework of MUMM's Monitoring Program; these data are snapshots of SPM concentration at 3 m below surface and have thus not been measured throughout the tidal cycle. The data have been extracted from the BMDC database

(<http://www.mumm.ac.be/datacentre>) for the period 1987–2004 and in the stations where at least 10 samples exist. In total 719 samples are available from which 35% during spring, 4% during summer, 34% during autumn and 27% during winter. In Fig. 7 the mean SPM concentration distribution is shown.

### 3.3. SPM transport in the southern North Sea

The net sediment flux has been calculated through the Dover Strait ( $51.0^{\circ}$ N) and through a cross section at  $51.9^{\circ}$ N using Eqs. (1) and (2). Eq. (1) has been applied in two ways. First the 362 SPM concentration fields derived from satellite pictures have been multiplied by the velocity field at that same moment and summed (method 1); second the velocity fields at every model time step (10 min) have been multiplied with the linearly interpolated SPM concentration at that time and also summed (method 2). For Eq. (2) the seasonally averaged velocity fields and SPM concentration maps have been used (method 3). The results, which are



Table 2  
Measurements of SPM concentration in the Belgian coastal area during 38 tidal cycles (Fig. 1)

Location	cmp.	Season	Wind (m/s)	Tide	SPM concentration (mg/l)			
					Max	Min	Avg	Stdv (%)
B&W Oostende	99/07	Win	3.84	NT	137.9	16.7	46.1	62
"	02/27	Aut	4.86	MT	55.4	16.1	29.7	35
"	03/04	Win	2.36	ST	988.7	67.2	281.1	80
"	04/16	Sum	10.48	NT	63.9	13.5	32.3	43
Wenduine	01/06	Win	6.66	MT	299.8	55.6	140.4	51
MOW1	01/06	Win	3.16	MT	303.7	27.2	120.8	61
"	02/27	Aut	7.22	NT	115.6	30.1	53.4	39
"	03/04	Win	9.13	ST	657.5	40.0	213.0	79
"	03/22	Sum	6.04	MT	105.3	17.9	47.9	45
"	04/24	Aut	5.91	ST	289.7	35.0	119.9	72
"	04/25	Aut	5.50	NT	176.5	28.4	89.4	55
"	05/02	Win	3.69	MT	559.3	30.2	163.9	74
"	05/07	Spr	5.89	NT	121.6	31.3	61.8	43
"	05/15	Sum	1.27	MT	440.5	10.1	104.2	86
B&W ZeebO	00/08	Spr	4.27	ST	552.2	42.4	214.2	79
"	00/14	Spr	9.56	NT	182.5	16.5	75.7	62
"	00/26	Aut	12.67	MT	287.2	48.5	115.2	54
Bol Knokke	00/31	Aut	10.31	MT	32.5	11.8	17.5	26
"	02/01	Win	9.31	MT	296.2	27.9	96.8	55
"	02/01	Win	15.41	ST	308.4	128.2	203.2	38
"	02/06	Win	2.81	MT	96.4	21.9	49.9	38
"	02/14	Sum	9.03	ST	47.1	7.1	22.1	50
Raan	01/01	Win	7.70	MT	212.8	35.5	104.2	45
Scheur E	01/17	Sum	3.53	MT	59.1	12.0	28.6	48
Scheur W	01/29	Aut	9.06	ST	117.6	35.2	70.2	38
"	02/06	Win	6.92	ST	69.1	14.3	31.1	38
Kwintebank	03/15	Spr	3.52	MT	7.6	2.7	4.5	26
"	03/17	Sum	5.78	NT	8.6	3.8	5.4	17
"	03/25	Aut	11.18	ST	63.0	8.3	26.6	44
"	04/04	Win	6.10	NT	28.2	10.9	15.4	25
"	04/05	Win	8.08	ST	108.2	20.6	41.3	38
"	05/15	Spr	2.87	MT	17.4	2.6	6.2	51
Hinderbanken	04/25	Aut	1.71	NT	7.2	2.1	3.4	31
330	99/17	Sum	4.60	ST	25.1	4.4	7.4	46
Akkaert	02/14	Sum	5.79	ST	11.6	5.1	7.9	22
B&W S1	00/19	Sum	12.76	NT	15.5	5.9	9.1	22
"	05/07	Spr	8.19	MT	92.0	19.0	43.9	50
Westpit	01/17	Sum	5.55	MT	20.7	6.6	9.9	28

The water samples have been taken at about 3 m above the bottom. (Cmp = campaign number, spr = spring, sum = summer, aut = autumn, win = winter, ST = spring tide, wind = mean wind speed during the measurements, MT = mean tide, NT = neap tide, max (min) = maximum (minimum) SPM concentration during the tidal cycle, avg = tidally averaged SPM concentration, stdv = relative standard deviation).

presented in Fig. 8 show clearly that differences exist between the methods. The two figures (Fig. 8b and c) are qualitatively similar in that SPM enters the southern North Sea through the Dover Strait where it bifurcates along the English and continental coastal zone and flows towards the north. Using solely the 362 satellite pictures and the corresponding velocity fields (Fig. 8a) gives a transport

direction, which does not correspond with the typical long term residual circulation.

The residual SPM transport through the Dover Strait and through a cross section at 51.9°N are given for method 2 and 3 in Table 3. The value of the SPM transport is dependant on the method. Using method 2 (Eq. (1) and interpolation) the highest SPM transport occurs during autumn and

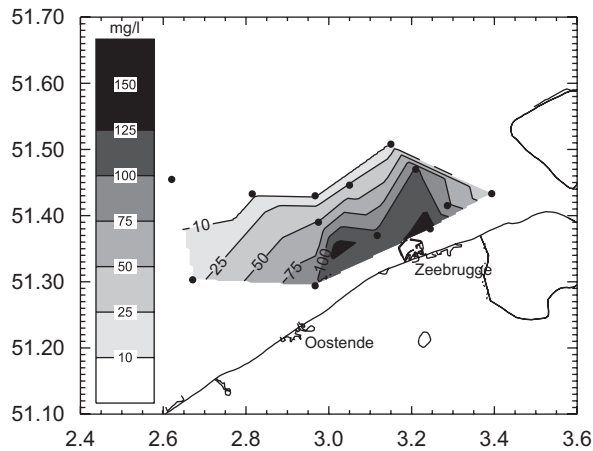


Fig. 6. Mean SPM concentration in the tidal cycle stations during the period 1999–2005. The samples have been taken at about 3 m from the bottom. The  $x$ - and  $y$ -coordinates are in longitude ( $^{\circ}$ E) and latitude ( $^{\circ}$ N), respectively.

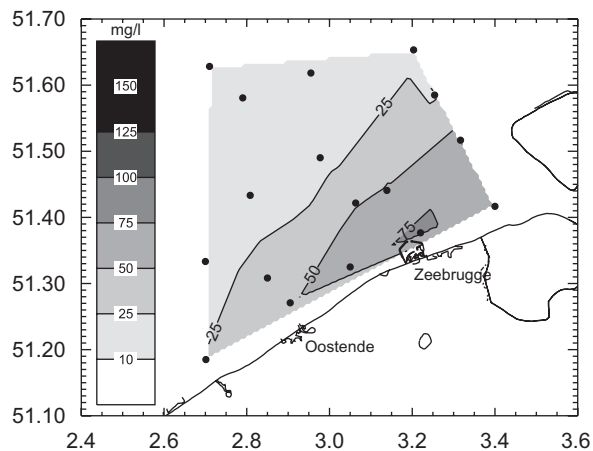


Fig. 7. Mean of SPM concentrations from 'snapshot' samples collected in MUMM's monitoring stations during the period 1987–2004. Only stations with at least 10 samples have been selected. The samples have been taken at 3 m below the surface. The  $x$ - and  $y$ -coordinates are in longitude ( $^{\circ}$ E) and latitude ( $^{\circ}$ N), respectively.

the lowest during summer (Dover Strait) and spring ( $51.9^{\circ}$ N). Using method 3 (Eq. (2)) the highest SPM transport is calculated during autumn and the lowest during spring (Dover Strait) and summer ( $51.9^{\circ}$ N). The seasonal transports are shown in Fig. 9. The SPM transport per year through the Dover Strait amounts to  $31.74 \times 10^6$  t (method 3); from which about 40% flows through the English and 60% through the French part of the Strait. The

results are about 60% smaller when method 2 is applied ( $22.26 \times 10^6$  t/yr). It can be seen that the SPM transport values are of the same order of magnitude as most of the recently published ones:  $[22\text{--}30] \times 10^6$  t/yr (Eisma and Irion, 1988),  $17 \times 10^6$  t/yr (Van Alphen, 1990),  $19.2 \times 10^6$  t/yr (Lafite et al., 1993) and  $[21.6 \pm 2.1] \times 10^6$  t/yr (Velegrakis et al., 1997). McManus and Prandle (1997) used numerical model results and in situ measurement data of SPM concentration to obtain a yearly averaged value of  $44.4 \times 10^6$  t/yr. Sediment accumulation measurements in the Kattegat and the Skagerrak resulted in a four times higher accumulation rate than previously accepted (de Haas, 1997). This could imply a SPM transport through the Dover Strait of at least  $46 \times 10^6$  t/yr.

## 4. Discussion

### 4.1. SPM transport

The transport through the Dover Strait and the  $51.9^{\circ}$ N section have to be more or less in equilibrium, because the major source of SPM in the southern North Sea is the Dover Strait and no significant deposition areas of mud exist in the Southern Bight (Eisma, 1981). Important local sources of SPM are the rivers (Thames, Rhine-Meuse, Scheldt), seafloor and coastal erosion and primary production. Accurate values however do not exist; the Thames supplies about  $0.7 \times 10^6$  t/yr (Dyer and Moffat, 1998), the Rhine about  $1.7 \times 10^6$  t/yr (Eisma, 1981) and erosion of the Holocene mud layers in front of the Belgian coast is estimated as  $0\text{--}2.4 \times 10^6$  t/yr (Bastin, 1974) or about  $3 \times 10^6$  t/yr (Fettweis and Van den Eynde, 2003). The total input of SPM from these sources is thus situated between  $2.4 \times 10^6$  and  $5.4 \times 10^6$  t/yr. The SPM input is probably higher because primary production, seafloor erosion outside the Belgian coastal area and coastal erosion are not included. The difference between inflow and outflow is  $38.31 \times 10^6$  t/yr for method 2 and  $9.08 \times 10^6$  t/yr for method 3. The latter is closer to the sum of the local SPM sources, which indicates that method 3 is—with the available data—the most accurate one.

### 4.2. Variability of SPM concentration

The satellite images provide synoptic views of SPM concentration distribution but do not take away the uncertainty of SPM transport calculation,

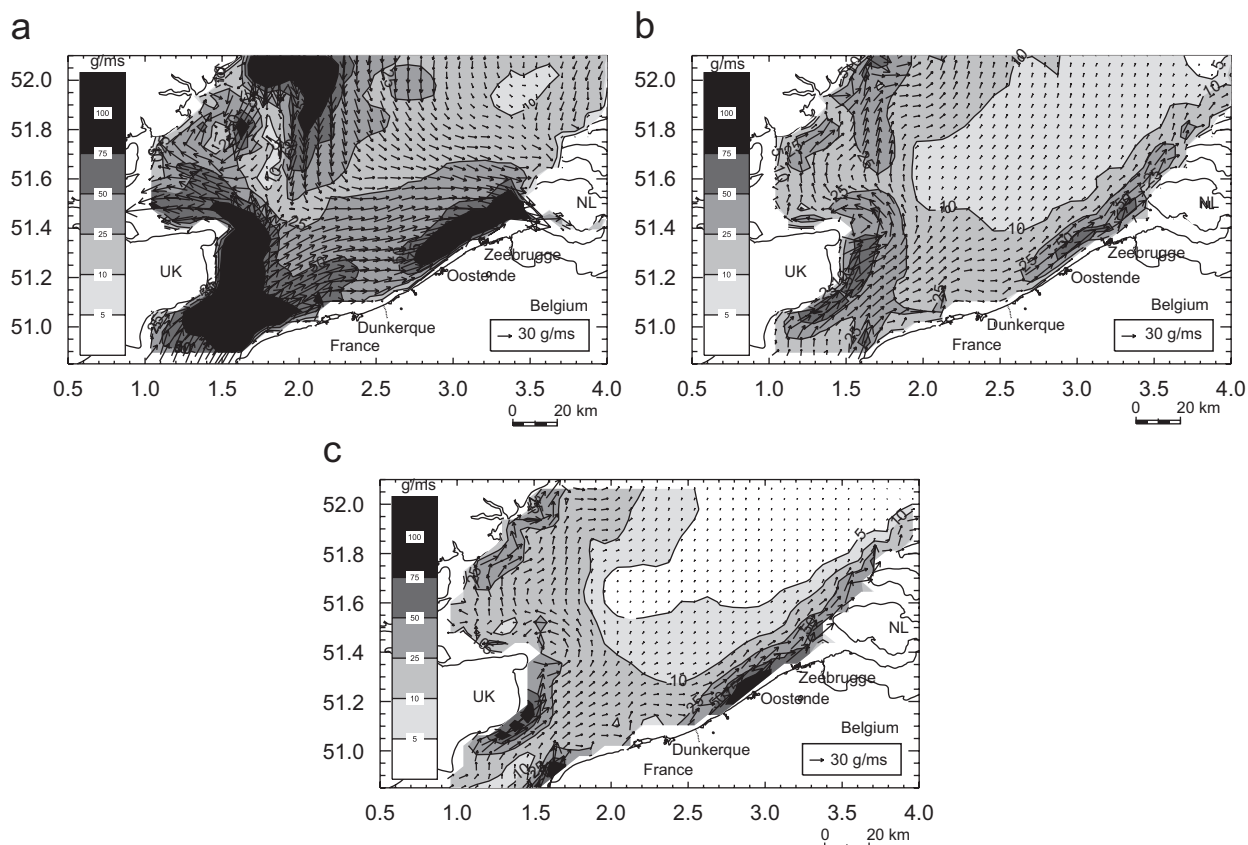


Fig. 8. Yearly averaged SPM transport per unit width (g/ms) in the southern North Sea, the  $x$ - and  $y$ -coordinates are in longitude ( $^{\circ}$ E) and latitude ( $^{\circ}$ N), respectively. The SPM transport has been calculated using: (a) Eq. (1) and only 362 velocity and SPM concentration fields (method 1); (b) Eq. (1) and the velocity fields at every time step of the model with the interpolated SPM fields (method 2); and (c) Eq. (2) (method 3). The SPM concentration from the satellite pictures has been corrected vertically to obtain depth-averaged values.

Table 3

Residual SPM transport ( $10^6$  ton/season or year) through the Dover Strait and through a cross section at  $51.9^{\circ}$ N for the period January 1997–December 2003 (positive is towards the north) for methods 2 and 3

		Spring	Summer	Autumn	Winter	Year
Method 2	Dover Strait	3.36	2.50	9.18	7.22	22.26
	$51.9^{\circ}$ N	7.32	7.83	23.55	21.87	60.57
	Dover Strait— $51.9^{\circ}$ N	−3.96	−5.33	−14.37	−14.65	−38.31
Method 3	Dover Strait	3.00	4.19	14.02	10.53	31.74
	$51.9^{\circ}$ N	6.30	4.45	14.80	15.57	41.12
	Dover Strait— $51.9^{\circ}$ N	−3.00	−0.26	−0.78	−5.04	−9.08

The SPM concentrations have been vertically corrected to obtain depth averaged concentrations. ‘Dover Strait— $51.9^{\circ}$ N’ is the difference between inflow and outflow at both section, positive means a higher SPM flux into the southern North Sea than out of it.

i.e. the accuracy of SPM concentration in a cross section. This is due to the fact that (1) not enough long term SPM concentration measurements are available to correct the satellite images and to derive the long term residual SPM transport and (2) SPM

concentration varies as a function of tide, wind, spring-neap tidal cycles and—because winds (storm surges) are not equally distributed during a year—also depends on the seasonal time scale (Jones et al., 1994; Fettweis et al., 2005, 2006). The short term

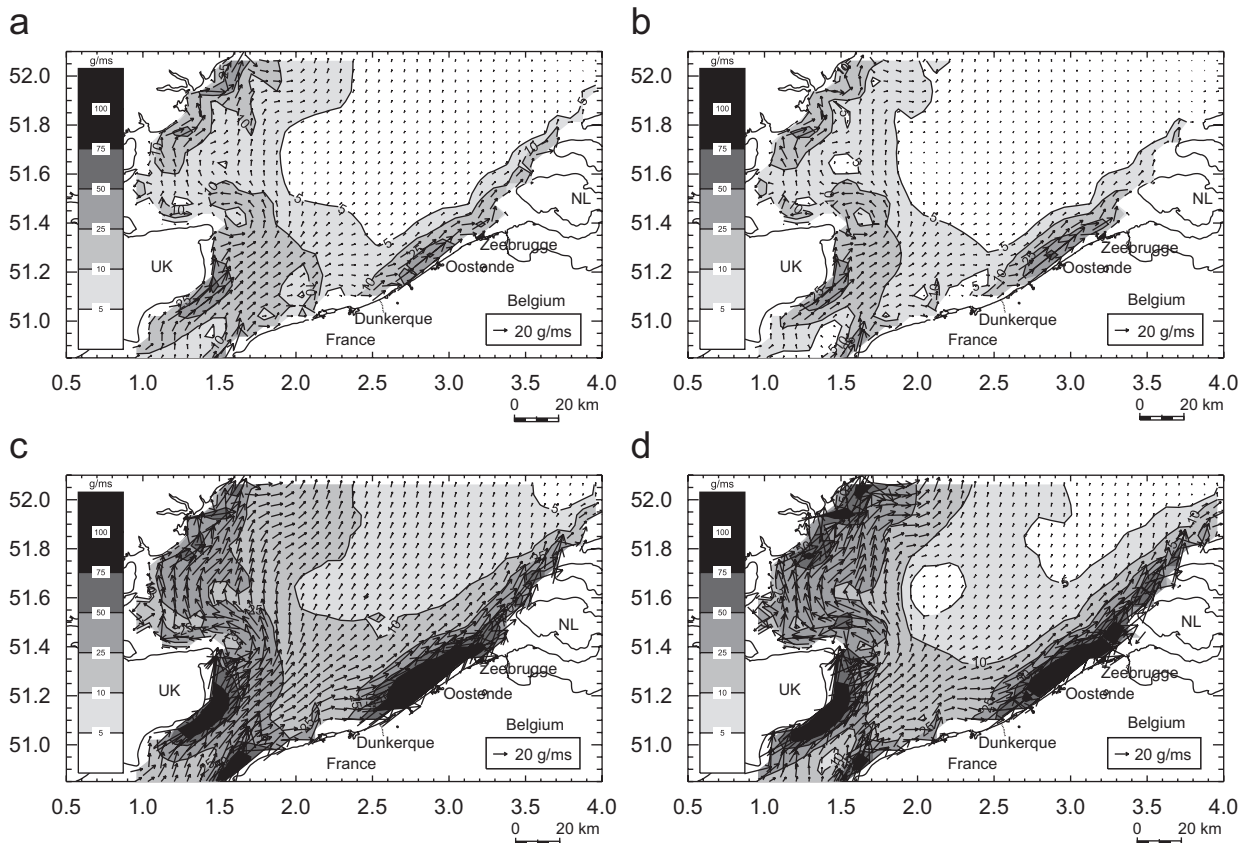


Fig. 9. Seasonal averaged SPM transport per unit width (g/ms) in the southern North Sea, the  $x$ - and  $y$ -coordinates are in longitude ( $^{\circ}$ E) and latitude ( $^{\circ}$ N), respectively. The SPM transport has been calculated using method 3 (Eq. (2)). The SPM concentration from the satellite pictures has been corrected vertically to obtain depth averaged values: (a) spring; (b) summer; (c) autumn; and (d) winter situation.

variations (tidal, spring-neap tidal cycle) have not been found back in the satellite images, however seasonal variations are clearly visible (Figs. 4 and 5). The satellite images have been taken during cloud-free conditions and low mean wind speeds (about 3.7 m/s) and are correlated with good weather conditions; increased SPM concentration due to higher wave erosion is seldom to be expected in these images.

The representativeness of SPM concentration maps derived from satellites for calculating long term averaged transports has been investigated by comparing the SPM concentration variability from in situ measurements with those of remote sensing data. In Fig. 10 the relative variability in the in situ measurements and in the satellite data is shown as a function of the seasonally averaged SPM concentration. The figure (Fig. 10a) shows that the relative variability in the tidal cycle measurements (standard deviation of SPM concentration during a tidal cycle

divided by tidally averaged SPM concentration) increases with increasing SPM concentration. This means that in the coastal turbidity maximum zone the SPM concentration variations are high during a tidal cycle, whereas outside or at the edge of the turbidity maximum, where the SPM concentrations are low, the tidal variability is also low. The ‘snapshot’ SPM concentration measured in MUMM’s monitoring stations (Fig. 10b) is generally lower and the variability higher when compared with the tidal cycle measurements. Fig. 10c shows the variability in the pixels of the satellite images situated in the Belgian coastal area as a function of the seasonally averaged SPM concentration. The figure indicates that (1) the SPM concentrations are generally lower from satellite data than from in situ tidal cycle measurements, (2) the relative variability decreases for lower and higher SPM concentrations and has a maximum at about 20 mg/l during spring and summer and at about 40 mg/l during autumn

## COLOPHON

Dit rapport werd voorbereid door de BMM in januari 2008

Zijn referentiecode is MOMO/3/MF/200801NL/AR/2.

Status  draft  
 finale versie  
 herziene versie  
 vertrouwelijk

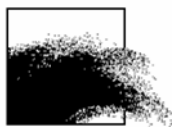
Beschikbaar in het  Engels  
 Nederlands  
 Frans

Indien u vragen hebt of bijkomende copies van dit document wenst te verkrijgen, gelieve een e-mail te zenden naar [M.Fettweis@mumm.ac.be](mailto:M.Fettweis@mumm.ac.be), met vermelding van de referentie, of te schrijven naar:

BMM  
100 Gulledele  
B-1200 Brussel  
België  
Tel: +32 2 773 2111  
Fax: +32 2 770 6972  
<http://www.mumm.ac.be/>

BEHEERSEENHEID VAN HET  
MATHEMATISCH MODEL VAN DE NOORDZEE

SUMO GROEP



De lettertypes gebruikt in dit zijn Gudrun Zapf-von Hesse's *Carmina Medium* 10/14 voor de tekst en Frederic Goudy's *Goudy Sans Medium* voor titels en onderschriften.

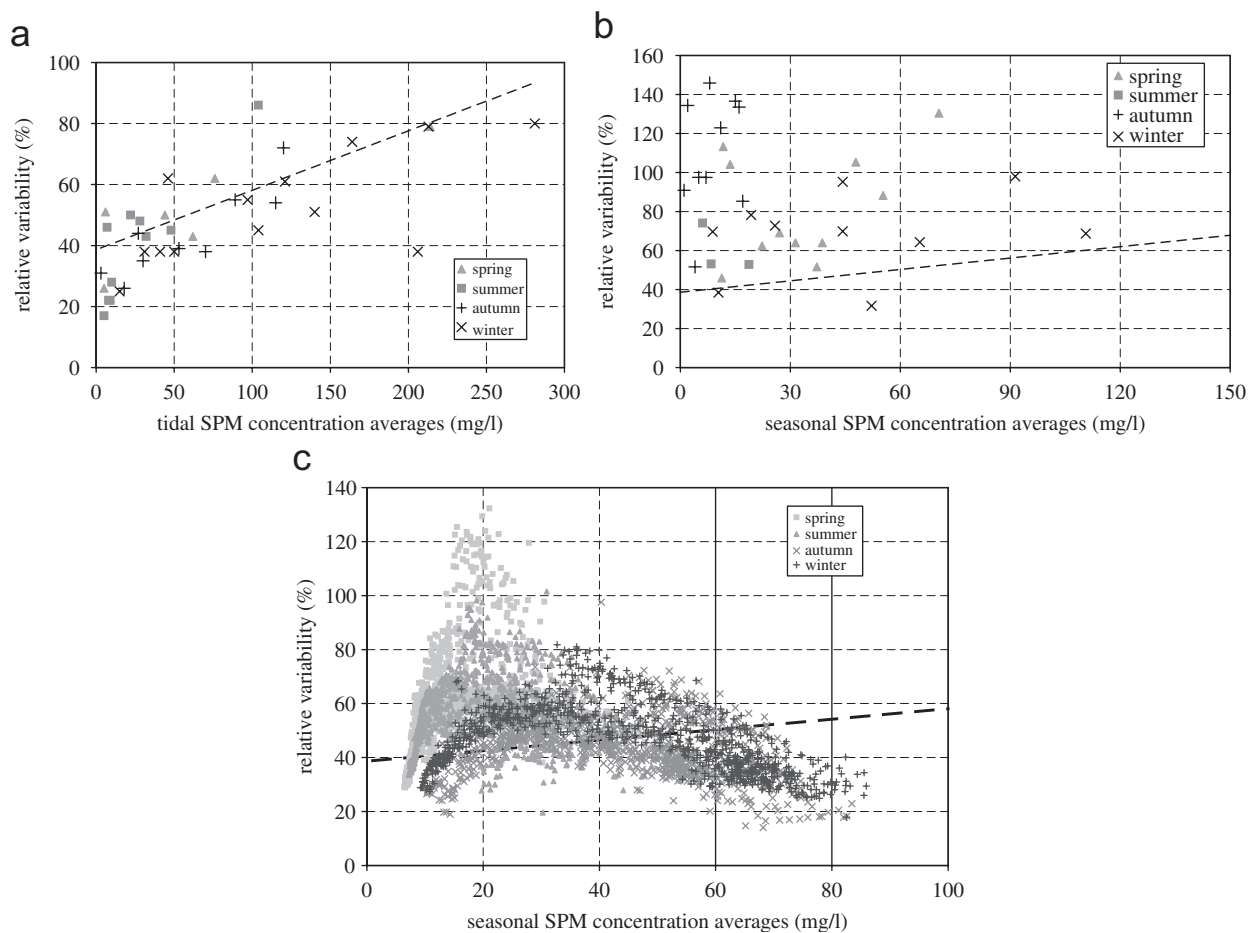


Fig. 10. (a) Relative variability in the tidal cycle stations during the period 1999–2005 as a function of tidal averages of SPM concentration. The samples have been taken at about 3 m from the bottom. (b) Relative variability in MUMM's monitoring stations during the period 1987–2004 as a function of seasonal averaged SPM concentration. Only stations with at least 10 samples have been selected. The samples have been taken at 3 m below the surface. (c) Relative variability in the pixels of the 362 SeaWiFS surface SPM concentration maps (1997–2004) situated in the Belgian–Dutch coastal zone ( $51.1^{\circ}\text{N}$ – $51.5^{\circ}\text{N}$  and  $2.7^{\circ}\text{E}$ – $3.5^{\circ}\text{E}$ ) as a function of seasonal averaged SPM concentration. The trendline in (b) and (c) is from in situ tidal measurements.

and winter, (3) the relative variability is of the same order of magnitude in most pixels as in the in situ tidal measurements (20–80%) except during spring and summer when relative variability's of up to 140% have been calculated and (4) that the very high variability at low concentrations is also found back in the in situ 'snapshot' measurements from MUMM's monitoring stations.

The maximum SPM concentration extracted from the satellite images is about 75–100 mg/l (surface) and 150–200 mg/l (depth averaged correction), whereas the maximum from the in situ 'snapshot' measurements is 680 mg/l (3 m below surface) and from the tidal cycle measurements nearly 1000 mg/l (3 m above bottom). Satellite

images and the in situ measurements from MUMM's monitoring stations are both snapshots of the SPM concentration during a tidal cycle and have been sampled at the surface or near the surface (3 m below). The decreasing variability in satellite images and in the 'snapshot' in situ measurements with increasing SPM concentration could be explained if most of the SPM in the Belgian coastal zone during a tidal cycle would occur in the bottom layer of the water column and would thus be invisible for satellites or near surface sampling. Tidal measurements however indicate that strong vertical gradients and high SPM concentrations only occur during about 1/3 of the tidal cycle (2 h per ebb and flood) and that during the rest of



the cycle the measured SPM stratification and concentration is much lower (Van den Eynde et al., 2006). The low variability at higher concentration is therefore probably an artefact of the fact that the algorithm for processing the satellite images is underestimating the SPM concentration at higher values. The very high variability at low concentrations could thus be due to short-lived events, such as storms or high river runoff, which may increase locally the SPM concentration significantly and which may move the turbidity maximum zone more towards the coast or more offshore, as found in the salinity variations in the coastal area (Lacroix et al., 2004). During winter and autumn, the SPM concentration is already high and these events are therefore statistically less significant.

The relative variability of SPM concentration in the southern North Sea derived from satellite images is presented in Fig. 11. The SPM variability in the southern North Sea generally increases from the coast towards offshore and then decreases until

about the central part of the southern North Sea, where a minimum is reached. The high relative variability band along but off the coast reflects the edge of the coastal turbidity maximum, which is not constant. In the Belgian–Dutch coastal waters the SPM concentration remains high during all the year; the extension of the coastal turbidity maximum is however changing with the seasons, it is furthest off shore during winter and nearest during summer.

Measurements in the Dover Strait, where the SPM concentration is generally low (<10 mg/l), have indicated that the vertical gradient is negligible most of the time (Van Alphen, 1990). The tidal cycle measurements in the Belgian coastal zone show that the vertical SPM concentration variation is low in low SPM concentration areas, therefore satellite images may give a good estimate of the total SPM concentration. In areas with higher turbidity the vertical variation during a tidal cycle is important and corrections have to be applied to obtain depth averaged values.

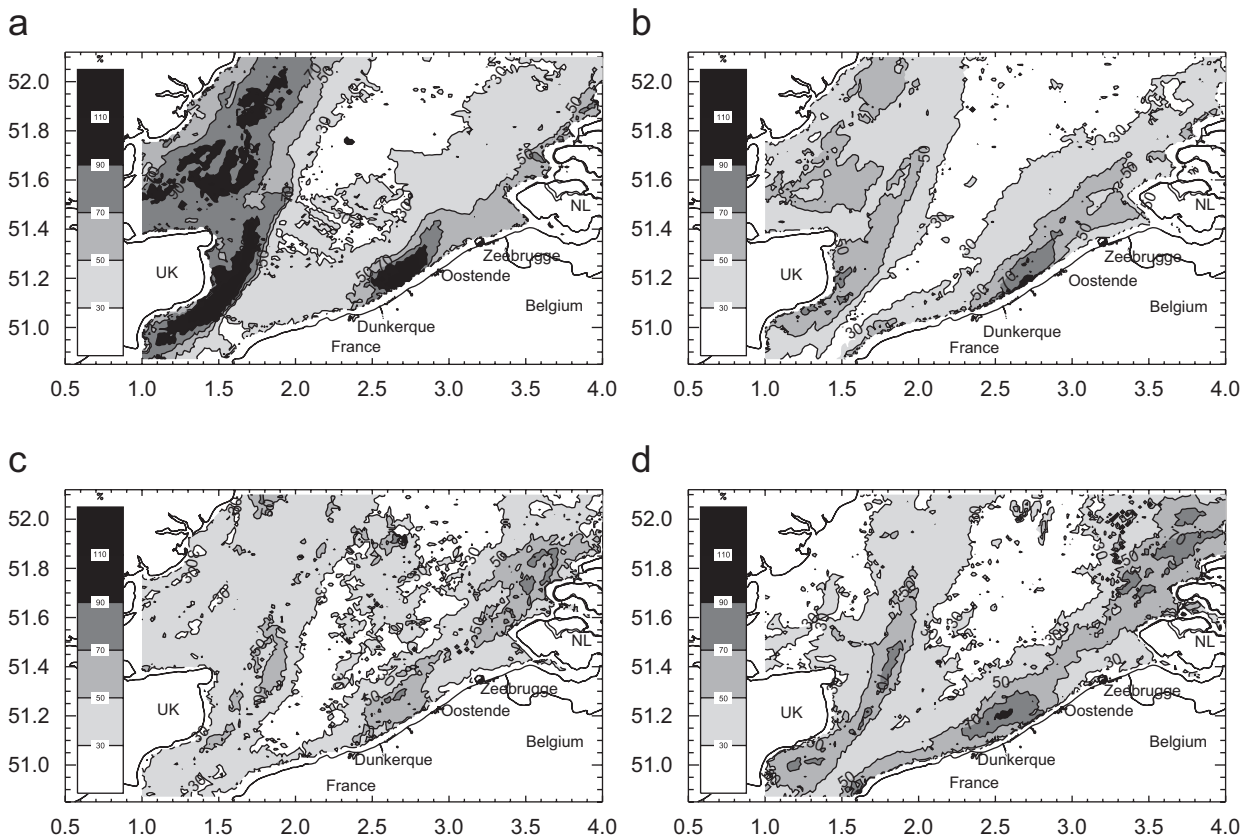


Fig. 11. Relative variability of the seasonal surface SPM concentration maps derived from 362 satellite images (see Fig. 4), the x- and y-coordinates are in longitude (°E) and latitude (°N). (a) spring, (b) summer, (c) autumn and (d) winter situation.

## 5. Conclusions

Three methods have been presented where satellite images, in situ measurements and hydrodynamic model results have been combined to calculate the long term SPM flux in the southern North Sea. The results indicate a flux through the Dover Strait of  $22.26 \times 10^6$  or  $31.74 \times 10^6$  t/yr; both fluxes have been calculated using the vertically corrected SPM concentrations. The latter SPM flux, which is calculated by multiplying the seasonally residual discharge with the seasonally averaged SPM concentration, is believed to be the most accurate one with the given data, because the inflow of SPM through the Dover Strait towards the North Sea is better conserved in the outflow through a section at  $51.9^\circ\text{N}$ .

The too low value of SPM concentration in the satellite imagery can be explained by:

- (1) The fact that the procedure for processing the satellite images has been set up and validated for SPM concentration between 10 and 80 mg/l. For extremely turbid (SPM concentration  $> 80$  mg/l) and clear waters (SPM concentration  $< 10$  mg/l) the algorithm has not been validated and gives probably less accurate results (Nechad et al., 2003).
- (2) Most satellite pictures are acquired in good weather conditions, whereas in situ measurements from a vessel can be carried out also during rougher meteorological conditions. In order to include all weather condition, long term measurements from stand alone frames have to be carried out.
- (3) Due to the too low time resolution of the satellite images and snapshot in situ measurements, peaks of SPM concentration are often missed. It is therefore important to measure during at least one tidal cycle in the high turbidity area to obtain representative values of SPM concentration.

Satellite images are a major source of SPM concentration data and are the only way to obtain a spatial distribution for large areas, but they underestimate the SPM concentration. In order to calculate more accurately the total sediment flux further in situ measurements and/or numerical model results are needed to obtain vertical profiles of SPM concentration and to improve the algorithm for processing and correcting the satellite images.

## Acknowledgements

This study was partly funded by the Maritime Access Division of the Ministry of the Flemish Community in the framework of the MOMO project and partly by the Belgian Science Policy within the framework of the MOCHA, BELCOLOUR and MAREBASSE projects. The measurements have been collected onboard of the R/V Belgica and R/V Zeeleeuw. The support of the measuring service of MUMM is acknowledged. The receiving station of Dundee University, Orbimage, the SeaWiFS and SeaDAS project teams, and the Distributed Active Archive Centre at GSFC are acknowledged for providing, distributing and supporting SeaWiFS data. We wish to acknowledge Virginie Pison (MUMM) who has greatly improved the paper during the many discussions and helpful suggestions. Fritz Francken (MUMM) is acknowledged for his help in compiling the measurement data.

## Appendix A. Bio-optical model to derive SPM concentration

### A.1. Method

The objective is to express SPM concentration in terms of the water-leaving reflectance. In the red and near infra red (NIR) spectral range, backscattering from pure water, coloured dissolved matter and yellow substance are negligible compared to the high backscattering of suspended sediments, hence SPM concentration, denoted by  $c$ , is linearly related to the backscattering  $b_b(\lambda)$ , at a given wavelength,  $\lambda$  in the red and NIR by:

$$b_b = cb_{bs}^* \quad (\text{A.1})$$

where  $b_{bs}^*$  is the specific backscatter coefficient (the  $\lambda$ -symbol is dropped for brevity). The reflectance just below the water surface,  $R_-$ , is function of the backscattering  $b_b$  and absorption  $a$  of light in the water (Gordon et al., 1998):

$$R_- = Q \left[ l_1 \frac{b_b}{a + b_b} + l_2 \left( \frac{b_b}{a + b_b} \right)^2 \right] \quad (\text{A.2})$$

The coefficients  $l_1 = 0.095$  and  $l_2 = 0.079$  are derived from radiative transfer simulations and  $Q$ -factor is the ratio of the upwelling radiance in the viewing direction to the upwelling irradiance. The subsurface irradiance reflectance is related to



the water-leaving reflectance by the relationship (Mobley, 1994):

$$\rho_w = \pi \frac{t_{w \rightarrow a} t_{a \rightarrow w}}{Q n_w^2} \frac{R_-}{1 - r R_-}, \quad (\text{A.3})$$

where  $t_{w \rightarrow a}$  is the bidirectional radiance transmittance from water to air,  $t_{a \rightarrow w}$  the irradiance transmittance from air to water; typical values for these factors, for the sun at the zenith are:  $t_{w \rightarrow a} = 0.98$ ,  $t_{a \rightarrow w} = 0.96$ .  $n_w = 1.34$  is the real part of the refractive index of water and  $r = 0.48$  is the water–air reflectance for totally diffuse irradiance. Therefore Eq. (A.3) becomes

$$\rho_w = \pi \frac{0.52}{Q} \frac{R_-}{1 - r R_-}. \quad (\text{A.4})$$

Eqs. (A.1), (A.2) and (A.4) are combined to give

$$c = \alpha \frac{\rho_w}{\gamma - \rho_w} \quad (\text{A.5})$$

with  $\alpha = a/(b_{bs}^* (1 - r Q l_1))$  and  $\gamma = 0.52 \pi l_1 / (1 - r Q l_1)$ . Replacing  $Q$  by the average value  $Q = 3.7 \text{sr}$  for turbid waters (Gons, 1999) gives  $\gamma = 0.187$ .

## A.2. Data sets

Measurements of water-leaving reflectance  $\rho_w$  were carried out from 2001 to 2003 using a system of three Trios spectro-radiometers with 2.5 nm resolution covering the spectral bandwidth [350–950 nm] and following the protocol described by Park et al. (2003). SPM concentrations were recorded at the same locations with a GF/F filter using the gravimetric method (see Section 2.3), for water samples taken between 0.5 and 3 m depth.

Amongst the collected measurements, 41 data sets of  $\rho_w$  and SPM concentrations were selected on the basis of the similarity spectrum criteria (Ruddick et al., 2006) and were convoluted with the SeaWiFS response function. Nonlinear regression analysis was applied to each band  $i$  with the following equation:

$$c = \beta^i + \frac{\alpha^i \rho_w^i}{0.187 - \rho_w^i}, \quad (\text{A.6})$$

where  $\alpha^i$  and  $\beta^i$  are the parameters to be calibrated for each band;  $\beta^i$  accounts for SPM concentration and reflectance measurement errors. The best curve fitting data with Eq. (A.6) was found for band 670 nm, which is given by Eq. (3).

## References

- Bailly du Bois, P., Salomon, J.C., Gandon, R., Guéguéniat, P., 1995. A quantitative estimate of English Channel water fluxes into the North Sea from 1987 to 1992 based on radiotracer distribution. *Journal of Marine Systems* 6, 457–481.
- Bastin, A., 1974. Regionale sedimentologie en morfologie van de zuidelijke Noordzee en het Schelde estuarium. Katholieke Universiteit Leuven, pp. 91.
- de Haas, H., 1997. Transport, preservation and accumulation of organic carbon in the North Sea, Ph.D. Thesis, Utrecht University, The Netherlands, pp. 149.
- Dyer, K.R., Moffat, T.J., 1998. Fluxes of suspended matter in the East Anglian plume, southern North Sea. *Continental Shelf Research* 18, 1311–1331.
- Eisma, D., 1981. Supply and deposition of suspended matter in the North Sea. In: Nio, D.D., Shuttenehl, R.T.E., van Weering, T.C.E. (Eds.), *Holocene Marine Sedimentation in the North Sea Basin*. International Association of Sedimentology, Special Publication 5. Blackwell Scientific Publication, Oxford, pp. 415–428.
- Eisma, D., Irion, G., 1988. Suspended matter and sediment transport. In: Salomons, W., Bayne, W.L., Duursma, E.K., Förstner, U. (Eds.), *Pollution of the North Sea: An Assessment*. Springer, Berlin, pp. 20–35.
- Fettweis, M., Van den Eynde, D., 2003. The mud deposits and the high turbidity in the Belgian–Dutch coastal zone, southern bight of the North Sea. *Continental Shelf Research* 23, 669–691.
- Fettweis, M., Francken, F., Van den Eynde, D., Houziaux, J.-S., Vandenberghe, N., Fontaine, K., Deleu, S., Van Lancker, V., Van Rooij, D., 2005. Mud origin, characterisation and human activities (MOCHA): characteristics of cohesive sediments on the Belgian Continental Shelf. Scientific Report Year 1. Belgian Science Policy, Brussel, pp. 70.
- Fettweis, M., Francken, F., Pison, V., Van den Eynde, D., 2006. Suspended particulate matter dynamics and aggregate sizes in a high turbidity area. *Marine Geology* 235, 63–74.
- Garreau, P. (Eds.), 1997. Task N: numerical hydrodynamic modelling. In: *Hydrodynamics Biogeochemical Processes and Fluxes in the Channel, FLUXMANCHE II Final Report*, MAS2CT940089. pp. 12–38.
- Gerritsen, H., Boon, J.G., van der Kaaij, T., Vos, R.J., 2001. Integrated modelling of suspended matter in the North Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 53, 581–594.
- Gons, H.J., 1999. Optical teledetection of chlorophyll a in turbid inland waters. *Environmental Science and Technology* 33, 1127–1132.
- Gordon, H.R., Brown, O.B., Evans, R.H., Brown, J.W., Smith, R.C., Baker, K.S., Clark, D.K., 1998. A semianalytic radiance model of ocean color. *Journal of Geophysical Research* 93, 10909–10924.
- Jones, S.E., Jago, C.F., Prandle, D., Flatt, D., 1994. Suspended sediment dynamics: measurements and modelling in the dover strait. In: Beven, K.J., Chatwin, P.C., Milbank, J.H. (Eds.), *Mixing and Transport in the Environment*. Wiley, pp. 183–201.
- Lacroix, G., Ruddick, K., Ozer, J., Lancelot, C., 2004. Modelling the impact of the Scheldt and Rhine/Meuse plumes on the salinity distribution in Belgian waters (southern North Sea). *Journal of Sea Research* 52 (3), 149–163.

- Lafite, R., Shimwell, S.J., Nash, L.A., Dupont, J.P., Huault, M.F., Grochowski, N.T.L., Lamboy, J.M., Collins, M.B., 1993. Sub-Task S1: suspended material fluxes through the Strait of Dover, hydrodynamics and biogeochemical fluxes in the Eastern Channel: fluxes into the North Sea. FLUXMANCHE I Second Annual Report, MAST 0053-C (EDB), pp. 81–106.
- Luyten, P.J., Jones, J.E., Proctor, R., Tabor, A., Tett, P., Wild-Allen, K., 1999. COHERENS a coupled hydrodynamical-ecological model for regional and shelf seas: user documentation. MUMM Report, Brussels, pp. 911. [Available on CD-ROM at <<http://www.mumm.ac.be/coherens>>].
- McManus, J.P., Prandle, D., 1997. Development of a model to reproduce observed suspended sediment distributions in the southern North Sea using principal component analysis and multiple linear regression. *Continental Shelf Research* 17, 761–778.
- Mikkelsen, O.A., Pejrup, M., 2001. The use of a LISST-100 laser particle sizer for in situ estimates of floc size, density and settling velocity. *Geo-Marine Letters* 20, 187–195.
- Mobley, C.D., 1994. *Applied Electromagnetics and Optics Laboratory—SRI Int. Light and Water—Radiative Transfer in Natural Waters*. Academic press, Inc.
- Nechad, B., De Cauwer, V., Park, Y., Ruddick, K., 2003. Suspended particulate matter (SPM) mapping from MERIS imagery. Calibration of a regional algorithm for the Belgian coastal waters. Proceedings MERIS User Workshop, 10–13th November 2003, Frascati. European Space Agency Special Publication SP-549, ESA Publication Division, Noordwijk, The Netherlands, pp. 6. <<http://www.mumm.ac.be/BELCOLOUR/Publications/MERISUsers2003BNwithheader.pdf>>.
- Park, Y., De Cauwer, V., Nechad, B., Ruddick, K., 2003. Validation of MERIS water products for Belgian coastal waters: 2002–2003. MERIS and AATSR Calibration and Geophysical Validation workshop, 20–24th October 2003 (Frascati). European Space Agency WPP-223. <<http://www.mumm.ac.be/BELCOLOUR/Publications/MUMM-MAVT2003.pdf>>.
- Prandle, D., 1993. Year-long measurements of flow through the Dover Strait by H.F. Radar and acoustic Doppler current profiler (ADCP). *Oceanologica Acta* 16 (5–6), 457–468.
- Prandle, D., Loch, S.G., Player, R., 1993. Tidal flow through the Dover Strait. *Journal of Physical Oceanography* 23, 23–37.
- Prandle, D., Ballard, G., Flatt, D., Harrison, A.J., Jones, S.E., Knight, P.J., Loch, S.G., McManus, J.P., Player, R., Tappin, A., 1996. Combining modelling and monitoring to determine fluxes of water, dissolved and particulate metals through the Dover Strait. *Continental Shelf Research* 16 (2), 237–257.
- Ruddick, K., Ovidio, F., Rijkeboer, M., 2000. Atmospheric correction of SeaWiFS imagery for turbid coastal and inland waters. *Applied Optics* 39 (6), 897–912 <<http://www.mumm.ac.be/OceanColour/Publications/ATCOR2000AO.pdf>>.
- Ruddick, K., De Cauwer, V., Park, Y., Moore, G., 2006. Seaborne measurements of near infrared water-leaving reflectance: the similarity spectrum for turbid waters. *Limnology and Oceanography* 51, 1167–1179 <[http://aslo.org/lotoc/vol\\_51/issue\\_2/1167.pdf](http://aslo.org/lotoc/vol_51/issue_2/1167.pdf)>.
- Salomon, J.C., Breton, M., Guegueniat, P., 1993. Computed residual flow through the Dover Strait. *Oceanologica Acta* 16 (5–6), 449–455.
- Van Alphen, J.S.L.J., 1990. A mud balance for Belgian–Dutch coastal waters between 1969 and 1986. *Netherlands Journal of Sea Research* 25, 19–30.
- Van den Eynde, D., Nechad, B., Fettweis, M., Francken, F., 2006. SPM dynamics in the southern North Sea derived from SeaWiFS imagery, in situ measurements and numerical modelling. In: Maa, J.P.-Y., Sanford, L.P., Schoelhammer, D.H. (Eds.), *Estuarine and Coastal Fine Sediment Dynamics*. Proceedings in Marine Science, vol. 8. Elsevier, Amsterdam.
- van Leussen, W., 1994. *Estuarine macroflocs and their role in fine-grained sediment transport*. University Utrecht, Utrecht, pp. 488.
- Velegrakis, A.F., Bishop, C., Lafite, R., Oikonomou, E.K., Lecouturier, M., Collins, M.B., 1997. Sub-Task S3: Investigation of meso- and macro-scale sediment transport, hydrodynamics biogeochemical processes and fluxes in the channel. FLUXMANCHE II Final Report, MAST II, MAS2CT940089, pp. 128–143.
- Winterwerp, J., 1998. A simple model for turbulence induced flocculation of cohesive sediments. *Journal of Hydraulic Research* 36 (3), 309–326.

## **APPENDIX 2**

**Fettweis, M., Van den Eynde, D., Francken, F. 2007. Floc characteristics in a turbidity maximum: calibration of a sediment transport model of the southern North Sea. INTERCOH '07, 25-28 September 2007, Brest, France.**

## Floc characteristics in a turbidity maximum: calibration of a sediment transport model of the southern North Sea

Michael FETTWEIS, Dries VAN DEN EYNDE and Frederic FREDERIC

Management Unit of the North Sea Mathematical Model (MUMM), Royal Belgian  
Institute of Natural Sciences, Gulledele 100, 1200 Brussels, Belgium

Email: m.fettweis@mumm.ac.be

*Keywords: floc characteristics, fall velocity, turbidity maximum, flocculation, numerical modelling*

The fall velocity of flocs is a crucial parameter in cohesive sediment transport modelling and varies between approximately 0.01 and 10 mm/s. The fall velocity increases with increasing suspended particulate matter (SPM) concentration up to about 2-10 g/l; at higher concentrations hindered settling occurs and the fall velocity decreases (Dyer, 1989). In areas with high tidal energy, the variation of the fall velocity during a tidal cycle or a neap-spring cycle may be important. Fall velocity can be directly measured using *e.g.* video cameras or a LISST-ST, but these instruments have the drawback that high frequency information during a longer time period is difficult to obtain. With the LISST100C long term measurements of floc size, volume concentration and mass concentration can be carried out easily. The fall velocity can be derived based on the fractal approach of Kranenburg (1994). The empirical relation between effective density ( $\Delta\rho$ ) and floc size ( $D$ ) can be written as  $\Delta\rho \propto D^{nf-3}$  with  $nf$  the fractal dimension. This relation can be further simplified, if one assume that the primary particle size and the density of the water and of the primary particle is independent of  $D$ , to  $\rho \propto D^{nf-3}$  with  $\rho$  the floc density. Because the gravity constant and the kinematic viscosity are independent of  $D$  it follows from Stokes' law that  $w_s \propto D^{nf-1}$ , with  $w_s$  the fall velocity (Winterwerp, 1998). The fractal dimension can be calculated from a log-log plot between  $\rho$  and  $D$ .

In the paper longterm measurements (0.5 up to 51 days) of hydrodynamics, SPM mass and volume concentration and floc size, which have been carried out at different locations in the Belgian nearshore area, are presented together with analysis results characterising the suspended particulate matter (primary particle size, organic matter content, CaCO<sub>3</sub> content). The Belgian and southern Dutch coastal waters are an effective trap for fine grained cohesive sediments, resulting in the formation of an area of high SPM concentration. Most of these suspended sediments originate from the English Channel and are transported into the North Sea through the Strait of Dover. The coastal turbidity maximum is for a greater part formed by the decreasing residual water transport in this area, which results in a congestion (longer residence time) of the suspended particles (Fettweis and Van den Eynde, 2003). The measurements show that the size of the aggregates is significantly smaller in the coastal turbidity maximum area. The processes responsible for the occurrence of smaller aggregate size in the coastal zone compared with the more offshore location are the higher turbulence; the smaller time available for the aggregates to grow up to an equilibrium size; the higher deposition of mud, resulting in a break-up of the flocs and the lower ratio between organic matter concentration and SPM concentration, which may limit the size of the flocs.

The fall velocity has been calculated using the above mentioned approach. An engineering floc model is presented (see *e.g.* the approach of Van der Lee, 2000), which relates the fall velocity to the SPM concentration and which takes into account variations during tidal and neap-spring tidal cycle. The impact of the introduction of this flocculation model on the results of a 2D cohesive

sediment transport model is discussed. The model results are compared with the measurements.

### References

Dyer, K. R. (1989) Sediment processes in estuaries: future research requirements. *Journal of Geophysical Research*, 94 (C10), 14327-14339.

Fettweis, M. and Van den Eynde, D. (2003) The mud deposits and the high turbidity in the Belgian-Dutch coastal zone, Southern bight of the North Sea. *Continental Shelf Research*, 23, 669-691.

Kranenburg, C. (1994) On the fractal structure of cohesive sediment aggregates. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 39, 451-460.

van der Lee, W. T. B. (2000) The settling of mud flocs in the Dollard estuary, The Netherlands. *PhD thesis*, Universiteit Utrecht, 133pp.

Winterwerp, J. (1998) A simple model for turbulence induced flocculation of cohesive sediments. *Journal of Hydraulic Research*, 36 (3), 309-326.

### **APPENDIX 3**

Fettweis, M., Van den Eynde, D., Francken, F. 2007. Flocculation characteristics in a coastal turbidity maximum: calibration of a sediment transport model using in situ measurements. Int. Conf and 97<sup>th</sup> Annual Meeting of the Geologische Vereinigung, Bremen, October 1-5.

**Floc characteristics in a coastal turbidity maximum: calibration of a sediment transport model using in situ measurements**

Michael Fettweis, Dries van den Eynde and Frederic Francken

Management Unit of the North Sea Mathematical Model (MUMM), Royal Belgian Institute of Natural Sciences, Gulledele 100, 1200 Brussels, Belgium, Email: m.fettweis@mumm.ac.be

The fall velocity ( $w_s$ ) of flocs is a crucial parameter in cohesive sediment transport modelling and varies between approximately 0.01 and 10 mm/s. The variation of fall velocity during a tidal cycle or a neap-spring cycle is important in areas with high tidal energy. Fall velocity can be directly measured using *e.g.* video cameras or a LISST-ST, but these instruments have the drawback that high-frequency information is difficult to obtain over longer time periods. However, with the LISST-100C, long-term measurements of floc size, volume concentration and mass concentration can easily be carried out. The fall velocity can be derived from the empirical relation between effective density ( $\Delta\rho$ ) and floc size ( $D$ ):  $\Delta\rho \propto D^{nf-3}$  with  $nf$  representing the fractal dimension (Kranenburg, 1994). It can be further simplified to  $\rho \propto D^{nf-3}$  with  $\rho$  as the floc density, if one assumes that the primary particle size, the density of the water, and the primary particle is independent of  $D$ . From Stokes' law it follows that  $w_s \propto D^{nf-1}$  (Winterwerp, 1998).

Long-term measurements (0.5 up to 51 days) of hydrodynamics, SPM mass and volume concentration, and floc size carried out at different locations in the Belgian nearshore area, are presented together with analyses characterising the suspended particulate matter (primary particle size, organic matter, mineral and CaCO<sub>3</sub> content, density of flocs). The Belgian nearshore area is a trap for fine-grained cohesive sediments. Most of these suspended sediments are transported into the North Sea through the Strait of Dover. The measurements show that the size of the flocs is significantly smaller in the coastal turbidity maximum area. This has been explained by the higher turbulence; the shorter time available to reach equilibrium floc size; the higher deposition of mud resulting in a break-up of the flocs, and the lower ratio between organic matter and SPM concentration, which may limit the floc size. An engineering floc model is presented (see the approach of Van der Lee, 2000) which relates the fall velocity to the SPM concentration, and which takes into account variations during tidal and neap-spring tidal cycles. The impact of the introduction of this flocculation model on the results of a 2D cohesive sediment transport model is discussed. The model results are compared with the measurements.

**References**

- Kranenburg, C. (1994) On the fractal structure of cohesive sediment aggregates. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 39, 451-460.
- van der Lee, W. T. B. (2000) The settling of mud flocs in the Dollard estuary, The Netherlands. *PhD thesis*, Universiteit Utrecht, 133pp.
- Winterwerp, J. (1998) A simple model for turbulence induced flocculation of cohesive sediments. *Journal of Hydraulic Research*, 36 (3), 309-326.