

Onderzoek naar de gevolgen van het Sigmaplan, baggeractiviteiten en havenuitbreiding in de Zeeschelde op het milieu

**Geïntegreerd eindverslag van het onderzoek
verricht in 2007 - 2008**

Tom Maris, Tom Cox, Stefan Van Damme & Patrick Meire [Red.]

Onderzoeksgroep Ecosysteembeheer
Departement Biologie
Faculteit Wetenschappen
Univeriteit Antwerpen
Campus Drie Eiken
Universiteitsplein 1, 2160 Wilrijk

**ECOBE
08-116**

Colofon

Tekst:

**Hoofdstuk 1 – 3: Maris T., T. Cox, & P. Meire,
Universiteit Antwerpen.**

**Hoofdstuk 4: Chevalier E. M., F. Dehairs & W. Baeyens,
Vrije Universiteit Brussel.**

**Hoofdstuk 5: Chen M., S. Wartel, F. de Smedt, E. Van den Storme,
Vrije Universiteit Brussel.**

**Hoofdstuk 6: Van Burm E., R. Dasseville, J. Van Wichelen & W. Vyverman,
Universiteit Gent.**

**Hoofdstuk 7: Vanderborght J.P.,
Université Libre de Bruxelles.**

**Hoofdstuk 8: Tackx M., B. Mialet & F. Azemar
Université Paul Sabatier Toulouse.**

**Hoofdstuk 9: Maris, T., S. Jacobs & P. Meire [Red.],
Universiteit Antwerpen.**

Eindredactie en lay-out: Tom Maris, Universiteit Antwerpen

Met dank aan:

**De financiers van het Omes programma: W&Z – afd. Zeeschelde
Copernicuslaan 1 bus 13
2018 Antwerpen**

**De bemanning van de schepen Scheldewacht II, Veremans, Parel en Scaldis I
De ondersteuning op het veld en in het labo van D. Van Pelt, T. Van der Spiet, L.
Clement, E. De Bruyn**

*Wijze van citeren: Maris, T., Cox, T., Van Damme, S. & Meire, P. (Red.), 2008.
Onderzoek naar de gevolgen van het Sigmaplan, baggeractiviteiten en
havenuitbreiding in de zeeschelde op het milieu. Geïntegreerd eindverslag van
het onderzoek verricht in 2007-2008. R08-166 Universiteit Antwerpen,
Antwerpen.*

Inhoudstafel

Hoofdstuk 1.	Inleiding	1.1
1.1.	Omes: meer dan 10 jaar monitoring en onderzoek	1.1
1.2.	Moneos.....	1.1
1.3.	Omes 2009	1.2
1.4.	Inhoud van dit rapport.....	1.4
1.5.	Organisatie en coördinatie	1.4
1.5.1.	Monitoring 2006-2007	1.4
Hoofdstuk 2.	Omes synthese	2.7
2.1.	Resultaten van 10 jaar Omes onderzoek	2.7
2.2.	Beknopt overzicht van de resultaten per deelstudie.....	2.9
2.2.1.	Deelstudie 1: Basiswaterkwaliteit.....	2.9
2.2.2.	Deelstudie 2: Koolstofcyclus	2.9
2.2.3.	Deelstudie 3: Sedimentologie	2.10
2.2.4.	Deelstudie 4: fytoplankton.....	2.10
2.2.5.	Deelstudie 5: Primaire productie	2.10
2.2.6.	Deelstudie 6: Micro- en mesozoöplankton	2.11
2.2.7.	Deelstudie 7: Opwaardering van de Omes Databank	2.11
2.2.8.	Deelstudie 8: Effecten van waterkwaliteit en getij op overstromingsgebieden.	2.11
Hoofdstuk 3.	Basiswaterkwaliteit	3.1
3.1.	Inleiding	3.1
3.2.	Overzicht van de gemeten parameters	3.1
3.3.	Hydrologisch en klimatologisch overzicht	3.2
3.4.	Specifieke geleidbaarheid en Chloride	3.3
3.5.	Zuurstof.....	3.6
3.6.	Chlorofyl a	3.9
3.7.	Silicium.....	3.11
3.8.	pH.....	3.11
3.9.	Stikstof.....	3.12
3.10.	Biologische zuurstofvraag	3.14
3.11.	Fosfaat.....	3.17
3.12.	Zwevende stof.....	3.17
3.13.	Surface plots.....	3.18
Hoofdstuk 4.	Koolstofcyclus in het Vlaams gedeelte van Schelde-estuarium .	4.1
4.1.	Introduction.....	4.1
4.2.	Materiel and methods.....	4.1
4.2.1.	4.2.1.Sampling	4.1
4.3.	Results.....	4.2
4.3.1.	Total alkalinity (Talk)	4.2
4.3.2.	$\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$	4.4
4.3.3.	$\delta^{13}\text{C}_{\text{POC}}$ and POC	4.5
4.4.	13hrs measurements.....	4.6
4.4.1.	Sampling	4.6
4.4.2.	Results.....	4.6
4.5.	References.....	4.6
4.6.	Annexes.....	4.7
Hoofdstuk 5.	Zwevende stof in het Vlaamse deel van het Schelde estuarium .	5.1
5.1.	Introduction.....	5.1
5.2.	Methodology	5.2

5.2.1.	Field sampling of suspended matter	5.2
5.2.2.	Field measurement of turbidity	5.3
5.2.3.	Field measurement of water velocity	5.3
5.2.4.	Grain-size analyses	5.4
5.3.	Concentration and behavior of suspended matter	5.4
5.3.1.	Surface plots of monthly observations	5.4
5.3.2.	Longitudinal average concentrations of suspended matter	5.7
5.3.3.	Relationship between surface suspended matter concentration and depth integrated suspended matter flux	5.9
5.3.4.	Suspended matter flux and water velocity	5.10
5.3.5.	Total suspended matter flux, load and water velocity for full tide measurements	5.15
5.4.	Grain-size analyses – inter-calibration of two analytical methods	5.21
5.4.1.	Effect of glycol solution and ultrasonic treatment on analytical procedures	5.21
5.4.2.	Comparison of sand-silt-clay proportions	5.23
5.4.3.	Findings from the comparative analysis of sediments	5.24
5.5.	References	5.24
Hoofdstuk 6.	Fytoplankton en fyto­benthos	6.1
6.1.	Monitoring phytoplankton biomass and community composition	6.1
6.1.1.	Methodology	6.1
6.1.2.	Phytoplankton biomass in the Schelde-estuary in 2007-2008	6.2
6.1.3.	Comparison between estuary and tributaries	6.4
6.1.4.	Phytoplankton community composition in the Schelde estuary and tributaries	6.6
6.1.5.	Dynamics in chlorophyll a concentration during the tidal cycle	6.10
6.2.	Monitoring phyto­benthos biomass and community composition on intertidal flats	6.11
6.2.1.	Methodology	6.11
6.2.2.	Phyto­benthos biomass	6.11
6.2.3.	Phyto­benthos species composition	6.14
6.3.	Future studies	6.14
6.4.	References	6.14
Hoofdstuk 7.	Studie naar de primaire productie	7.1
7.1.	Introduction	7.1
7.2.	Synthesis of the results	7.1
7.2.1.	Light attenuation coefficient and euphotic depth	7.1
7.2.2.	k_d – SPM relationship	7.3
7.2.3.	Light climate dynamics at the tidal timescale	7.5
7.2.4.	Longitudinal chlorophyll a distribution	7.9
7.2.5.	Photosynthetic parameters	7.9
Hoofdstuk 8.	Micro- en mesozoo­plankton	8.1
8.1.	Samenvatting	8.1
8.2.	Summary	8.1
8.3.	Introduction	8.2
8.4.	Material and methods	8.2
8.4.1.	Sampling microzooplankton	8.2
8.4.2.	Analysis microzooplankton	8.2
8.4.3.	Sampling and analysis mesozooplankton	8.2
8.4.4.	Analysis of the long – term zooplankton data-series in the Zeeschelde	8.3

8.5.	Results.....	8.3
8.6.	Discussion.....	8.6
8.7.	References.....	8.7
Hoofdstuk 9.	Opwaardering van de Omes Databank	9.1
9.1.	Inleiding	9.1
9.2.	Kwaliteitscontrole	9.2
9.3.	Communicatie	9.2
9.3.1.	Website	9.2
9.3.2.	OMES outreach.....	9.3
9.4.	Databank	9.6
9.4.1.	Screening van input van data rond de experimentele set-up Lippenbroek	9.6
9.4.2.	Toevoegen van gegevens aan de databank	9.6
Hoofdstuk 10.	Effecten van waterkwaliteit en getij op overstromingsgebieden.	10.1
10.1.	Inleiding	10.1
10.1.1.	Waarom onderzoek naar gecontroleerde overstromingsgebieden met een gecontroleerd gereduceerd getij?.....	10.1
10.1.2.	Werking van een GOG-GGG.....	10.2
10.1.3.	Onderzoeksvragen.....	10.4
10.1.4.	Monitoringsopzet Lippenbroek.....	10.5
10.1.5.	Lippenbroek: Gebiedsbeschrijving	10.7
10.2.	Onderzoek naar zware metalen in de mesocosmosexperimenten te Wilrijk en Kruibeke	10.8
10.2.1.	Mesocosmos opstelling te Wilrijk: invloed van overstromingsregime op de groei van <i>Phragmites australis</i>	10.8
10.2.2.	Mesocosmos opstelling in Kruibeke	10.9
10.3.	Getij en waterbalansen	10.10
10.3.1.	Inleiding	10.11
10.3.2.	Netwerk van tijmeters	10.12
10.3.3.	Resultaten getij.....	10.13
10.3.4.	In- en uitgaande debieten	10.17
10.4.	Monitoring basiswaterkwaliteit	10.18
10.4.1.	Inleiding	10.18
10.4.2.	Concentratieprofielen.....	10.18
10.4.3.	Massabalansen	10.19
10.4.4.	Silicium	10.24
10.4.5.	Stikstof	10.24
10.4.6.	Fosfaat.....	10.25
10.5.	Siliciumpatronen in Lippenbroek	10.25
10.5.1.	DSi (poriewater):	10.25
10.5.2.	ASi (sediment)	10.27
10.5.3.	dertienuursmetingen. (naar Jacobs et al. 2008b).....	10.28
10.5.4.	Conclusies silicium	10.30
10.6.	Vegetatieontwikkeling te Lippenbroek	10.32
10.6.1.	inleiding	10.32
10.6.2.	algemene kenmerken van de vegetatie	10.32
10.6.3.	ecologische kenmerken van de vegetatie.....	10.33
10.6.4.	Ruimtelijke patronen (naar Jacobs et al 2008a).....	10.37
10.6.5.	Temporele patronen en evolutie van het Lippenbroek (naar Jacobs et al 2008a)	10.41

10.6.6.	Algemene conclusie vegetatiemonitoring:.....	10.42
10.7.	Fytoplankton en fyto benthos.....	10.43
10.7.1.	Monitoring phytoplankton biomass and community composition: methodology	10.43
10.7.2.	Phytoplankton biomass and community composition	10.43
10.7.3.	Monitoring phyto benthos biomass and community composition: methodology	10.46
10.7.4.	Phyto benthos biomass and community composition	10.46
10.8.	Zoö benthos.....	10.49
10.8.1.	Inleiding	10.49
10.8.2.	Methodiek	10.49
10.8.3.	Resultaten en besprekening.....	10.50
10.9.	Primaire productie in het Lippenbroek	10.53
10.9.1.	introduction	10.53
10.9.2.	Methods.....	10.53
10.9.3.	Results.....	10.54
10.9.4.	Conclusions.....	10.56
10.10.	Sedimentatie en erosie	10.58
10.10.1.	Methodiek	10.58
10.10.2.	Resultaten.....	10.59
10.10.3.	Referenties	10.65
10.11.	Sediment en Zwevende Stof	10.66
10.11.1.	Inleiding	10.66
10.11.2.	Field measurements of suspended matter	10.66
10.11.3.	Analyses of suspended matter physical properties	10.73
10.12.	Zware metalen in Lippenbroek	10.74
10.12.1.	Inleiding	10.74
10.12.2.	Lippenbroek als metaal Source of Sink?	10.74
10.12.3.	Lippenbroek: metalen in het oppervlaktewater.....	10.75
10.12.4.	Lippenbroek: grondwater en sediment.....	10.78
10.12.5.	Lippenbroek: metaal beschikbaarheid.	10.80
10.13.	Vis.....	10.82
10.13.1.	Inleiding (bron: Simoens et al., 2007)	10.82
10.13.2.	Resultaten (bron: Simoens et al., 2007)	10.82
10.13.3.	Algemene conclusies Vismigratie.....	10.84
10.14.	Samenvatting: Natuurontwikkeling in het Lippenbroek.....	10.86
10.14.1.	Geactualiseerde Sigmaplan.....	10.86
10.14.2.	Pilootproject Lippenbroek	10.87
10.14.3.	Resultaten en bespreking	10.88
10.14.4.	Besluit	10.93
10.14.5.	Referenties	10.94
10.15.	Annex.....	10.95

Hoofdstuk 1. Inleiding

1.1. Omes: meer dan 10 jaar monitoring en onderzoek

Reeds meer dan 10 jaar volgt het monitorings- en onderzoeksprogramma Omes (Onderzoek Milieu-Effecten Sigmaplan) de waterkwaliteit van de Zeeschelde op. De Zeeschelde heeft immers grote ingrepen ondergaan, en het was duidelijk dat hieraan een uitgebreid monitoring programma moest gekoppeld worden. Het moet toelaten effecten van verschillende ingrepen te evalueren en kennis op te bouwen over het systeem om toekomstige ontwikkelingen in te schatten. Een estuarium is echter een zeer complex systeem dat door verschillende (menselijke) factoren wordt beïnvloed. Monitoring moet dan ook gebeuren vanuit verschillende onderzoeksdomeinen. Omes is een project waarin wetenschappers van verschillende onderzoeksdomeinen, van verschillende universiteiten, een gezamenlijk en geïntegreerd monitoringsprogramma uitvoeren.

Omes werd opgestart om de effecten van het Sigmaplan op het milieu in kaart te brengen. De stormvloed van 3 januari 1976 en de eropvolgende overstromingen gaven aanleiding tot de uitvoering van dit omvangrijke plan dat het gehele Zeescheldebekken dient te beschermen tegen overstromingen. Na een nieuwe storm in 1994, met de hoogste waterstanden ooit gemeten op de Zeeschelde, werd hiertoe een nood- en urgentieprogramma goedgekeurd. De uitvoering hiervan diende wel te passen binnen een integrale visie op het beheer van de waterlopen. Dit leidde tot een Algemene Milieu-Impact studie voor het Sigmaplan en aansluitend tot een Onderzoek Milieu-Effecten Sigmaplan, OMES genaamd (Meire *et al.*, 1997; Van Damme *et al.*, 2001). Het OMES-project had tot doel de biogeochemische kennis van de Zeeschelde te actualiseren en in belangrijke mate uit te breiden. Als vervolg hierop werd een uitgebreid monitoringprogramma opgestart: “Onderzoek naar de gevolgen van het Sigmaplan, baggeractiviteiten en havenuitbreiding in de Zeeschelde op het milieu”, meestal ook kortweg Omes genaamd.

Deze Omes monitoring loopt nu meer dan 10 jaar. Verderzetting van deze monitoring is cruciaal voor het verder uitbouwen van de kennis van de Zeeschelde. Monitoring wordt pas echt waardevol als de metingen systematisch, over lange periode worden volgehouden. Dan pas kunnen langetermijneffecten, trends onderscheiden worden van kortetermijnvariaties. In de nieuwe visie waarbij veiligheid, toegankelijkheid en natuurlijkheid tesamen worden aangepakt, is een goede kennis van het estuarine ecosysteem van de Schelde onontbeerlijk. Omes is immers een belangrijk instrument geworden bij het wetenschappelijk onderzoek in het estuarium.

1.2. Moneos

Voorjaar 2008 werd Moneos voorgesteld: een programma voor geïntegreerde monitoring van het Schelde-estuarium, zowel in Nederland als Vlaanderen. Het Moneos programma geeft een omschrijving van een monitoring die wenselijk is om evoluties in de Schelde te beschrijven en oorzaak-gevolg relaties te achterhalen. Dat is essentieel om op een wetenschappelijk verantwoorde manier het estuarium te beheren.

Het plan omvat verschillende aspecten van het Schelde ecosysteem, gaande van hydro- en morfodynamiek, diversiteit habitats, fysico-chemie, ecologisch functioneren en

diversiteit soorten. Veiligheid is als een afzonderlijk luik opgenomen. Het plan werd opgesteld op basis van informatie over lopende projecten, immers er wordt al heel veel gemeten in de Schelde, en overleg met verschillende betrokken instanties en experts. Er blijkt nog te weinig sprake van een goede integratie van de verschillende meetprogramma's en er bestaan nog aantal belangrijke hiaten.

In het kader van Moneos werd ook Omes onder de loep genomen. Er is een grote mate van overlap voor een aantal parameters tussen het Omes programma en de metingen van VMM. Echter hanteren Omes en VMM soms verschillende staalnametechnieken. Zo bemonsterd Omes tijonafhankelijk, VMM tijafhankelijk. Het was meer dan duidelijk dat voor een coherente, geïntegreerde monitoring, meer samenwerking tussen VMM en Omes nodig is.

Uit de Moneos studie kwam nogmaals pijnlijk aan het licht dat de Rupel ondervertegenwoordigd is in alle monitoringsprogramma's.

Om fytoplanktonbloei en bijgevolg het ecosysteemfunctioneren op te volgen is een maandelijkse monitoring ook onvoldoende. Met maandelijkse staalname worden bv pieken in algenbloei gemist. De frequentie van staalname moet bijgevolg beter afgestemd worden op de frequentie van de volgen fenomenen.

Vanaf 2009 zal daarom het omes programma worden herschreven volgens de richtlijnen uit Moneos. Overleg met diverse actoren, waaronder VMM, hebben geleid tot een nieuw monitoringsvoorstel voor Omes. Dit plan zal verder uitgewerkt worden.

1.3. Omes 2009

Omes beantwoordt reeds grotendeels aan de richtlijnen beschreven in Moneos. Ruimtelijk en temporeel schiet het programma echter af en toe te kort. Zo wordt de Rupel ondermaats bemonsterd en is de frequentie van staalname in de zomerperiode ontoereikend om algenbloei goed op te volgen. Met het nu volgende voorstel tot aanpassing van het Omes programma wordt hieraan tegemoet gekomen.

Elke monitoringscampagne wordt opgedeeld in 3 vaardagen, telkens een maandag, dinsdag en woensdag:

- 1: Beneden-Zeeschelde
- 2: Rupel
- 3: Boven-Zeeschelde.

Dag 1:

vertrek te Antwerpen, afvaart tot station Grens en vanaf daar opvarend meten tot Temse. Terugvaart naar Antwerpen.

Dag 2:

vertrek te Boom, opvaren tot Dijle en Netemonding. Afvarend meten tot Rupelmonde. Vanaf daar opvarend meten tot Baasrode en terugkeer per minibas naar Boom.

Dag 3:

Vertrek te Dendermonde, opvarend meten tot Melle. Terugvaart naar Dendermonde.

Een overzicht van de huidige en toekomstige stations en de verdeling over de diverse vaardagen wordt gegeven in Tabel 1.1.

Tabel 1.1 Overzicht van stations en indeling in vaardagen voor 2008 en het voorstel voor 2009

Station	Omes 2009	Omes 2008	description	km from mouth
mouth				0
Grens	day 1	day 1	Zandvliet, Noordzeeterminal	58
Liefkenshoek	day 1	day 1	Liefkenshoektunnel	63.5
Melsele	day 1	day 1	Punt van Melsele	71
Antwerpen	day 1	day 1	Steen	78
Kruibeke	day 1	day 1	veer	85
Bazel		day 1	veer	89
mouth Rupel				92
Steendorp	day 1	day 1	kerk	94
Temse	day 1	day 2	ponton	98.5
Lippenbroek	day 1	day 2	Hamme (Driegoten)	103.5
Mariekerke			veer	107
Baasrode	day 2	day 2	ponton	113
Vlassenbroek			kapel	118
Dendermonde	day 2	day 3	brug	121
St. Onolfs	day 2	day 3	Bocht v Damme	125
Appels	day 2	day 3	veer	128
Uitbergen	day 2	day 3	brug	138
Wetteren	day 2	day 3	baanbrug	145
Melle	day 2	day 3	brug	151
Niel		day 2		
Boom		day 2	spoorbrug	98
Rumst		day 2		
Nete		day 2		
Dijle		day 2		
Bovenshelde	boundary	boundary	boundary	
Durme	boundary	boundary	boundary	
Dender	boundary	boundary	boundary	
Haven	boundary	boundary	boundary, sluis, dokzijde	
Grote Nete		boundary		
Kleine Nete		boundary		
Dijle		boundary		
Zenne		boundary		

In de zomerperiode wordt voorgesteld de frequentie van meten te verhogen van eens per maand naar tweemaal per maand, met als doel de algenbloei beter in kaart te brengen. Concreet betreft het de periode van (april) mei tot en met september. In Tabel 1.2 wordt een voorlopige lijst voorgesteld met monitoringsdagen.

Tabel 1.2 Voorgestelde vaardagen Omes 2009

	Vaardag 1 maandag	vaardag 2 dinsdag	vaardag 3 woensdag
januari	12 jan	13 jan	14 jan
februari	9 feb	10 feb	11 feb
maart	2 mrt	3 mrt	4 mrt
april	6 apr	7 apr	8 apr
mei	4 mei	5 mei	6 mei
	25 mei	26 mei	27 mei
juni	8 jun	9 jun	10 jun
	22 jun	23 jun	24 jun
juli	6 jul	7 jul	8 jul
	27 jul	28 jul	29 jul
augustus	10 aug	11 aug	12 aug
	24 aug	25 aug	26 aug
september	7 sep	8 sep	9 sep
	21 sep	22 sep	23 sep
oktober	12 okt	13 okt	14 okt
november	16 nov	17 nov	18 nov
december	7 dec	8 dec	9 dec

1.4. Inhoud van dit rapport

Dit rapport bundelt de resultaten van de monitoringscampagne van het monitoringsjaar 2007-2008. De monitoring werd verzorgd door verschillende partners (vermeld als de verschillende percelen in de bestekken) die elk een deelaspect van het estuariene systeem bestudeerden. Dit eerste hoofdstuk is gewijd aan de praktische organisatie en coördinatie van de monitoring. Hoofdstuk 2 geeft een beknopte synthese van de verschillende onderzoeksresultaten. De volgende hoofdstukken geven telkens de integrale deelverslagen van de verschillende deelonderzoeken (percelen) weer, exclusief de onderzoeksresultaten van de mesocosmosexperimenten en Lippenbroek. Deze staan allen bijeengebracht in hoofdstuk 10. Dit hoofdstuk bevat alle onderzoek en monitoring verricht door perceel 8, en integreerd alle monitoringsactiviteiten van de andere percelen betrokken in het onderzoek te Lippenbroek.

1.5. Organisatie en coördinatie

1.5.1. Monitoring 2006-2007

Organisatie en coördinatie behoort, naast de monitoring van de basiswaterkwaliteit, tot de kerntaken van de deelopdracht 1. De activiteiten worden zowel logistiek als op wetenschappelijke inhoud gecoördineerd. De monitoring in de Zeeschelde in 2007 - 2008 vormt op vele punten een voortzetting van de monitoring uit 2006 - 2007 (Maris et al, 2007). Voor de uniformiteit van de dataset werd maandelijks op dezelfde plaatsen op dezelfde methode gemonsterd. De vaartochten werden steeds op vaste tijdstippen georganiseerd, zodat aansluiting met het programma van het Nederlands Instituut voor Oecologisch Onderzoek (NIOO) mogelijk is.

Sinds 2006 worden in het kader van Omes ook metingen verricht in het Gecontroleerd OverstromingsGebied met Gecontroleerd Gereduceerd Getij (GOG-GGG) Lippenbroek. Onderzoek in Lippenbroek vormt samen met de mesocosmos experimenten te Kruibeke en Wilrijk, de kerntaak van Perceel 8. Bij het onderzoek in Lippenbroek zijn echter meerdere partners betrokken, onder coördinatie van percelen 1 en 8. Meetcampagnes worden dan ook gezamenlijk georganiseerd.

In de periode juni 2007 - mei 2008 werden 12 maandelijkse campagnes georganiseerd (Tabel 1.3) voor het opnemen van het longitudinale profiel aan de hand van 20 stations (Tabel 1.1). Tabel 1.3 toont ook de afstemming die gemaakt werd met de Nederlandse collega's van CEME, als stap naar een geïntegreerd monitoringsprogramma.

Zoals reeds aangegeven in voorgaande Omes rapportages, wordt de Rupel nu mee bemonsterd per schip als estuarien meetstation. Gezien het grote belang van de Rupel (naar debieten en vrachten toe) en de veranderingen die verwacht worden na de inwerkingtreding van de waterzuivering op de Zenne, was een meer intensieve bemonstering een noodzaak. In 2006 – 2007 werd de Rupel bemonsterd per schip ter hoogte van de spoorbrug te Boom, en vervalt het oude boundarystation.

Voor een tidaal profiel in het estuarium werden 5 13-uurscampagnes georganiseerd, waarvan 2 ter hoogte van Lippenbroek. De 3 overige 13-uursmetingen werden georganiseerd in een grote campagne van drie opeenvolgende dagen. Op deze wijze kon een meting in het zoete en op twee lokaties in de brakke saliniteitsgradiënt onder vergelijkbare meteorologische omstandigheden uitgevoerd worden. Omwille van de lichtmetingen (perceel 5), werden tijcycli met kentering in de vroege namiddag gekozen. De drie opeenvolgende dagen werden bovendien gekozen kort voor of na de maandelijkse campagne, om de 13-uursdata te kunnen kaderen in een longitudinaal profiel. De campagne werd geconcentreerd in de week van 1 september 2008.

Schema 13-uurscampagnes

maandag 1 september

MS Parel II en Scaldis I varen naar Schellebelle

Materiaal voor 13uursmeting kan aan boord gebracht worden en geïnstalleerd worden. Parel II overnacht in Schellebelle

dinsdag 2 september: 13uursmeting te Schellebelle met MS Parel II en Scaldis

HW Antwerpen : 06.03h - HW Schellebelle: ca. 09.00h

Parel II en Scaldis meten in Schellebelle van ca 9.00h tot ca. 22.00h

woensdag 3 september: 13uursmeting op Rupel met MS Scheldewacht II

HW Antwerpen: 6.44h

MS Scheldewacht II vertrekt om ca.07h00 vanuit Boom richting Terhaegen. De dertienuursmeting start rond ca 08.00h en loopt tot ca.22.00h.

donderdag 4 september: 13uursmeting te Kruibeke met MS Scheldewacht II

HW Antwerpen: 07:25h - HW Kruibeke ca.07.55h

Metingen ter hoogte van ponton Kruibeke vanaf ca 08.00h tot ca. 22.00h.

Bijkomend werden 2 estuariene dertienuurs georganiseerd ter hoogte van Lippenbroek. Deze verliepen parallel met getijdemetingen in de polder zelf. In de polder zijn in de 2008 vier dertienuurscampagnes gepland, volgens onderstaand schema:

Donderdag 8/5/2008

13h campaign in polder and estuary (Scaldis I)

inflow in Lippenbroek starts at about 6:15

HW Antwerpen 5.80 m TAW at 6:17

dinsdag 3 – woensdag 4/6/2008

26h campaign in polder. Sampling during night will be done by UA

HW Antwerpen 5.63 m TAW at 16:06 on 3/6/2008

HW Antwerpen 5.69 m TAW at 4:26 on 4/6/2008

maandag 6/10/2008

13h campaign in polder

inflow in Lippenbroek starts at about 8:50

HW Antwerpen 4.81 m TAW at 8:41

donderdag 4/12/2008

13h campaign in polder

inflow in Lippenbroek starts at about 7:40

HW Antwerpen 5.00 m TAW at 7:36

Tabel 1.3 Monitoring OMES – CEME in het Schelde-estuarium in 2008

MONITORING SCHELDE ESTUARIUM 2008					
maand	CEME			OMES	
	O'schelde	Vliss-Hansw	Hansw-Temse	Beneden ZS Veremans	Boven ZS Scaldis I
januari	ma 21/01	wo 23/01	di 22/01	di 22/01	23/jan
februari	ma 18/02	di 19/02	wo 20/02	wo 20/02	19/feb
maart	ma 3/03 ma 17/03	wo 5/03 wo 19/03	di 4/03 di 18/03	di 18/03	19/mrt
april	ma 31/03 wo 16/04	wo 2/04 di 15/04	di 1/04 ma 14/04	di 15/04	16/apr
mei	di 13/05	wo 14/05	do 15/05	di 20/05	21/mei
juni	ma 9/06	wo 11/06	di 10/06	di 10/06	11/jun
juli	ma 7/07	wo 9/07	di 8/07	di 22/07	23/jul
augustus	di 5/08 ma 18/08	do 7/08 wo 20/08	wo 6/08 di 19/08	di 19/08	20/aug
september	ma 8/09	wo 10/09	di 9/09	di 9/09	10/sep
oktober	wo 15/10	di 14/10	ma 13/10	di 14/10	15/okt
november	ma 17/11	wo 19/11	di 18/11	di 18/11	19/nov
december	wo 10/12	di 9/12	ma 8/12	di 9/12	10/dec

Hoofdstuk 2. Omes synthese

2.1. Resultaten van 10 jaar Omes onderzoek

Meer dan 10 jaar monitoring van het Schelde-estuarium toont een aantal duidelijke trends. Deze korte synthese poogt een aantal van deze trends weer te geven.

Meest in het oog springend is de continue stijging van de zuurstofconcentraties tussen 1996 en 2008. Zuurstof is een belangrijke indicator van de algehele waterkwaliteit - anno 2008 is de algemene waterkwaliteit dus flink verbeterd tov de jaren '90. De verbeterde zuurstofwaarden maken een terugkeer van vis en toename en verschuivingen in zoöbenthos-soorten mogelijk.

Eind jaren negentig zagen we al een stijging van zuurstof- en een daling van nutriëntenconcentraties, maar toen kon niet uitgemaakt worden of dit effectief een structurele verbetering betekende, dan wel of dit toe te schrijven was aan de grote afvoerdebieten in de natte periode 1999-2002. Nutriëntvrachten bleken niet gedaald te zijn, en waarschijnlijk was dat de toen waargenomen verbetering van de waterkwaliteit grotendeels het gevolg was van grotere verdunning.

In recente jaren wordt echter ook bij lage debieten een daling van nutriënten en een stijging van zuurstof waargenomen. Er is dus structureel iets veranderd. Bovendien komen sinds 2003 elk jaar perioden met zeer hoge chl a concentraties (een maat voor de hoeveelheid algen in het water) voor. Het fytoplankton bloeit nu veel sterker dan in de jaren negentig, en tilt de zuurstofwaarden sinds 2006 af en toe boven de 100% verzadiging. In de zoete Zeeschelde is primaire productie dus soms belangrijker dan respiratie: dit deel van het estuarium is mogelijk een autotroof ecosysteem geworden en de zuurstofwaarden zijn nog steeds in stijgende lijn. Gepaard met de toenemende primaire productie, wordt ook een stijging van pH waargenomen. Alkaliniteit vertoont een dalende trend. De stijgende zuurstofwaarden zijn wellicht de motor van andere evoluties in de waterkwaliteit. Tussen Gent en Dendermonde dalen ammonium en biologische zuurstofvraag sterker dan ooit, door lokale omzetting van de vuilvracht.

Sterke algenbloei is een uiting van eutrofiëring. De Schelde is nog steeds zeer rijk aan nutriënten. Toch zijn de nutriëntconcentraties de voorbij 10 jaar afgenomen. Dit lijkt in tegenspraak met de theorie van eutrofiëring, waarbij dalende nutriëntinput gepaard zou moeten gaan met dalende chl a waarden. In de Zeeschelde wordt het omgekeerde waargenomen. Dit leidt tot de hypothese dat er vermoedelijk een onderdrukking van algenbloei was in de zeer nutriëntrijke Schelde, tot in de jaren negentig.

In de troebele Schelde vormt lichtlimitatie een beperkende factor voor algenbloei. Nutriënten zijn er immers in overvloed. Gedetailleerde metingen van het lichtklimaat sinds 2002 tonen echter aan dat er geen duidelijke evolutie waarneembaar is in de eufotische diepte (diepte waarop nog slechts 1% van het licht aan de oppervlakte aanwezig is) van het estuarium. Veranderingen in lichtklimaat kunnen de chl a toename tussen 2002 en 2008 niet verklaren. In de jaren negentig werd lichtklimaat niet systematisch onderzocht binnen Omes, zodat een vergelijking met heden niet mogelijk is. Gehaltes aan zwevende stof vertonen echter geen duidelijke veranderingen tussen 1996 en 2008. Er zijn dus geen aanwijzingen dat het lichtklimaat drastisch gewijzigd zou

zijn, en dat dit een verklaring zou zijn voor de toegenomen algenbloei. Wel lijkt het erop dat de maxima voor zwevende stof zich langzaam opwaarts verplaatsen in de Zeeschelde.

Toxische of inhiberende processen kunnen een verklaring vormen voor de lagere chl a waarden in de jaren '90. De Zeeschelde kende toen in de zomer grote perioden van anoxie. De hoge stikstofinput maakte ammoniakvorming mogelijk. Zowel anoxie als verhoogde NH_3 -concentraties kunnen een toxisch of inhiberend effect hebben op de groei van algen.

Naast een spectaculaire toename van de algenbiomassa, wordt een belangrijke verschuiving in soorten gerapporteerd, van meer kleinere diatomeesoorten in de jaren negentig, naar meer grote diatomeeën in 2007. Anoxie en ammoniak hebben alleszins een effect gehad op verspreiding en soortenrijkdom van zoöplankton en vis. *Eurythemora* kent een opwaartse verschuiving die gepaard gaat met de toenemende zuurstofwaarden. In een gezond estuarium ontwikkelt zich een sterke zoöplanktongemeenschap, die door begrazing het fytoplankton onderdrukt. In de Zeeschelde is deze natuurlijke onderdrukking van algenbloei voornamelijk afwezig of niet sterk genoeg om zeer grote opbouw van algenbiomassa te voorkomen. Met een verder verbeterde waterkwaliteit wordt dit ecosysteemfunctioneren hopelijk terug hersteld.

Toenemende waterzuivering en/of een vermindering van de diffuse bronnen van organisch stikstof werpen duidelijk vruchten af: input van ammonium en organisch materiaal is gedaald en zuurstof gaat de hoogte in. Bij hoge zuurstofwaarden kan nitrificatie de totale ammoniumvracht omzetten naar nitraat. Hoge ammoniumconcentraties komen in de zomer van 2008 niet meer voor in de Zeeschelde. De dalende alkaliniteit kan toegeschreven worden aan de stijgende nitrificatie. De totale stikstofexport naar de Noordzee is echter niet sterk gedaald. De ammoniumvracht is omgezet in een nitraatvracht, die ter hoogte van de Belgisch-Nederlandse grens slechts beperkte afname vertoont. Door de hogere zuurstofwaarden zal denitrificatie, een anaeroob proces, niet meer kunnen doorgaan in de waterkolom. Tot in de jaren '90 zorgde denitrificatie, in de grotendeels anoxische Zeeschelde, wel voor een belangrijke, definitieve verwijdering van stikstof. In een gezond, zuurstofrijk watersysteem, is denitrificatie beperkt tot anoxische zones in het sediment, en komt niet meer voor in de waterkolom. Met de uitbreiding van het schorareaal in het kader van het Geactualiseerde Sigmaplan, mag dus een toename van bodemdenitrificatie verwacht worden, die echter vele malen lager blijft dan de denitrificatie in de zuurstofloze Schelde. Stikstofverwijdering is een probleem dat in het bekken en aan de bron moet aangepakt worden.

Silicium vertoont daarentegen wel lage concentraties in de zomermaanden. Silicium is een essentieel element voor kiezelwieren. Stijgende concentratie van dit fytoplankton zorgen voor toegenomen consumptie, zodat 's zomers depletie kan ontstaan. Bij depletie treden verschuivingen op in de planktonpopulatie, waarbij kiezelwieren kunnen vervangen worden door plaagalg of toxische algen. Met de toegenomen consumptie door massale algenbloei in de Zeeschelde is de vracht Si die doorstroomt naar de Westerschelde en de Noordzee 's zomers afgenomen. Met de verbetering van de waterkwaliteit in de Rupel, en de kans dat ook hier massale algenbloei kan voorkomen, zal de export van Si enkel verder afnemen. Verschuivingen in de algengemeenschappen in Westerschelde of Noordzee zijn bijgevolg niet uit te sluiten. Met de aanleg van nieuwe schorgebieden, als onderdeel van het Geactualiseerde Sigmaplan, kan de siliciumvrijstelling mogelijk wel verhoogd worden. Schorren spelen immers een rol in de siliciumcyclering. Deze extra

vrijstelling van silicium, de mogelijke controle van de algenbloei door zoöplankton, én verdere inspanningen om de stikstofinput in het hele Schelde-bekken verder te verminderen, leiden hopelijk tot een verder herstel van het ecosysteemfunctioneren. We kunnen weer beginnen dromen van een visrijke Schelde!

2.2. Beknopt overzicht van de resultaten per deelstudie

Onderstaand overzicht geeft een beknopte samenvatting van de activiteiten en resultaten van elke deelstudie. Voor de integrale conclusies per deelstudie (perceel) wordt naar de afzonderlijke deelstudies verwezen (Hoofdstukken 3-10).

2.2.1. Deelstudie 1: Basiswaterkwaliteit.

Perceel 1 is belast met de opvolging van de basiswaterkwaliteit. In 2007-2008 werd de trend van de voorbije jaren bevestigd: er is een belangrijke omslag gaande in de zoete Zeeschelde. De Zeeschelde kent hoge zuurstofconcentraties in de zomer, in tegenstelling tot de jaren '90, waar anoxie de waterkwaliteit in de zomer typeerde. Sterke algenbloei ligt aan de basis van de zuurstoftoename. In het verleden kon nog sprake zijn van verdunningseffecten bij hoge afvoerdebieten. Echter bij normale afvoerdebieten blijft een stijging van het zuurstofgehalte meetbaar. Gepaard met een stijgende zuurstof, zien we de organische belasting en biologische zuurstofvraag afnemen. Het hogere zuurstofgehalte is de motor achter lokale processen van zelfzuivering. De normen voor NH_4^+ en NH_3 worden in 2008 niet meer overschreden. De norm voor zuurstof wordt evenwel nog niet steeds gehaald. Ondanks de verbeterde waterkwaliteit en de dalende nutriëntinput, zien we de concentratie chl a sterk toenemen, waardoor de norm voor chl a de laatste jaren wel wordt overschreden. De siliciumpool wordt 's zomers uitgeput, waardoor verschuivingen in de fytoplanktongemeenschap niet uit te sluiten zijn.

2.2.2. Deelstudie 2: Koolstofcyclus

Perceel 2 onderzoekt de koolstofcyclus in de Zeeschelde. Om een beter inzicht te krijgen in de complexe koolstofcyclus in het estuarium is de verhouding $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ een belangrijke tool. Deze isotopenverhouding in opgeloste koolstof in het Scheldewater wordt beschreven in de $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$. Fytoplankton consumeert bij voorkeur ^{13}C -arme CO_2 , waardoor bij sterke primaire productie de $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ stijgt. Bij bacteriële activiteit daalt de $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$. De hoogste waarden voor $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ worden teruggevonden tussen de grens en Kruibeke. Dit kan verklaard worden door een menging met mariene waters via de Westerschelde. Deze zone vertoont ook een maximum in de zomer, ten gevolge van primaire productie. De andere zones in de Zeeschelde vertonen veel lagere $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ -waarden, maar wel met een duidelijke toename in de zomer, gelinkt aan een toename in chlorofyl a. Ook in de Rupel is sinds 2007-2008 een toename in $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ meetbaar, al blijft respiratie hier sterker dan primaire productie.

De $\delta^{13}\text{C}_{\text{POC}}$ daalt in de zomer. Deze daling in $\delta^{13}\text{C}_{\text{POC}}$ wordt niet zo waargenomen nabij de grens. De $\delta^{13}\text{C}_{\text{POC}}$ wordt hier wellicht sterk beïnvloed door mariene algensoorten, die een veel hogere isotopenverhouding kennen.

Over de periode 1996-2008 vallen duidelijk de seizoenale schommelingen te onderscheiden. Een duidelijk stijgende of dalende trend over de ganse periode valt echter

niet op te tekenen. De totale alkaliniteit is daarentegen wel in dalende lijn over de beschouwde periode. Dit kan verklaard worden door toegenomen nitrificatie.

2.2.3. Deelstudie 3: Sedimentologie

Perceel 3 bestudeert het gedrag van zwevende stof in het estuarium. Sinds 2002 meet dit perceel een opwaartse verschuiving van maximale zwevende stofconcentraties van de brakke zone naar het zoete. In 2007 lijkt deze trend zich verder te zetten. De concentraties aan zwevende stof lagen in 2007-2008 wel lager dan voorgaande jaren.

Voor elk van de 16 Omes stations in de Zeeschelde kon op basis van alle maandelijkse metingen een relatie opgesteld worden tussen de dieptegemiddelde sedimentvracht en de dieptegemiddelde stroomsnelheid. Hierbij kwam een onderscheid tussen eb en vloed naar voor, elk beschreven door een exponentiële vergelijking. De 13uursmetingen, waarbij een volledig getij bemonsterd werd, bevestigden de waarnemingen van de maandelijkse campagnes.

Een belangrijk onderdeel in het takenpakket van perceel 3 betreft ook de studie van de morfologische ontwikkeling in Lippenbroek. Deze wordt besproken in het laatste hoofdstuk.

2.2.4. Deelstudie 4: fytoplankton

Perceel 4 volgt maandelijks fytoplankton op aan alle omes stations en boundaries. In 2007 werd 1 grote piek van zomerbloei geobserveerd van juni tot in oktober met een maximum in juli te St. Onolfs. De chlorofyl a maxima waren vergelijkbaar met 2006, maar een stuk lager dan de chl a maxima in de uitzonderlijke warme, zonnige en droge zomers van 2003 en 2004. Afvoerdebieten blijken een zeer belangrijke rol te spelen in de ontwikkeling van algenbloei. Net als vorige jaren, werd de fytoplanktonbloei gedomineerd door centriscie diatomeeën, vooral de soorten *Actinocyclus normanii*, *Cyclotella scaldensis* en *Stephanodiscus hantzschii* zijn talrijk aanwezig. Chlorofytes, en dan vooral *Desmodesmus* spp., waren enkel van belang tijdens lente en zomer in het zoete deel van de Zeeschelde en in de Bovenschelde.

2.2.5. Deelstudie 5: Primaire productie

De beschikbaarheid van licht is een elementaire factor bij primaire productie. Door het bepalen van de lichtextinctiecoëfficiënt (k_d) in de Zeeschelde, kan de eufotische diepte afgeleid worden. Deze eufotische diepte is gedefinieerd als de diepte waarop nog 1% van het licht van de oppervlakte kan doordringen. Een grote eufotische diepte betekent dus licht in het water tot op grote diepte en bijgevolg kansen voor primaire productie.

De eufotische diepte was in 2007 kleiner dan de twee voorgaande jaren. Na een verbetering van het lichtklimaat in 2005 (en ook nog 2006), kent 2007 terug lagere waarden, vergelijkbaar met 2002-2004. Net als de voorbije jaren, vertoont de eufotische diepte een dalende trend van de grens naar de Boven-Zeeschelde toe.

De fotosynthese parameters α and $P_{\max}^B$ werden in 2006-2007 bepaald voor 9 stations langsheen de Zeeschelde.

2.2.6. Deelstudie 6: Micro- en mesozooplankton

De maandelijkse monitoring van micro – en mesozooplankton werd in 2007 - 2008 voortgezet. Er werden geen nieuwe taxa gevonden in vergelijking met de gerapporteerde lijst in 2007 (Tackx et al., 2007).

Wanneer de gegevens van de volledige OMES dataset (1996 – 2007) worden gecombineerd met vroegere waarnemingen aan zooplankton in de Schelde, blijkt dat zowel copepoden- als cladoceren- populatie aanzienlijk in abundantie toenemen in het zoetwater traject. Binnen de OMES - observatie periode blijkt dat de copepode *Eurytemora affinis* de eerder gerapporteerde stroomopwaartse migratie (Appeltans et al., 2003; Tackx et al., 2007) voortzet. De cladoceren populatie daarentegen worden meer en meer stroomafwaarts waargenomen. Dit resulteert in een aanzienlijke zooplankton abundantie in het middengebied van de Zeeschelde. Deze toename is waarschijnlijk een reactie op de verbeterde waterkwaliteit. In hoeverre de zooplankton-populatie verder zal toenemen in de zeeschelde zal uit verdere monitoring moeten blijken.

2.2.7. Deelstudie 7: Opwaardering van de Omes Databank

Perceel 7 (VLIZ) staat in voor het databeheer, maar tevens ook voor communicatie. In 2006-2007 werd door VLIZ een databank opgezet die de oude Omes databank vervangt. Voortaan beheert VLIZ alle monitoringsdata van Omes. In 2007-2008 werden, samen met de Universiteit Antwerpen (perceel 1) diverse kwaliteitscontroles uitgevoerd op oudere datasets.

VLIZ verzorgde verdere uitbouw en onderhoud van de website. In 2008 werd ook een Omes dag georganiseerd, om de resultaten van 10 jaar Omes monitoring kenbaar te maken aan het publiek. Op 6 juni 2008 woonden meer dan 100 genodigden deze studiedag bij.

2.2.8. Deelstudie 8: Effecten van waterkwaliteit en getij op overstromingsgebieden.

Dit onderzoek bestaat uit drie luiken. Luik 1 en 2 omvatten de mesocosmos-experimenten te Wilrijk en Kruibeke. In de periode 2007-2008 werd de opstelling vernieuwd en aangepast. Alle details zijn te vinden in hoofdstuk 10. Het derde en meest omvangrijke luik betreft het onderzoek te Lippenbroek. Hier werden niet enkel activiteiten door perceel 8 verricht, maar vonden ook monitoring en onderzoek plaats door de percelen 1, 3, 4, 5 en 6. Naast deze Omes activiteiten werd nog bijkomend onderzoek verricht naar zoöbenthos, vogels en vis. Alle resultaten worden samengevat in hoofdstuk 10.14.

Hoofdstuk 3. Basiswaterkwaliteit

T. Maris

T. Cox

P. Meire

Eindverslag voor deelstudie 1 (perceel 1), periode januari 2006-juni 2007

Onderzoeksgroep Ecosysteembeheer (ECOBIE), dep. Biologie, Universiteit Antwerpen
Campus Drie Eiken, Universiteitsplein 1, 2160 Wilrijk.

Met dank aan M. Wouters (WLH) voor het ter beschikking stellen van tij- en debietsgegevens.

Met dank aan Lieve Clement, Eva De Bruyn en Tom Van der Spiet voor alle analyses.

3.1. Inleiding

De basiswaterkwaliteit van de Schelde wijzigde spectaculair de laatste jaren. Van een quasi dood estuarium dat bijna het ganse jaar rond anoxisch is in de jaren '90, is de Zeeschelde geëvolueerd naar een estuarium dat sinds 2006 sporadisch oversaturatie kent in de zomermaanden. Door meer dan 10 jaar (bijna) continue monitoring, kunnen duidelijke langetermijntrends onderscheiden worden van kortstondige fluctuaties (bv o.i.v. klimatologische omstandigheden). Dit hoofdstuk geeft een overzicht van de meest recente data van algemene waterkwaliteit en kadert ze in een langetermijntrend.

3.2. Overzicht van de gemeten parameters

Vanaf de start van Omes in december 1995 werd de basiswaterkwaliteit opgevolgd, maar de lijst van opgevolgde parameters is in de loop der jaren licht geëvolueerd. Tabel 3.1 geeft hiervan een overzicht. Sommige parameters worden niet bij elke campagne gemeten, maar slechts sporadisch, bv tijdens 13uurscampagnes. Alle data worden integraal opgenomen in de Omes databank, nu ondergebracht bij Vliz. In volgende paragrafen worden de belangrijkste resultaten toegelicht en grafisch voorgesteld aan de hand van “surface plots”. Deze werden opgesteld met de SURFER software, versie 5.1, met een lineaire Kriging interpolatie, anisotropie radius 1/100. Voor een selectie van parameters werden deze plots opgesteld voor de volledige Omes dataset (december 1995 – juni 2008). De plots geven de temporele en ruimtelijke trends weer van de Belgisch-Nederlandse grens (station Grens, km 58) tot nabij Gent (station Melle, km 151). De grijswaardenschaal geeft de concentratie weer. Om belangrijke verschillen bij lage concentraties duidelijk weer te geven, is de schaal niet steeds lineair. De surfergrafieken staan gegroepeerd, achteraan dit hoofdstuk.

Tabel 3.1 Overzicht van de gemeten parameters basiswaterkwaliteit (1995-2008). (x: parameter gemeten op elke reguliere campagne; +: parameters slechts sporadisch gemeten, op bv dertiensuursmeting)

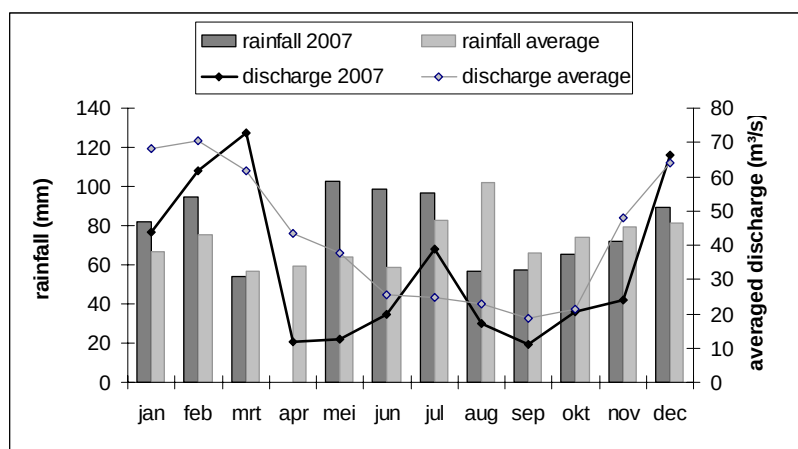
	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008
Specifieke geleidbaarheid	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
temperatuur	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Cloride	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
COD											+	+		
DOC		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
KJEHLN	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
NH4-N	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
NO2-N	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
NO3-N	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Zuurstof (mg/l)	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Zuurstof (% verzadiging)	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
totaal fosfor	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
pH	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
orthofosfaat	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
redox				+	+	+	+	+	+	+		+	+	+
sulfaat	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
SiO2 (DSi)		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Biogeen Si (BSi)													+	+
spm						x	x	x	x	x	x	x	x	x
turbidity	+	x	x	x	+	+	+	+	+		+	+	+	+
BOD5	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
BOD5 (N-serve)				x	x	x	x	x	x	x				+
Chl a						+	x	x	x	x	x	x	x	x
chl b											+	+	+	+
phaeophytines												+	x	x
stroomsnelheid												+	+	+

3.3. Hydrologisch en klimatologisch overzicht

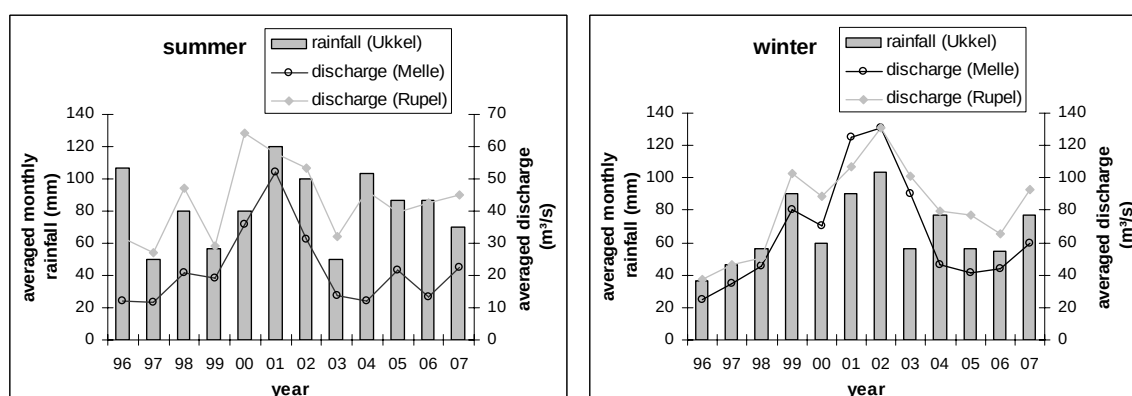
Qua temperatuur was 2007 een recordjaar, aldus KMI. Dankzij de zeer zachte winter en het zeer warme voorjaar werd in 2007 het temperatuursrecord gebroken. De maand april was het meest in het oog springend: geen neerslag, temperatuursrecords en overvloedige zonneshijnduur. KMI merkt ook op dat tussen de maanden mei en november de zonneshijnduren allen lager waren dan normaal voor deze periode van het jaar.

De zeer droge maand april vertaalt zich ook in lage afvoerdebieten in het voorjaar (Figuur 3.1). Het debiet te Melle was vrij normaal in zomer, herfst en winter, en tijdens de zomermaanden bleef de Schelde gespaard van korte piekdebieten. In vergelijking met de hoeveelheid neerslag liggen de afvoerdebieten te Melle in de zomer de voorbije 4 jaar wel relatief laag (Figuur 3.2). In de winter volgen Bovenschelde- en Rupeldebieten de schommelingen in neerslag. In de zomer volgt het debiet van de Rupel nog enigszins de schommelingen in neerslag, maar in de Bovenschelde is elke correlatie tussen neerslag en debiet zoek. Tussen 1997 en 2003 zien we dat het debiet van de Bovenschelde wel gelijke tred houdt met regenval, maar sinds 2004 blijven ondanks de toegenomen hoeveelheid neerslag, de debieten te Melle laag. Wellicht speelt het sluisbeheer in de Gentse kanaalzone een belangrijke rol, en wordt er misschien sinds 2004 minder water tot het estuarium toegelaten dan voorheen. De afvoerdebieten hebben echter wel een belangrijke invloed op het estuariene ecosysteem. Hoge afvoerdebieten kunnen enerzijds een verdunnend effect hebben op vuilvracht, maar kunnen anderzijds voor verhoogde aanvoer van diffuse input zorgen. De debieten bepalen de verblijftijd en de intrusie van

zilt water in het estuarium. Bij de bespreking van de verschillende parameters zal daarom gekeken worden naar een link met debieten.



Figuur 3.1: Vergelijking van de maandelijkse neerslag (Ukkel, data KMI) en maandelijks gemiddeld debiet (Melle, data WLH) voor 2007 en het gemiddelde van de voorbije jaren (periode 1996 – 2006)



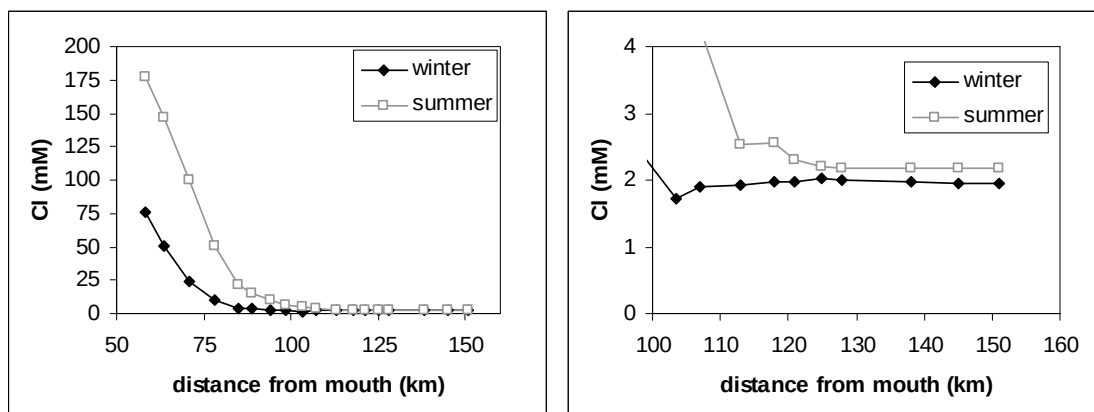
Figuur 3.2: Neerslag te Ukkel (data KMI; www.KMI.be) en debiet te Melle of Rupel (data WLH) voor de zomer- of wintermaanden.

3.4. Specifieke geleidbaarheid en Chloride

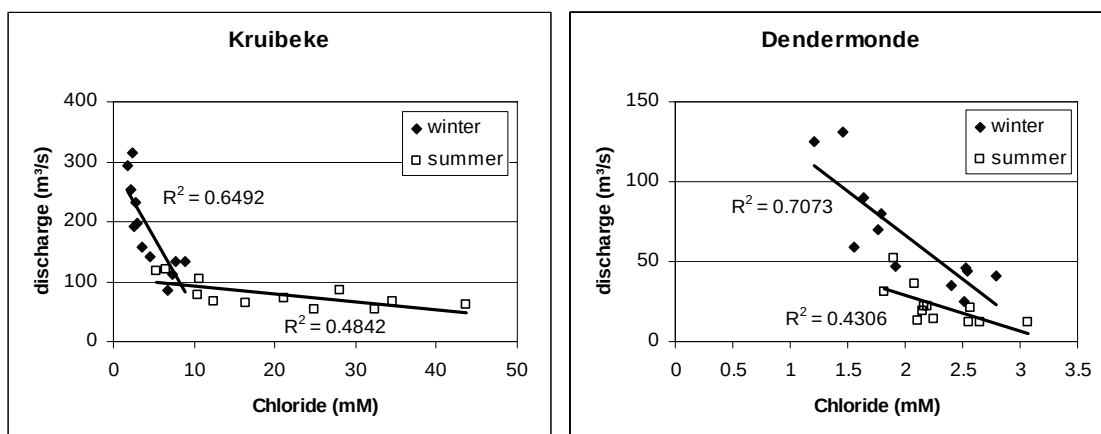
Specifieke geleidbaarheid (Surfer 3.1) wordt hier gerapporteerd als maat voor saliniteit. Aangezien op de Omes meetcampagnes geen echte saliniteitsmetingen worden uitgevoerd, wordt er hier de voorkeur gegeven aan de rapportage van de gemeten specifieke geleidbaarheid. Een andere maat voor saliniteit vormt het chloride gehalte (Surfer 3.2). Het chloridegehalte is een goede maat voor de intrusie van zeewater in de Zeeschelde. De specifieke geleidbaarheid is hoofdzakelijk bepaald door de Cl⁻-ionen, maar in het zoete deel vormen andere ionen ook een belangrijke bijdrage tot de geleidbaarheid.

Het chloridegehalte kent duidelijk seizoenale trends: hogere winterafvoeren dringen de zoutinvloed terug. De steile chloride gradiënt schuift in de zomer ca 20 km verder stroomopwaarts in het estuarium (Figuur 3.3). De invloed van natte en droge jaren is

duidelijk waarneembaar: de jaren 2000, 2001 en 2002 kennen door de hoge afvoerdebieten een sterkere terugdringing van het chloridegehalte (Surfer 3.2). Een duidelijke correlatie tussen afvoerdebiet en chloridegehalte kan opgetekend worden te Kruibeke, gelegen aan de rand van de steile chloridegradiënt, maar ook in het zoete te Dendermonde (Figuur 3.4).

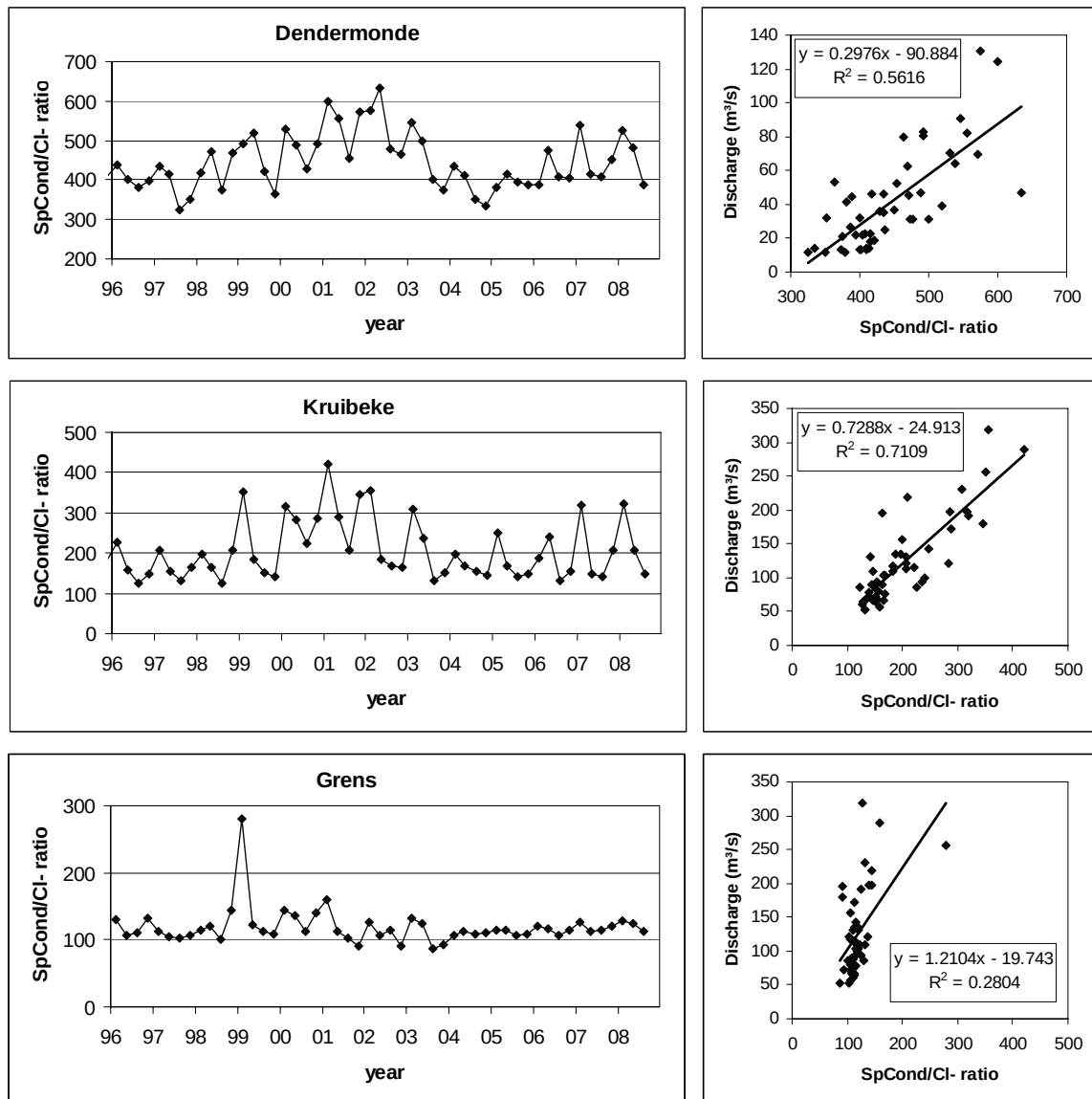


Figuur 3.3: Gemiddelde chloride waarden (periode 1996-2007) voor winter en zomer in de gehele Zeeschelde (links) en enkel in het zoete deel (rechts).



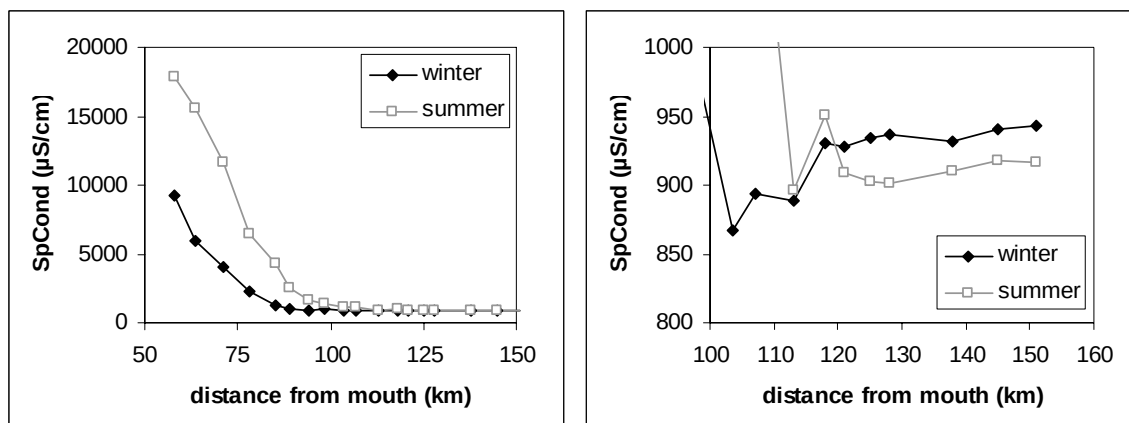
Figuur 3.4: Correlatie tussen debiet en chloridegehalte te Kruibeke en te Dendermonde voor de periode 1996-2007

Specifieke geleidbaarheid wordt in hoofdzaak bepaald door chloride-ionen. De ratio $SpCond/Cl$ is echter niet constant, maar toont duidelijke seizonale schommelingen, wellicht gestuurd door de schommelende debieten (Figuur 3.5). In Dendermonde en Kruibeke is de ratio sterk debietsafhankelijk. Aan het station Grens wordt de invloed van afvoerdebiet op de $SpCond/Cl$ ratio beperkt. De $SpCond/Cl$ ratio ligt er ook lager, maw de geleidbaarheid wordt meer dan te Kruibeke en veel meer dan te Dendermonde bepaald door chlorides. Te Dendermonde spelen andere ionen dan Cl^- ook een rol in de geleidbaarheid. Bij hogere afvoerdebieten verkleint het aandeel van Cl^- in de geleidbaarheid in het zoete deel van de Schelde (positieve correlatie tussen $SpCond/Cl$ ratio en afvoerdebiet). Mogelijks komen bij hogere debieten relatief meer andere ionen in het systeem. Dit illustreert nogmaals de noodzaak om geleidbaarheid te rapporteren als geleidbaarheid, chloride te rapporteren als chloride.



Figuur 3.5: SpCond/Cl⁻ ratio (μS/cm / mM) en de correlatie tussen deze ratio en het afvoerdebiet. Voor Dendermonde werden de afvoerdebieten te Melle gehanteerd, voor Kruibeke en Grens de afvoerdebieten te Schelle (data WLH)

Figuur 3.6 toont de gemiddelde geleidbaarheid voor zomer en winter in de Zeeschelde. Tussen station Grens en de Rupelmonding wordt eenzelfde sterke gradiënt waargenomen als voor chloride, met hogere zomerwaarden. In het zoete deel van de Zeeschelde wordt een inversie van SpCond waargenomen: de winterwaarden liggen hoger dan de zomerwaarden, wellicht door de hogere input van ionen bij hogere afvoer. Opmerkelijk is het geleidbaarheidsminimum dat optreedt tussen Temse en Dendermonde in de winter. In de zomer is dit minimum stroomopwaarts verschoven.



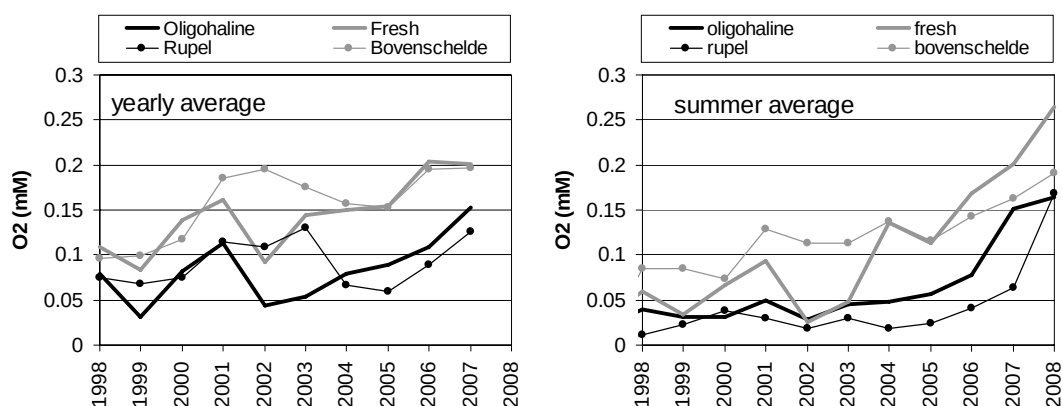
Figuur 3.6: Gemiddelde waarden voor specifieke geleidbaarheid (periode 1996-2007) voor winter en zomer in de gehele Zeeschelde (links) en enkel in het zoete deel (rechts).

3.5. Zuurstof

In 2006 werd voor de eerste maal zuurstofoversaturatie gemeten tijdens een Omes campagne. Sindsdien werd dit elk jaar een paar maal waargenomen (Surfer 3.3). Deze waarden staan in schril contrast met de quasi anoxische toestanden uit de jaren '90. De zuurstofconcentraties zijn al jaren stijgende.

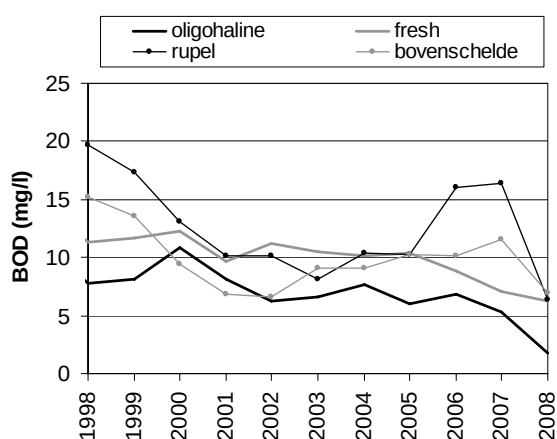
Ter hoogte van het station Grens is deze stijging minder uitgesproken. De zuurstofwaarden zijn hier nooit dramatisch laag geweest (steeds boven 60% tijdens Omes metingen 1995 - 2007) ten gevolge van uitwisseling met de zuurstofrijke Westerschelde. De sterke seizoenale variatie met minima in de zomer en maxima in de winter die rond de Rupelmonding wordt waargenomen, is merkbaar tot aan de grens. Bij hoge afvoerdebieten wordt deze invloed verstrekt, zodat tijdens de zeer natte zomers van 2000, 2001 en 2002 de zuurstofwaarden aan de grens daalden, terwijl meer stroomopwaarts de hoge debieten resulteerden in een stijging van de zuurstofwaarden, mogelijks door verdunning van de vuilvracht.

Ter hoogte van de Rupelmonding (km 92, oligohaliene zone) is de seizoenale schommeling van de zuurstofverzadiging zeer uitgesproken. Bacteriële afbraak van de vuilvracht tijdens de warmere zomermaanden zorgt voor een totale zuurstofdepletie in 1996 en 1997. Geleidelijk neemt echter de zone zuurstofdepletie af in ruimte en tijd. Gemiddeld is een stijging van het zuurstofgehalte waarneembaar (Surfer 3.3, Figuur 3.7). De beperkte jaargemiddelde stijging op het einde van de jaren '90 houdt gelijke tred met de stijging in de Rupel zelf en zou een gevolg kunnen zijn van toegenomen verdunning. Drogere jaren 2004 en 2005 kennen een terugval van de zuurstofverzadiging. 2003, een jaar met zeer lage afvoerdebieten, kent deze terugval in de Rupel niet. Vanaf 2006 stijgen de zuurstofwaarden weerom, en bereiken in 2007 een maximum in de oligohaliene zone. Wellicht is dit het gevolg van de waterzuivering op de Zenne, die sinds dan operationeel is. De zuurstofwaarden in de Zeeschelde in het mondinggebied van de Rupel zijn reeds sinds 2003 in stijgende lijn, en een gevolg van de spectaculaire zuurstoftoename in de zoetwaterzone. Vooral in de zomer zijn de zuurstofwaarden in het zoete sterk gestegen tussen 1996 en 2007.



Figuur 3.7: Jaar- en zomergemiddelde zuurstofconcentratie (mM) in het oligohaliene (km 78 – 98) en het zoete deel (km 1003 – 151) van de Zeeschelde

In het zoete valt een spectaculaire verbetering van de zuurstofverzadiging op te tekenen, vooral in de zomermaanden. Tussen 1998 en 2002 verbetert vooral de zuurstofhuishouding in de Bovenschelde, wellicht een effect van toegenomen verdunning bij toegenomen debieten. Tussen 1998 en 2002 wordt immers een sterke daling van de concentratie aan biologische zuurstofvraag (BOD) waargenomen (Figuur 3.8). De totale BOD-vracht daarentegen vertoont deze daling niet (data niet weergegeven). Vanaf 2003 is er trendbreuk: de stijging van de zuurstofconcentratie in de zoetwaterzone kan niet aan verdunning worden toegeschreven. Tussen 2003 en 2007 wordt immers een stijging van de BOD-concentratie genoteerd in de Bovenschelde. In de Zeeschelde zelf is de BOD in dalende lijn.



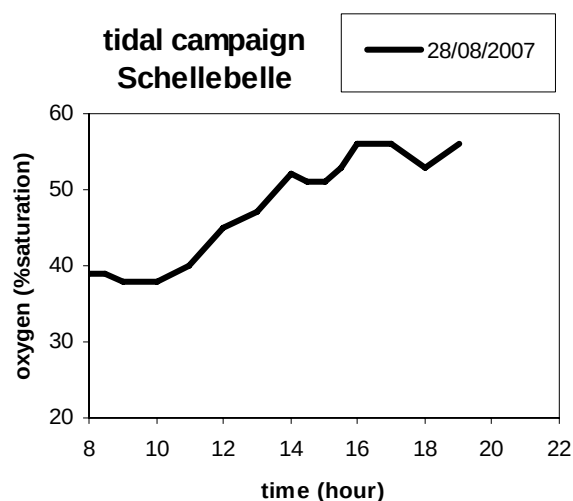
Figuur 3.8: Zomergemiddelde biologische zuurstofvraag (mg/l) in het oligohaliene (km 78 – 98) en het zoete deel (km 1003 – 151) van de Zeeschelde

Hoewel de verbetering van de zuurstofhuishouding reeds spectaculair is, voldoet de Zeeschelde nog niet aan de basiskwaliteitsnorm voor oppervlaktewater (Vlarem II) (Tabel 3.2). In de brakke zone werd in 2007 slechts op 1 meetpunt de norm niet gehaald, maar in de oligohaline en zoete zone duikt de O_2 -concentratie op 26 van de 48 en op 24 van de 95 metingen onder de norm. In de oligohaline zone wordt wel verbetering verwacht nu de zuivering van de Zenne een feit is.

Tabel 3.2: Evolutie van de zuurstofgehalten in het brakke (km 28 – 71), oligohaliene (km 78-98) en zoete deel (km 103-151) van de Zeeschelde. De kolom standard geeft de norm voor zuurstof weer (mg/l) uit Vlarem II. Voor elke zone wordt het jaargemiddelde weergegeven, het aantal metingen dat de norm niet gehaald wordt en het totaal aantal meetpunten.

year	standard	brackish			oligohaline			freshwater		
		average	<	total	average	<	total	average	<	total
1996	5	4.9	17	36	1.7	60	60	2.8	67	86
1997	5	5.0	20	36	1.4	57	59	2.5	61	81
1998	5	5.0	16	36	2.7	47	60	3.7	67	96
1999	5	4.9	19	36	2.3	46	60	2.7	72	82
2000	5	4.4	21	35	2.7	45	60	4.5	52	94
2001	5	5.0	14	36	3.1	43	60	5.2	47	95
2002	5	5.1	16	36	3.0	40	60	4.6	51	96
2003	5	6.3	11	36	2.9	48	60	4.6	53	80
2004	5	6.5	6	36	2.5	51	60	4.8	51	96
2005	5	6.8	8	34	2.9	42	51	5.0	46	97
2006	5	7.0	5	36	3.5	35	48	6.5	25	91
2007	5	7.6	1	36	4.9	26	48	6.4	24	95

Met de sterk toegenomen primaire productie moet wel een belangrijke kanttekening gemaakt worden bij de staalname. Door steeds 's ochtends te meten te Dendermonde en tegen de middag aan te komen te Melle, kan door primaire productie de zuurstofwaarde te Melle systematisch hoger liggen. Naast de tijfluctuaties, kunnen daarom 13uursmetingen ook inzicht geven in deze fluctuatie. Tijdens 13uursmetingen in voorbije jaren was de fluctuatie over een getij in hoofdzaak gestuurd door de tijbeweging zelf. Tijdens de tijmeting in 2007 werd echter geen fluctuatie met het getij gemeten, maar een continue stijging van de zuurstofwaarden (Figuur 3.9). Nochtans was er in augustus en september 2007 nog steeds een longitudinale zuurstofgradiënt in de regio rond Schellebelle.



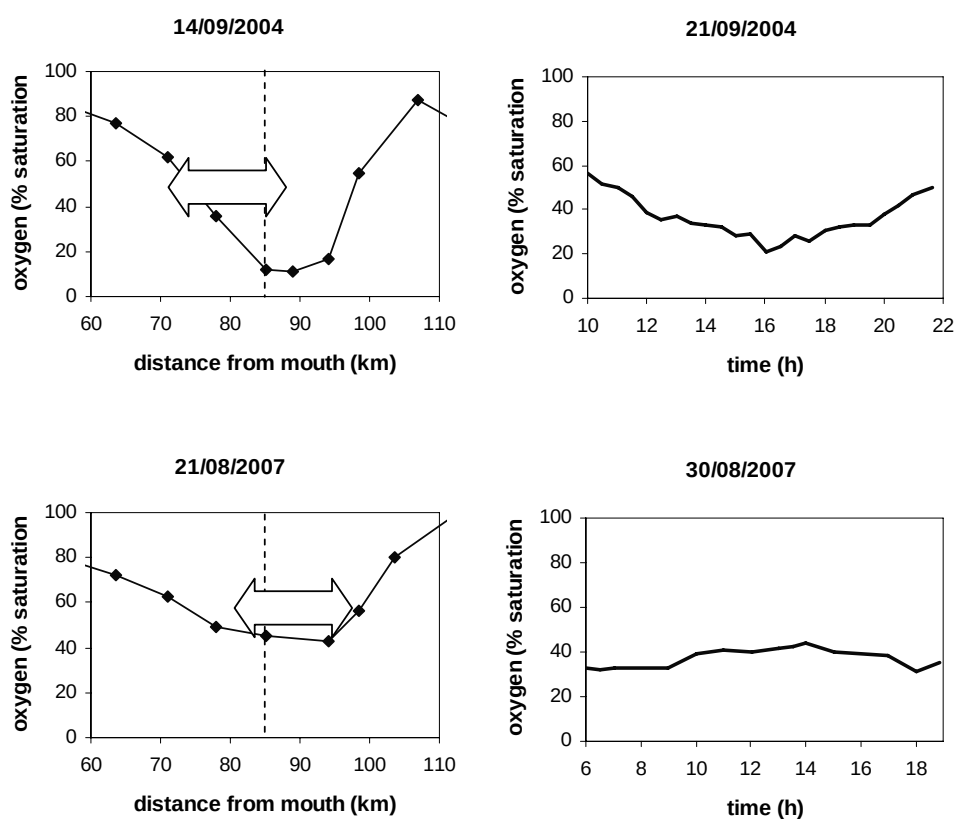
Figuur 3.9: Volledige tijmeting van het zuurstofgehalte (% verzadiging) te Schellebelle.

Te Kruibeke is het zuurstofprofiel tijdens een tijmeting omgekeerd. Daar waar in het verleden steeds minima werden geregistreerd bij laagwater en maxima bij hoogwater, was dit in de zomer van 2007 omgekeerd. Figuur 3.10 toont het 13uursprofiel voor zuurstof in september 2004 en de longitudinale gradiënt. Deze werd opgenomen bij laagwater;

de pijl suggereert de tijexcursie te Kruibeke, die zich volledig in de sterke zuurstofgradiënt bevindt. Dit uit zich in het 13uurspatroon met maxima bij hoogwater, minima bij laagwater.

In 2007 vertoont het longitudinale profiel nog steeds een minimum ter hoogte van de Rupelmonding, zij het minder diep. Het profiel werd opgenomen kort na hoogwater. Kruibeke bevond zich in de zomer van 2007 niet meer in de stijle zuurstofgradiënt. De gradient was minder stijl en, wanneer tijexcursie wordt meegerekend, afwaarts verschoven. Het 13uurspatroon vertoont dan ook geen daling meer naar laagwater toe maar een beperkte stijging ten gevolge van de toenemende zuurstofwaarden in het zoete, die nu verder afwaarts doordringen.

Deze figuren (Figuur 3.10) illustreren het belang van 13uursmetingen en correcte interpretatie van data in functie van het getij. De longitudinale profielen van 2004 en 2007 vertonen ogenschijnlijk een zelfde patroon, maar leiden immers tot omgekeerde bewegingen tijdens een tijcyclus.



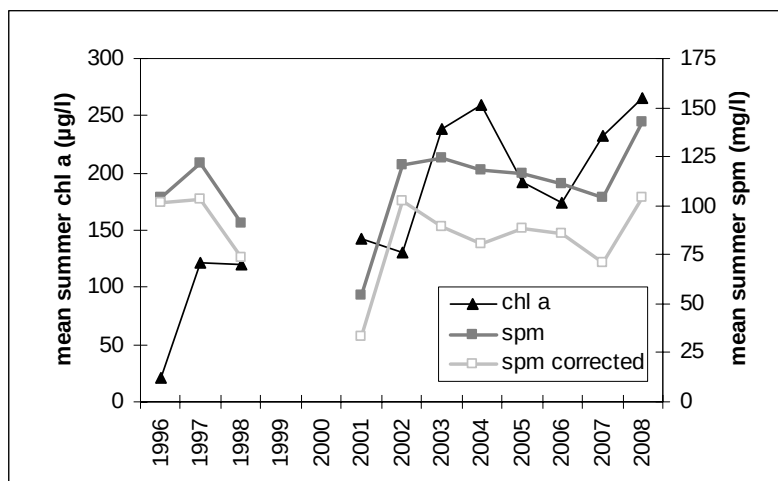
Figuur 3.10: Zuurstofprofiel tijdens een longitudinale campagne (links) en een tijmeting (rechts) in de zomer van 2004 (boven) en de zomer van 2007 (onder). De streeplijn op de longitudinale profielen duidt de ligging van Kruibeke aan, de pijl is een maat voor de tijbeweging, met de staalname te Kruibeke in 2004 nabij het einde van de eb, staalname in 2007 bij begin van eb.

3.6. Chlorofyl a

De stijging van het zuurstofgehalte kan worden toegeschreven aan een sterk afgenomen zuurstofvraag door afbraak van organisch materiaal en nitrificatie. Een gedeelte van de

stijging kan echter toegeschreven worden aan primaire productie. Lokale zuurstofproductie door algen zorgt in het zoete deel van de Zeeschelde sinds 2003 voor een sterke toename van het zuurstofgehalte tijdens de zomermaanden. De chlorofylconcentraties stijgen spectaculair (Surfer 3.1, Figuur 3.11). In de zomermaanden worden tijdens pieken van bloei concentraties tot boven 500µg/l waargenomen. De waargenomen trend strookt niet met het klassieke beeld van eutrofiëring: in de Zeeschelde zijn de voorbije 10 jaar de concentraties aan nutriënten sterk afgenomen, de chl a concentraties daarentegen stijgen sterk. Een verklaring voor deze stijging ligt niet voor de hand. Debieten, die verblijftijd van het fytoplankton bepalen, hebben een invloed op de algenbloei, maar kunnen de waargenomen trend niet verklaren. Nutriëntlimitie is ook niet aan de orde. Lichtklimaat kan ook een mogelijke inhibitor geweest zijn voor sterke algenbloei. Helaas ontbreekt het aan lichtklimaatdata voor de periode 1995-2002. Zwevende stof data zijn wel voorhanden en kunnen een indicatie geven over lichtklimaat. Er valt echter geen dalende trend af te leiden voor de zomergemiddelde spm-waarden in het zoete deel van de Zeeschelde (Figuur 3.11). De mogelijkheid bestaat natuurlijk dat de aard van de zwevende stof gewijzigd is en dat met een gelijke massa, de zwevende stof tot een beter lichtklimaat toelaat. Er zijn echter geen aanwijzingen in die richting. Anderzijds kan een daling van de zwevende stof gemaskeerd worden door een stijging van de primaire productie en bijgevolg de algenbiomassa. daarom is in Figuur 3.11 een inschatting gemaakt van de zwevende stof zonder algenbiomassa. Een biomassa/chl a ratio van 145 werd gehanteerd. 145 is een vrij hoge waarde, de reële ratio, en de reële bijdrage van fytoplankton aan de totale zwevende stof, ligt wellicht veel lager. Zelfs met een vermoedelijke overschatting van de fytoplankton biomassa, is er geen opmerkelijke daling waarneembaar van de spm (zonder algen). De oorzaak van de onderdrukking van algenbloei in de jaren '90 moet wellicht elders gezocht worden.

Om te voldoen aan de Vlare II norm, mag de jaargemiddelde chl a concentratie geen 100 µg/l overstijgen. Tot 2003 voldeed de volledige Zeeschelde aan deze norm. Sinds 2003 liggen de jaargemiddelde concentraties in het zoete wel boven deze norm, ten gevolge van de sterke zomerbloei. Verbetering van de waterkwaliteit leidt hier tot de paradox dat de norm voor chl a meer wordt overschreden.



Figuur 3.11: Zomergemiddelde waarden voor zwevende stof en chlorofyl a in het zoete deel van de Zeeschelde. Bij de “spm corrected” data werd een ingeschat drooggewicht van het fytoplankton afgetrokken van de spm data.

3.7. Silicium

Opgelost Silicium (DSi) kent een duidelijk seizoenaal patroon, met zomerse minima tijdens pieken van consumptie door diatomeeën. Op Surfer 3.6 illustreert de trendbreuk tussen de periode 1996-2002 en 2003-2008. Daar waar depletie eind jaren '90 slechts sporadisch voorkwam, is dit sinds 2003 een jaarlijks voorkomend fenomeen. In de natte zomers van 2000-2002 verklaren de hogere aanvoer (hoge debieten) en beperkte algenbloei de relatief hoge zomerwaarden. Zeer lage zomerdebieten en sterke algenbloei zijn de oorzaak van de sterke depletie in de zomer van 2004.

Het probleem van DSi-depletie concentreerde zich in de jaren '90 in het zoete deel van de Zeeschelde. Eenmaal voorbij de Rupelmonding nam de concentratie DSi terug toe. De Rupel, waar algenbloei beperkt is, is een belangrijke bron aan DSi. Sinds 2003 worden, door de veel sterkere consumptie, de zones met lage DSi-concentratie echter groter en rijken tot aan de grens. Met de verbetering van de waterkwaliteit in de Rupel, zal de input van DSi vanuit de Rupel mogelijks afnemen door lokale consumptie. Het risico bestaat dat bij lage afvoerdebieten, de zomerse DSi-depletie niet meer beperkt zal blijven tot zoet, maar de ganse Zeeschelde kan bestrijken. In 2008 werd voor het eerst depletie waargenomen ter hoogte van station Grens.

3.8. pH

De schommelingen in pH (Surfer 3.5) illustreren mooi de schommelingen in primaire productie. Bij elke algenbloei stijgen de pH waarden. Ter hoogte van de Rupelmonding, waar er sterke bacteriële afbraak plaatsvindt, situeert zich het pH minimum. De trendbreuk tussen de periode 1996-2002 en 2003-2008 wordt bijgevolg ook waargenomen in de pH, met gemiddeld hogere pH-waarden de laatste jaren. Rond de Rupelmonding is deze stijging sinds 2007 het sterkst voelbaar. In 1998 en 1999 daalde pH er nog sporadisch onder 7 (Vlarem II norm), nadien nooit meer. In het zoete daarentegen overschreed de pH in 2008 voor het eerst de bovengrens van de Vlarem II norm van 8.5.

3.9. Stikstof

De ammoniumconcentraties zijn spectaculair gedaald de voorbije 12 jaar (Surfer 3.8, Figuur 3.12). In 2006 blijven de ammoniumwaarden in de Zeeschelde onder de 0.10 mM (ca 1.4 mg/l), zelfs in de winter. Deze daling gaat gepaard met een stijging van de zuurstofwaarden. Hogere zuurstofwaarden laten een efficiënte nitrificatie toe, waarbij ammonium wordt omgezet in nitraat. Vermits bacteriële nitrificatie temperatuursafhankelijk is, kent de ammoniumconcentratie een sterk seizoenaal patroon met maxima in de winter (ondanks de hogere verdunning). De daling van NH_4 doet zich zowel in de zijrivieren als in het estuarium zelf voor. De jaargemiddelde waarden in het estuarium liggen wel systematisch lager dan deze in de Rupel en Bovenschelde.

Voor de Vlare norm voor ammonium mag de jaargemiddelde concentratie niet boven 1 mg/l komen, en moet elke meting steeds onder 5 mg/l blijven. De brakwaterzone voldoet al sinds 1998 aan deze norm (Tabel 3.3). Eind jaren '90 zakten ook in het oligohaliene en zoete deel de maximale concentraties onder de 5 mg/l (0.4 mM), maar de jaargemiddelde concentratie blijft nog tot halfweg 2005 boven 1 mg/l (0.1 mM). Vanaf 2006 wordt in de gehele Zeeschelde de norm voor ammonium gehaald.

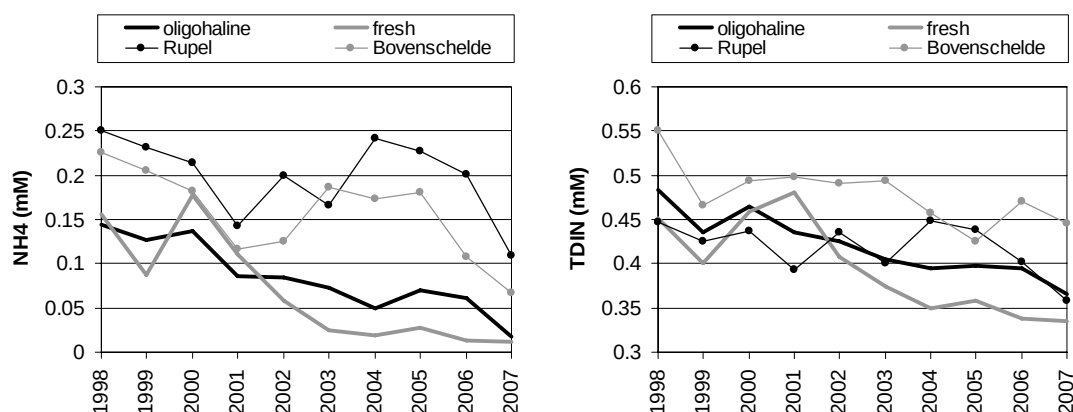
Tabel 3.3: Evolutie van ammonium in het brakke (km 28 – 71), oligohaliene (km 78-98) en zoete deel (km 103-151) van de Zeeschelde. De kolom standard geeft de norm voor ammonium weer (mg/l) uit Vlare II. Voor elke zone wordt het jaargemiddelde weergegeven, het aantal metingen dat de norm overschrijdt en het totaal aantal meetpunten.

year	standard	brackish			oligohaline			freshwater		
		average	>	total	average	>	total	average	>	total
1996	5	1.5	0	36	4.1	26	60	5.5	61	94
1997	5	1.1	1	36	3.5	14	59	4.7	37	81
1998	5	0.6	0	36	2.1	2	60	3.1	15	95
1999	5	0.4	0	36	1.8	0	60	2.8	10	89
2000	5	0.7	0	36	2.0	0	60	2.5	0	95
2001	5	0.6	0	36	1.2	0	60	1.5	0	96
2002	5	0.5	0	36	1.2	0	60	1.4	0	96
2003	5	0.4	0	36	1.0	0	60	1.3	0	79
2004	5	0.2	0	36	0.7	0	60	1.0	0	96
2005	5	0.3	0	34	1.0	0	51	1.3	0	97
2006	5	0.4	0	36	0.9	0	48	0.9	0	93
2007	5	0.1	0	36	0.2	0	48	0.5	0	95

De nitraatwaarden stijgen parallel met de daling van ammonium (Surfer 3.9). Door de toegenomen nitrificatie, is een opmerkelijke stijging van nitraat in de zomer meetbaar. In de zomer speelt echter nog een ander fenomeen: denitrificatie. In anoxische omstandigheden wordt NO_3^- omgezet in N_2 -gas en verdwijnt het uit het systeem. Vermoedelijk speelde deze denitrificatie een belangrijke rol in de zuurstofarme Zeeschelde in de jaren '90. Nitraat kende een seizoenaal patroon met duidelijke minima in de zomer wanneer de denitrificatieactiviteit het grootst is. Met de stijgende zuurstofwaarden is deze denitrificatie mogelijk afgenomen. Alleszins is met de stijgende zuurstofwaarden de nitrificatie toegenomen. Het wordt daarom interessant om naar de totale anorganische stikstof te kijken ($\text{TDIN} = \text{NH}_4^+ + \text{NO}_2^- + \text{NO}_3^-$). TDIN vertoont eind de jaren '90 sterk dalende trend, die zich doorzet tot in 2002 (Surfer 3.10). Weerom kunnen debieten een verdunnend effect gehad hebben. Vanaf 2003 daalt TDIN

echter langzaam verder, ondanks de dalende debieten. Wel is een duidelijk seizoenaal patroon zichtbaar, met de hoogste concentraties in de winter. De lagere concentraties in de zomer worden wellicht verklaard door denitrificatie en mogelijke opname van stikstof door algen.

De hoogste nitraatconcentraties worden waargenomen in het zoete, met waarden die schommelen tussen 0.3 en 0.4 mM. De Vlare II norm wordt hier nooit overschreden (10 mg/l ofwel 0.7 mM).



Figuur 3.12: Jaargemiddelde ammonium (NH₄ (mM)) en totaal opgeloste anorganische stikstof (TDIN (mM)) in het oligohaliene (km 78 – 98) en het zoete deel (km 1003 – 151) van de Zeeschelde

De aanvoer van TDIN vanuit Bovenschede is de voorbije jaren beperkt afgenomen, in de Rupel schommelt deze tussen 0.4 en 0.45, met uitzondering voor 2007 waar wellicht de invloed van de waterzuivering op de Zenne meetbaar wordt. De daling die in de Zeeschelde in de jaren '90 wordt waargenomen, moet dus in hoofdzaak toegeschreven worden aan processen die zich in het estuarium zelf afspelen. De laatste jaren wordt wel een iets sterkere daling van TDIN waargenomen in de Bovenschede en Rupel. Mogelijk werpt de inspanning naar tertiaire zuivering stilaan vruchten af, maar ook daling van de diffuse input onder impuls van maatregelen in het bekken kan een verklarende factor zijn. De gevolgen van de gedaalde input in de Zeeschelde, wegen echter niet zwaar door op de output naar de Westerschelde. De TDIN-concentraties ter hoogte van de Belgisch-Nederlandse grens zijn sinds 2003 tijdens de zomermaanden slechts beperkt gedaald. Mogelijk weegt het verlies aan denitrificatie zwaarder door dan een afname aan input in de Zeeschelde. In de wintermaanden wordt ter hoogte van de grens wel een daling van TDIN geregistreerd.

Wanneer enkel de organische stikstofcomponent wordt beschouwd (Kjehldahlstikstof – ammonium) valt zeker geen daling af te leiden (Surfer 3.11). De organische stikstoffractie vertoont een dalende trend tussen 1996 en 2002, mogelijks door verminderde input vanuit het bekken en verdunning. Vanaf 2003 neemt de concentratie terug toe.

Voor Kjehldahlstikstof hanteert Vlare II de norm van 6 mg/l (0.4 mM). In het zoete wordt deze norm stevast overschreden in de periode 1996-1999. In 2000 en 2003 vallen

nog enkele occasionele overschrijdingen op te tekenen. Sinds 2004 wordt in de gehele Zeeschelde de norm gehaald.

In Vlare II is ook een norm opgenomen voor ammoniak (NH_3). Ammoniak wordt niet rechtstreeks gemeten op de Omes campagnes, maar kan wel berekend worden via het chemisch evenwicht met ammonium (NH_4) (rekening houdend met temperatuur en pH). De hoogste concentraties aan NH_3 worden aangetroffen in het zoete deel van de Zeeschelde, met duidelijke maxima in de zomerperiode (Surfer 3.12). In de jaren '90 overschrijden de waarden in het zoete de Vlare II-norm (0.02 mg/l of 1.4 μM) de gehele zomerperiode, soms met een factor 5 à 10 (Tabel 3.4). Zelf de jaargemiddelde waarden lagen ruim boven de norm. Ook in de oligohaliene zone wordt de norm in de zomer geregeld overschreden. Vanaf 2002 blijven de NH_3 -waarden steeds onder de norm in de Beneden-Zeeschelde. In het zoete komen overschrijdingen nog beperkt voor in voor- en najaar in de meest opwaartse zone van het estuarium. In 2007 werd in de volledige Zeeschelde de norm voor NH_3 gehaald.

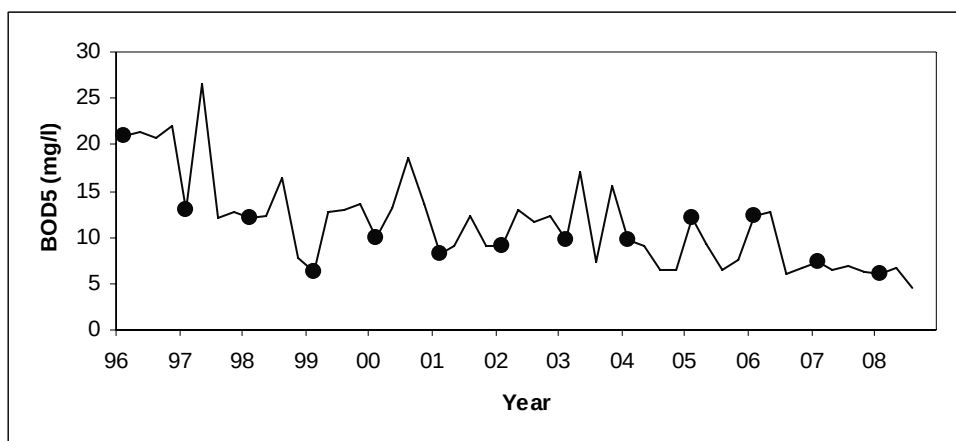
Tabel 3.4 Evolutie van ammoniakstikstof ($\text{NH}_3\text{-N}$) in het brakke (km 28 – 71), oligohaliene (km 78-98) en zoete deel (km 103-151) van de Zeeschelde. De kolom standard geeft de norm voor ammoniak weer (mg/l) uit Vlare II. Voor elke zone wordt het jaargemiddelde weergegeven, het aantal metingen dat de norm overschrijdt en het totaal aantal meetpunten.

year	standard	brackish			oligohaline			freshwater		
		average	>	total	average	>	total	average	>	total
1996	0.02	0.007	0	36	0.028	35	60	0.059	83	93
1997	0.02	0.007	1	36	0.031	40	59	0.051	66	81
1998	0.02	0.004	0	36	0.017	12	60	0.037	62	95
1999	0.02	0.003	0	36	0.013	14	60	0.026	58	88
2000	0.02	0.004	0	36	0.013	10	60	0.020	47	94
2001	0.02	0.004	0	36	0.009	4	60	0.015	23	96
2002	0.02	0.003	0	36	0.008	0	60	0.011	8	96
2003	0.02	0.003	0	36	0.006	0	60	0.009	9	79
2004	0.02	0.002	0	36	0.004	0	60	0.008	6	96
2005	0.02	0.003	0	34	0.006	0	51	0.011	18	97
2006	0.02	0.003	0	36	0.006	0	48	0.009	8	91
2007	0.02	0.002	0	36	0.002	0	48	0.005	0	95

3.10. Biologische zuurstofvraag

De biologische zuurstofvraag is een complexe parameter en kent een grillig verloop (Surfer 3.14). Toch is een duidelijke trend waarneembaar. De concentraties zijn in dalende lijn, in hoofdzaak door snellere afbraak in het estuarium zelf onder de verbeterde zuurstofcondities. De daling is dan ook het best meetbaar in het zoete tijdens de zomer. Te Dendermonde kende BOD in de periode 1996-2002 minima in de winter (Figuur 3.13). Door de sterke daling van BOD tijdens de zomermaanden, liggen de zomerdata in 2004, 2005 en 2006 onder de winterwaarden. In 2007 en 2008 dalen ook in de winter de BOD-waarden, zodat de seizoensaliteit uit de data verdwenen is.

De input van BOD vanuit de zijrivieren is ook gedaald, maar eerder beperkt.



Figuur 3.13: Seizoensgemiddelde BOD₅-waarden te Dendermonde. De bolletjes markeren de winterperiode.

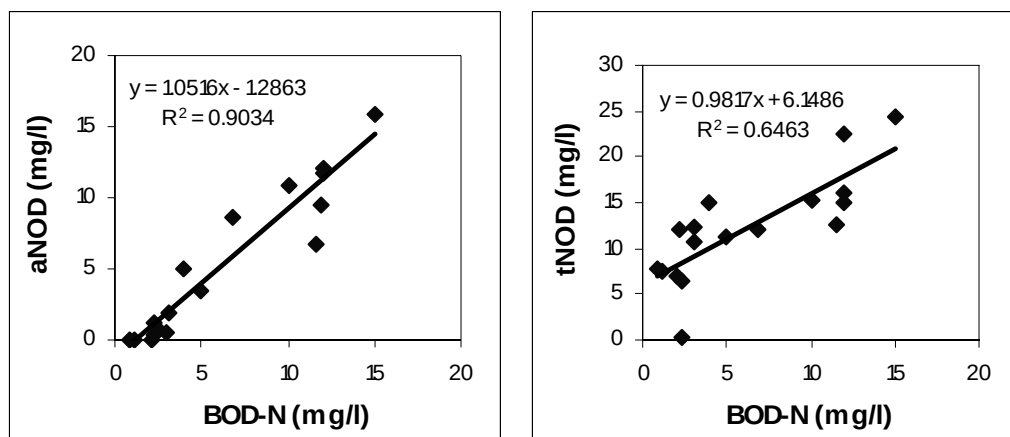
Dankzij de grote dataset van Omes wordt het mogelijk een inzicht te krijgen in welke fracties in de vuilvracht sneller afbreken en zorgen voor de zomerdaling in BOD₅. BOD₅ wordt bepaald door een waterstaal donker te incuberen gedurende 5 dagen bij 20 graden. De BOD₅-waarde wordt gegeven door het gemeten zuurstofverbruik gedurende die 5 dagen. Zo vormt BOD₅ een maat voor de biologisch afbreekbare organische belasting, de zuurstofvraag. Mineralisatie van de vuilvracht en nitrificatie van alle NH₄⁺ zijn de belangrijkste zuurstofconsumerende processen. Experimenten met nitrificatieremmers (BOD N-serve) in het BOD-staal, laten toe de zuurstofvraag voor nitrificatie te onderscheiden van andere processen. Deze BOD N-serve metingen werden tussen 1998 en 2004 uitgevoerd.

De zuurstofvraag voor nitrificatie (gedurende 5 dagen bij 20°C) (BOD-N) wordt experimenteel bepaald door BOD N-serve data (bepaald door toevoegen van een nitrificatieremmer) af te trekken van BOD₅ data. De zuurstofvraag voor nitrificatie kan ook berekend worden uitgaande van alle stikstofcomponenten aanwezig in het water. De anorganische stikstof-zuurstofvraag (aNOD) werd berekend uitgaande van het aanwezige NH₄⁺ en NO₂⁻ en de zuurstof vereist om deze te oxideren tot NO₃⁻. **Figuur 3.14** toont voor de zomermaanden (juli-augustus-september) een goede correlatie tussen de experimenteel bepaalde BOD-N en de berekende aNOD te Dendermonde. Het verschil tussen de gemeten BOD₅ en de berekende aNOD geeft de BOD-C: de biologische zuurstofvraag voor de afbraak van de koolstofverbindingen. Op basis van deze berekeningen kan voor de ganse Omes meetperiode de bijdrage van nitrificatie aan de BOD₅ ingeschat worden voor de zomermaanden (**Figuur 3.15**). Hieruit blijkt dat de dalende trend in de zomer vooral toe te schrijven is aan de sterke daling van de aNOD tussen de jaren 1996-2002 en 2003-2007. De BOD-C blijft quasi constant.

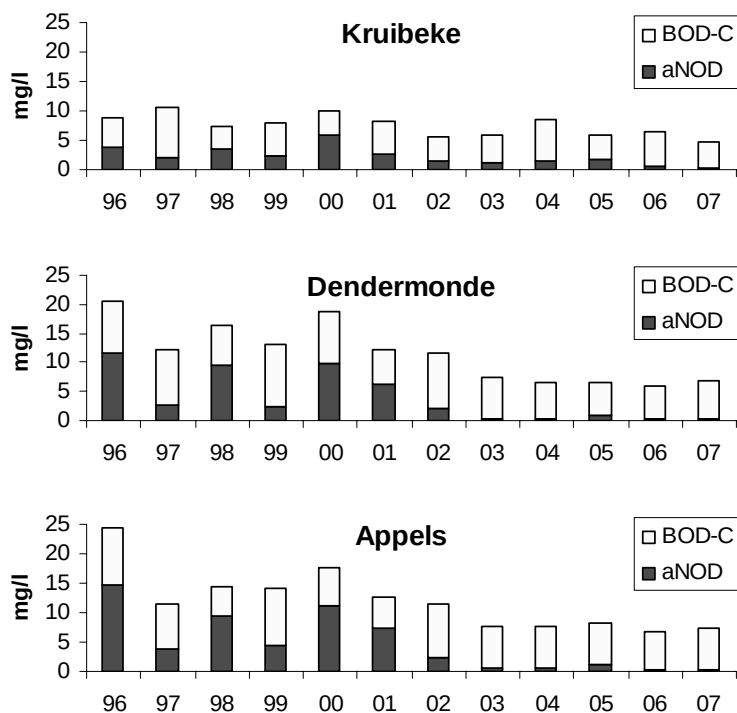
Voor de andere seizoenen geeft deze berekening geen goede resultaten. Enkel voor de zomermaanden vinden we een overeenkomst tussen de berekende aNOD en de gemeten BOD-N. Dit hoeft ons niet al te zeer te verbazen: nitrificerende bacteriën groeien traag en zijn sterk afhankelijk van temperatuur. Enkel in de zomermaanden is een actieve populatie aanwezig. In de andere seizoenen is deze populatie wellicht minder of niet actief aanwezig. Bij incubatie bij 20°C gedurende 5 dagen tijdens de BOD₅-meting, is het bijgevolg niet duidelijk welke de invloed van nitrificerende bacteriën zal zijn op de zuurstofvraag. In wintermaanden liggen de gemeten BOD₅ en BOD N-serve waarden vaak zeer dicht bij elkaar, wat geenszins wijst op afwezigheid van een stikstof-

zuurstofvraag, maar wel op de afwezigheid van nitrificeerders. De goede correlatie die tussen BOD-N en aNOD wordt gevonden in de zomermaanden te Dendermonde, bestaat ook voor de andere stations in het zoete, behalve voor de twee meest opwaartse stations. Te Melle en Wetteren is de correlatie zwak. Misschien is zelfs tijdens de zomermaanden de populatie nitrificeerders hier niet op peil.

Naast anorganische stikstof, zal ook de organische stikstof zuurstof onttrekken aan de waterkolom bij mineralisatie en nitrificatie. De som van deze zuurstofvraag en de aNOD is de totale stikstof-zuurstofvraag (tNOD). De correlatie tussen BOD-N en tNOD is echter minder goed dan tussen BOD-N en aNOD. Blijkbaar wordt gedurende de 5 dagen van de BOD5-meting in hoofdzaak alle anorganische stikstof genitrificeerd, en speelt de mineralisatie van de organische fractie een beperkte rol gedurende de duur van de BOD5-meting. De constante term uit de correlatievergelijking tussen BOD-N en aNOD (1.29 mg/l) kan een maat zijn voor de gemiddelde zuurstofvraag ten gevolge van afbraak van de organische stikstof fractie. De constante term uit de correlatievergelijking tussen BOD-N en tNOD (6.15 mg/l) kan een maat zijn voor de gemiddelde zuurstofvraag van de organische stikstof fractie die nog niet werd afgebroken gedurende de 5 dagen van de BOD5-metingen. Samen vormen deze termen een maat voor de gemiddelde totale organische stikstofzuurstofvraag.



Figuur 3.14: correlaties tussen BOD-N (biologische zuurstofvraag voor nitrificatie) en aNOD (berekende anorganische stikstof-zuurstofvraag) en BOD-N en tNOD (berekende totale stikstof-zuurstofvraag) voor de zomermaanden (juli-aug-sept) te Dendermonde.



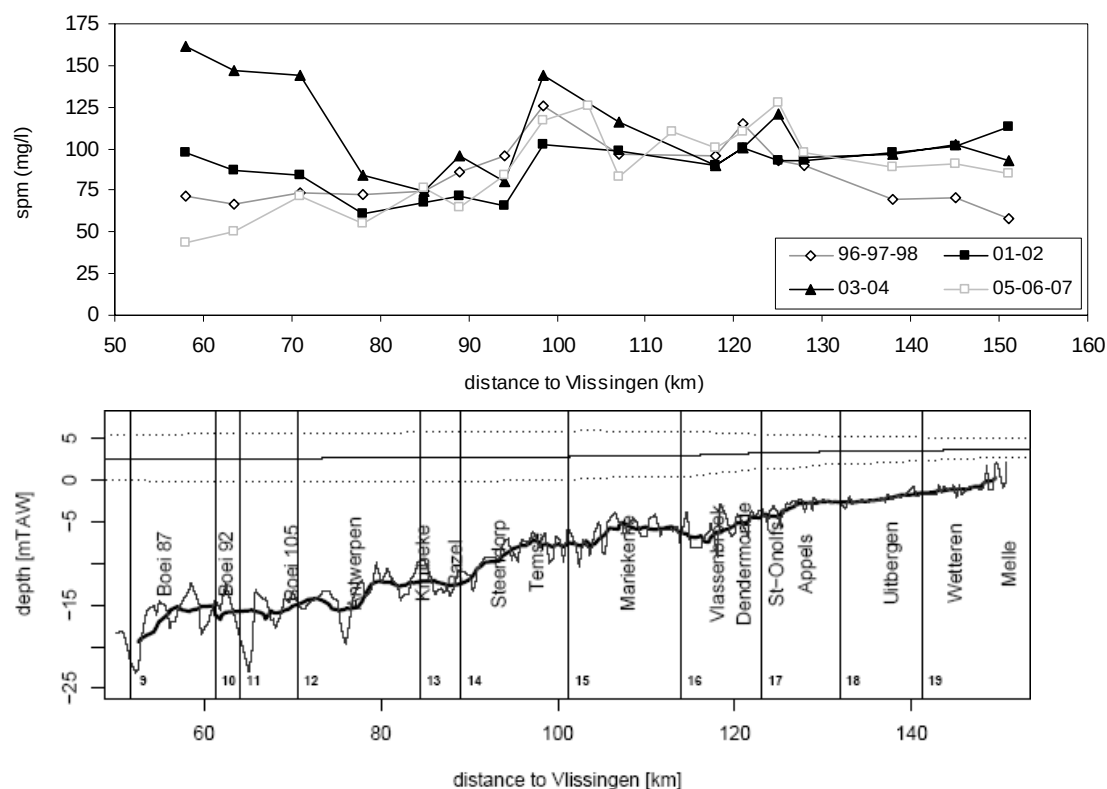
Figuur 3.15: Gemiddelde zomerwaarden voor de berekende anorganische stikstof-zuurstofvraag (aNOD) en de berekende koolstof-zuurstofvraag (BOD-C) te Kruibeke, Dendermonde en Appels

3.11. Fosfaat

Fosfaat (Surfer 3.13) vertoont seizoenale schommelingen, wellicht gestuurd door schommelingen in debiet. Over de jaren heen is ook een duidelijke dalende trend waarneembaar. De zomer van 2005 vormt echter een uitschieter, met zeer hoge fosfaatwaarden in het zoete deel van de Zeeschelde.

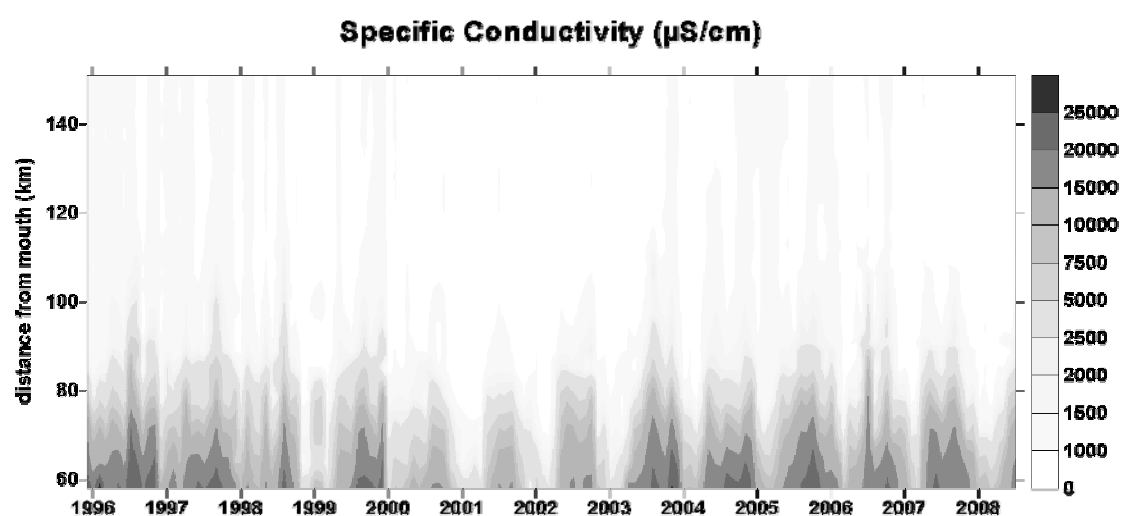
3.12. Zwevende stof

Surfer 3.7 toont de zwevende stof in de bovenste waterlaag, bepaald op een schepstaal. Zwevende stof aan het oppervlak vertoont een grillig patroon, waarin geen seizoenschommeling valt op te tekenen. Een relatie met afvoerdebiet werd ook niet aangetroffen. Toch vallen een aantal patronen af te leiden (Figuur 3.16). De brakke zone kent gemiddeld de laagste spm waarden, op de periode 2003-2004 na. Deze jaren kenden zeer hoge spm-gehalten in de meest afwaartse zone van de Zeeschelde. Ter hoogte van km 100 bereikt zwevende stof aan het oppervlak een maximum. In deze zone bevindt zich de monding van de Durme en bereikt de tijgolf haar maximale hoogte. Een directe link met het diepteprofiel kon niet opgemaakt worden. Ter hoogte van Dendermonde (km 121) en St. Onolfs (km 125) volgt een tweede maximum, nabij de monding van de Dender. De periode 1996-1998 kende in het zoete een lagere jaargemiddelde zwevende stof dan de periode 2001-2007. De toename aan algenbiomassa in deze zone tijdens de zomermaanden verklaard deze toename niet (Figuur 3.11).

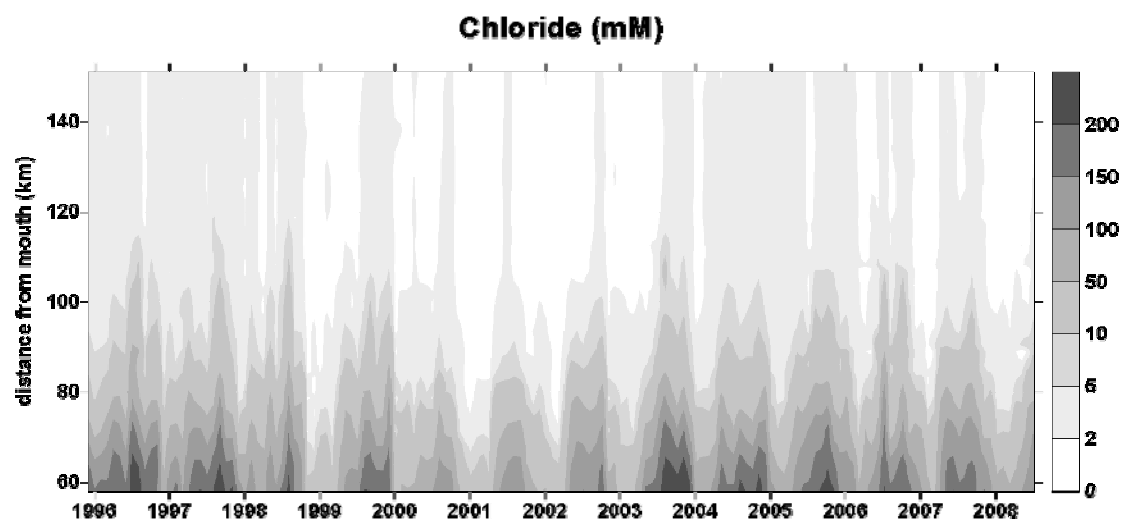


Figuur 3.16: Zwevende stof (oppervlaktetaal) langsheen de lengtegradiënt is de Zeeschelde (boven) en het diepteprofiel van het estuarium (onder). De volle vette lijn geeft het glijdend gemiddelde aan van het bodemprofiel (m TAW), weergegeven met de fijne kronkelende lijn. Bovenaan de figuur duiden de volle lijn en 2 stippellijnen de hoogte aan van gemiddeld sping- en doottij.

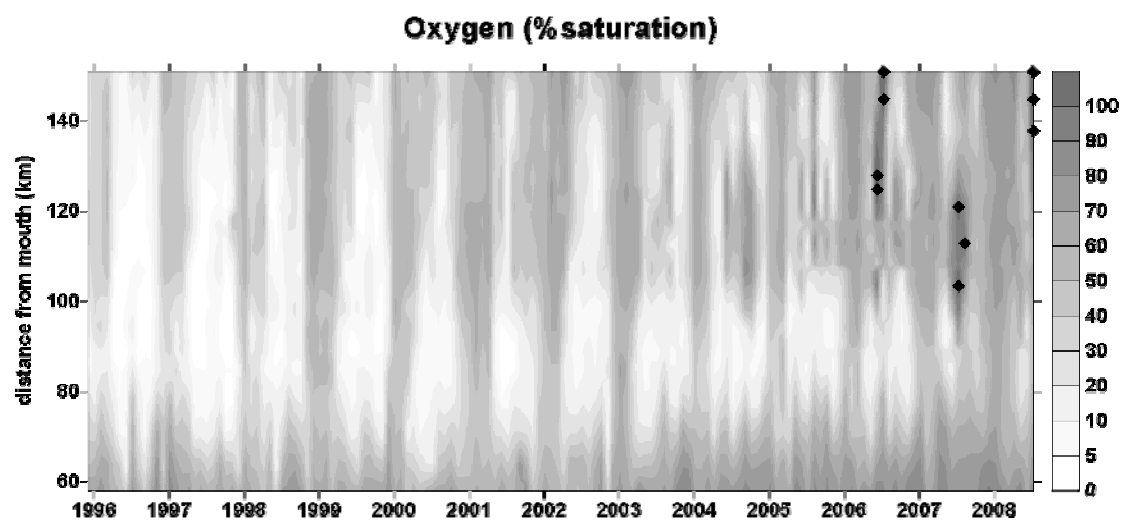
3.13. Surface plots



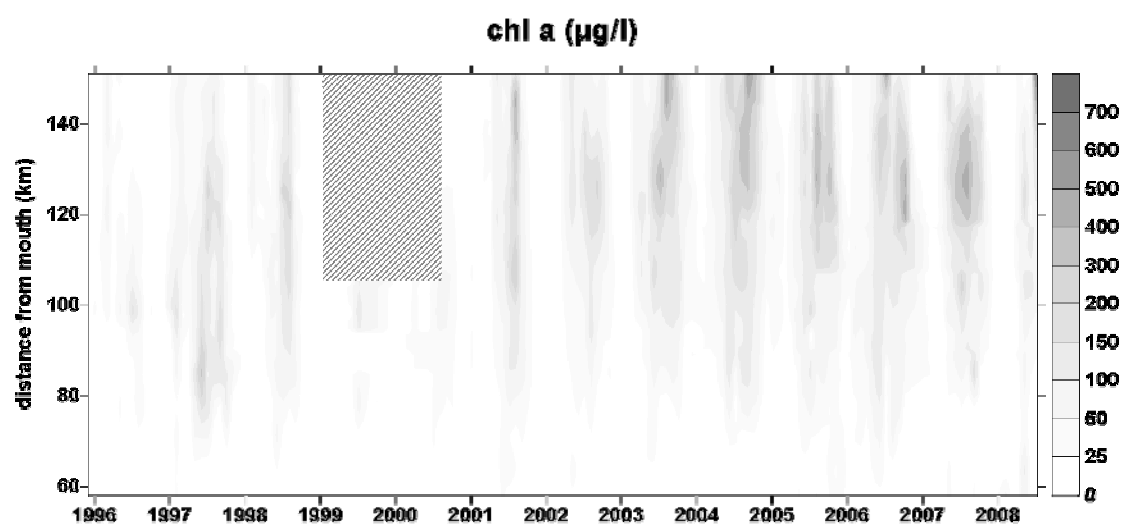
Surfer 3.1: Specifieke geleidbaarheid ($\mu\text{S}/\text{cm}$)



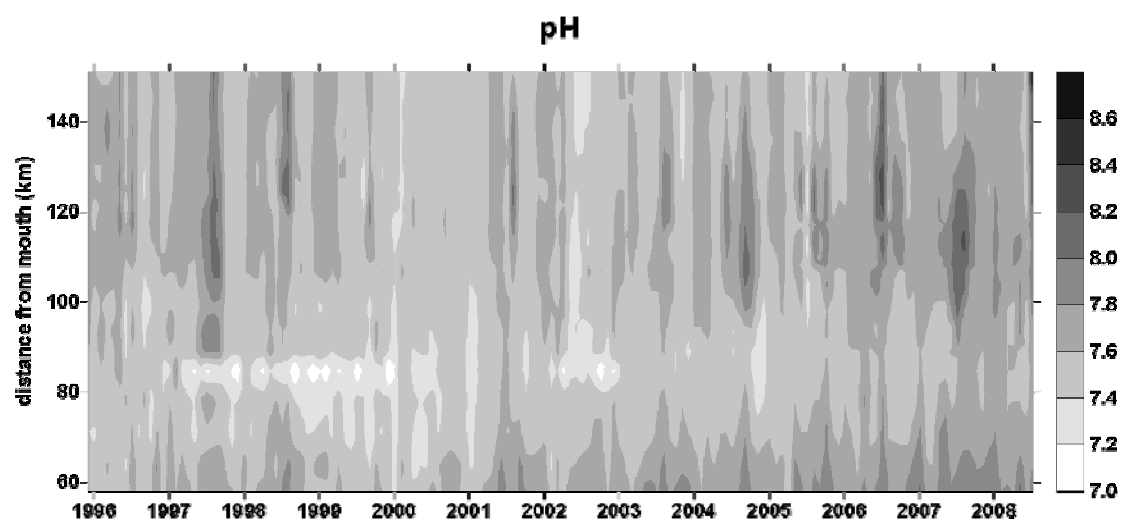
Surfer 3.2: Chlorideconcentratie (mM)



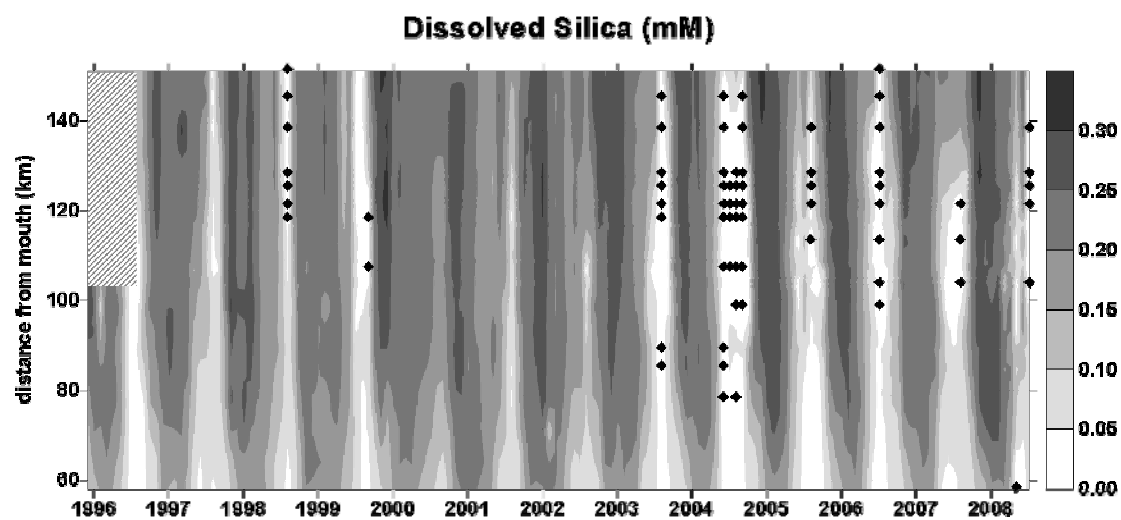
Surfer 3.3: Zuurstof (% verzadiging). De zwarte stippen duiden meetwaarden boven 100% (oververzadiging) aan.



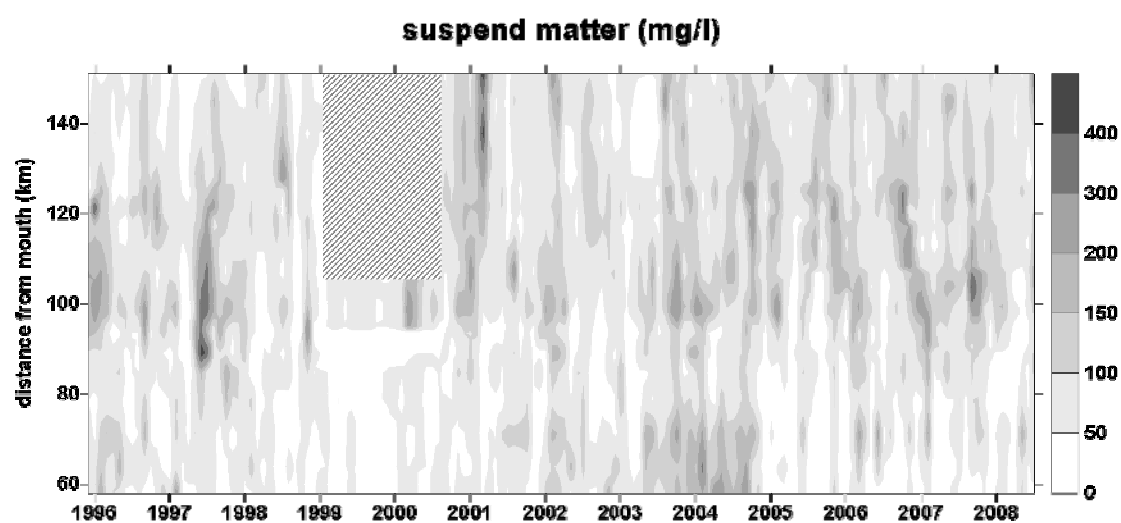
Surfer 3.4: Chlorofyl a (µg/l). De gearceerde zone duidt op een periode zonder data.



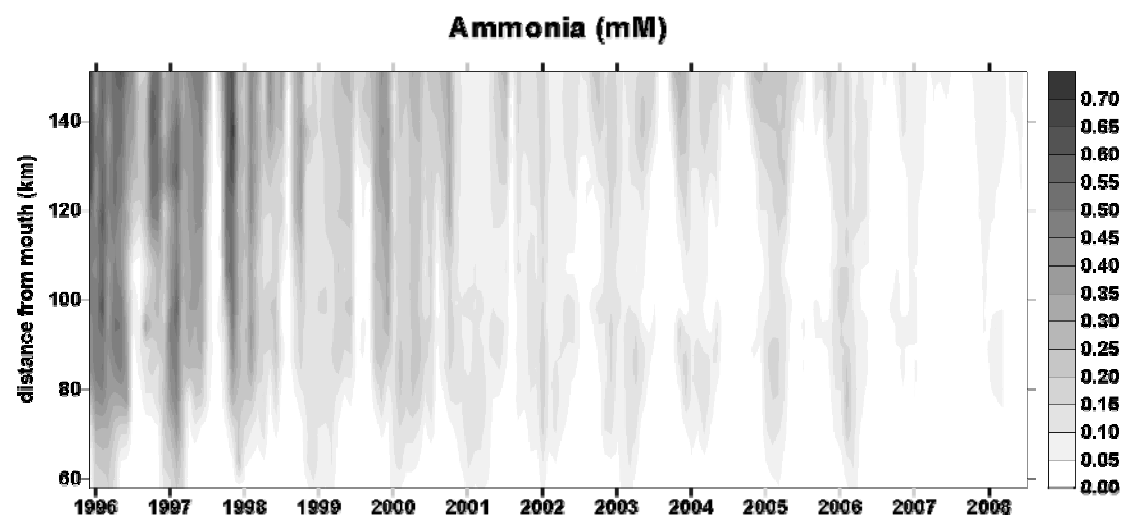
Surfer 3.5: Zuurtegraad (pH)



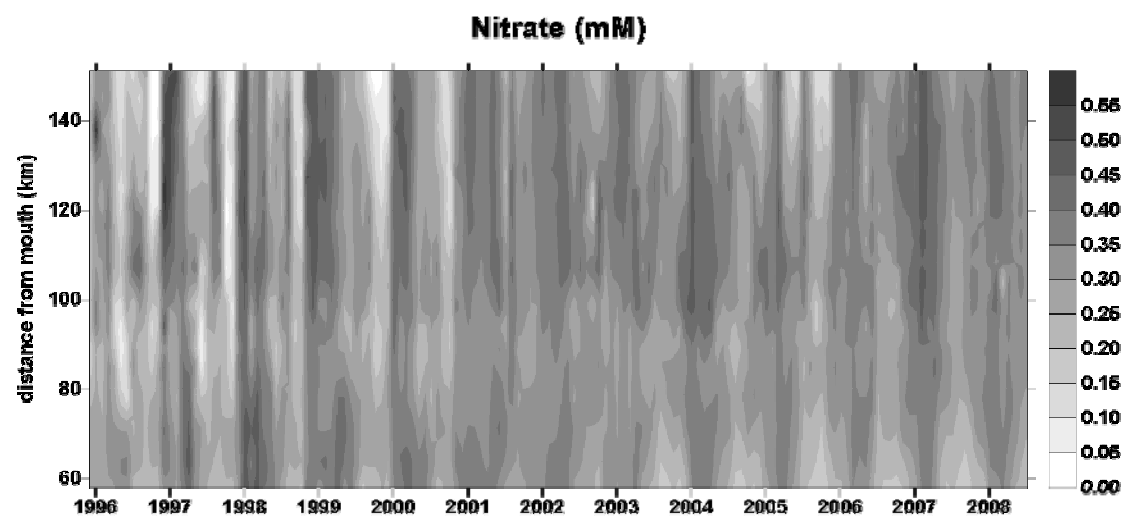
Surfer 3.6: Opgelost Silicium (DSi, mM). De zwarte stippen duiden op momenten met depletie (< 0.01 mM)



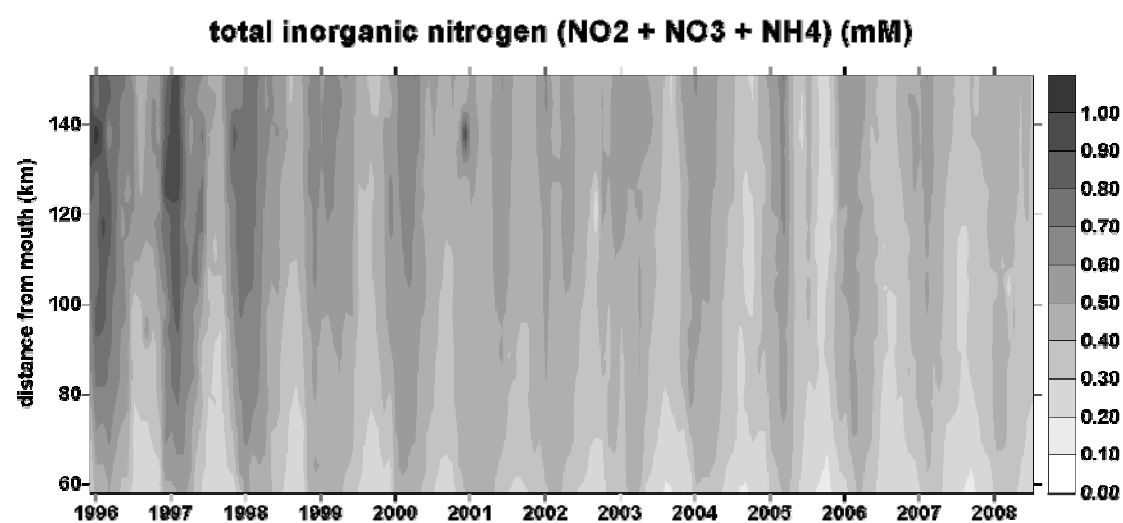
Surfer 3.7: Zwevende stof (mg/l) in de bovenste waterlaag



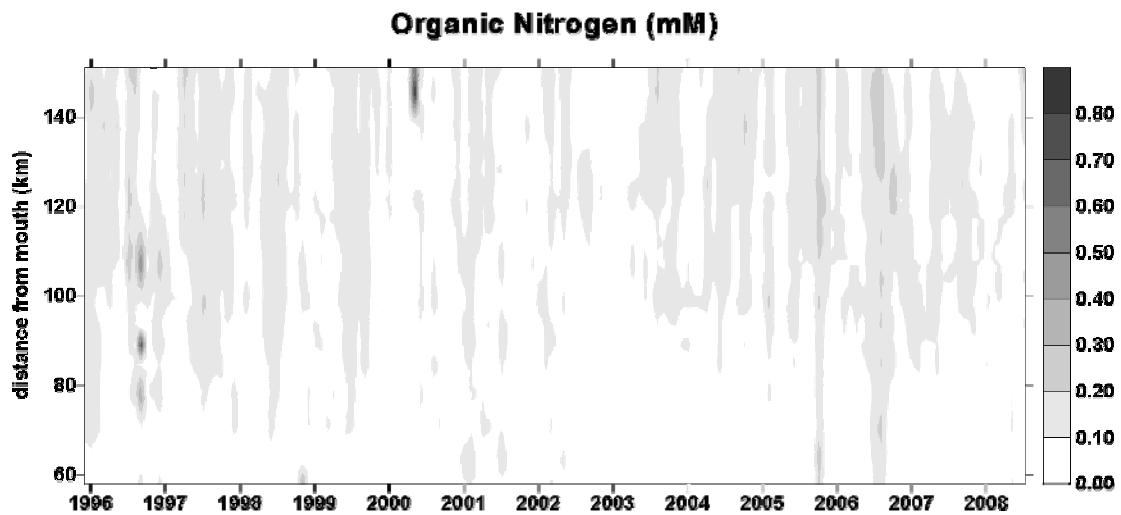
Surfer 3.8: Ammoniumstikstof (mM)



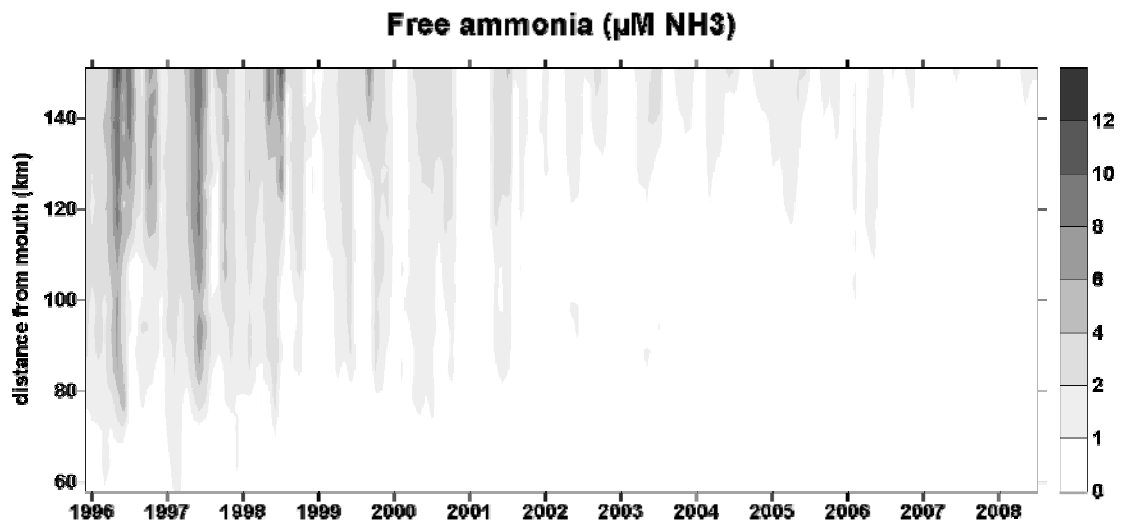
Surfer 3.9: nitraatstikstof (mM)



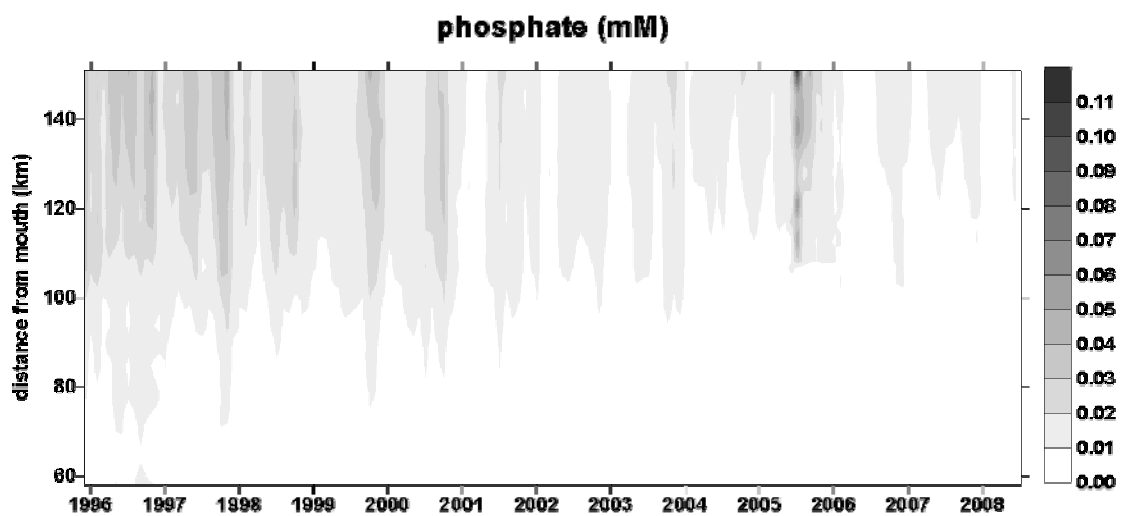
Surfer 3.10: Totaal opgeloste anorganische stikstof (mM) (ammonium + nitriet + nitraat)



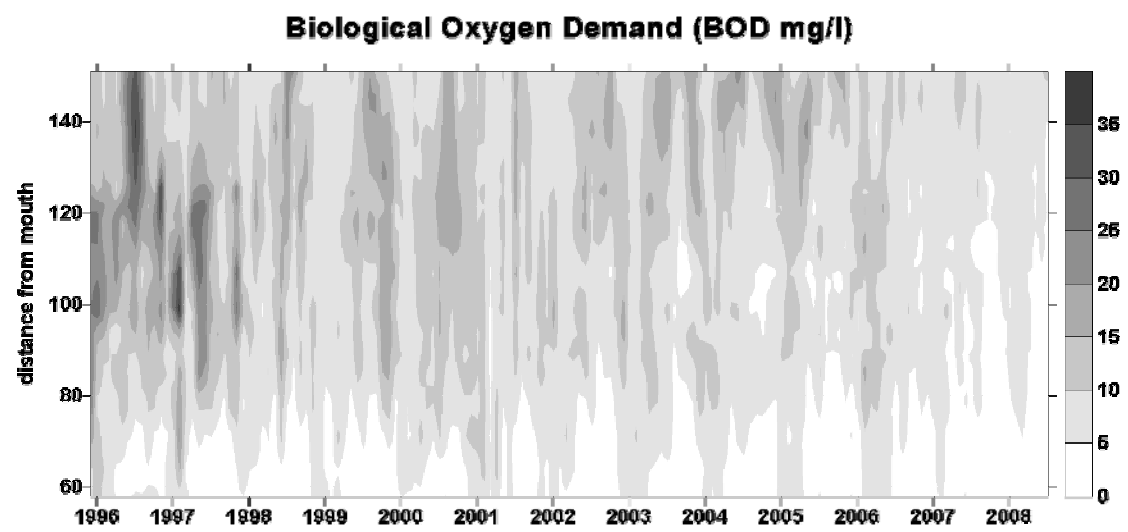
Surfer 3.11: Opgeloste organische stikstof (mM) (Kjehldal stikstof – ammonium)



Surfer 3.12: Ammoniak (μM , waarden berekend uit NH_4 , pH en temperatuur)



Surfer 3.13: Fosfaat (mM)



Surfer 3.14: Biologische zuurstofvraag (BOD₅)

Hoofdstuk 4. Koolstofcyclus in het Vlaams gedeelte van Schelde-estuarium

E. M. Chevalier
F. Dehairs
W. Baeyens

Eindverslag voor deelstudie 2 (perceel 2), periode juli 2007-juni 2008

Analytische en Milieuchemie (ANCH), Vrije Universiteit Brussel,
Pleinlaan 2, B-1050 Brussel

4.1. Introduction

This report presents the results obtained during the OMES campaigns from July 2007 to June 2008. Different parameters were measured after samplings along the Zeeschelde between the Dutch-Belgian border and Gent. The sampling campaigns occurred monthly in 15 different stations and 5 boundaries and occasionally, during three consecutive 13 hours campaigns in 3 stations.

The studied parameters include: particulate organic carbon (POC), particulate nitrogen (PN), total alkalinity (Talk) and the isotopic signature of dissolved inorganic carbon (DIC).

4.2. Materiel and methods

4.2.1. 4.2.1.Sampling

Sampling was carried out monthly at 15 stations in de Zeeschelde, as well as 5 stations in the mouth of the major tributaries being Rupel, Durme, Dender, Bovenschelde and Zandvliet from July 2007 to June 2008. Eight stations, located between km 58 and km 113 (i.e. distance from Vlissingen, = km 0), and the five tributaries were sampled day 1. Seven stations, located between km 118 and 151, were sampled day 2.

Surface water was sampled with a clean bucket. Subsamples of 12 mL were taken in duplicate in glass vials for later determination of the isotopic signature ($\delta^{13}\text{C}$) of dissolved inorganic carbon. 15 μL of a saturated HgCl_2 solution were added to inhibit all further biological activities. The vials were then sealed with adapted stopper avoiding headspace formation. Subsamples were also taken in clean polyethylene (PE) containers for particulate organic carbon and nitrogen. Well homogenised fractions (2/station) of 150 to 500 mL were subsequently filtered on board using pre-ashed (450°C) GF/F filters (Sartorius, 47 mm diameter). Filters were packed in Millipore Petri-dishes and stored at -20°C till later on-shore analysis. A part of the filtrat was stored at 6°C in 100 mL PE vials with 20 μL of HgCl_2 for total alkalinity.

4.2.2. Analysis

Total alkalinity was determined on 25 mL sample by automatic titration (Mettler-Toledo) using a standardised 0.01N HCl solution (Merck). The titration was conducted till the

bicarbonate end-point. The dissolved inorganic carbon content (DIC = sum of bicarbonate, carbonate and dissolved CO₂) and the partial pressure of CO₂ were calculated from these TAlk values and the pH data obtained on board, following Cai and Wang (1998).

For determination of the isotopic ratio of DIC, samples were prepared 12 hours before injection in a CN – Conflo – Isotopic Ratio Mass Spectrometer (IRMS) with the following method. 3 mL headspace volume was created in the serum vials by replacing water by He injected through the vial septum. Then 0.5 mL of *ortho*-phosphoric acid (99% crystal) was injected and the sample was left overnight for CO₂ extraction in the headspace to proceed. 300 µL of He-CO₂ mixture were injected through a GC sample port mounted between the reduction oven and the water trap of the Elemental Analyser (EA) IRMS system (single inlet Finnigan Mat Delta V Plus). Efficiency of the extraction was assessed via repeated analysis of aliquots of reference CO₂ gas. The ¹³C/¹²C isotopic ratio of DIC is presented in the results as a δ¹³C_{DIC} value, obtained by the following equation:

$$\delta^{13}C_{DIC} (sample) = \frac{\frac{^{13}C}{^{12}C} sample - \frac{^{13}C}{^{12}C} std}{\frac{^{13}C}{^{12}C} std} \times 1000 = \pm \text{ ‰ } ,$$

where std is an international standard PDB (PeeDee Belemnite) for carbon.

Filters were thawed and dried at 50°C till constant weight over night. To assess the organic C and N contents and isotopic ratios, portions of 12 mm diameter discs were cut-out from these filters and left 4 hours in contact of HCl vapour in a evacuated container to remove carbonates. These filters discs were subsequently dried at 50°C for few minutes and then, packed in tin cups. Blank filters were subjected to the same treatment. Weights amounts of acetanilide, nitrogen standard and carbon standard were used for further determination of POC/PN concentrations, δ¹³C_{POC} and δ¹⁵N_{PN} respectively. The tin cups containing either the samples, blanks or standards are then ready for analysis on the EA-IRMS system.

4.3. Results

To have a better view of the longitudinal evolution of the different parameters along the studied transect, the monthly results were regrouped by seasons when they showed the same profile.

4.3.1. Total alkalinity (TAlk)

Figure 4.1 presents the spatial evolution of total alkalinity at three seasons during the period 2007-2008.

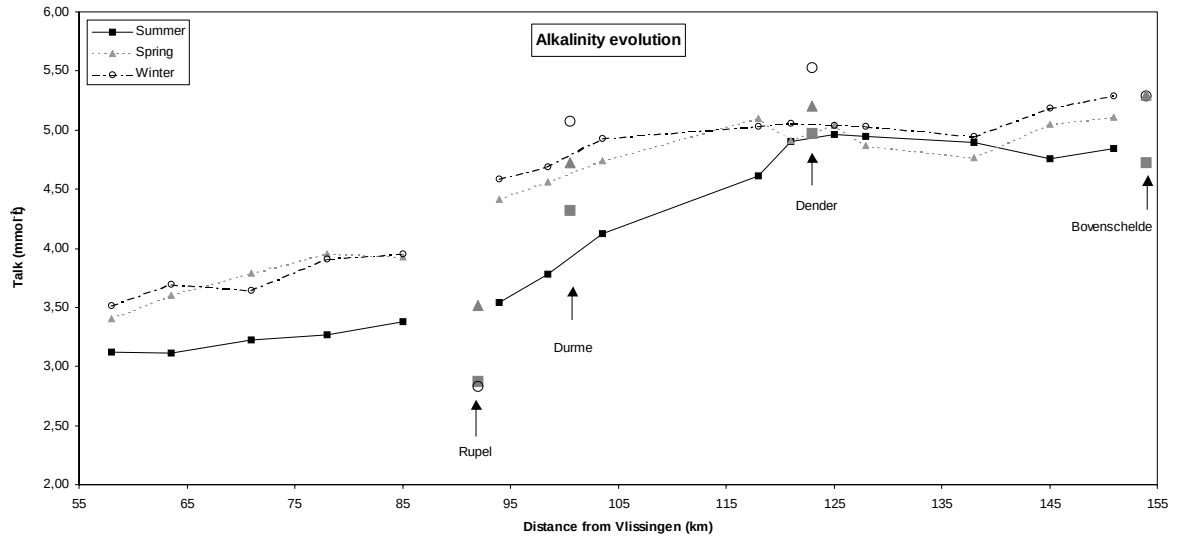


Figure 4.1 Spatial evolution of TALK (mmol L⁻¹) at three seasons during the period 2007-2008. Winter regroups November 2007, December 2007 and January 2008. Spring regroups April 2008 and May 2008, Summer regroups July, August and September 2007.

We observe that the TALK values follow the same pattern in winter and in spring, but also in summer in the freshwater zone from km125. The main difference occurred in summer from km 55 to km 120. In this zone, the TALK values are lower than in the other zones and seasons. This decrease in TALK can be the result of nitrification (i.e. nitrate production from ammonium).

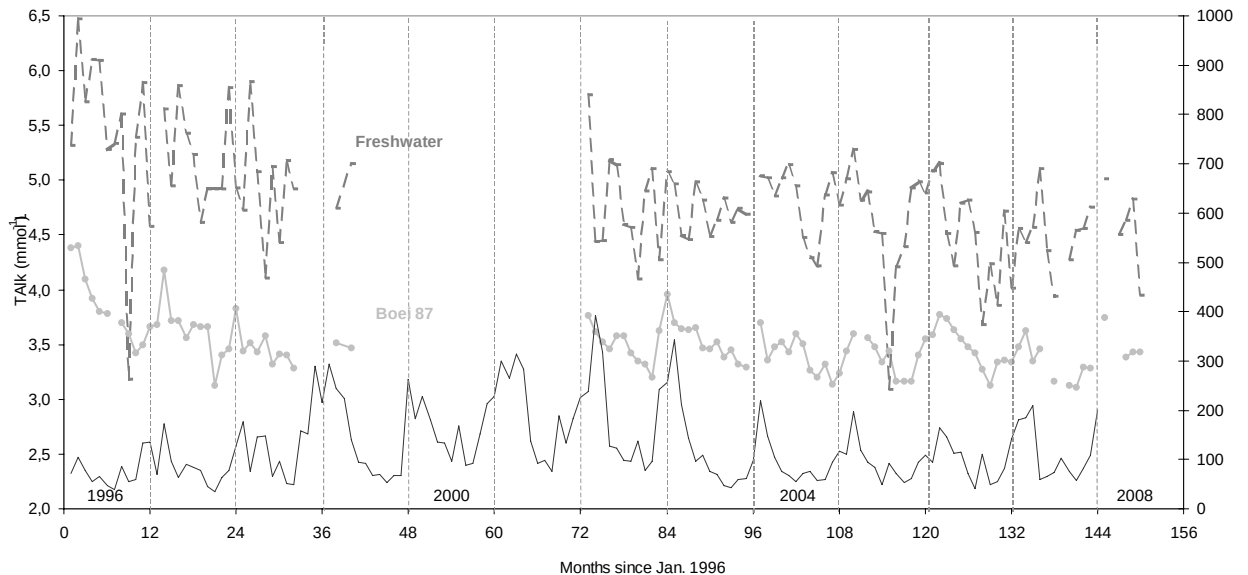


Figure 4.2. Temporal evolution of TALK (mmol L⁻¹) between Dec. 1995 and Jun. 2008 in the freshwater zone and in a marine station (Boei 87). The discharge (m³ s⁻¹) is also represented since January 1996.

The long term evolution of $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ in all zones show a slight trend of decrease over the successive years (Figure 4.2). This can be attributed to enhanced nitrification activity in the Scheldt, probably due to the improvement of the oxygenation of the river and estuary (Brion and Billen, 2000; Brion et al., 2000). In the Rupel, this trend is less visible.

4.3.2. $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$

The spatial evolution of $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ at two different seasons is shown in Figure 3. In winter, the water in the zone from km 85 to km 155 has an average isotopic signature of about -13.2‰ . This value approaches the one from the groundwater that has its DIC system control in equal parts by carbonate dissolution (isotopic signature close to 0‰) and heterotrophic respiration on soil C-3 organic matter (isotopic signature close to -27‰). In the oligohaline zone (from km 55 to km 78), the $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ values are less negative due to the mixing with marine water which has higher values.

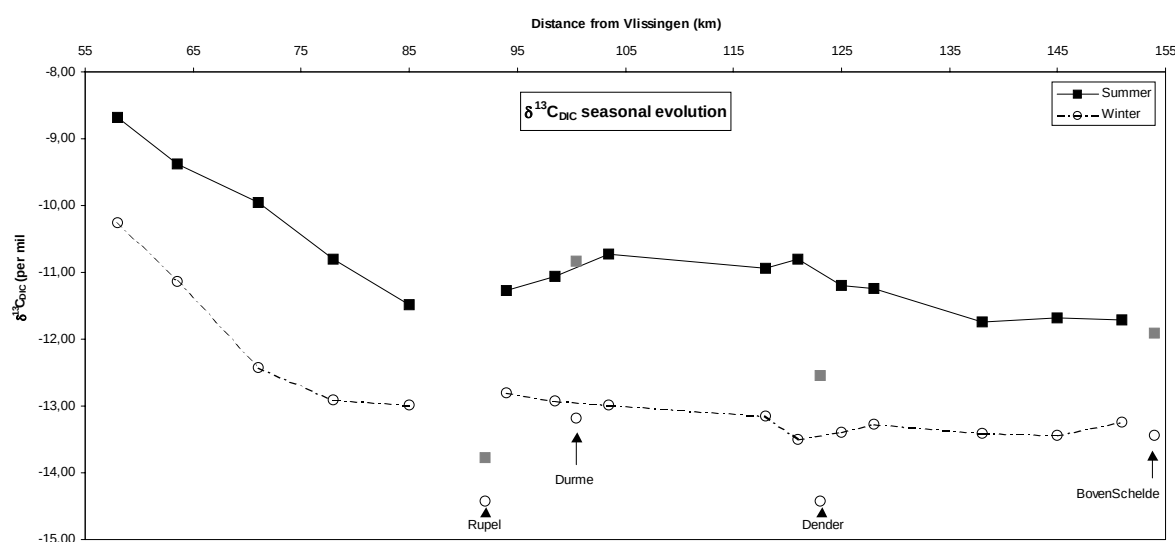


Figure 4.3. Spatial evolution of $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ (‰) along the Scheldt transect at two different seasons. Winter regroups November, December 2007 and January 2008. Summer regroups July, August and September 2007.

This signal is also influenced by all processes occurring in rivers, by instance, the biological activities (carbon uptake and release). There is a correlation between $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ and Chlorophyll *a* content (Figure A, 4.6 Annexes). During the C-fixation by plants (photosynthesis), $^{12}\text{C}-\text{CO}_2$ is preferentially incorporate. As a result, the DIC pool in the water becomes relatively enriched in ^{13}C and the $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ observed in summer show less negative values. This effect is observed along the whole transect whereas the main phytoplanktonic bloom occurred in the freshwater zone.

The isotopic values observed in Rupel are lower than in the other zones, but, in contrary to 2006, we can see that there is, in 2007 and 2008, a difference between summer and winter in Rupel, probably due to photosynthetic activity in summer. However, the respiration still prevails over primary production. The values obtained in Durme and Bovenschelde are very close to the one measured in the Scheldt in the same zone.

However, in Dender, we observed, as in Rupel, lower values in the tributary than in the Scheldt.

4.3.3. $\delta^{13}\text{C}_{\text{POC}}$ and POC

Figure 4.4 represents an overview of the major potential sources of POC that can explain the isotopic signature.

Two major sources of POC can be distinguished:

allochthonous source

This source regroups the natural terrestrial carbon (mainly C_3 plants in temperate zones) and the anthropogenic carbon (domestic and industrial wastes). For this last source, Middelburg & Nieuwenhuize (1998) found a $\delta^{13}\text{C}_{\text{POC}}$ of about -26‰ .

autochthonous source

This source regroups the *in situ* produced organic matter (phytoplankton and derivatives).

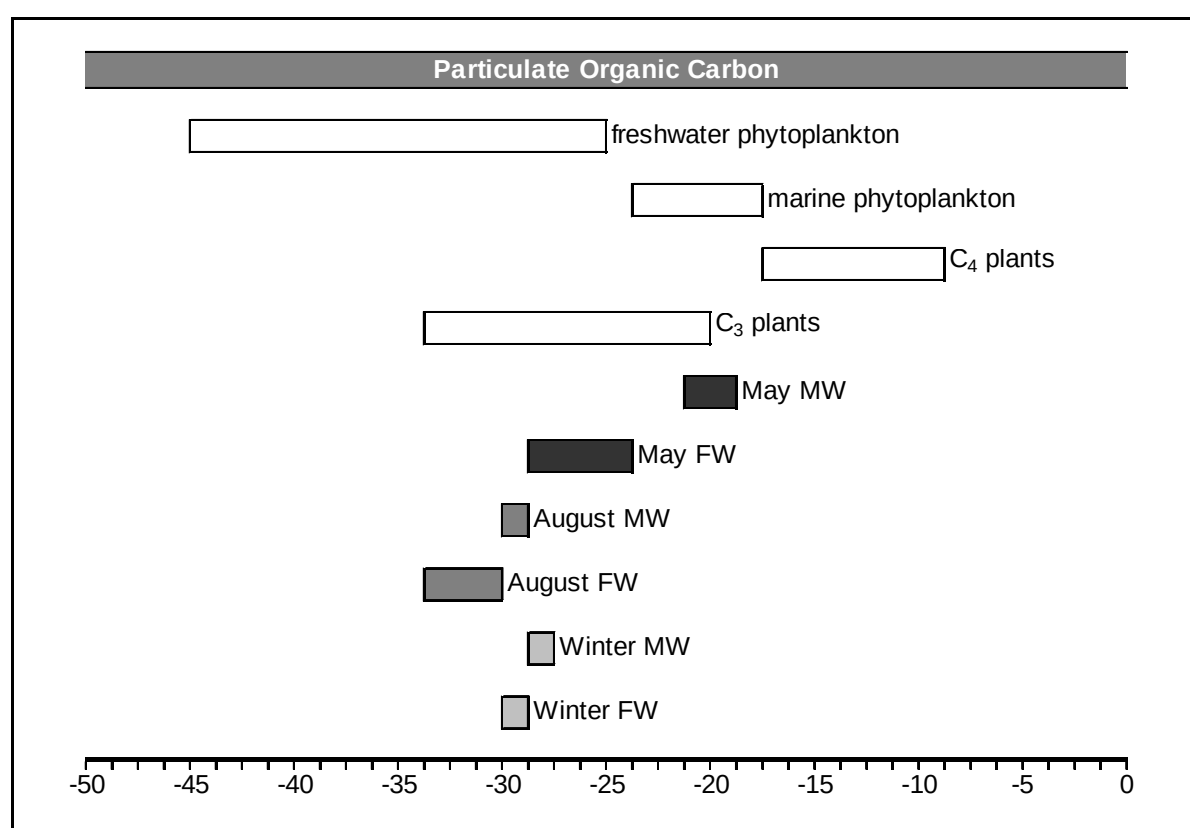


Figure 4.4. Values of $\delta^{13}\text{C}$ (‰) of possible sources of POC. Black bars: measured values. White bars: values for the literature. MW corresponds to the oligohaline zone (highly influenced by marine water). FW corresponds to the Freshwater zone. Winter regroups November, December 2007 and January 2008.

From the measured values obtained, we can see that the isotopic signatures of POC in winter are close in the oligohaline zone and in the freshwater zone. In this period, the Chlorophyll *a* content is very low to absent all over the transect. However, the SPM are higher in the freshwater zone.

In August 2007, $\delta^{13}\text{C}_{\text{POC}}$ is lower in the oligohaline zone and close to the values obtained in winter. In this zone, Chlorophyll *a* concentrations and SPM remain low, whereas in

Freshwater, high concentrations of Chlorophyll a and POC are observed. At this period of the year, the POC content is partly composed from phytoplankton. The signature is so more negative than in the oligohaline zone.

In May 2008, a phytoplanktonic bloom is observed in the Freshwater zone but this time, also in the oligohaline zone. The POC isotopic signature in this last zone is influenced by the isotopic signature of marine phytoplankton (higher values).

In general, we observed a good correlation between SPM and POC (Figures B, C, 4.6 Annexes).

4.4. 13hrs measurements

4.4.1. Sampling

The 13hrs experiments were carried out during three consecutive days respectively in Schellebelle, Boom and Kruibeke, the 28, 29 and 30th August 2007. During these experiments, several parameters including $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$, POC, PN and TAlk were sampled at different times of the tide.

The sampling procedure is the same as the one described in 4.2.1., except that we sampled at the same place every hours. The analyses of the different parameters are described in 4.2.2.

4.4.2. Results

From these 13 hours experiments, we can notice that the total alkalinity is mainly affected by a dilution effect. The values obtained at high tide are lower than the one at low tide in Kruibeke and Schellebelle. In the Rupel, it is the contrary.

In Kruibeke, the $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ fluctuates in function of the mixing between marine water and riverine water. The marine water has less negative isotopic values than riverine water. At high tide, we observed thus that $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ values are higher than at low tide. The same effect is visible in Schellebelle but with a lower difference between high and low tides. In Rupel, the trend is the same but the difference between high tide and low tide is higher than in the two other sites. We have already shown in the monthly monitoring, that the DIC isotopic signal in Rupel is always lower than in the other stations.

For $\delta^{13}\text{C}_{\text{POC}}$ values, we observed the same trend in Kruibeke and Schellebelle but this time again with a lower magnitude in Schellebelle. The influence of freshwater phytoplankton in the POC isotopic signature is higher at low tide than at high tide. In the Rupel, we obtained less negative values at low tide. This can be due to the influence of anthropogenic carbon (domestic or industrial waste).

4.5. References

- Brion, N. and G. Billen, 2000. Wastewater as a source of nitrifying bacteria in river systems: the case of River Seine downstream from Paris, *Water Research*, 34, 3213-3221.
- Brion, N., G. Billen, L. Guezennec and A. Ficht, 2000. Distribution of nitrifying activity in the Seine River (France) and its estuary, *Estuaries*, 23, 669-682.

- Cai W.J. and Y. Wang, 1998. The chemistry, fluxes and sources of carbon dioxide in estuarine waters of the Satilla and Altamaha Rivers, Georgia, *Limnology and Oceanography*, 43, 657-668.
- Hellings L., 2000. Origin and fate of dissolved inorganic and particulate organic carbon in a highly polluted estuary (The Scheldt) as traced by stable carbon isotopes, Doctoral Thesis, Vrije Universiteit Brussel, 210pp.
- Hellings L., F. Dehairs, M. Tackx, W. Baeyens and E. Keppens, 1999. Origin and fate of organic carbon in the freshwater part of the Scheldt estuary as traced by stable carbon isotope composition, *Biogeochemistry*, 47, 167-186.
- Hellings L., K. Van Den Driessche, W. Baeyens, E. Keppens and F. Dehairs, 2000. Stable carbon isotope tracking of the dissolved inorganic carbon sources in interstitial waters of freshwater intertidal areas of a highly polluted estuary, *Biogeochemistry*, 51, 141-160.
- Middelburg J. and J. Nieuwenhuize, 1998. Carbon and nitrogen stable isotopes in suspended matter and sediments from the Schelde Estuary, *Marine Chemistry*, 60, 217-225.

4.6. Annexes

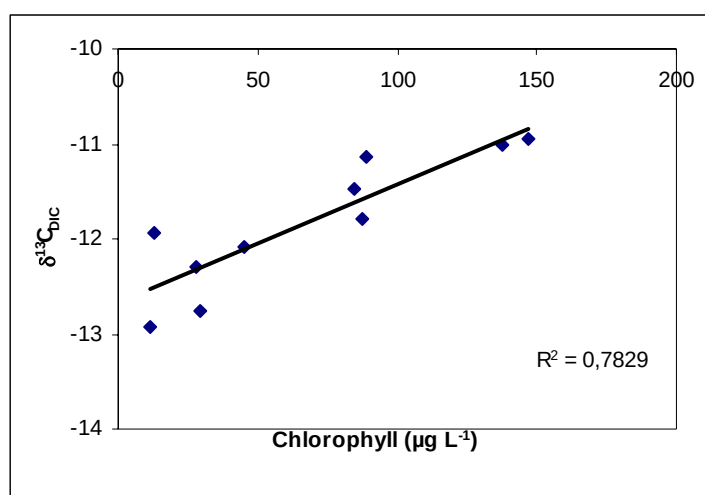


Figure A : Correlation between $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ and Chlorophyll *a* content.

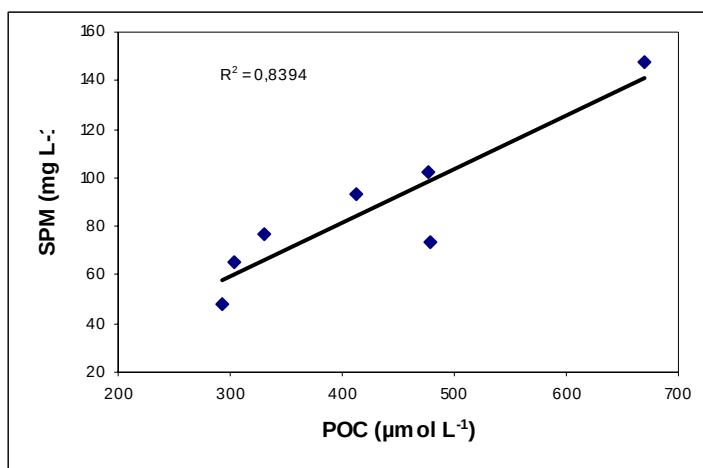


Figure B: Correlation between averaged values of SPM and POC.

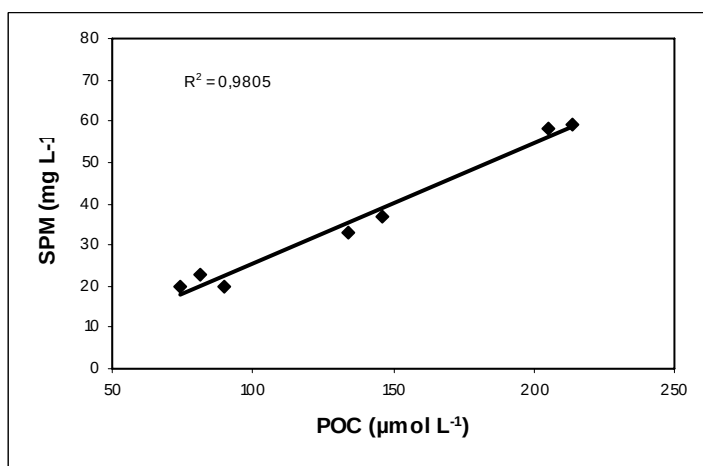


Figure C: Correlation between SPM and POC in station Boei 87.

Hoofdstuk 5. Zwevende stof in het Vlaamse deel van het Schelde estuarium

Suspended Matter in the Schelde Estuary between Gent and the Belgian-Dutch border (June 2007 – June 2008)

Margaret Chen
Stanislas Wartel
Florimond de Smedt
Edward Van den Storme

Eindverslag voor deelstudie 3 (perceel 3, partim), periode juni 2007-juni 2008

Perceel 3 – Partim:
Vakgroep Hydrologie en Waterbouwkunde
Vrije Universiteit Brussel
(HYDR-VUB)

5.1. Introduction

This report describes the observations and measurements performed in fulfillment of the contract: *Onderzoek naar de gevolgen van het Sigmaplan, baggeractiviteiten en havenuitbreiding in de Zeeschelde op het milieu – Studie: Sediment en Zwevende Stof.*

name	description	km from Vlissingen	station code	OMES compartiment
Belgian-Dutch border	Noordzeeterminal	58	9.1	9
Liefkenshoek	Liefkenshoektunnel	63.5	10.1	10
Melsele	Punt van Melsele	71	11.1	11
Antwerpen	Steen	78	12.1	12
Kruibeke (*)	veer	85	13.1	13
Steendorp	kerk	94	14.1	14
Boom	Rupel, spoorbrug	98	none	none
Temse	ponton	98	14.2	14
Lippenbroek (*)	Hamme (Driegoten)	104	15.1	15
Baasrode	ponton	113	15.3	15
Dendermonde	brug	121	16.2	16
St. Onolfs	bocht v Damme	125	17.1	17
Appels	veer	128	17.2	17
Uitbergen	brug	138	18.1	18
Wetteren	baanbrug	145	19.1	19
Melle	brug	151	20.1	20

Table 5.1. Measuring stations in the Zeeschelde and the Rupel River. Note*: measuring stations at both sides, right and left bank, of the channel.

Monthly observations of suspended matter concentration (SMC), current velocity and salinity distribution through the water column were performed between the Belgian-

Dutch border and Gent at 16 stations located in the Schelde main channel (Table 5.1). The stations Bazel, Mariekerke and Vlassenbroek were abandoned from June 2005 on and replaced by the stations Lippenbroek, Baasrode and Boom (a station in the Rupel river).

Next to the monthly observations several complete tide measurements were performed near Schellebelle, Lippenbroek, Kruibeke and Boom. The measured parameters were suspended matter concentration, current velocity and salinity.

5.2. Methodology

5.2.1. Field sampling of suspended matter

Samples for the measurement of the suspended matter concentration were taken by pumping water from 5 predefined depths (10%, 25%, 50%, 75% and 90% of the actual water depth) and collecting water in PVC bottles of 250 ml. In order to minimize biochemical processes the bottles were immediately stored in a cooler box and, after transport to the laboratory, stored in a dark room at about 4°C till further analyses. Total suspended sediment was collected on pre-weighed 0.45 µm sterile membrane filters (Whatman WCN type filters, Cat. No 7141-114) and dried at 105°C before weighing. Salts were removed by rinsing the filters for at least 3 times with at least 50 ml of demineralised water.

Samples for grain-size analyses were collected respectively during maximum ebb and flood current using a centrifuge with continuous flow for about an hour.

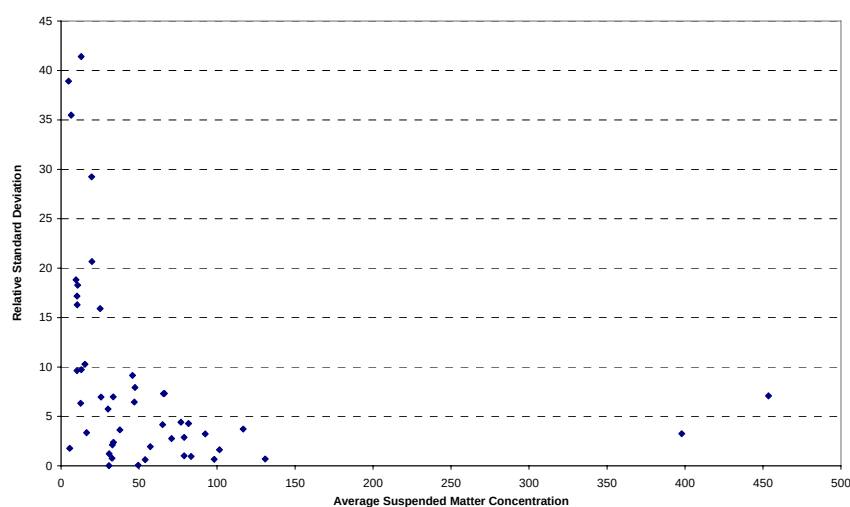


Figure 5.1. Percent standard deviation observed in test samples as a function of concentration of suspended particulate matter in g m^{-3} .

The measured suspended matter concentrations in the Schelde estuary are far from homogeneous. It varies with the tide along the estuary in depth as well as over the cross section. Therefore knowing the accuracy of the measuring method is important. The accuracy of the sampling technique was tested on 52 samples taken in twofold on different occasions and at several sampling sites. The suspended matter concentration of these test samples varied from a few milligrams to 476 mg per litre covering the range of concentrations commonly observed in the river (Figure 5.1). It could be calculated from these data that the average standard deviation is around 9%. The largest relative deviations (up to 40%) are observed in samples containing less than 25 g m^{-3} .

5.2.2. Field measurement of turbidity

The turbidity of the water is an indicative indirect method to measure the amount of suspended matter available in the water column. The turbidity is obtained by measuring the light reflection of a red laser beam. When the reflected light hits the surface of a detector a small electrical current is generated. This current, expressed in millivolt, is recorded together with the date, the time and the water depth. In practice two sensors are used: one for low SM concentrations (below 0.5 gram per liter) and one for high SM concentrations (up to several gram per liter). At every campaign both sensors are calibrated with the SM concentration obtained from water samples as described in the pervious section "Field sampling of suspended matter".

5.2.3. Field measurement of water velocity

Water velocities were measured at every sampling depth using either a calibrated OTT current meter or a VALEPORT model 802 two-axis electromagnetic current meter with underwater housing. The VALEPORT current meter measures the flow by an electromagnetic sensor that uses the Faraday principle to measure the flow past the sensor in two orthogonal axes. The magnetic field is generated within the sensor by a coil, and the electronics detect the signal generated across two pair of electrodes, one pair for each axis. The VALEPORT current meter is set at a data rate of 16 records per second. Each measurement is averaged over a time interval of 1 minute.

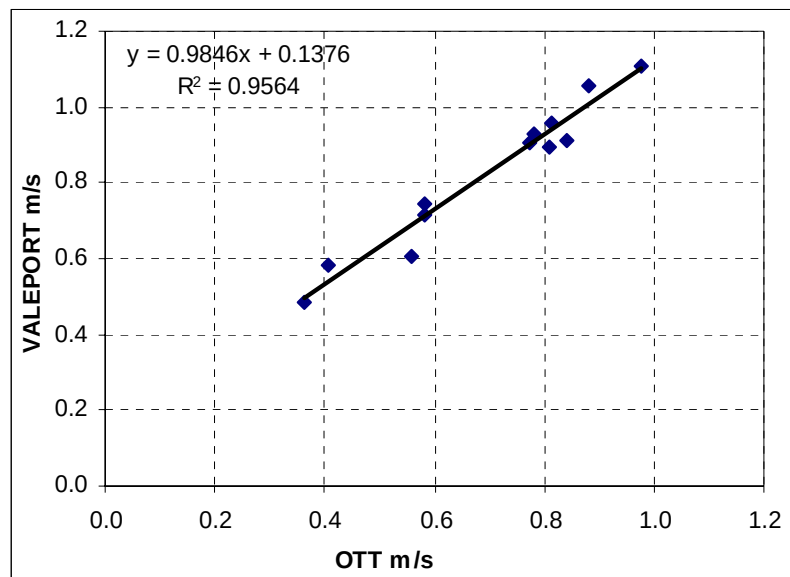


Figure 5.2. Comparison of the current velocity simultaneously recorded by an electromagnetic VALEPORT- (x-axis) and a propeller type OTT (y-axis) current meter. The full line is the linear regression of the data.

A series of measurements was performed with the OTT current meter and the VALEPORT model 802 current-meter mounted next to each other on the same underwater frame, ballasted with a streamlined weight of 100 kg. The VALEPORT current meter was set at a data rate of 16 records per second. The recording time for both meters was set at 1 minute.

Figure 5.2 shows a comparison of the output of both meters. The data suggests that both instruments give very comparable outputs.

Salinity was calculated using the electrical conductivity of the water measured at every sampling depth using a WTW LF325 conductivity meter. The salinity is expressed in Practical Salinity Units according to the UNESCO technical paper n°36 (Unesco, 1981).

5.2.4. Grain-size analyses

Samples were analyzed using dry sieving for the fractions $> 75 \mu\text{m}$ and the Sedigraph method for the fractions between $75 \mu\text{m}$ and $1.6 \mu\text{m}$. A thorough description of the method is given in (Wartel and Chen, 2002).

5.3. Concentration and behavior of suspended matter

5.3.1. Surface plots of monthly observations

An overview of the monthly SMC observations is given as surface plots. It shall be noted that the data presented in the distance versus monthly SMC surface plots were obtained at different moments of the tide. The surface plot of SMC monthly observations does not give an image of the suspended matter concentration at a given time in the estuary but it gives the suspended matter concentration at the time of sampling. One of the advantages of this type of plot is that it projects somehow the distributions and the variations of large data sets collected through the years.

The surface plots of SMC are shown for two depth-layers, the near bottom layer or the lowermost 10% of the water column and the near-surface layer or the uppermost 10% of the water column. These two depth-layers are selected because SMC at the near-bottom layer illustrates possible resuspension of recently deposited sediment, and SMC at the near-surface layer is important for many biological and chemical aspects of water and it may play an important role with respect to inundation areas.

The monthly suspended matter concentrations in the lowermost 10% of the water column for the period 2002 to June 2008 versus distance from Vlissingen (NL) are given in the Figure 5.3. The SMC varies from less than 100 g m^{-3} to more than 2000 g m^{-3} . It can be observed that at a given location the SMC shows an alternation of periods with low concentration and periods with high concentration. These periods do not exactly match the seasonal variation. This is to some extent due to the sampling program which does not consider tidal moment. In spite of this shortcoming the distance-time-SMC plot for the period 2002-2008 shows some important information. A zone with recurring high SMC existed between 58 km (Belgian-Dutch border) and 82 km (Kruikeke). This is especially pronounced for the period 2002-2003 when SMC exceeding 500 g m^{-3} was frequently observed. Between 2005 and June 2008, only the first half of 2006 SMC showed concentrations above 500 g m^{-3} . However, it is worth noting that periods of high SMC were observed in 2006 in the upper part of the estuary (roughly between 120 km and 150 km). Also a zone, between 82 km and 120 km, with high SMC (exceeding 300 g m^{-3}) observed more frequently from 2002 to 2007.

The monthly suspended matter concentrations in the uppermost 10% of the water column for the period 2002 to 2007 versus distance from Vlissingen (NL) are given in

the Figure 5.4. The observed SMC ranged from less than 100 g m^{-3} to more than 800 g m^{-3} . Between the Belgian-Dutch border (58 km) and the Rupel mouth (90 km) SMC exceeding 100 g m^{-3} and up to 200 g m^{-3} were occasionally observed in the period 2002-2004. However, from 2005 till the first half of 2008, the SMC hardly exceeded 100 g m^{-3} . It is worth noting that, from the second half of 2004 till June 2008 in the upper part of the estuary, the SMC was most of the time above 100 g m^{-3} and even occasionally exceeded 500 g m^{-3} in 2006.

The total suspended matter flux, based on the depth averaged suspended matter concentration and the current velocity, gives the amount of suspended matter that is passing by a given section per unit surface and time calculated from the monthly observations. They vary from less than $1 \text{ kg m}^{-1} \text{ s}^{-1}$ to more than $4 \text{ kg m}^{-1} \text{ s}^{-1}$ (Figure 5.5).

A surface plot of the total suspended matter flux as a function of distance to Vlissingen is given in the figure 5. The largest SM fluxes (exceeding $2 \text{ kg m}^{-1} \text{ s}^{-1}$) occurred in a zone between 50 km and 100 km, except for the second half of 2004 and in 2005 when SM fluxes were remarkably low. In general, between 100 km and 155 km, SM fluxes were low (below $2 \text{ kg m}^{-1} \text{ s}^{-1}$), except for the winter 2003 to 2004 and the mid year of 2006, when SM fluxes exceeding $2 \text{ kg m}^{-1} \text{ s}^{-1}$ occurred.

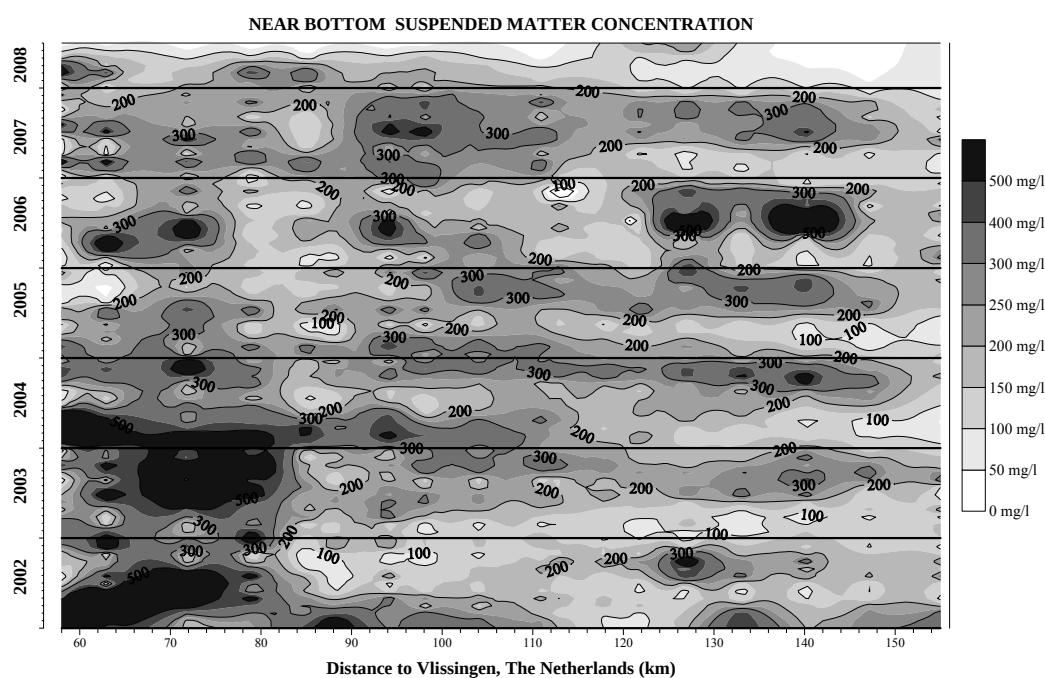


Figure 5.3. Monthly observation of suspended matter concentrations in the lower 10% of the water column.

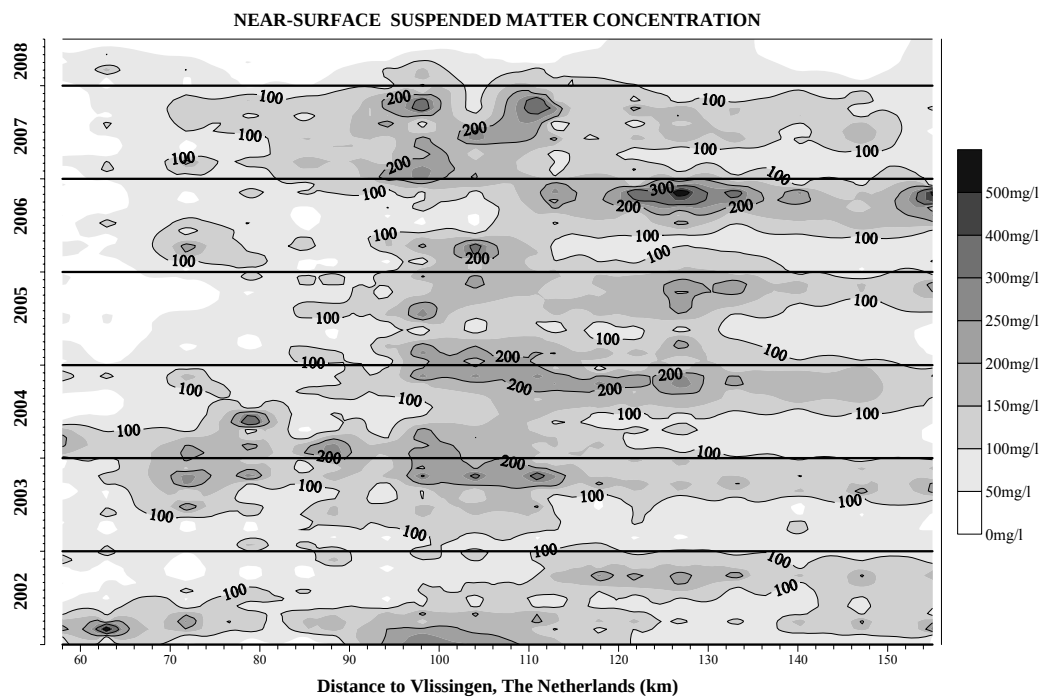


Figure 5.4. Monthly observation of suspended matter concentrations in the uppermost 10% of the water column.

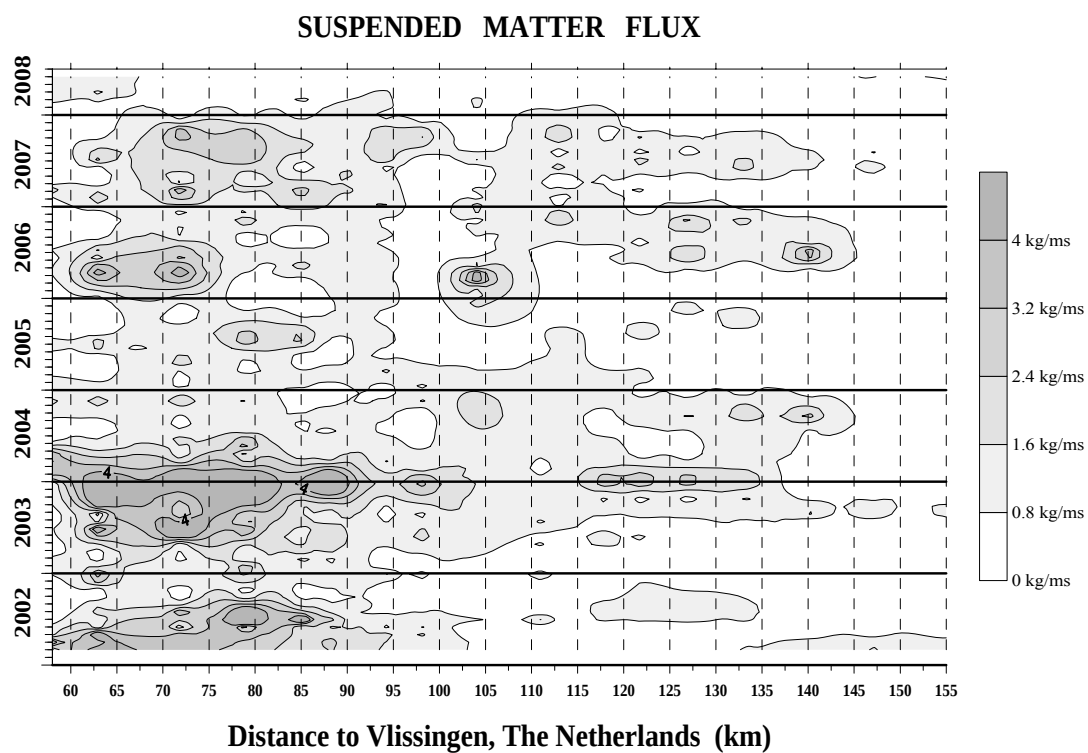


Figure 5.5. Suspended Matter Flux ($\text{kg m}^{-1} \text{s}^{-1}$) in whole water column.

5.3.2. Longitudinal average concentrations of suspended matter

Monthly measurements of suspended matter concentration between June 2007 and June 2008 were analysed. The average suspended matter concentrations at each station in 2007 are summarized in the tables 5.2 and 5.3 comparing to the averages of the values obtained from the previous monitoring measurements from 2002 to 2006.

station #	station	km	2007	2002-2006
9.1	Belgian-Dutch border	58	26	72
10.1	Liefkenshoek	64	69	69
11.2	Melsele	71	99	108
12.1	Antwerpen	78	96	101
13.1	Kruikebe	85	128	89
13.2	Bazel	89		109
14.1	Steendorp	94	173	103
14.2	Temse	98	206	153
15.1	Lippenbroek	104	189	153
15.2	Mariekerke	107		155
15.3	Baasrode	113	153	152
16.1	Vlassenbroek	118		132
16.2	Dendermonde	121	120	139
17.1	St. Onolfs	125	125	146
17.2	Appels	128	110	123
18.1	Uitbergen	138	93	114
19.1	Wetteren	145	117	113
20.1	Melle	151	66	106

Table 5.2. Average suspended matter concentrations in g m⁻³ at the near-surface layer for 2007 and for the period 2002-2006. Stations Bazel, Mariekerke and Vlassenbroek were not sampled in 2007.

The near-surface suspended matter averages were lower for the year 2007 than for the period 2002-2006 between Zandvliet and Antwerpen (Table 2). Between Kruikebe and Lippenbroek an increase in the SMC was observed, especially at Temse. From Baasrode to Melle lower suspended matter concentrations were observed in 2007 than the average for the period 2002-2006, except for the station at Wetteren where no change was observed.

The near-bottom suspended matter averages showed a similar trend comparing to the near surface values (Tables 2 and 3). Comparing to the period 2002-2006, the SMC values in 2007 were a bit lower between the Belgian-Dutch border and Antwerp but notably higher between Kruikebe and Lippenbroek. Comparing the period 2002-2006 to 2007 in the upper part of the estuary, the SMC values in 2007 were a bit lower between Baasrode and St. Onolfs, and were slightly higher between Appels and Wetteren, and then dropped to lower value at Melle.

station #	station	km	2007	2002-2006
9.1	Belgian-Dutch border	58	249	249
10.1	Liefkenshoek	64	339	363
11.1	Melsele	71	263	438
12.1	Antwerpen	78	257	331
13.1	Kruibeke	85	257	204
13.2	Bazel	89		202
14.1	Steendorp	94	340	270
14.2	Temse	99	345	213
15.1	Lippenbroek	104	290	213
15.2	Mariekerke	107		229
15.3	Baasrode	113	211	242
16.1	Vlassenbroek	118		180
16.2	Dendermonde	121	189	188
17.1	St. Onolfs	125	204	215
17.2	Appels	128	227	204
18.1	Uitbergen	138	256	216
19.1	Wetteren	145	183	175
20.1	Melle	151	124	150

Table 5.3. Average suspended matter concentrations in g m⁻³ at the near-bottom layer for 2007 and for the period 2002-2006. Stations Bazel, Mariekerke and Vlassenbroek were not sampled in 2007.

The average suspended matter concentrations for the year 2007 are also compared to the average values obtained from the monitoring campaign in 2002, for both near-surface layer SMC concentrations (Figure 5.6) and near-bottom ones (Figure 5.7).

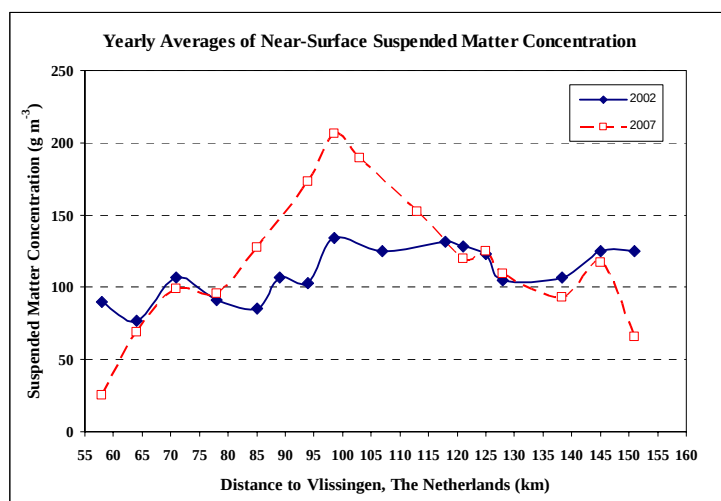


Figure 5.6. Near-surface average suspended matter concentration 2007 versus 2002.

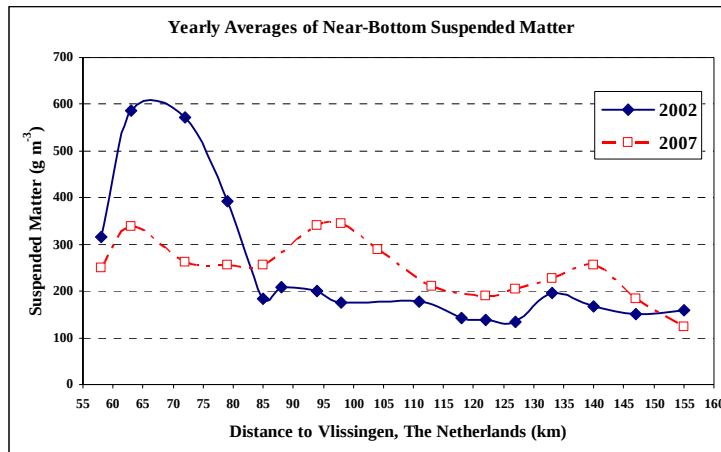


Figure 5.7. Near-bottom suspended matter concentration 2007 versus 2002.

In the upper part of the water column, the average SMC showed an increase between Kruike and Baasrode and remained more or less unchanged upstream of Baasrode except for the station at Melle where low values were observed (Figure 6). In the lower part of the water column, the average SMC showed a clearly decrease trend in the area downstream of the Rupel mouth and an increase trend upstream of the Rupel mouth (Figure 7). The average SMC results indicate that a trend of an upward shifting of high suspended matter concentrations, which was already observed in 2006 (see OMES report 2006), is continuing. The reasons for this probable trend need to be further investigated.

5.3.3. Relationship between surface suspended matter concentration and depth integrated suspended matter flux

The depth integrated suspended matter flux at a given moment and at a given location is calculated based on the depth integrated SMC and the depth integrated water velocity. A low correlation ($r^2 = 0.19$) was obtained. The results show that there is a very poor or no correlation between surface suspended matter concentration and depth integrated suspended matter flux at a given moment and at a given location between the Belgian-Dutch border and Gent in the Scheldt estuary (Figure 5.8). Therefore, in order to understand suspended matter behavior, vertical profiles of suspended matter concentration need to be measured and analysed.

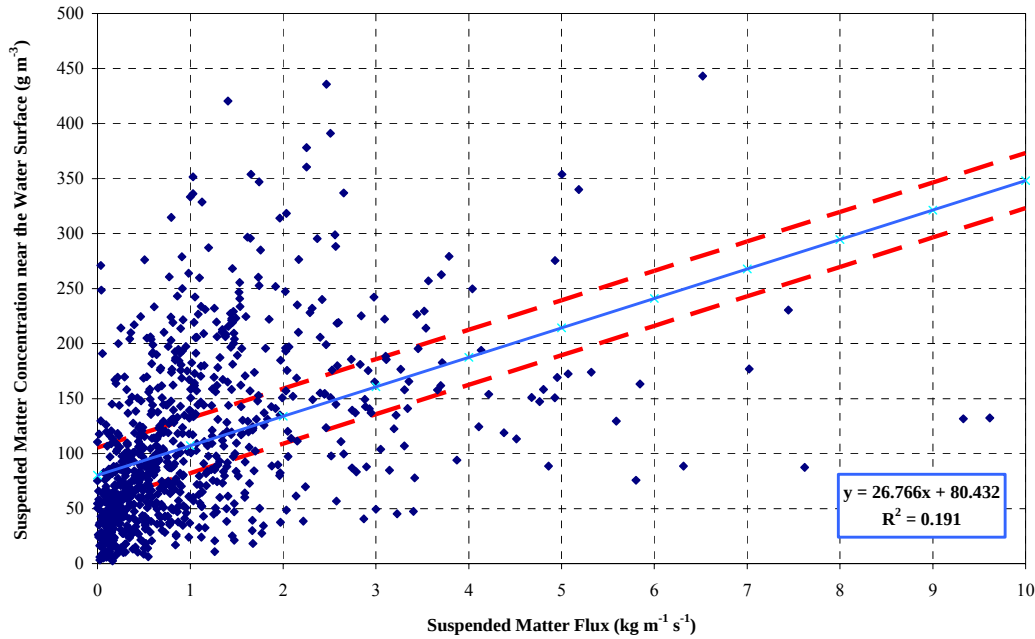


Figure 5.8. Relationship between the suspended matter flux and the suspended matter concentration in the upper part of the water column.

5.3.4. Suspended matter flux and water velocity

In the previous sections an overview of the monthly SMC observations is given as surface plots. As discussed earlier, the surface plot of SMC monthly observations does not give an image of the suspended matter concentration at a given time in the estuary but it gives the suspended matter concentration at the time of sampling. A better correlation is shown when the suspended matter flux, expressed in $\text{kg m}^{-1} \text{s}^{-1}$ is given as a function of the depth averaged water velocity expressed in m s^{-1} . Since the SMC as well as the water velocity change in depth as well as in time, a relation between depth averaged SMC and depth averaged velocity can give valuable information to understand the sediment behaviour at a given locality.

From the observations at the sixteen stations it was found that the relation between the measured suspended matter concentrations and the velocity is well represented by an exponential equation, given that the water velocity does not exceed the maximum observed value of 1.6 m s^{-1} . The results are obtained based on observations between 2002 and 2007 at three selected stations (Figures 5.9 to 5.11).

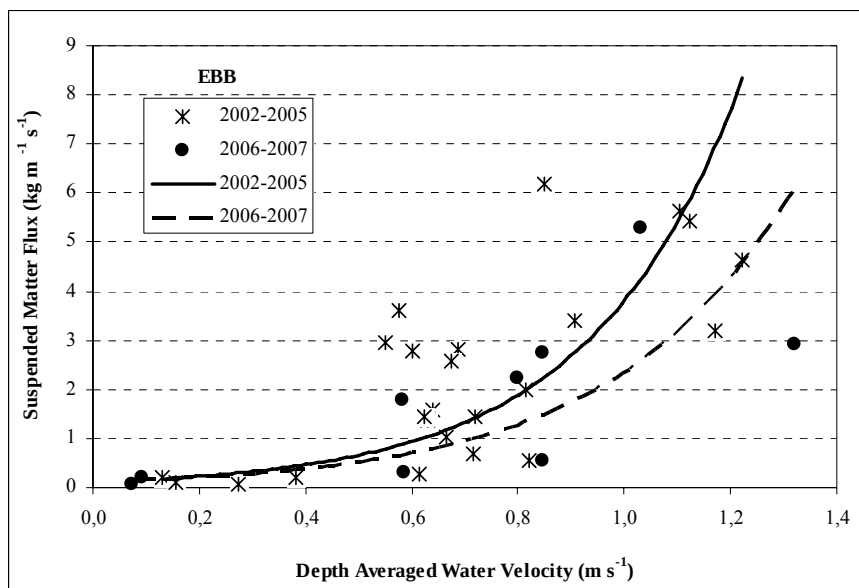


Figure 5.9. Evolution of the suspended matter flux ($\text{kg m}^{-1} \text{s}^{-1}$) with the depth averaged water velocity (m s^{-1}) during ebb at Liefkenshoek (station 10.1) for the period 2002-2005 and 2006-2007. The values for 2006-2007 are represented with bold dots and dashed line.

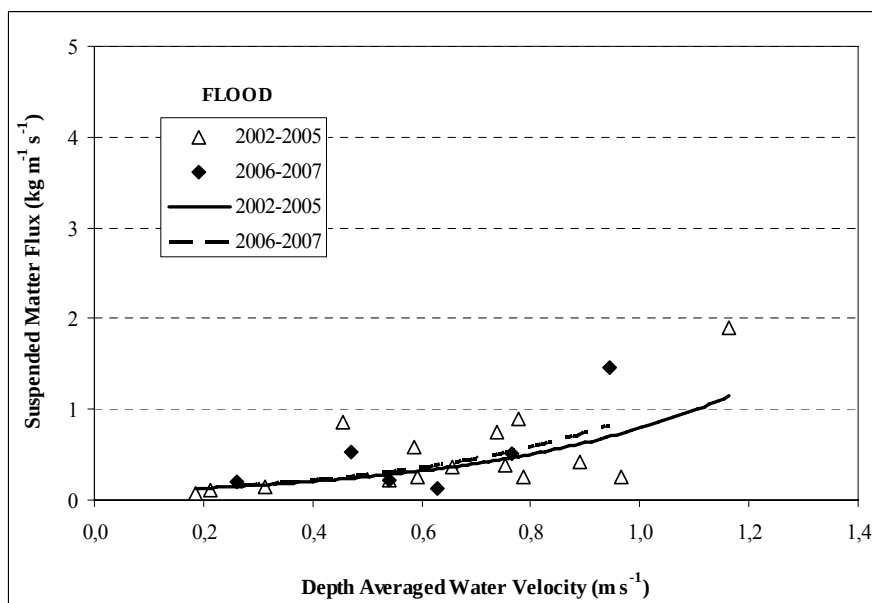


Figure 5.10. Evolution of the suspended matter flux ($\text{kg m}^{-1} \text{s}^{-1}$) with the depth averaged water velocity (m s^{-1}) during ebb at Steendorp (station 14.1) for the period 2002-2005 and 2006-2007. The values for 2006-2007 are represented with bold dots and dashed line.

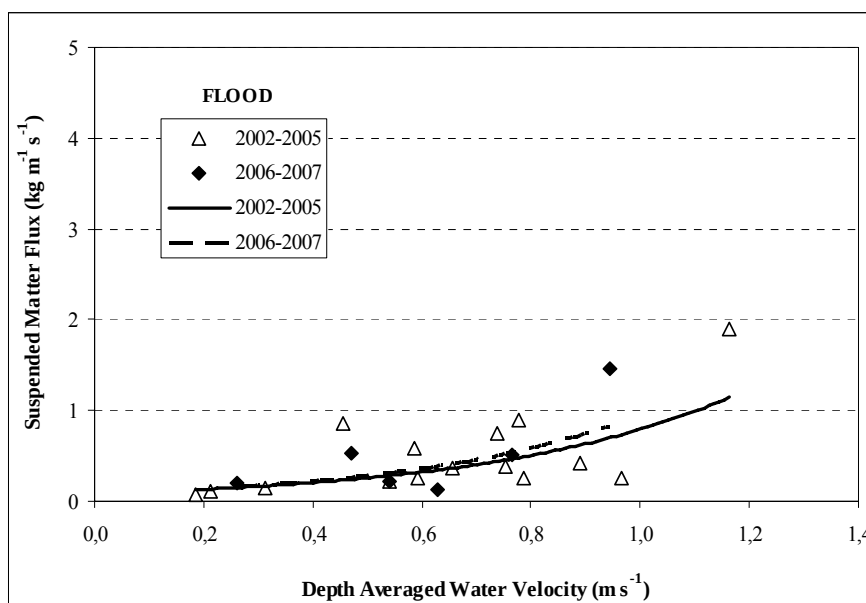


Figure 5.11. Evolution of the total suspended flux ($\text{kg m}^{-1} \text{s}^{-1}$) with the depth averaged water velocity (m s^{-1}) during flood at Wetteren (station 19.1) for the period 2002-2005 and 2006-2007. The values for 2006-2007 are represented with bold dots and dashed line.

The results for all the measurements showed that between Liefkenshoek and Kruibeke, suspended matter flux observed in 2007-2008 were lower than the period 2002-2005, but the relative higher values were observed from Steendorp to St. Onolfs, and remained relatively stable between Appels and Melle. The trend of suspended matter flux in the estuary corresponded well with the analysis of average SMC values presented earlier in this report.

The relation between the measured suspended matter concentrations and the velocity is well represented by an exponential equation of $y = a e^{bx}$. The parameter 'a', in $\text{kg m}^{-1} \text{s}^{-1}$ and at the slack of tide ($u_t = 0$), in the exponential regression equation stands for the initial suspended matter load. The parameter 'b' is a constant that expresses the rate of increase of the suspended matter concentration with increasing water velocity. It is likely to assimilate 'b' with the degree of resuspension of bottom sediments.

The change of 'a' and 'b' with the distance from Vlissingen is given in the Table 5.4 and plotted in the Figures 5.12 and 5.15. It can be observed that the suspended load during ebb evolves quite differently from its evolution during flood. During ebb the initial suspended matter load (a) at slack water reaches a maximum between 70 and 90 km and shows lower values in upstream as well as in downstream direction (Figure 5.12). During flood the maximum load is located between 100 and 120 km (Figure 5.13). It decreases in both downstream and upstream directions. The shift of the maximum initial load from downstream at ebb to upstream at flood is of the order of 20 to 30 km, a distance that is probably related to the tidal excursion of the water mass. As far as the values of flood are concerned it can be observed that between 110 and 120 km the initial load during the period 2002-2007 exceeded the value of the period 2002-2005, while between 70 and 90 km it was lower than the values observed in the period 2002-2005.

The b-factor, which to certain extent reflect degree of resuspension of bottom sediments, is rather stable during ebb (Figure 5.14), and slightly decreases upstream during flood with an exceptionally high value at Melle (station 20.1) (Figure 5.15).

station number	station	km	R ² ebb	a ebb	b ebb	R ² flood	a flood	b flood
9.1	Belgian-Dutch Border	58	0,49	0,05	4,27	0,42	0,06	3,54
10.1	Liefkenshoek	64	0,62	0,12	3,31	0,29	0,14	2,73
11.1	Melsele	71	0,43	0,33	1,67	0,57	0,08	2,86
12.1	Antwerpen	78	0,34	0,25	1,86	0,61	0,09	2,79
13.1	Kruibeke	85	0,67	0,13	2,38	0,42	0,15	1,75
14.1	Steendorp	94	0,19	0,18	1,97	0,60	0,09	2,86
14.2	Temse	99	0,49	0,07	3,09	0,66	0,10	2,75
15.2	Mariekerke	107	0,56	0,15	2,12	0,65	0,19	2,15
16.1	Vlassenbroek	118	0,64	0,08	3,10	0,63	0,06	2,99
16.2	Dendermonde	121	0,59	0,11	2,42	0,37	0,20	1,50
17.1	St.-Onolfs	125	0,28	0,15	1,72	0,43	0,21	1,55
17.2	Appels	128	0,30	0,21	1,41	0,46	0,14	1,78
18.1	Uitbergen	138	0,30	0,08	2,34	0,44	0,09	2,24
19.1	Wetteren	145	0,49	0,04	2,93	0,56	0,07	2,40
20.1	Melle	151	0,31	0,06	1,97	0,83	0,01	6,20
summary	averages		0,45	0,13	2,44	0,53	0,11	2,67
	standard deviations		0,15	0,08	0,77	0,14	0,06	1,14

Table 5.4. Correlation coefficient (R²) and parameters (a and b) for both ebb and flood. Data of the 16 stations obtained from the measurements between 2002 and 2007.

$$L_t = a.e^{b.u_t}$$

L_t : total suspended load at time t in kgm⁻¹s⁻¹

a_t : initial load at time in kg.m⁻¹s⁻¹

b: constant

u_t: depth averaged water velocity at time t

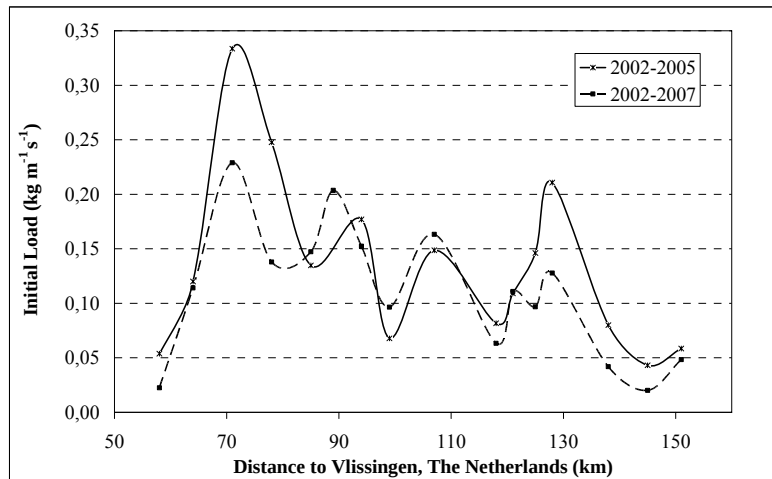


Figure 5.12. Variation of initial load (a-parameter) during ebb tide.

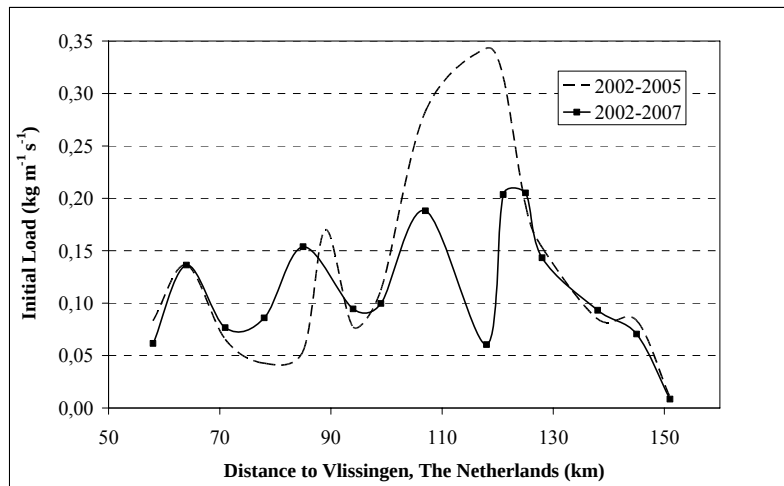


Figure 5.13. Variation of initial load (a-parameter) during flood tide.

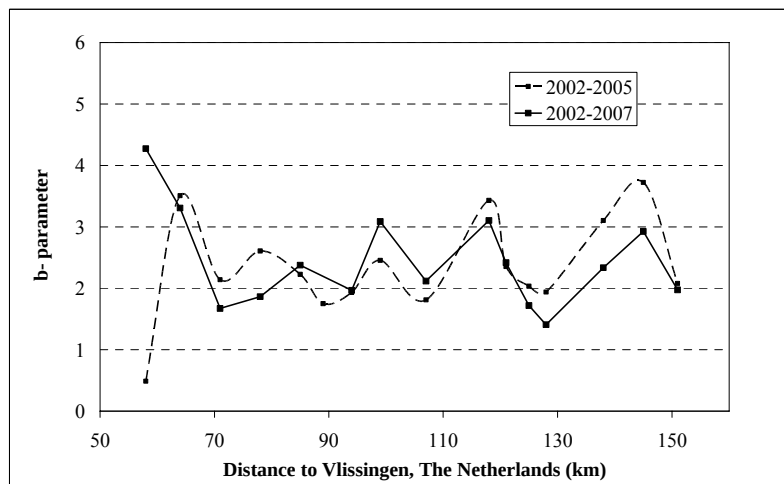


Figure 5.14. Variation of 'b'-parameter during ebb tide.

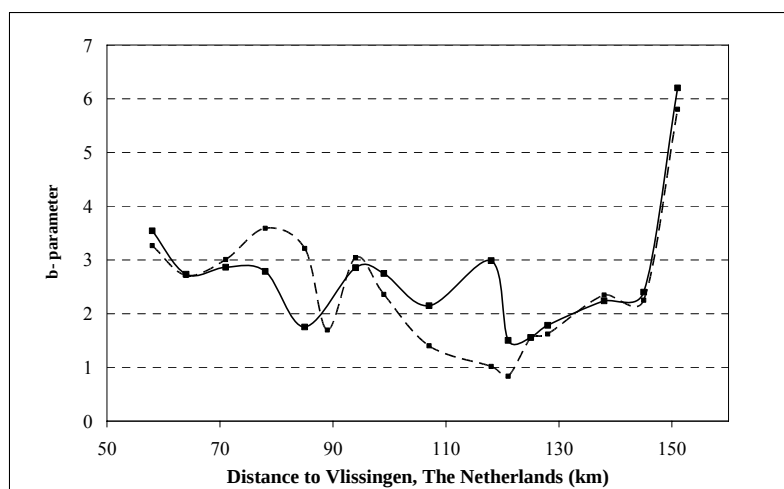


Figure 5.15. Variation of 'b'-parameter during flood tide.

5.3.5. Total suspended matter flux, load and water velocity for full tide measurements

The data obtained from full tide measurements in 2007-2008 are compared to the previously obtained data from the monitoring program. The total suspended matter flux at a given moment of tide is compared to depth averaged water velocity at that moment (Figures 5.16 to 5.23 and Table 5.5).

It has been shown that the suspended matter load and the depth averaged water velocity can be best described by an exponential equation. For every full-tide measurement, without discriminating ebb and flood data, the correlation coefficient (r^2) and the parameters a (initial suspended matter load at slack of tide) and b (a constant) are given in Table 5.5. Data are grouped for both ebb tide and flood tide at each location.

In the upper estuary and at Kruibeke, during ebb tide, the suspended matter flux in 2006-2007 was generally higher than the period 2002-2005 and often exceeded the maxima observed during this period. During flood tide, the suspended matter flux remained relatively stable, except at Kruibeke higher values were observed (Figures 5.16 to 5.21). Since in the Rupel measurements started in 2005, a correlation with earlier data is not available. An effort was made to compare the Rupel data to the data of the upper estuary (Figures 5.22 and 5.23). It can be observed that for a given velocity the suspended matter flux in the Rupel was lower than those in the upper estuary during ebb. During flood period, however, the difference between Rupel data and the upper estuary is rather little.

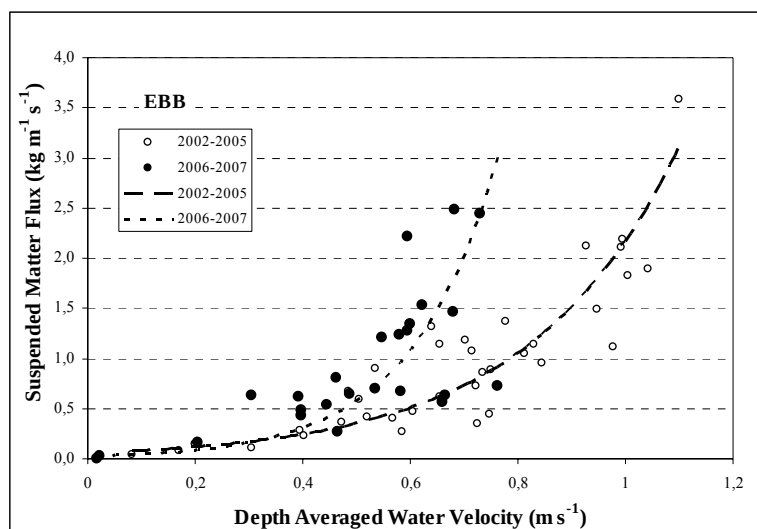


Figure 5.16. Evolution of the suspended matter flux ($\text{kg m}^{-1} \text{s}^{-1}$) with the depth averaged water velocity during ebb at the upper-estuary stations: Baasrode, Schellebelle and Lippenbroek. The values for 2006-2007 are represented with bold dots. For comparative purposes data obtained between 2002 and 2005 are also represented (open circles).

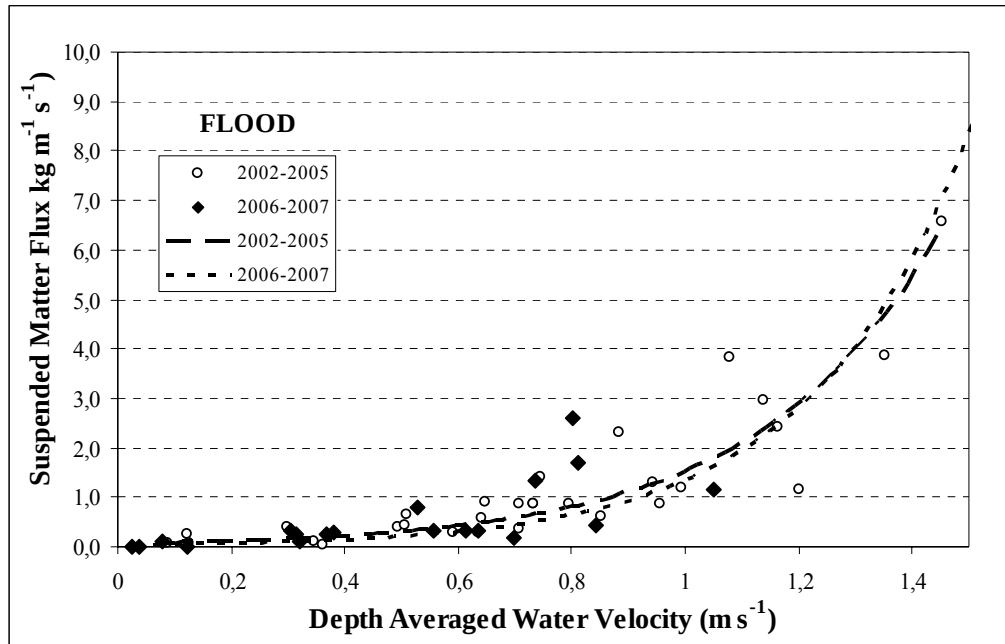


Figure 5.17. Evolution of the suspended matter flux ($\text{kg m}^{-1} \text{s}^{-1}$) with the depth averaged water velocity during flood at the upper-estuary stations: Baasrode, Schellebelle and Lippenbroek. The values for 2006 and 2007 are represented with bold diamonds. For comparative purposes the regression line for data obtained between 2002 and 2005 are also represented (open diamonds).

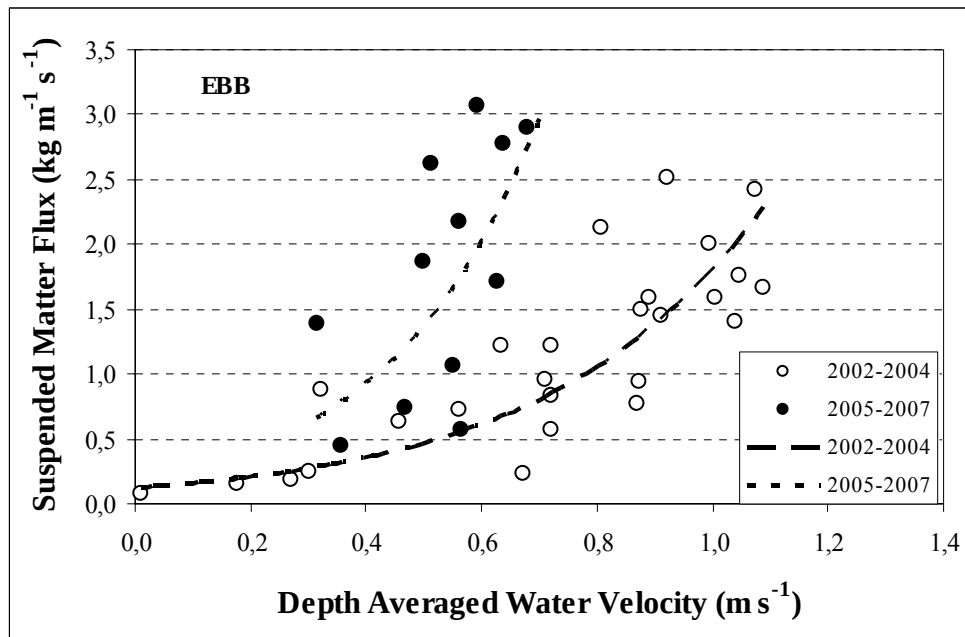


Figure 5.18. Evolution of the suspended matter flux ($\text{kg m}^{-1} \text{s}^{-1}$) with the depth averaged water velocity during ebb at the mid-estuary station Kruikeke. The values for 2006 and 2007 are represented with bold dots. For comparative purposes the data obtained between 2002 and 2005 are also represented (open circles).

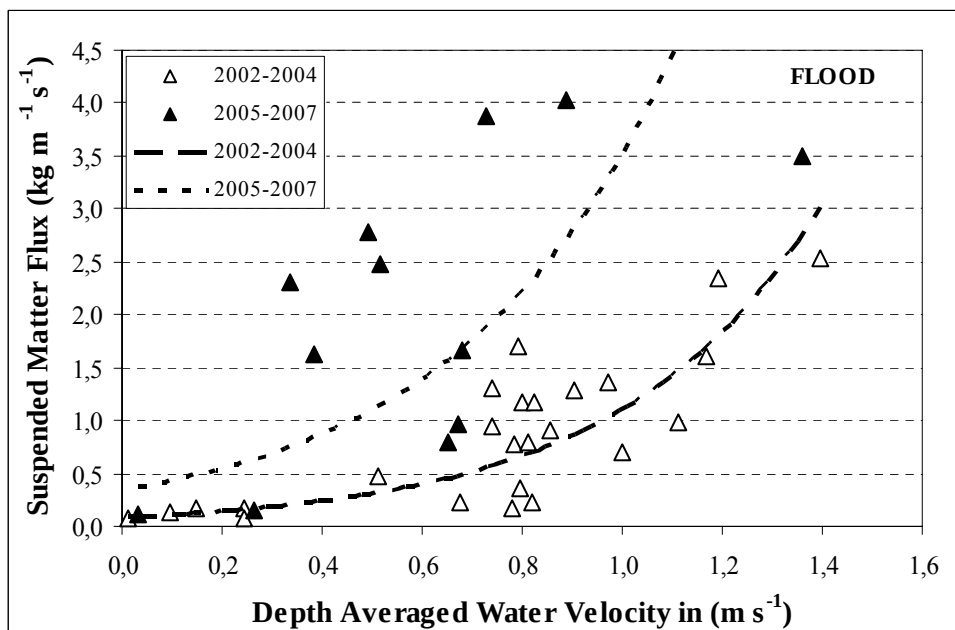


Figure 5.19. Evolution of the suspended matter flux ($\text{kg m}^{-1} \text{s}^{-1}$) with the depth averaged water velocity during flood at the mid-estuary station Kruikeke. The values for 2006 and 2007 are represented with bold triangles. For comparative purposes the data obtained between 2002 and 2005 are also represented (open triangles).

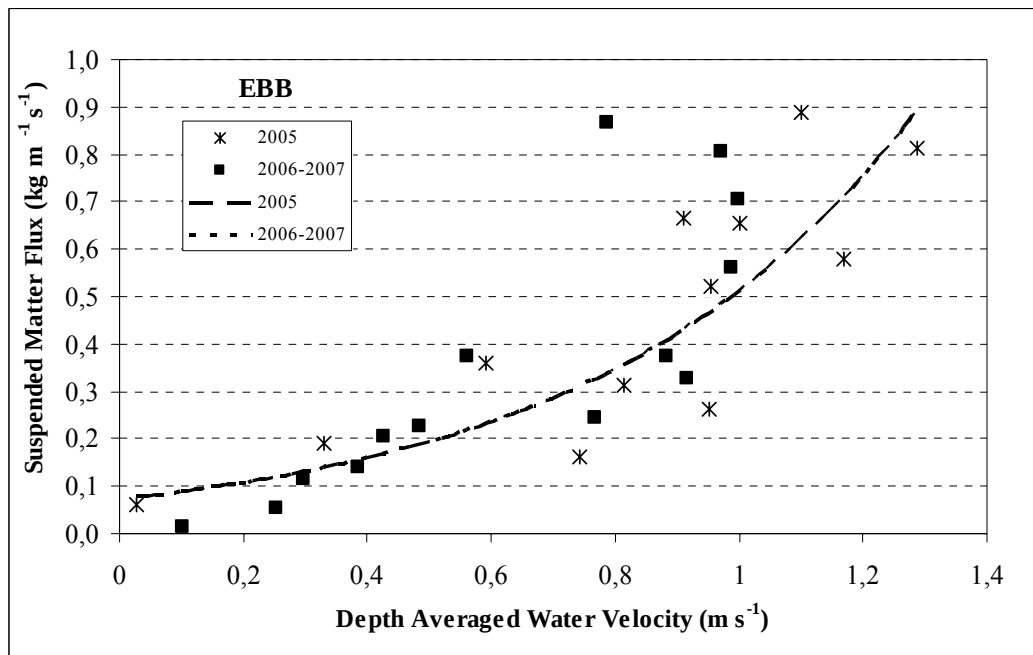


Figure 5.20. Evolution of the suspended matter flux ($\text{kg m}^{-1} \text{s}^{-1}$) with the depth averaged water velocity during ebb at the Rupel stations Walem and Boom. The values for 2006 and 2007 are represented with bold squares. For comparative purposes the data obtained in 2005 are also represented (stars). Both regression lines overlap.

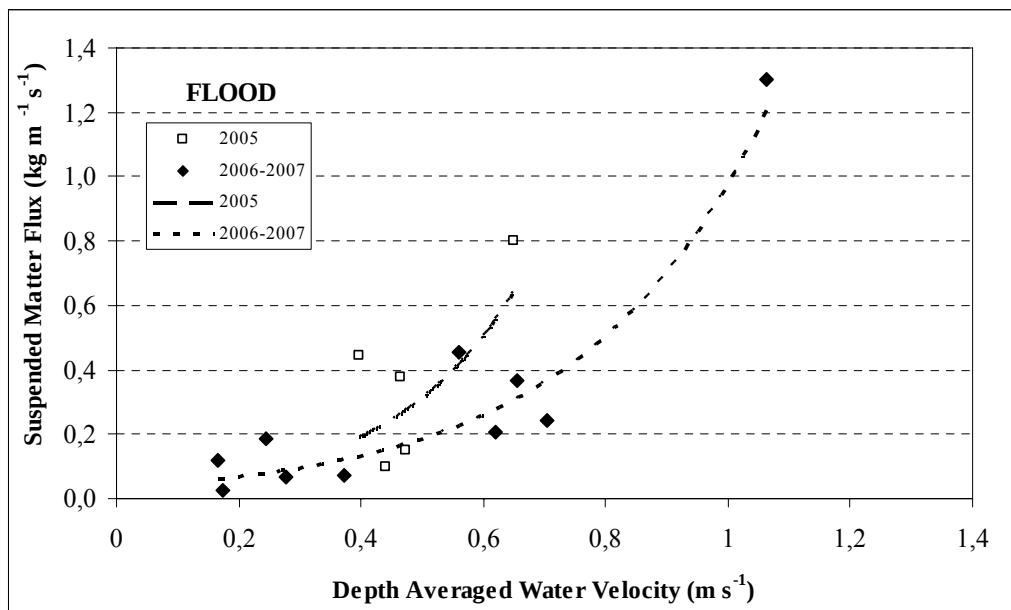


Figure 5.21. Evolution of the suspended matter flux ($\text{kg m}^{-1} \text{s}^{-1}$) with the depth averaged water velocity during flood at the Rupel stations Walem and Boom. The values for 2006 and 2007 are represented with bold diamonds. For comparative purposes the data obtained in 2005 are also represented (open squares).

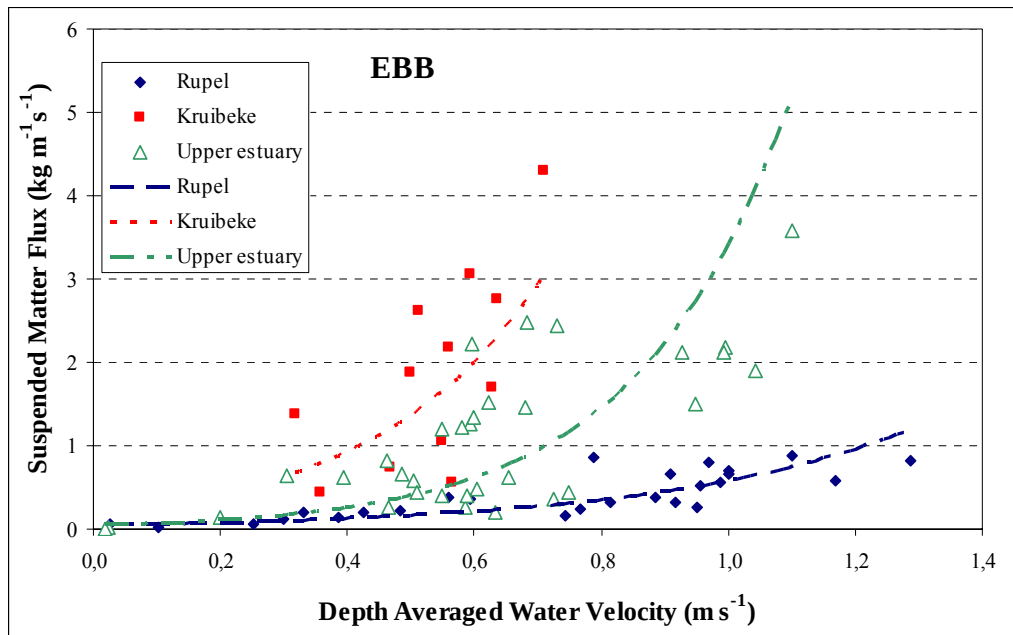


Figure 5.22. Comparison of data obtained during ebb in the Rupel (diamonds) from 2005 to 2007 to data obtained during the same period at Kruibeke (squares) and at the upper estuary (open triangles).

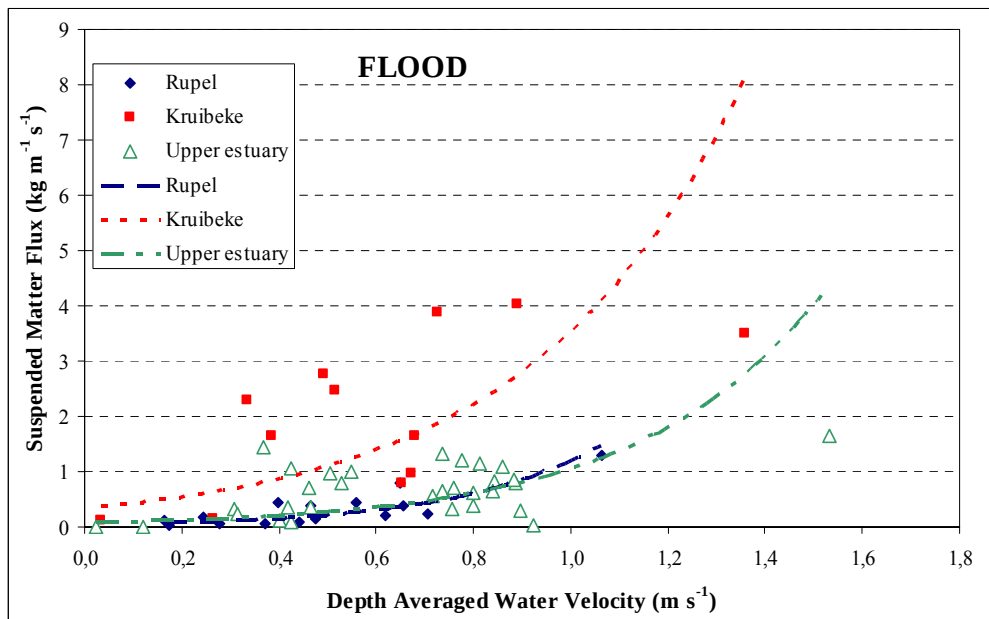


Figure 5.23. Comparison of data obtained during flood in the Rupel (diamonds) from 2005 to 2007 to data obtained during the same period at Kruibeke (squares) and at the upper estuary (open triangles).

station	date	R ²	a	b	R ² - ebb	a - ebb	b - ebb	R ² - flood	a - flood	b - flood
Zandvliet	12/09/2002	0,70	0,085	2,880						
Zandvliet	28/04/2003	0,89	0,131	2,246						
Pas van Rilland	2/09/2003	0,41	0,369	1,598						
Pas van Rilland	30/06/2004	0,75	0,033	5,125						
Pas van Rilland	22/09/2004	0,57	0,056	3,106						
Summary-1	averages	0,66	0,13	2,99	0,55	0,05	3,72	0,65	0,07	3,14
Kruikebe	16/04/2002	0,75	0,192	2,187						
Kruikebe	7/05/2003	0,63	0,114	2,116						
Kruikebe	29/06/2004	0,87	0,080	3,062						
Kruikebe	21/09/2004	0,81	0,091	3,091						
Kruikebe	2/06/2005	0,55	0,110	1,713						
Kruikebe	17/10/2005 (2)									
Kruikebe	12/10/2006	0,71	0,084	4,457						
Kruikebe	30/08/2007	0,88	0,190	4,724						
Summary-2	averages	0,74	0,12	3,05	0,39	0,26	2,13	0,71	0,08	2,53
Baasrode	22/08/2002	0,93	0,029	4,859						
Baasrode	1/09/2003	0,62	0,221	2,113						
Lippenbroek	28/06/2004	0,93	0,067	3,536						
Lippenbroek	20/09/2004	0,66	0,441	1,341						
Schellebelle	31/05/2005	0,57	0,074	2,192						
Schellebelle	20/10/2005	0,80	0,160	2,465						
Schellebelle	10/10/2006	0,88	0,036	5,716						
Lippenbroek	3/07/2006	0,50	0,165	1,534						
Lippenbroek	25/10/2006 (1)									
Schellebelle	28/08/2007	0,82	0,013	8,389						
Summary-3	averages	0,75	0,13	3,57	0,66	0,06	3,98	0,70	0,05	3,35
Rupel (Walem)	1/06/2005	0,21	0,123	1,001						
Rupel (Walem)	18/10/2005	0,64	0,023	2,641						
Rupel (Boom)	11/10/2006	0,62	0,021	4,146						
Rupel (Boom)	29/08/2007	0,73	0,066	2,357						
Summary-3	averages	0,55	0,06	2,54	0,74	0,05	2,50	0,60	0,04	3,40
Summary all data	averages	0,65	0,11	2,77	0,58	0,10	3,08	0,66	0,06	3,11
	standard deviation	0,19	0,10	1,10	0,15	0,10	0,90	0,05	0,02	0,40

Table 5.5. Correlation coefficient (R2) and parameters (a and b) for all data from the full tide measurements. (1) insufficient data; (2) unreliable data

$$L_t = a.e^{b.u_t}$$

L_t : total load at time t in kg.m⁻¹.s⁻¹

a_t : initial load at slack water in kg.m⁻¹.s⁻¹

b: constant

u_t: depth averaged water velocity at time t

5.4. Grain-size analyses – inter-calibration of two analytical methods

The monitoring research of a project as this one has a nature of multidisciplinary. The monitored data are part of a multi- and interdisciplinary dataset and thus inter-calibration of research methods is imperative. The grain-size spectra of sediments are analysed by both the VUB-Hydrology team and the Flanders Hydraulic Laboratory using, Sedigraph (VUB-Hydrology) versus Malvern Laser Diffractometer (Flanders Hydraulic Laboratory). These two different methods are applied on analysing complementary samples. And a pilot study was set up to compare both methods and to verify whether or not and how the data can be made exchangeable resulted from different methods.

5.4.1. Effect of glycol solution and ultrasonic treatment on analytical procedures

There is an important difference between the procedures that are applied for Sedigraph analysis versus the Malvern Laser Diffractometer. At the last stage of analytical procedure for Sedigraph, the fraction smaller than 75 μm is dispersed in a glycol solution while with the Malvern Laser Diffractometer water is used. In order to evaluate the possible effect of a glycol solution on the Malvern analysis a test sample was prepared following the procedure as applied for Sedigraph analysis. The test sample was analyzed with the Sedigraph and after analysis the sample was recovered. Afterwards four analyses were run on this recovered sample with the Malvern: two with glycol solution and two with water. Each set of analyses consisted of one analysis without ultrasonic treatment (Figure 5.24) and the other one with ultrasonic treatment (Figure 5.25).

Figure 5.24 shows the results of the first set analyses without ultrasonic treatment. The Malvern observed approximately 10% of coarse particles with diameters between 363 and 832 μm (0-1 Φ). These particles disappeared after ultrasonic agitation suggesting that those were aggregated particles that formed during the time span between analyses (Figure 5.25). Table 5.6 shows that the sediment sample used for this test consisted of a silty-clay composition with only a minor fraction of sand above 63 μm (1.4%). A modal fraction existed at 16 μm (6 Φ in Figure 5.24). It extended roughly from 44 μm (4.5 Φ) to 4.7 μm (7.75 Φ).

SEDIGRAPH		MALVERN			
glycol		glycol		water	
sieve diameter	ultrasonic treatment	no treatment	ultrasonic treatment	no treatment	ultrasonic treatment
size class	%	%	%	%	%
sand	1.4	12.46	1.05	2.12	0.00
silt	48.1	56.65	71.31	78.53	84.24
clay	50.5	20.13	19.91	10.16	11.27

Table 5.6. Size classes: sand (>63 μm), silt (2-63 μm) and clay (<2 μm) as observed in the different analyses.

The results obtained with the Malvern laser diffractometer reproduced this modal fraction very well irrespective of the usage of water or glycol solution. However the peak with a maximum at 16 μm was much broader and extended from 63 μm (4 Φ) to

0.4 μm (11.5 Φ). Furthermore, with ultrasonic treatment (Figure 5.25) the proportion of fine fraction was larger which probably resulted from the disintegration of particle aggregation which could take place during idle period of analytical procedures.

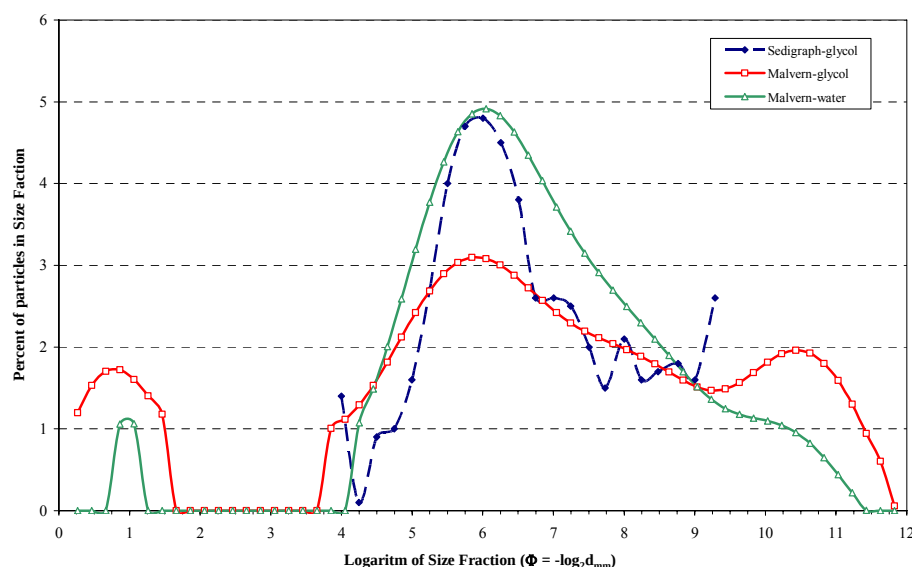


Figure 5.24. Size spectrum for the different analyses without ultrasonic treatment.

The sand content of the sample (1.4%) was reproduced well by both methods. However, it was lower (1.05%) when glycol was used instead of water (2.12%). The Sedigraph analysis showed clay content of 50%. The Malvern however gave much lower clay content. Malvern showed a maximum of 20% clay content for analysis performed with a glycol solution, and only a bit over 10% clay content for analysis performed with water. It can be concluded from these comparison tests that using glycol solution has a minor effect on the overall shape of the size spectrum but it yields a better result for the content of fine (e.g. clay) fraction. It shall be noted that, comparing to Sedigraph method, Malvern method clearly underestimate content of fine (e.g. clay) fraction for at least 30%.

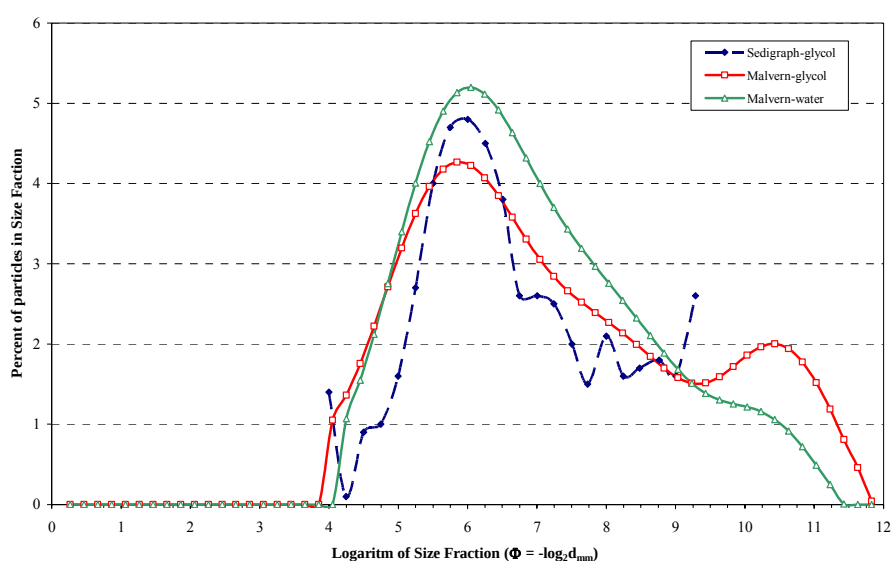


Figure 5.25. Size spectrum for the different analyses with ultrasonic treatment.

5.4.2. Comparison of sand-silt-clay proportions

The proportions of sediment compositions, with respect to sand, silt and clay content, are important for correct assessment of nature and behaviour of sediments. Thus, two methods, Sedigraph versus Malvern, were applied for comparison purposes.

The total amount of organic matter and carbonate content as well as some salts, were removed during the pre-treatment of the samples. The results are given in the table 5.7.

Sand. The sand fraction was not influenced by both methods, since this fraction was sieved out prior to applying either the Sedigraph or Malvern analysis. The samples used in comparison showed a medium (18.8 %) to very low (2.6 %) sand content (Table 5.7).

Sample #	Loss on pretreatment	Sand %
30	53.3	8.95
31	32.8	2.61
32	19.9	18.83
33	27.0	12.47
34	36.6	3.23
35	n.a.	4.70

Table 5.7. Loss on pre-treatment and sand content in percent (n.a. = not available)

Silt. The silt fraction (2 – 63 μm) is an important composition, because it may give an indication on the origin of sediments.

Sample #	SEDIGRAPH %	MALVERN (WLH) %
30	38.83	85.14
31	42.50	87.07
32	37.41	66.55
33	42.42	79.01
34	38.23	84.10
35	40.11	85.13

Table 5.8. Silt content (in percentage) resulted from the Sedigraph and the Malvern methods.

The results show that both methods give significantly different silt contents (Table 5.8). The silt content resulted from using the Malvern is doubled compared to the results obtained using the Sedigraph. Furthermore, the results show that with the Malvern the highest silt concentrations are found in the coarse silt fraction between 20 μm (5.65 ϕ) and 30 μm (5.05 ϕ). The Sedigraph method on the contrary gives higher values in the fine silt fractions (< 16 μm or 6 ϕ).

Clay. Similar to the findings from the analytical results of silt fraction, it can be observed that two methods, Sedigraph versus Malvern, give very different results for clay content. The clay content obtained with the Sedigraph method varied between 44 and 58 % (Table 5.9). The Malvern method showed much lower values ranging from 6 to 15 %.

Sample #	SEDIGRAPH %	MALVERN (WLH) %	MALVERN (VMM) %
30	52.22	6.33	19.66
31	54.89	11.21	20.62
32	44.06	15.27	16.71
33	45.11	9.06	17.09
34	57.83	13.40	21.69
35	55.19	11.49	20.73

Table 5.9. Clay content (in percentage) for respectively the Sedigraph and Malvern method. The last column gives the estimated clay content for the Malvern method as calculated from a previously obtained correlation between Sedigraph and Malvern (Wartel & Chen, 2001).

The clay content found with the Malvern method is significantly lower than the clay content found with the Sedigraph method. No correlation in the difference between the two methods could be found.

5.4.3. Findings from the comparative analysis of sediments

This comparative study aimed at comparing two fundamentally different methods to measure grain size and was intended to work out an inter-calibration between these two methods, Sedigraph versus Malvern. The results however showed that a simple calibration is not possible. Both methods give reproducible information on the grain-size distribution; however, the proportion of fine size fraction is significantly different. Also, for the Sedigraph method, grain size is expressed as a diameter that is equivalent to the diameter of a sediment particle with density 2.6 (quartz) and thus the size obtained can be used to evaluate settling properties of particles in a fluid. The laser diffraction method (Malvern) on the contrary starts from a projection of the particle assuming that all particles have a circular cross section. Furthermore the laser diffraction method makes no difference between particles differing in density (carbonate, silicate, organic matter), therefore it is not really suited for studies involving the settling of particles.

5.5. References

Wartel, S. and Chen, M. 2002. Westerschelde en Beneden Zeeschelde: Sedigrafische analyse lutumgehalte bodemonsters Juli 2001, Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap, Departement Leefmilieu en Infrastructuur, Bestuur Waterwegen en Zeewezen, Afdeling Maritieme Schelde, Brussel.

Wartel, S. and M. S. Chen. 2001. Lower Sea-Scheldt: long-term measurement of sedimentation - sediments of dumping- and dredging sites, comparative study of the organic matter concentration. Ministry of the Belgian Flemish Government, Department of Environment and Infrastructure, Administration Waterways and Maritime Affairs, Section Maritime Scheldt.

Hoofdstuk 6. Fytoplankton en fyto­benthos

Phytoplankton and phyto­benthos dynamics in the Schelde-estuary in 2007-2008

Els Van Burm
Renaat Dasseville
Jeroen Van Wichelen
Wim Vyverman

Eindverslag voor deelstudie 4 (perceel 4) periode juni 2007-juni 2008

Laboratory for Protistology & Aquatic Ecology
Biology Department, Ghent University

Abstract

From July 2007 to June 2008 **phytoplankton** was monitored monthly on 15 different stations along the Schelde continuum from Gent to the Belgian-Dutch border and in 5 main tributaries. One summer bloom was observed in 2007 from June ($300 \mu\text{g chl a l}^{-1}$) till October ($196 \mu\text{g chl a l}^{-1}$) with a maximum in July ($367 \mu\text{g chl a l}^{-1}$) at Sint-Onolfs. Chlorophyll a maxima were comparable with the maxima of 2006 and were much lower than the maxima in the exceptional warm, sunny and dry summers of 2003 and 2004. Water discharge seems to be the most discriminating factor for bloom development. Like in previous years, phytoplankton community is dominated by centric diatoms. Especially the species *Actinocyclus normanii*, *Cyclotella scaldensis* and *Stephanodiscus bantzschii* are of major importance. Chlorophytes, especially *Desmodesmus* spp., only were important during spring and summer, mainly in the freshwater zone and in the river Bovenschelde.

From July 2007 to June 2008 **phyto­benthos** samples were collected monthly along a transect at 5 selected intertidal flats in the Schelde estuary between Ghent and the Dutch-Belgian border.

6.1. Monitoring phytoplankton biomass and community composition

6.1.1. Methodology

Each month, a 50 ml water sample was taken on each station along the Schelde continuum and fixed with acid Lugol's solution. To ensure long-term storage, samples were post-fixed with formalin (5% final concentration) in the laboratory within 2 days of sampling. The phytoplankton species composition was analyzed using inverted microscopy. Therefore, a 5 to 10 ml subsample was transferred to a sedimentation chamber and phytoplankton cells were allowed to settle for one day. The sedimentation chamber was inspected by means of an inverted microscope (Zeiss Axiovert) at a magnification of 200 to 400 times. Identification was carried out to species level or, where identification was impossible by means of light microscopy, up to genus level. A fixed number of 100 phytoplankton 'units' were enumerated in each sample. A 'unit' corresponded to a phytoplankton cell, a coenobium or a colony. For each phytoplankton taxon, 15 units were measured to estimate the biovolume. The biovolume of each taxon

was then multiplied by its abundance to estimate the total biovolume in the sample. Using published conversion factors (Menden-Duer & Lessard, 2000), biovolume was converted to biomass (in $\mu\text{g C l}^{-1}$).

Moreover, phytoplankton from each station was collected by filtering a known volume of water over a glass fibre filter (GF/F). This filter was immediately frozen and stored in the laboratory at a very low temperature (-80°C) to avoid degradation of pigments until analysis. Phytoplankton pigments were extracted in acetone 90 %. Sonication with the use of a tip-sonicator was used to destroy the phytoplankton cells and to make sure all pigments present on the filter were extracted in the solvent. The pigment extract was then injected into a Gilson High Performance Liquid Chromatography system to separate the different pigments present in the pigment extract. The time at which a peak in absorbance or fluorescence is observed (the retention time), can be used to identify the pigment associated with this peak. The surface of the peak can be used to quantify the amount of pigment that was present in the extract. By comparing retention times, peak surfaces and absorption spectra with analysis of pure pigment extracts of known concentration, the pigment associated with the peak can be identified and its concentration calculated. The HPLC system was set up, according to the method of Wright & Jeffrey (1997). Since the pigment 'chlorophyll a' is present in all phytoplankton groups, it is therefore used as measure for total phytoplankton biomass. Other pigments are specific for one or only a few phytoplankton groups. To calculate the phytoplankton class abundances from measurements of chlorophyll and carotenoid pigments determined by HPLC, the program Chemtax will be applied, (Mackey et al., 1996) which divide the total concentration of chlorophyll a over the different phytoplankton classes. The results will be expressed as amounts of chlorophyll a equivalent for each phytoplankton class.

6.1.2. Phytoplankton biomass in the Schelde-estuary in 2007-2008

In 2007 one phytoplankton bloom was observed in the Schelde estuary (figure 6.1). It extended from June ($300 \mu\text{g chl a l}^{-1}$) to October ($196 \mu\text{g chl a l}^{-1}$) and occurred in the upstream reaches of the estuary. Maximal chlorophyll a concentrations were observed in July ($367 \mu\text{g l}^{-1}$) at Sint-Onolfs and ($360 \mu\text{g l}^{-1}$) at Appels. In 2008, a first chlorophyll a maximum was found in May, where it reached $160 \mu\text{g l}^{-1}$ in Dendermonde. Chlorophyll a maxima in June were less high than in May and a chlorophyll a maximum was observed at Baasrode ($112 \mu\text{g l}^{-1}$).

In contrast with previous years, when two blooms were observed more or less clearly separated from each other by a period of low phytoplankton biomass (figure 6.2), 2007 is characterised by one summer bloom reaching from June till October. Chlorophyll a maxima in 2007 are comparable with the maxima in 2006, when a value of $386 \mu\text{g chl a l}^{-1}$ was found in July, and are much lower than the chlorophyll a maxima in 2003 and 2004 (around $700 \mu\text{g l}^{-1}$). Those years were characterised by an exceptionally warm, sunny and dry summer.

As shown in figure 6.3, higher discharge induces a decrease in retention time in the Schelde estuary which leads to a lower primary production and a weaker build-up of the phytoplankton. This might be the reason of the low chlorophyll a values in August 2006, when water discharges were very high.

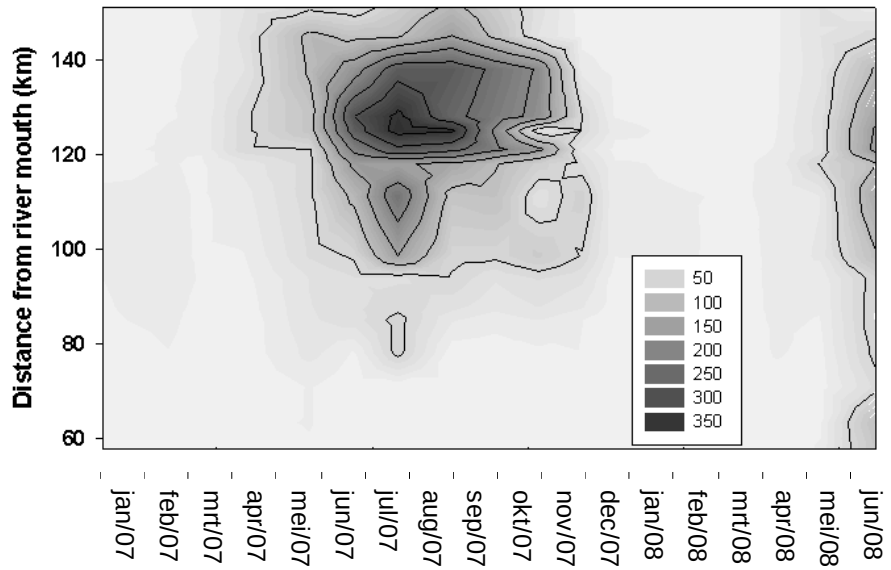


Figure 6.1: Chlorophyll a concentration ($\mu\text{g l}^{-1}$) between January 2007 and June 2008 along the Schelde estuary from the freshwater reaches towards the city of Ghent (at about km 160) to the brackish water at the Belgian-Dutch border (at about km 60).

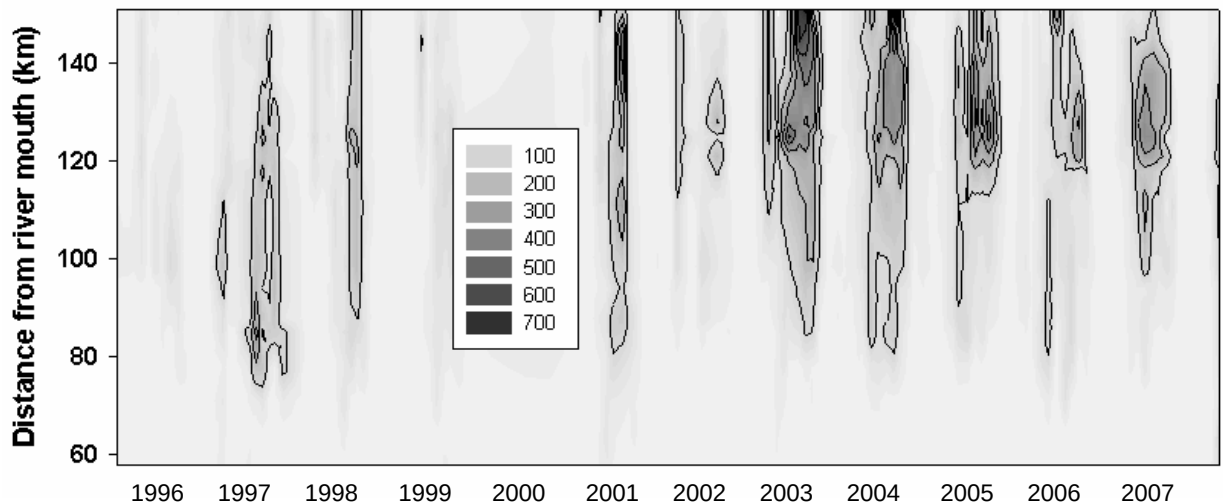


Figure 6.2: Phytoplankton bloom development in the Belgian part of the Schelde estuary over the last 10 years (no data from 2000) expressed as $\mu\text{g chlorophyll a l}^{-1}$.

Like in previous years, a decrease in chlorophyll a concentration is observed towards the brackish sampling stations all over the year (figure 6.4). This might be explained by salinity stress and stronger light limitation. The rapid increase in salinity in the brackish zones can lead to an osmotic shock in phytoplankton cells. Stronger light limitation in this zone is mainly due to a combination of a higher water column depth and a higher turbidity. In general, highest phytoplankton biomass is found in the middle of the freshwater zone between Baasrode and Wetteren.

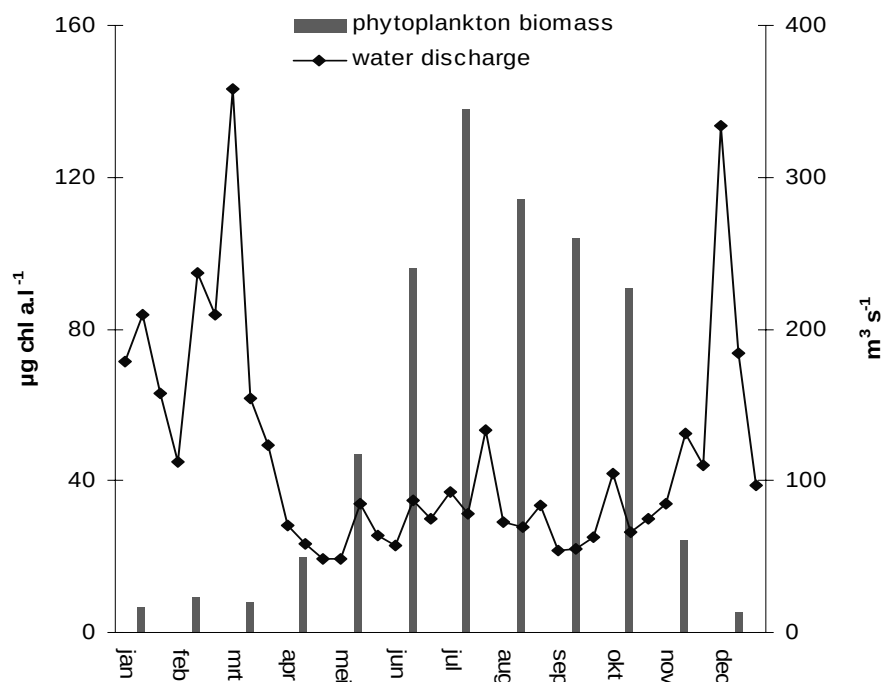


Figure 6.3: 10 days averages of water discharge from the Schelde at Schelle compared to the monthly averages of phytoplankton biomass (chlorophyll a) from the Schelde continuum between Ghent and the Belgian-Dutch border for 2007.

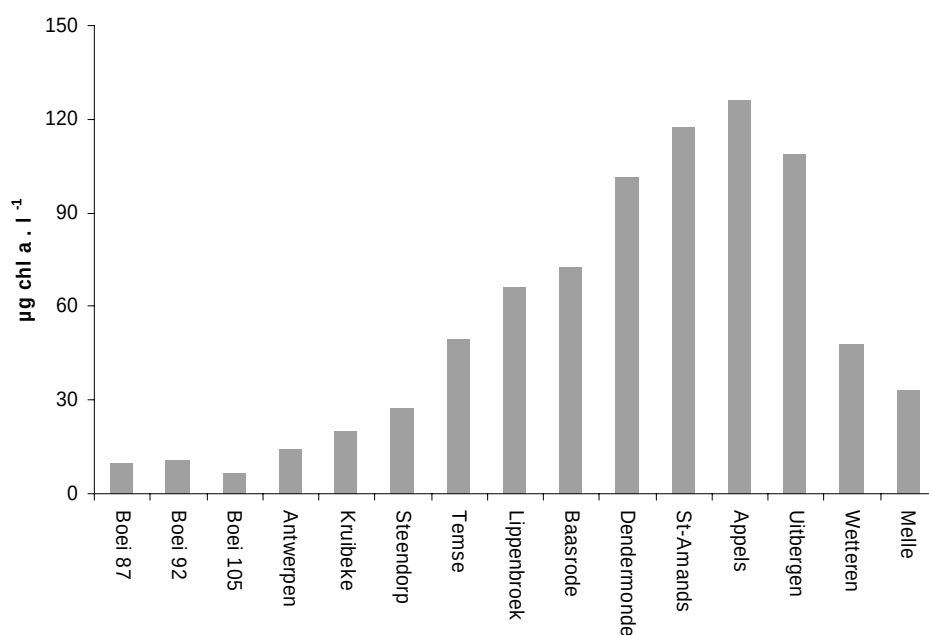


Figure 6.4: Averaged phytoplankton biomass (chlorophyll a) for each monitoring station in the Belgian part of the Schelde-estuary between July 2007 and June 2008.

6.1.3. Comparison between estuary and tributaries

The comparison between the estuary and its tributaries is important to gain a better understanding of the contribution of phytoplankton communities from the tributaries to the phytoplankton community in the Schelde estuary. Figure 6.5 represents the amount

of chlorophyll a in the tributaries of the Schelde estuary and in the upstream and downstream stations in 2007-2008.

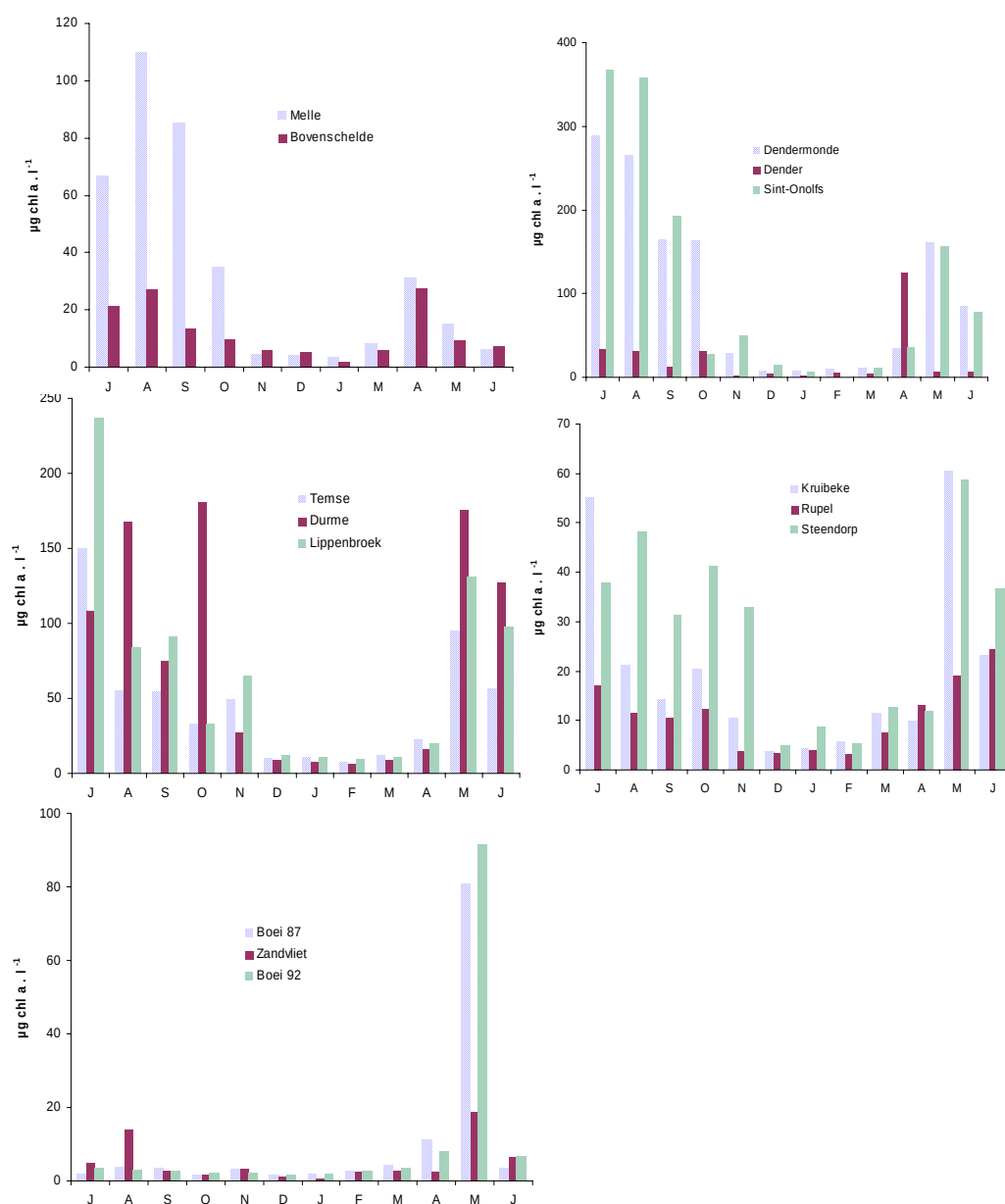


Figure 6.5: Monthly chlorophyll a concentrations from the tributary rivers of the Schelde estuary compared to adjacent monitoring stations in the estuary in 2007-2008.

In the river **Bovenschelde**, the phytoplankton bloom occurred in July-August (27 µg chl a l⁻¹) while in the Schelde estuary the bloom was observed between July and September with maximal biomass (115 µg l⁻¹) in August. Because of the year round higher chlorophyll a concentrations in the estuary, the river couldn't have been a source of phytoplankton for the Schelde estuary.

Chlorophyll a concentrations in the river **Dender** were in general much lower than in the Schelde estuary, except in spring 2008 (April) when the Dender could have been a

phytoplankton source for the Schelde estuary. This pattern is also observed in spring 2007 (April) (Maris et al., 2007).

In the river **Durme**, phytoplankton bloom occurred between May and October 2007 (Maris et al., 2007) with maximal chlorophyll a concentration in October ($180 \mu\text{g l}^{-1}$) and in spring 2008 in May and June (resp. 175 and $128 \mu\text{g l}^{-1}$). Maximal biomass in the Durme river was in general substantially higher than the maximum in the Schelde estuary. The Durme is a shallow river and phytoplankton can benefit from a better light climate, especially in spring and summer, which explains the higher concentrations. The higher concentrations make the Durme a possible source of phytoplankton for the Schelde estuary.

Chlorophyll a concentrations in the river **Rupel** were always lower than in the estuary, especially during summer, when they were much lower. The high turbidity of the river could possibly prevent phytoplankton to develop.

Phytoplankton biomass at **Zandvliet** was higher than the biomass in the estuary during late spring and summer (May - August 2007) but was lower during the other months. During months of high chlorophyll a concentrations in the docks at Zandvliet, these could have functioned as a potential source of phytoplankton for the Schelde estuary.

6.1.4. Phytoplankton community composition in the Schelde estuary and tributaries

Pigment analysis revealed that, like in previous years, phytoplankton biomass in 2007-2008 along the estuary was dominated by diatoms, as was shown by the amount of fucoxanthin (figure 6.6A). Like last year, the three most abundant diatom species were *Actinocyclus normanii*, *Cyclotella scaldensis* and *Stephanodiscus hantzschii*. *A. normanii* dominated the phytoplankton biomass the whole year except for early spring. During March and April 2008 *C. scaldensis* and *S. hantzschii* became more important than *A. normanii*. In that period *C. scaldensis* was the most important species in the rather brackish zones (Antwerpen and Temse) while *S. hantzschii* dominated the biomass in the freshwater zone (Dendermonde and Uitbergen). *Navicula* sp. also was important in the estuary, especially during summer, but never dominated diatom biomass. Other diatoms like *Aulacoseira granulata* and *Asterionella formosa* contributed significantly to the total phytoplankton biomass at times while other diatom species never attained significant biomass.

Like in previous years, chlorophytes were only of importance in spring and summer in the estuary, especially in the freshwater part. *Desmodesmus* spp. and *Scenedesmus* spp. were the dominant genera. The cryptophyte *Cryptomonas* sp. was at times of minor importance while cyanobacteria, euglenophytes and dinophytes were observed but never attained a significant biomass.

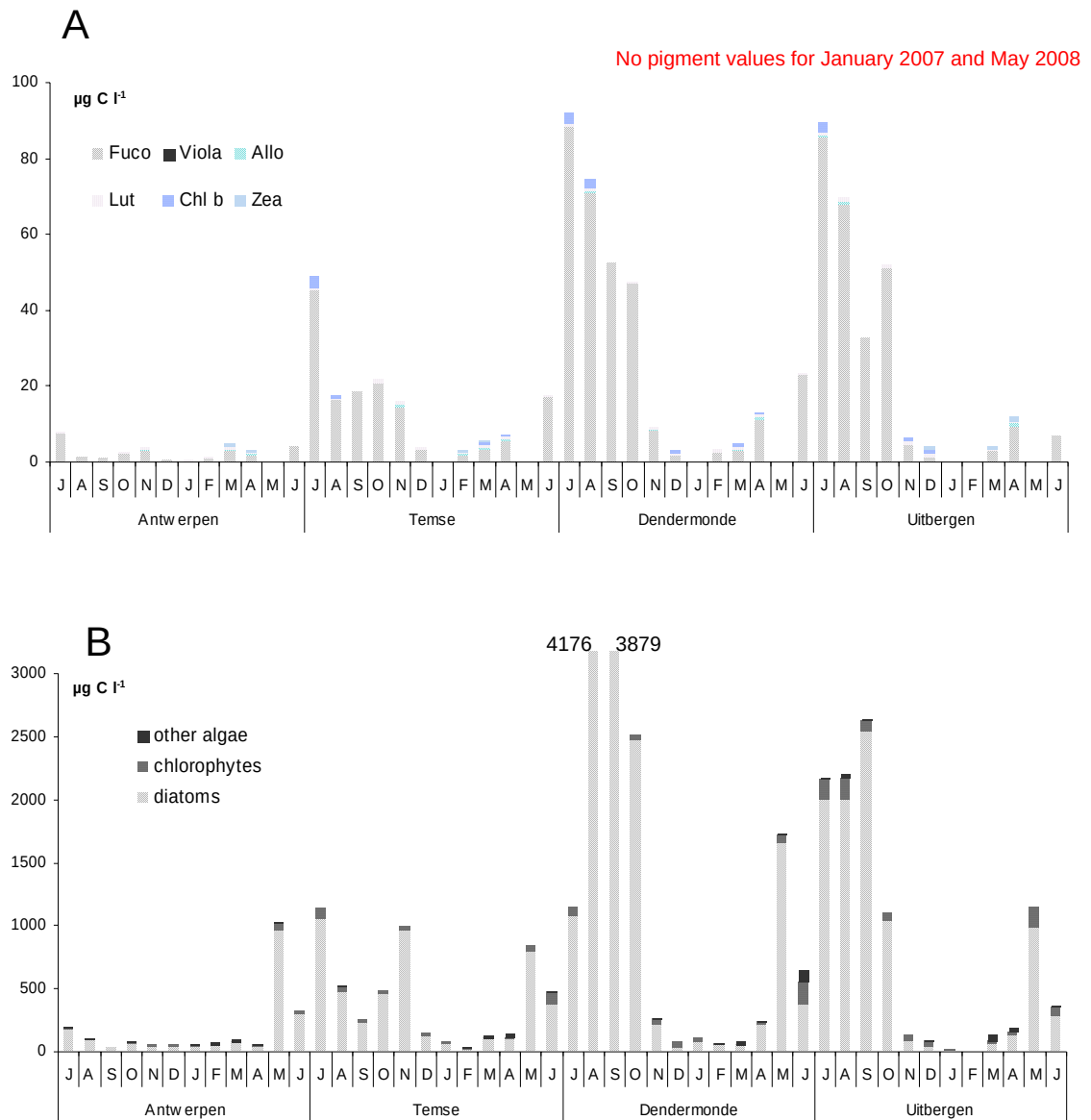


Figure 6.6: Phytoplankton pigment composition (A) and biomass in $\mu\text{g C l}^{-1}$ divided in diatoms, chlorophytes and other phytoplankton groups (euglenophytes, cryptophytes, cyanobacteria and dinophytes) on the base of cell counts (B) in the different zones of the Schelde estuary in 2007-2008.

In the tributaries, fucoxanthin was also always the dominant pigment, especially in the Durme and Rupel, which indicates the dominance of diatoms (figure 6.7A). Chlorophyll b became more important in the river Dender and the Bovenschelde; which is an indication of the presence of chlorophytes. Other pigments were found only in minor concentrations.

In the river **Bovenschelde** (figure 6.7B) cell counts revealed that the diatom *S. hantzschii* was the most important species in September 2007 and in early spring 2008 (February – April). During the other months chlorophytes, especially *Desmodesmus* spp., dominated the phytoplankton biomass. Also *Scenedesmus* spp., *Pediastrum* sp., *Coelastrum* sp. and *Tetradesmus* sp. were important chlorophytes, but never were of the same importance as *Desmodesmus* spp.

In the **Dender** diatoms were always dominant, except in July 2007 and May 2008, when *Pandorina* sp., a chlorophyte, dominated biomass. In September 2007, *Aulacoseira granulata*

was the most important species and in June 2008 *A. normanii* dominated the phytoplankton community. During the other months, *S. hantzschii* was found to be the most important species and in April 2008 an excessive bloom of that species ($1410 \mu\text{g C l}^{-1}$) occurred.

Phytoplankton populations in the **Durme** were very similar to those from the estuary. Diatoms reached high biomass, mainly during summer. *A. normanii* dominated the phytoplankton community during the whole year, except for April 2008, when the other centric diatom, *C. scaldensis* became most important. In October 2007 a bloom of *A. normanii* ($2308 \mu\text{g C l}^{-1}$) occurred.

The **Rupel** river is dominated by diatoms throughout the year. A dominance of mainly *A. normanii* has been observed. In August 2007 there's a dominance of *C. scaldensis*, while in February and April 2008 *S. hantzschii* was the most important species. Chlorophytes, mainly *Desmodesmus* spp., became more important in summer.

Phytoplankton communities in the docks at **Zandvliet** were very different from the communities at all other places in the estuary or in the tributaries. In July 2007 the phytoplankton community was dominated by the chlorophyte *Pandorina* sp. ($259 \mu\text{g C l}^{-1}$), while August 2007 showed a bloom of *Microcystis flos-aquae* ($2088 \mu\text{g C l}^{-1}$) member of the cyanobacteria. Between September 2007 and March 2008, *A. normanii* dominated phytoplankton biomass with a co-dominance in December 2007 with the dinophyte *Gymnodinium* sp. and in February 2008 with the diatom *Melosira* sp..

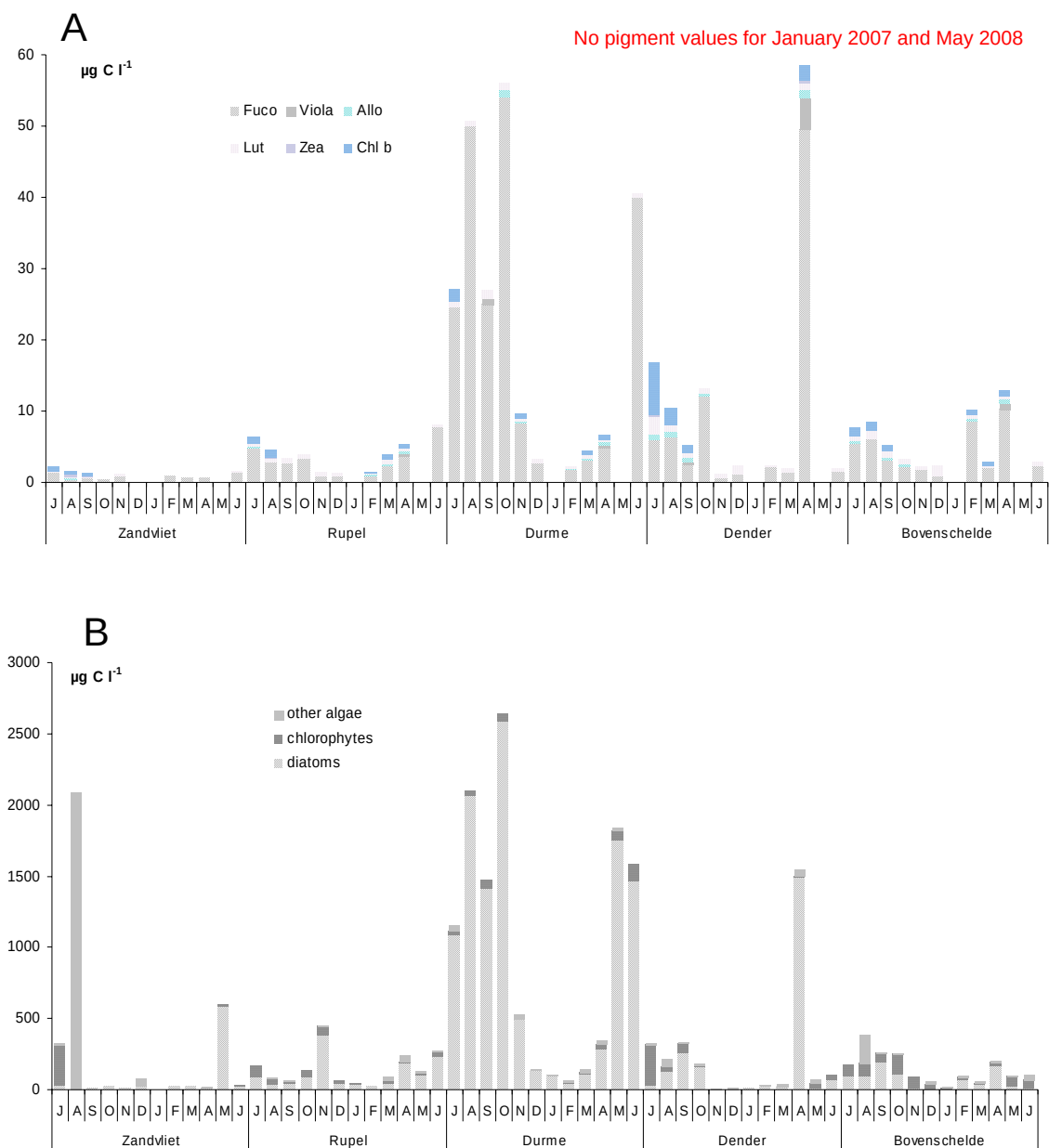


Figure 6.7: Phytoplankton pigment composition (A) and biomass in $\mu\text{g C l}^{-1}$ divided in diatoms, chlorophytes and other phytoplankton groups (euglenophytes, cryptophytes, cyanobacteria and dinophytes) on the base of cell counts (B) in the tributaries of the Schelde in 2007-2008.

6.1.5. Dynamics in chlorophyll a concentration during the tidal cycle

In August 2007 13 hour measurements were carried out at three stations in the Schelde estuary to assess the impact of the tide on the phytoplankton populations. These measurements were carried out at Schellebelle (freshwater zone), at Kruibeke (brackish zone) and in the river Rupel, always from high tide to high tide. Chlorophyll a was measured with HPLC as described before.

During low tide, an increase in chlorophyll a concentration was observed at Kruibeke while a decrease was observed at Schellebelle (figure 8). The difference in the timing of the chlorophyll a maximum suggests that the maximal chlorophyll a concentration in the estuary was situated upstream Kruibeke and downstream Schellebelle, or Uitbergen, the sampling station that is near to Schellebelle. At the Rupel station, a decrease in chlorophyll a concentration was observed during low tide, possibly due to the high tide bringing phytoplankton from the Schelde estuary into the river, while phytoplankton poor water is brought by the rivers during low tide. Same patterns occurred during 13 hour measurements at the same locations in the estuary in October 2006.

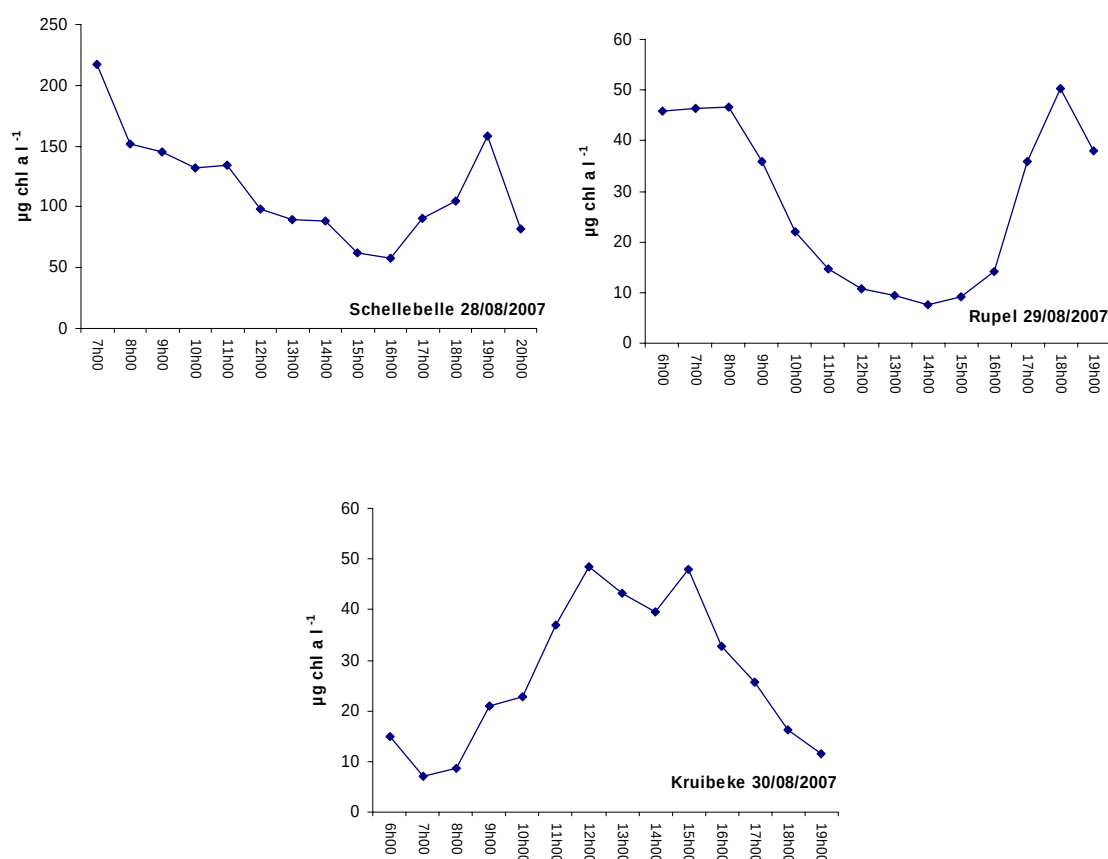


Figure 6.8: Dynamics in phytoplankton biomass (chlorophyll a) during the tidal cycle measured during 13 hours campaigns in summer 2007 in the Schelde.

6.2. Monitoring phytobenthos biomass and community composition on intertidal flats

6.2.1. Methodology

From July 2007 onwards, samples were collected monthly at 5 selected intertidal flats in the Schelde estuary between Gent and the Dutch-Belgian border (figure 6.9): the silty and the sandy flat at Groot Buitenschoor at the Belgian-Dutch border (mesohaline), Boerenschans (oligohaline), Ballooi (oligohaline-freshwater) and Appels (freshwater). At each intertidal flat, between 3 and 5 stations situated along a transect between the high and low water mark were sampled. At each station, 3 replicate samples were mixed to average out small-scale patchiness. The upper 2 mm of sediment was frozen *in situ* with liquid nitrogen and sampled using a contact core. The frozen samples were kept in liquid nitrogen during the fieldwork and stored at -80 °C in the laboratory until analysis. The sediment samples were freeze-dried prior to analysis to remove water, and pigments were extracted in acetone (90 %) using sonication. Pigments were analyzed using HPLC as described above for phytoplankton samples.

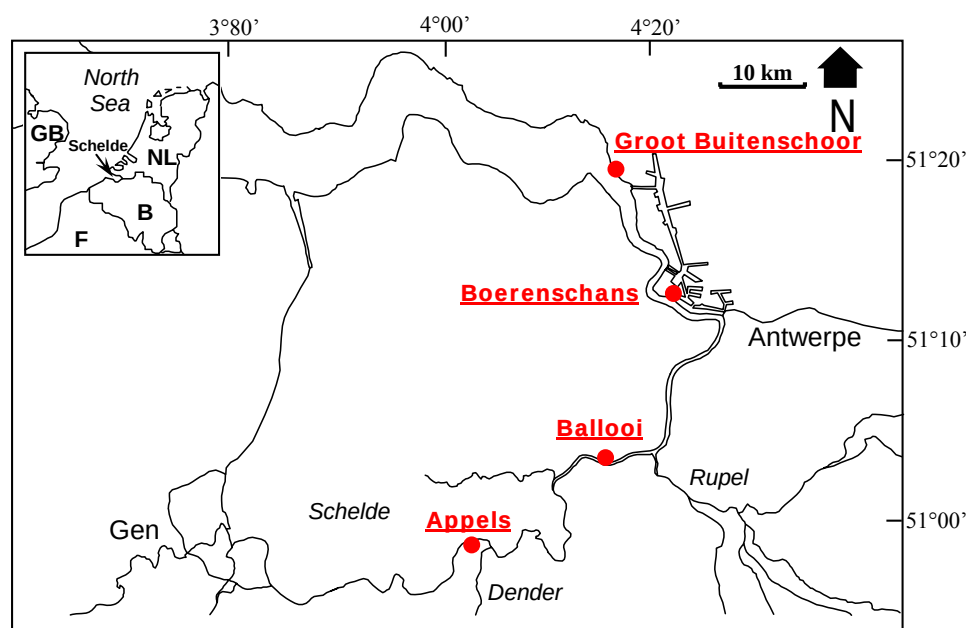


Figure 6.9: The Schelde estuary with location of the intertidal flats that were sampled for the study of the phytobenthos development in 2007 – 2008.

6.2.2. Phytobenthos biomass

Maximal chlorophyll a concentrations were observed in summer 2007 at the intertidal flat in Appels. In July average concentrations of 103 mg chl a m⁻² were observed, in August average concentrations of 124 mg chl a m⁻². These maxima are much lower than the maxima observed in late summer 2006 (September) and spring 2007 (April), when average concentrations of resp. 270 mg chl a m⁻² and 310 mg chl a m⁻² were observed, also in Appels. These months were characterised by warm and dry weather and low discharge, which probably influences the development of the phytobenthos, while the

discharge in July and August 2007 was a bit higher. No exceptionally difference was observed between the sandy and silty flat at Groot Buitenschoor.

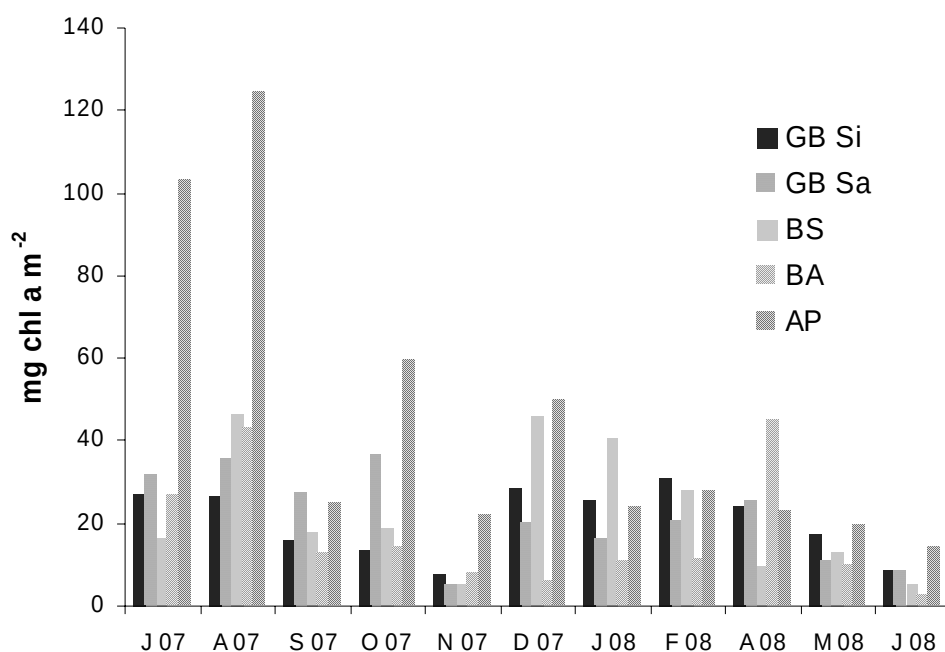


Figure 6.10: Average phytobenthos biomass for each tidal flat sampled along the Schelde estuary in 2007-2008. Each column is the averaged biomass from 3-4 localities along a transect from the high water mark to the low water mark at each intertidal flat.

A general pattern is observed in the distribution of the phytobenthos. With a few exceptions, chlorophyll a concentration decreases from the high water line to the low water line. This can probably ascribed to the fact that the sediment near the low water line is only exposed to the light during a short period at low tide while during high tide, the sediment is covered by turbid water so that phytobenthos receives no light. Also, sediments near the low water line are exposed to strong tidal currents which may result in losses of phytobenthos populations due to resuspension.

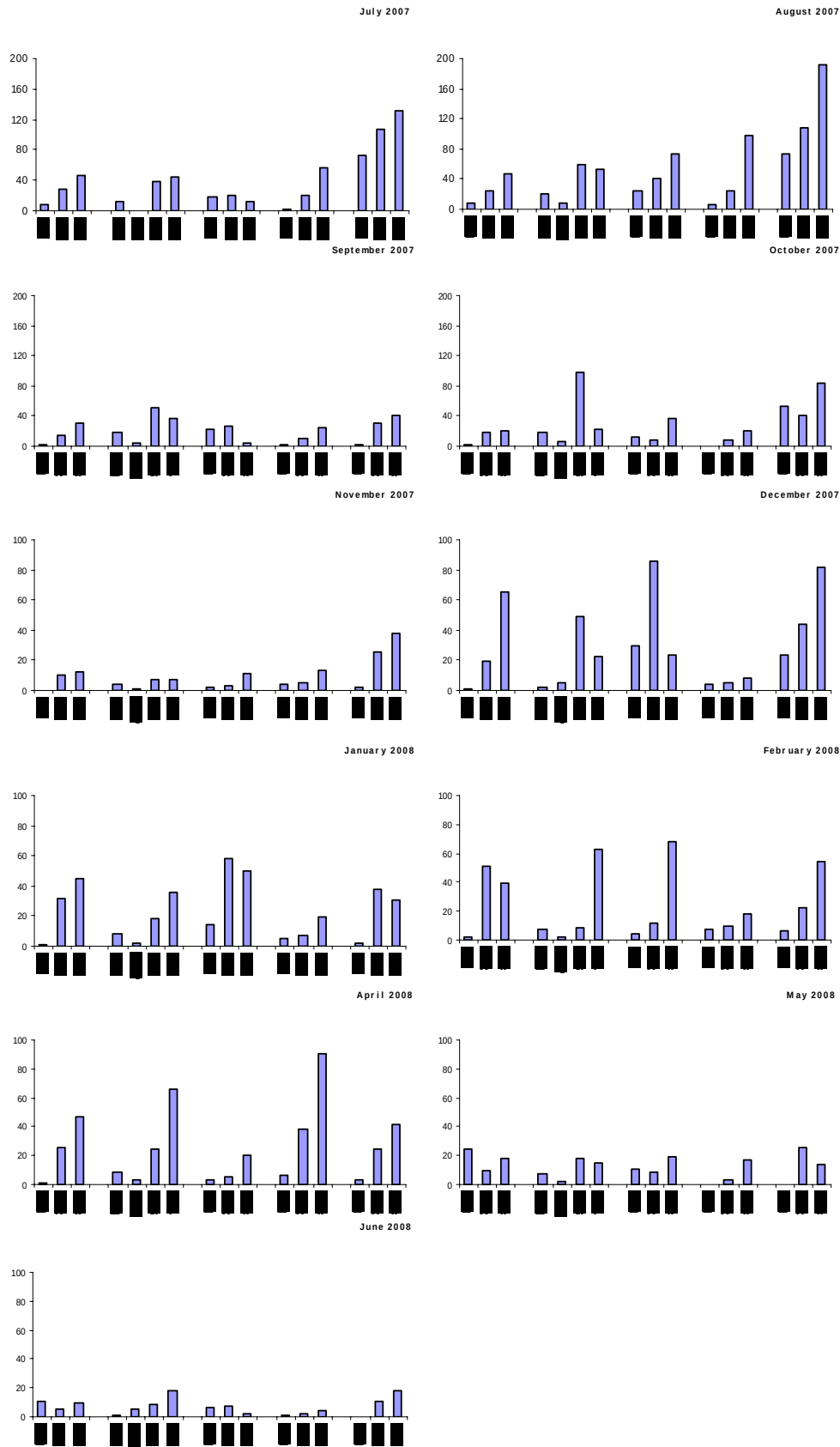


Figure 6.11: Spatial and temporal variability in phytobenthos biomass along intertidal flats from the Schelde estuary, sampled from July 2007 till June 2008. (GB: Groot Buitenschoor, BS: Boerenschans, BA: Ballooi, AP: Appels).

6.2.3. Phytobenthos species composition

Microscopic analysis revealed that all tidal flats are dominated by diatoms. The tidal flat of Groot Buitenschoor rarely contains other taxa than diatoms. Pennate as well as centric diatoms were observed. Towards the freshwater zone other taxa became more important. Green mats in the field were observed around the high water line at the tidal flats of Boerenschans, Ballooi and Appels. They are especially composed by Euglenophytes. Microscopic analysis also revealed the presence of green algae, but they are of minor importance. Comparison between phytoplankton and phytobenthos showed a strong similarity in species composition, which possibly suggests that part of the phytobenthos community is composed by settled phytoplankton.

6.3. Future studies

- Continued monitoring of species composition by microscopical counts at selected stations in the estuary and in the tributaries
- Continued monitoring of phytoplankton pigments by HPLC analyses
- Continued monitoring of the Schelde tributaries (Bovenschede, Dender, Durme, Rupel and Zandvliet)
- Continued monitoring chl *a* during 13h measurements at Lippenbroek and Kruibeke and the river Rupel
- Continued monitoring of phytobenthos from the intertidal flats of the Schelde estuary

6.4. References

- Mackey M.D., D.J. Mackey, H.W. Higgins, S.W. Wright (1996) CHEMTAX- a program for estimating class abundances from chemical markers: application to HPLC measurements of phytoplankton. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 144, 265-283.
- Menden-Deuer, S. and E.J. Lessard (2000) Carbon to volume relationships for dinoflagellates, diatoms, and other protist plankton. *Limnology and Oceanography*. 2000; 45:569-579.
- Wright, S.W. & Jeffrey, S.W. 1997 High-resolution HPLC system for chlorophylls and carotenoids of marine phytoplankton. In S.W. Jeffrey, R.F.C. Mantoura and S.W. Wright (ed.) *Phytoplankton pigments in oceanography*. UNESCO Publishing, Paris: 327-341.

Hoofdstuk 7. Studie naar de primaire productie

Jean-Pierre Vanderborght

Eindverslag voor deelstudie 5 (perceel 5) periode juni 2007-juni 2008

Université Libre de Bruxelles, Laboratoire d'Océanographie Chimique et de Géochimie des Eaux

Dir. Prof. Dr. Lei CHOU

7.1. Introduction

Monitoring of water quality parameters, light-field measurements and laboratory analysis of phytoplankton primary productivity were carried on between June 2007 and June 2008 in the framework of the OMES monitoring program (“Deel 5: Studie naar de primaire productie”). Results from nine monthly cruises and three tidal cycles (“13-hour cycles”) in the estuary (Kruibeke – Schellebelle) and in the Rupel (Boom) are reported here.

There has been no modification to the instrumental and laboratory methods that have been applied, as compared with the period 2006-2007. Water quality parameters (temperature, conductivity/salinity, dissolved oxygen, pH) as well as turbidity and chlorophyll fluorescence, have been measured using a multi-parameter sensor (YSI Model 6600EDS). Light attenuation coefficient (k_d) has been monitored using a pair of horizontal (downward) irradiance sensors. Suspended particulate matter (SPM) concentrations have been determined on a routine basis and compared to turbidity and light attenuation coefficient values.

The determination of the photosynthetic parameters (α and $P_{\max}^B$) at nine stations along the estuarine gradient has been carried out as previously using ^{14}C incorporation under controlled irradiance. Alkalinity, dissolved inorganic carbon (DIC), chlorophyll a and phaeopigments concentrations have been measured in the laboratory on the samples used for ^{14}C incubation.

7.2. Synthesis of the results

7.2.1. Light attenuation coefficient and euphotic depth

In 2007, the light attenuation coefficient for vertical irradiance k_d varied between 1.95 near Zandvliet (Station “Grens”, May 2007) and 17.7 m^{-1} at the station Schellebelle (August 2007). A unique value of 22.7 m^{-1} measured at the Lippenbroek station in September 2007 is not included in this range and in the following statistical description. The observed maximum and minimum euphotic depths (defined as the depth where irradiance is equal to 1% of the value at the water surface) thus varied between 2.37 and 0.26 m. The distribution of k_d values (based on all results from monthly profiles) is given

in Figure 7.1. It can be seen that a large majority (71 %) of the values are comprised between 3 and 8 m^{-1} , to be compared to values of 74% in 2006, 65% in 2005 and 69% in 2004. The tendency towards a narrower distribution of k_d values and thus a smaller percentage of extreme values, which was postulated in 2006, is therefore not confirmed. The median value of the overall distribution (including the results from monthly profiles and 13h monitoring) is equal to 6.20 m^{-1} , which corresponds to a euphotic depth of 0.74 m.

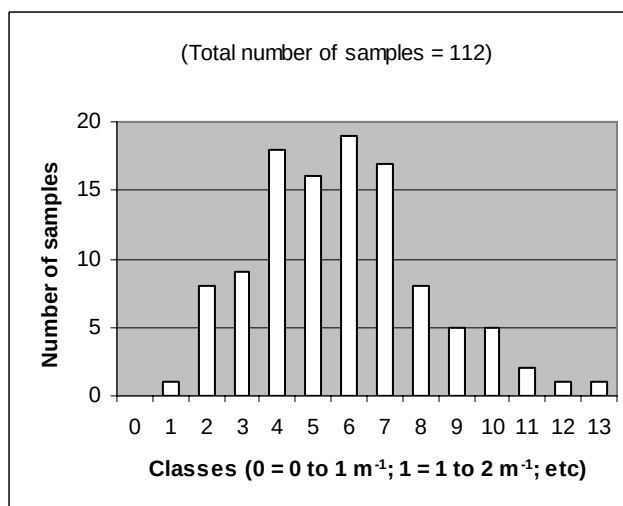


Figure 7.1: Distribution of measured k_d values

In Table 7.1, results obtained in 2007 are compared with previous values obtained during the period 2002-2006 and an up-dated characterization for the whole period is presented.

Year	Number of samples	k_d (m^{-1})			Euphotic depth (m)		
		min	max	median	min	max	median
2002	203	1.77	16.5	5.11	0.28	2.60	0.90
2003	189	1.71	17.5	5.33	0.26	2.69	0.86
2004	199	2.01	17.2	5.76	0.27	2.29	0.80
2005	152	1.03	13.1	4.60	0.35	4.47	1.00
2006	124	1.84	12.4	5.33	0.37	2.50	0.85
2007	147	1.95	17.7	6.20	0.26	2.37	0.74
2002 - 2007	1014	1.03	17.7	5.39	0.20	4.47	0.88

Table 7.1: Statistical parameters of the distribution of k_d values

From this table, it appears that, after two years (2006 and especially 2005) characterized by an increase of the water transparency, a return to the higher k_d and lower euphotic depth values of the period 2002-2004 is typically observed: the highest maximum and median k_d values have even been measured in 2007. Figure 7.2 shows that the light attenuation coefficient has displayed the usual seaward declining trend, corresponding to the longitudinal increase of the euphotic depth. It also confirms that 2007 (bold line with plain circles) may be categorized as the “darkest” year since the start of our survey, although close to 2004 (open circles). In particular, exceptionally high SPM concentrations and turbidity values have been observed in September 2007 around km 100 (Temse / Lippenbroek).

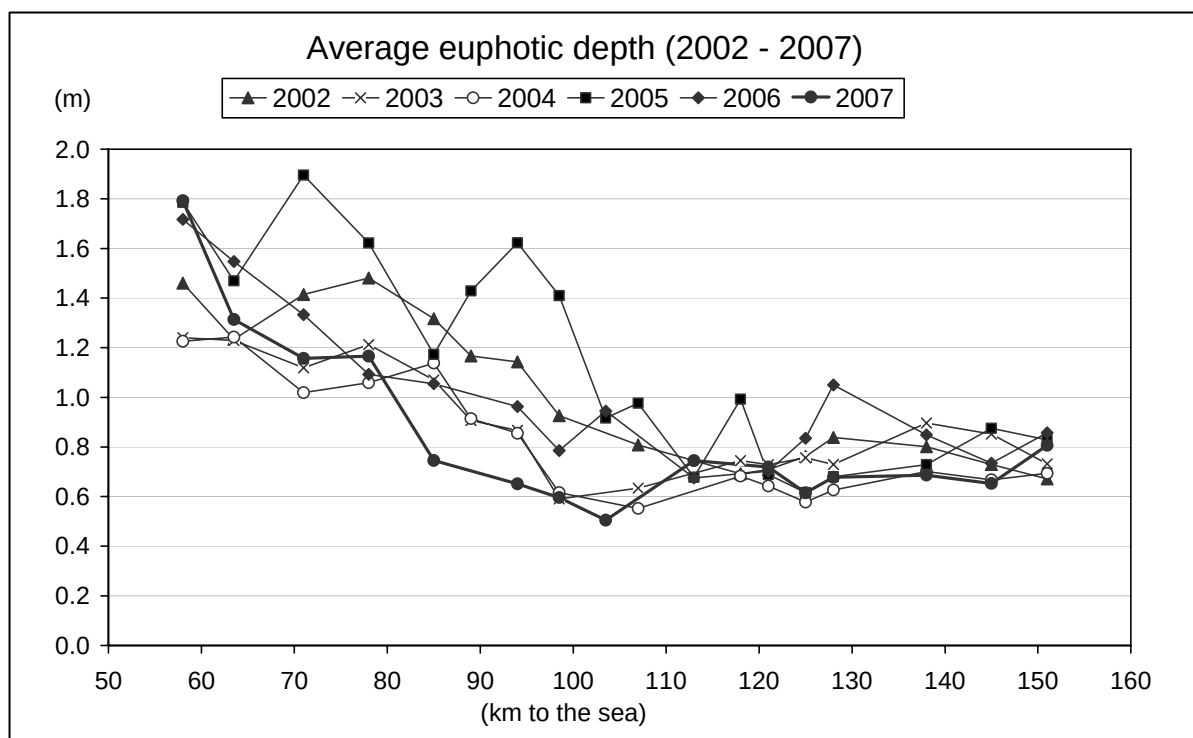


Figure 7.2

A mean euphotic depth fluctuating between 0.81 and 0.51 m, with a mean value equal to 0.67 m (0.84 m in 2006), is observed in the upper part of the estuary (between km 151 and km 90). Downstream, it reaches 1.8 m at the Belgian-Dutch border (km 58), the only location which does not seem to be significantly affected by the general decrease in water transparency that is otherwise observed. This trend is also reflected in the overall increase in SPM concentrations that has been observed in 2007: downstream of km 100, 29 samples out of 49 (60%) have SPM concentration above 50 mg l^{-1} (against 38% in 2006). For the whole estuary, the median SPM concentration was equal to 75 mg l^{-1} in 2007, as compared with a value of 49 mg l^{-1} only for 2005, a result which is in line with the observed k_d and euphotic depth profiles. (Note that the k_d , euphotic depth and SPM data for April, May and June 2008 are also given in the annex (available at VLIZ)).

7.2.2. k_d – SPM relationship

The relationship between the attenuation coefficient k_d and the SPM concentration deduced from the 2007 dataset is shown in Figure 7.3.

Based on 147 pairs of k_d and SPM values, this relation may be expressed as follows:

$$y = 0.046 \text{ SPM} + 2.98 \quad (r^2 = 0.71)$$

with k_d in m^{-1} and SPM in mg l^{-1} .

Figure 7.4 illustrates the complete dataset for the period 2002 – 2007 and the regression line based on the 1014 couples k_d – SPM available for the whole 6-year period, and Table 7.2 synthesizes the relationships that have been observed between k_d and SPM since 2002, together with the linear regression obtained for the 6-year dataset.

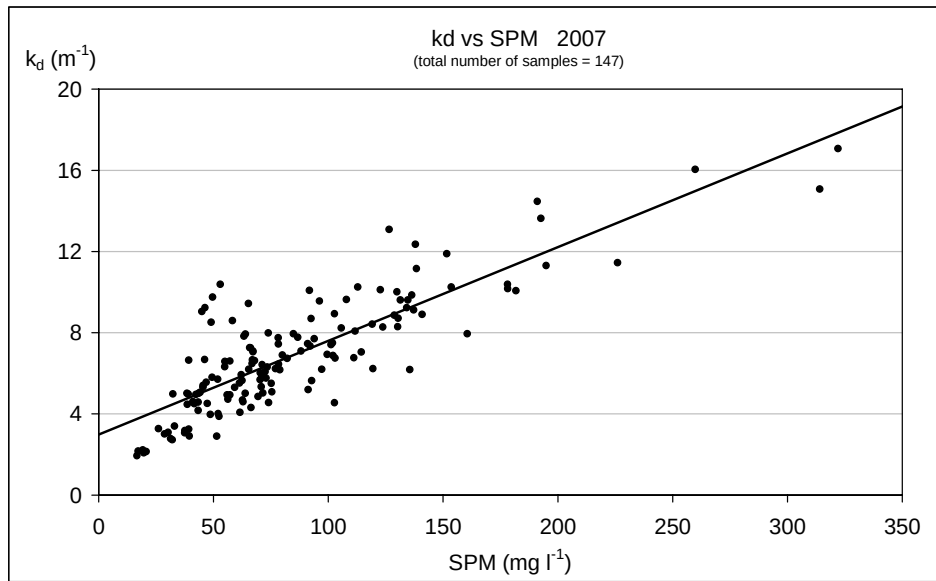


Figure 7.3: k_d – SPM correlation for 2007

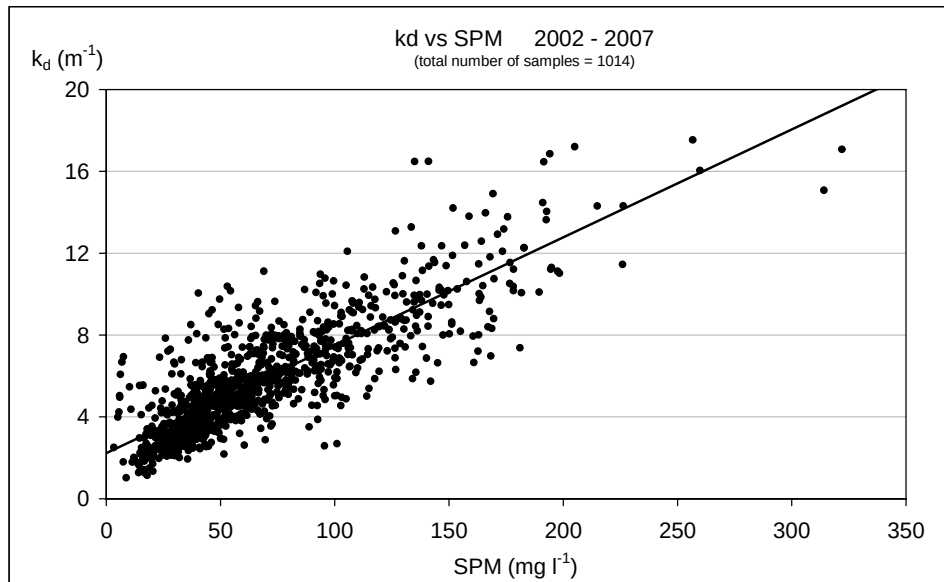


Figure 4: k_d – SPM correlation for the period 2002 – 2007

In 2007, the slope and intercept of the regression line were very similar to what has been measured in 2006. The hypothesis that was put forward in 2006, i.e. a decreasing value of the slope and an increasing value of the intercept, seems to be confirmed in 2007, although the number of observations is still too limited to conclude for a long-term trend. Should this be the case, a shift in the composition of the suspended material (linked for example to changes in the hydrological regime or modifications in the wastewater load) could possibly explain this evolution.

2002	$k_d = 0.048 \text{ SPM} + 2.21$
2003	$k_d = 0.055 \text{ SPM} + 2.06$
2004	$k_d = 0.055 \text{ SPM} + 2.14$
2005	$k_d = 0.059 \text{ SPM} + 1.81$
2006	$k_d = 0.048 \text{ SPM} + 2.76$
2007	$k_d = 0.046 \text{ SPM} + 2.98$
2002 - 2007	$k_d = 0.053 \text{ SPM} + 2.23$ ($r^2 = 0.71$)

Table 7.2: Linear regression between k_d and SPM

7.2.3. Light climate dynamics at the tidal timescale

The variations of k_d , turbidity and SPM during the 13-hour cycles are shown below for the 3 campaigns performed in 2007: Schellebelle (Figures 7.5 – 7.6); Rupel at Boom (Figures 7.7 – 7.8); Kruibeke (Figures 7.9 – 7.10). For each experimental site, the first graph illustrates the temporal variation of the irradiance attenuation coefficient k_d (line) and turbidity (line + dots) over one tide. In the second graph, the k_d time series is compared with the SPM concentrations measured on discrete water samples. In opposition to what has been observed in 2006, k_d results for 2007 are in remarkably good agreement with turbidity data. It confirms that the direct measurement of attenuation coefficient via the “dual-sensor” method is a suitable method when carried out under sufficient solar irradiance, which was not the case in 2006. It also confirms that the equipment used for turbidity measurement, after appropriate cross-calibration, delivers a signal that may be used as a valid proxy of light attenuation coefficient. In addition, turbidity and SPM results show a high correlation, with r^2 values close to 0.95, as measured for example at the station Kruibeke in August 2007 (Figure 11). Note that the detailed time-series of the 3 parameters (SPM, k_d and turbidity) are available in the annexed (available at VLIZ) files for further joint interpretation.

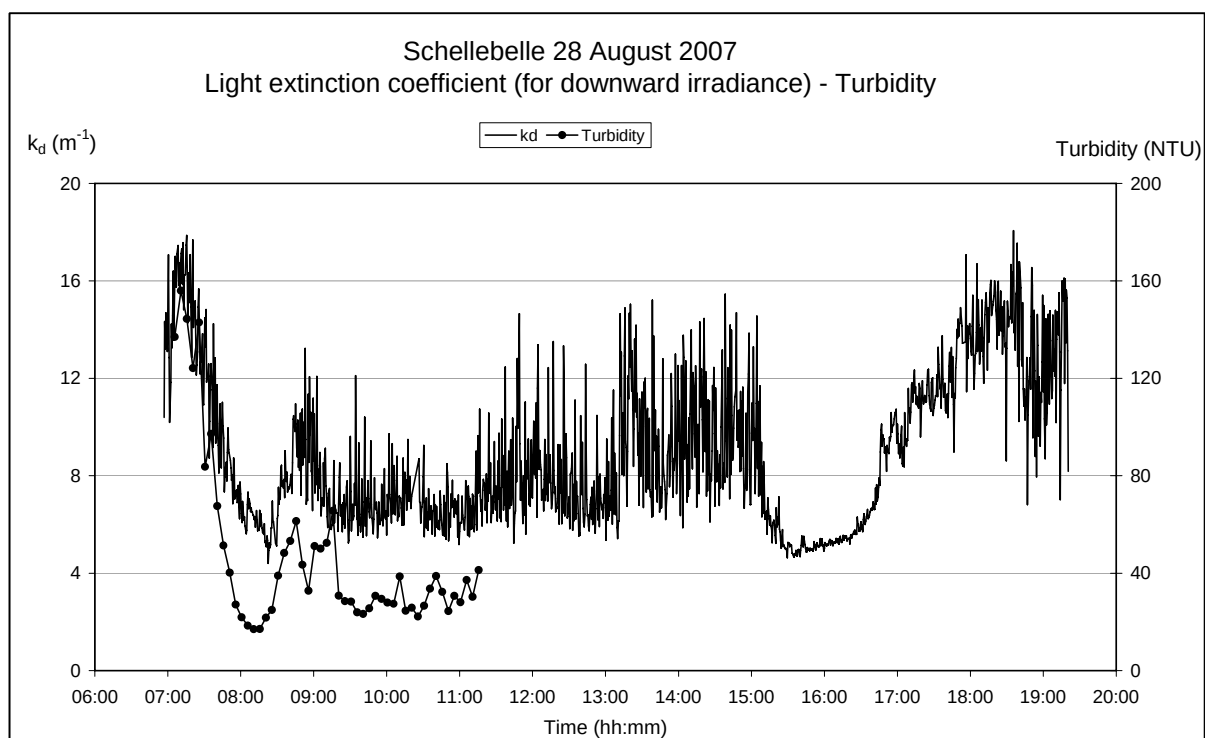


Figure 7.5

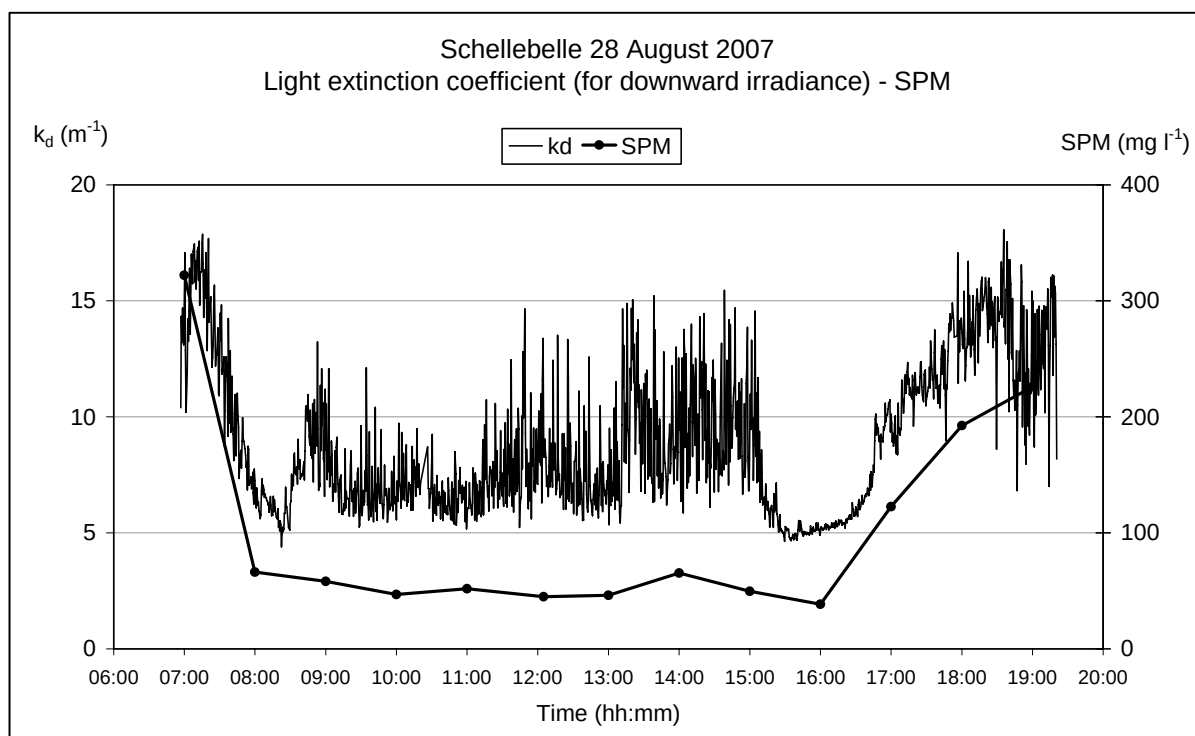


Figure 7.6

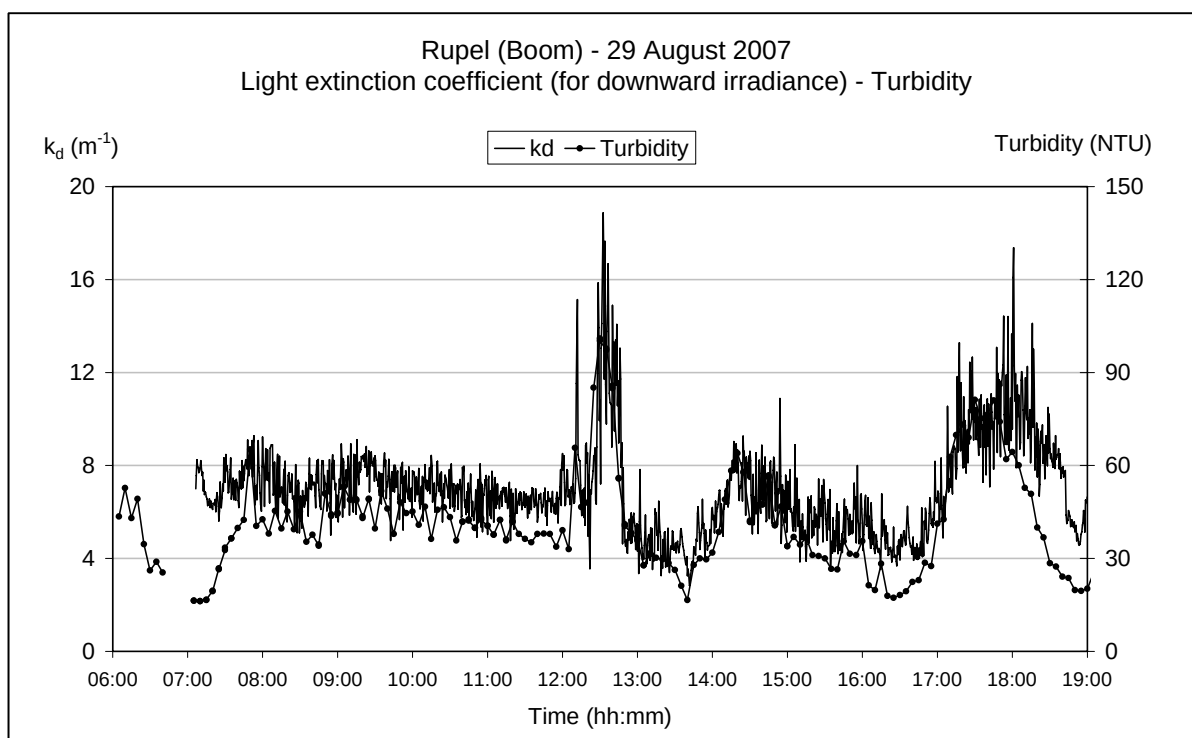


Figure 7.7

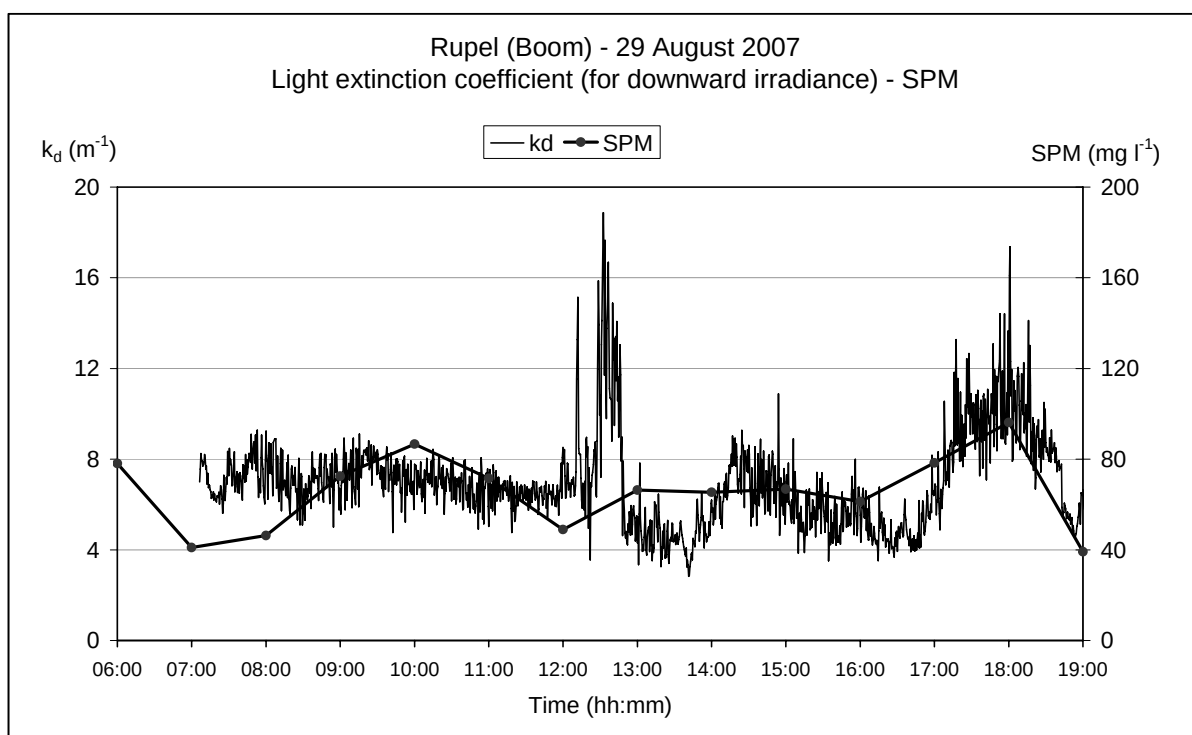


Figure 7.8

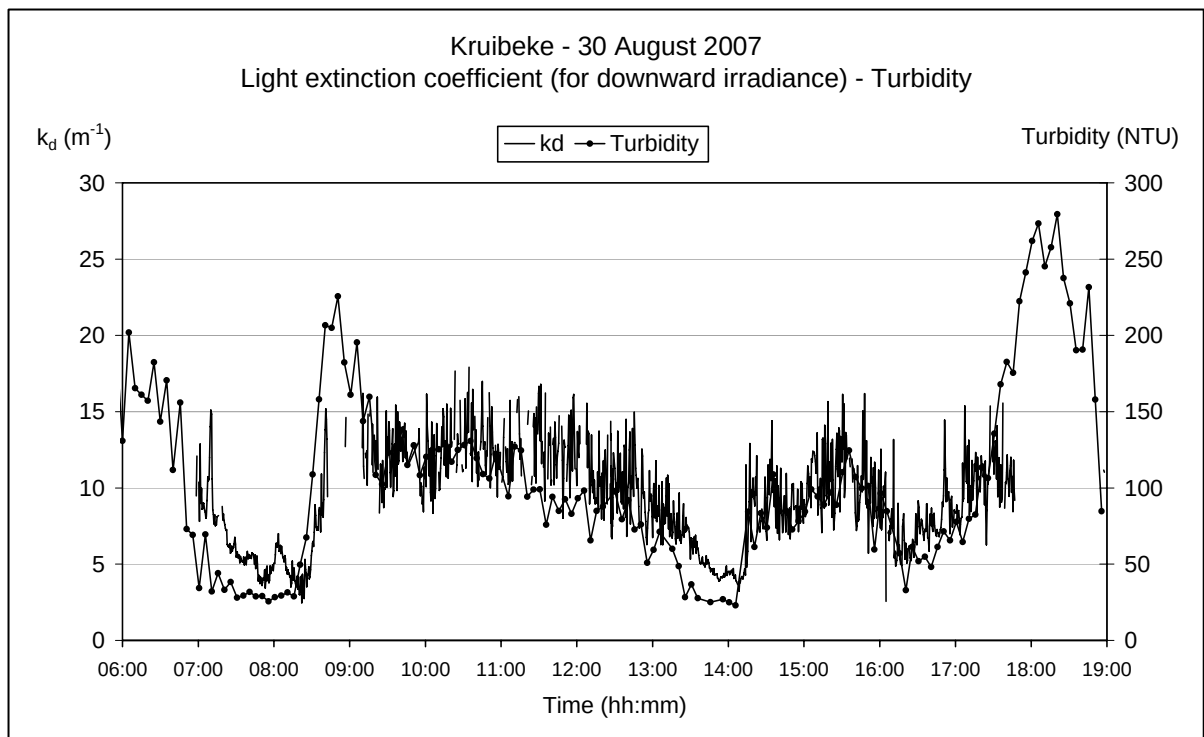


Figure 7.9

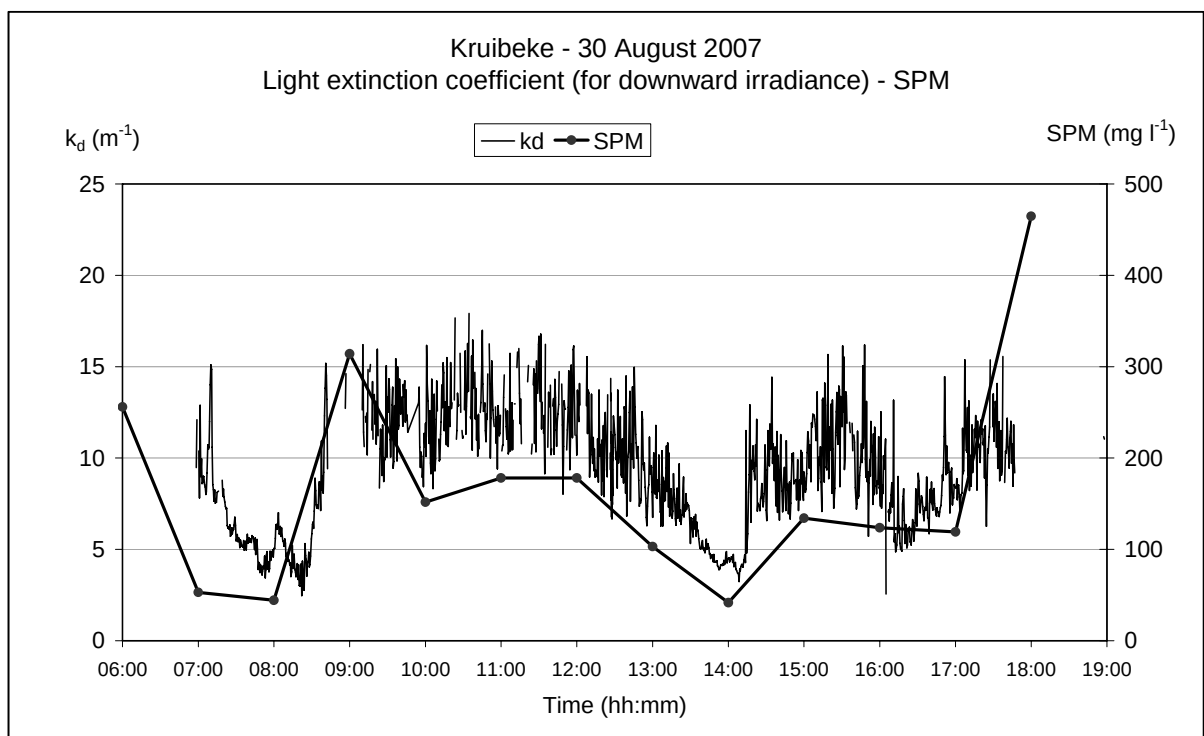


Figure 7.10

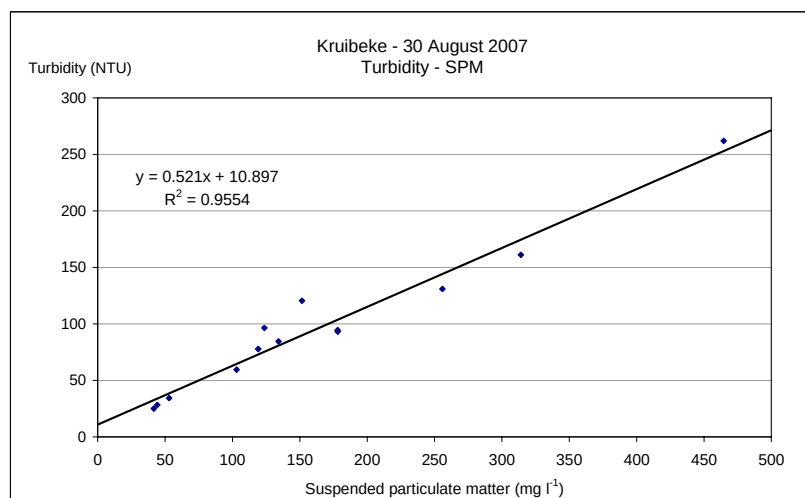


Figure 7.11: Turbidity – SPM correlation, 13-h cycle in Kruikebe

7.2.4. Longitudinal chlorophyll *a* distribution

In 2007, chlorophyll *a* concentrations larger than 100 µg l⁻¹ have been systematically observed in the upper estuary from May to October. Between June and September, values larger than 200 µg l⁻¹ were measured between km 120 and km 140, with the highest value (close to 400 µg l⁻¹) reached in July at St-Onolf (km 125). High chlorophyll *a* concentrations have also been observed downstream of km 94 (Steendorp) in July. The year 2007 may therefore be qualified as very productive in the upper estuary.

For all profiles, chlorophyll *a* concentration increased between Melle (km 151) and a downstream point situated, depending on the month considered, between Wetteren (km 145) and Dendermonde (km 121). Intense phytoplankton blooms had thus the opportunity to develop in the upper part of the tidal river, especially during the four months June, July, August and September. This may be explained by the low freshwater input from the upper Scheldt during this period (June, 2nd decade: 24.6; July, 2nd decade: 29.4; August, 2nd decade: 10.8; September, 2nd decade: 9.8; all flows given in m³ s⁻¹). Flushing of the phytoplankton population has probably occurred during the 3rd decade of July (maximum flow observed at Melle on July 24th: 134.1 m³ s⁻¹), a period which has not been covered by the monthly OMES monitoring.

7.2.5. Photosynthetic parameters

The photosynthetic parameters α and $P_{\max}^B$ (photosynthetic efficiency and maximum specific rate of photosynthesis) have been determined between June 2007 and June 2008 at 9 stations along the estuarine gradient. The detailed dataset, including all experimental PE curves, is available in the annex (available at VLIZ).

In 2007, α values varied between 0.004 and 0.035 (expressed in µgC.m².s/µgChl.h.µE), with about 75 % of the values comprised between 0.004 and 0.016. This range of variation is significantly narrower than in previous observations, with a larger percentage of values in the lowest categories (0.004 to 0.012). The distribution is shown in Figure 7.12, and the complete dataset for 2007 (April to November) is plotted in Figure 7.13 which displays a very clear longitudinal and seasonal pattern. The higher values (> 0.025) were

observed during the summer months (June to September) in the brackish part of the estuary (km 58 to 90), and to a lesser extent, in late spring (May). In summer, α values remained lower than 0.015 in the freshwater part of the estuary (km 90 to 151). Values remained lower than 0.010 in April, October and November over the whole estuary.

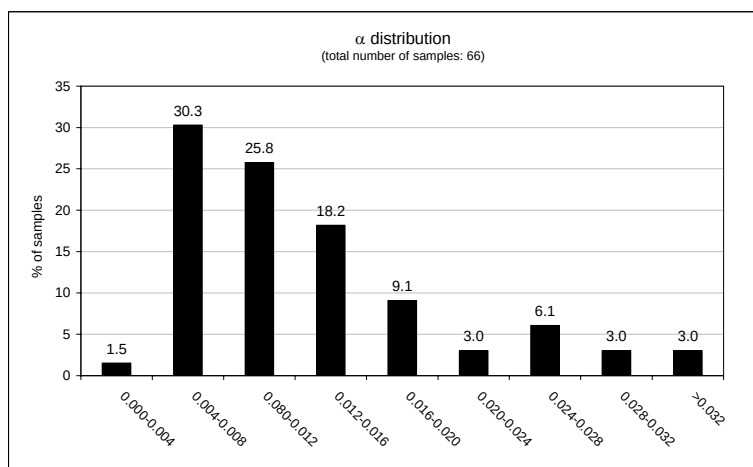


Figure 7.12: Distribution of α values (α expressed in $\mu\text{gC}\cdot\text{m}^2\cdot\text{s}/\mu\text{gChl}\cdot\text{h}\cdot\mu\text{E}$)

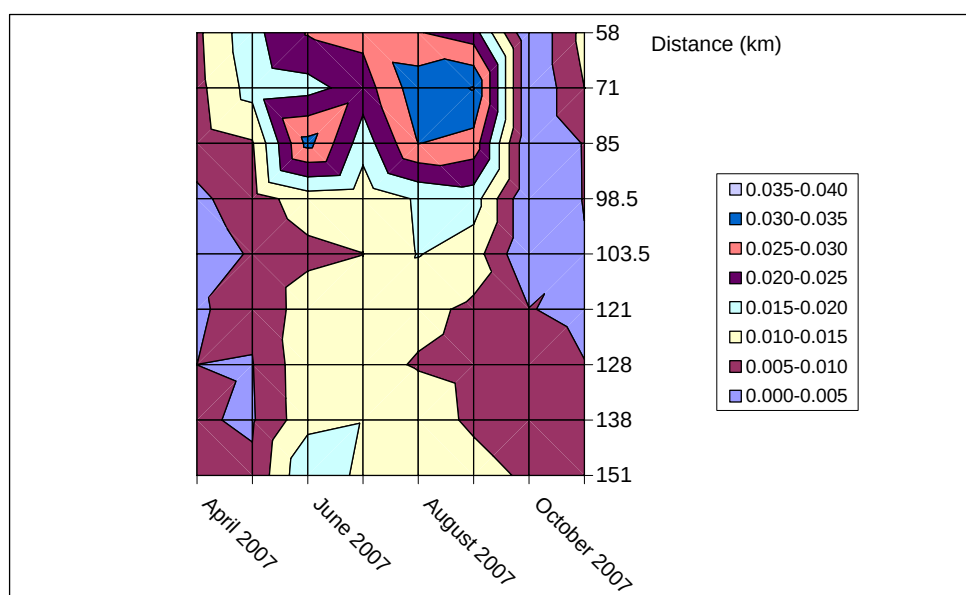


Figure 7.13: Plot of α values

$P_{\text{max}}^{\text{B}}$ values were mostly comprised between 4 and 20 $\mu\text{g C } (\mu\text{g Chl})^{-1} \text{ h}^{-1}$, although significantly higher values (up to 30) were measured in 2007. The general pattern is characterized by low values in spring and autumn, and higher values in summer (June to September), the highest values (> 30) being observed in August at the most upstream location.

It should however be pointed out that, as mentioned previously, a number of experimental P-E curves displayed an almost linear behaviour over the whole range of irradiance used during laboratory incubations, leading to I_k (saturation irradiance) values unrealistically larger than 2000 $\mu\text{E m}^{-2} \text{ s}^{-1}$. In 2007, 19 PE curves (out of 65) displayed a linear behaviour, essentially in April (6 cases), and between September and November (10 cases).

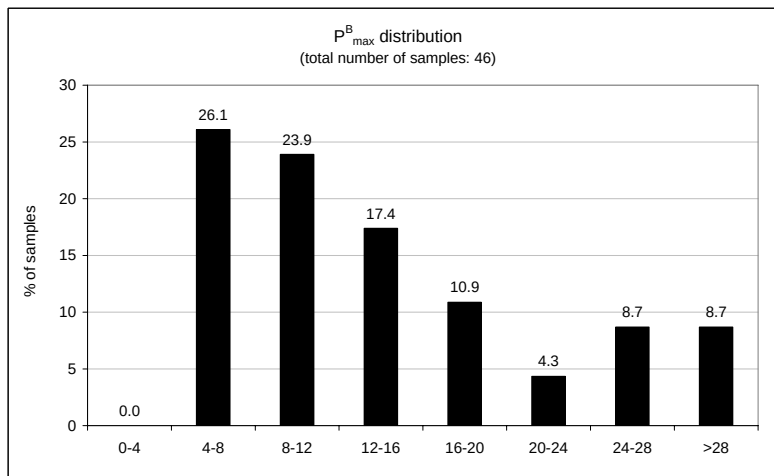


Figure 7.14: Distribution of $P^B_{\max}$ values ($P^B_{\max}$ expressed in $\mu\text{gC}/\mu\text{gChl h}$)

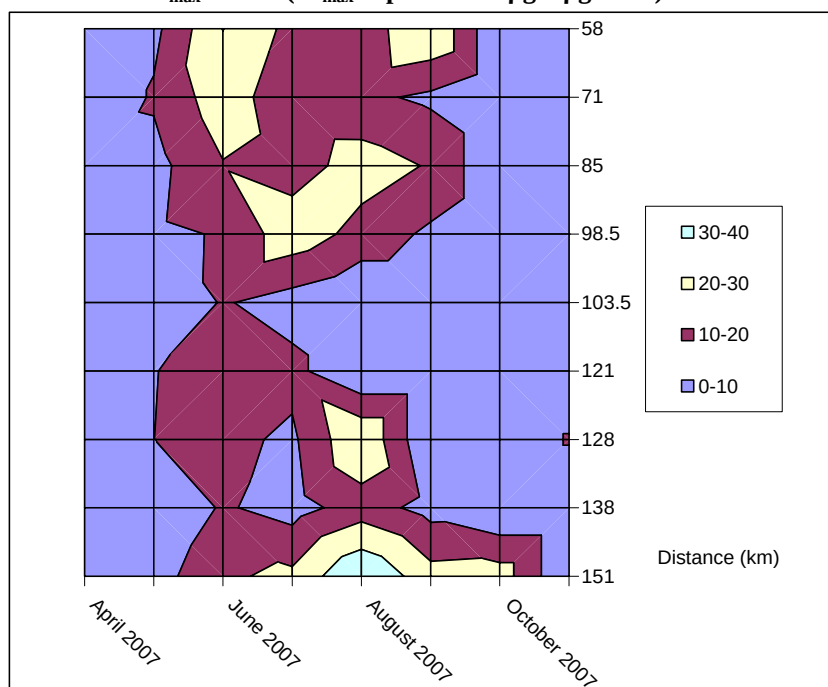


Figure 7.15: 3D-plot of $P^B_{\max}$ values

Hoofdstuk 8. Micro- en mesozoöplankton

M. Tackx
B. Mialet
F. Azémar

Eindverslag voor deelstudie 6 (perceel 6), periode juli 2007 – juni 2008

Laboratoire d'Ecologie des Hydrosystèmes (LEH), Université Paul Sabatier, 29 rue Jeanne Marvig – BP 4349 - 31055 Toulouse cedex 4 Tel : +33 (0)5 62 26 9990 ; tackx@cict.fr

Centre National de la Recherche Scientifique (CNRS)

8.1. Samenvatting

De maandelijkse monitoring van micro – en mesozooplankton werd in 2006 - 2007 voortgezet. Er werden geen nieuwe taxa gevonden in vergelijking met de gerapporteerde lijst in 2007 (Tackx et al., 2007).

Wanneer de gegevens van de volledige OMES dataset (1996 – 2007) worden gecombineerd met vroegere waarnemingen aan zooplankton in de Schelde, blijkt dat zowel copepoden- als cladoceren- populatie aanzienlijk in abundantie toenemen in het zoetwater traject. Binnen de OMES-observatie periode blijkt dat de copepode *Eurytemora affinis* de eerder gerapporteerde stroomopwaartse migratie (Appeltans et al., 2003; Tackx et al., 2007) voortzet. De cladoceren populatie daarentegen worden meer en meer stroomafwaarts waargenomen. Dit resulteert in een aanzienlijke zooplankton abundantie in het middengebied van de Zeeschelde. Deze toename is waarschijnlijk een reactie op de verbeterde waterkwaliteit. In hoeverre de zooplankton-populatie verder zal toenemen in de Zeeschelde zal uit verdere monitoring moeten blijken.

8.2. Summary

During 2007 - 2008, monthly sampling for micro – and mesozooplankton was continued. No new taxa were observed in comparison to those reported in 2007 (Tackx et al., 2007). When comparing data obtained by the OMES project (1996 - 2007) with earlier observation on zooplankton in the Schelde, it is shown that copepod and cladoceran populations increase considerably in the freshwater zone of the Schelde. Within the OMES period of observation, the population of the copepod *Eurytemora affinis* continues its earlier reported (Tackx et al., 2007) upstream migration, while cladocerans on the contrary are more and more present downstream. This opposite change in the spatio-temporal distribution of both zooplankton groups results in a considerable zooplankton abundance in the middle stretch of the (freshwater) Schelde. This is probably a reaction to improved water quality. In how far zooplankton abundance will continue to increase remains to be studied by future monitoring.

Acknowledgements

With thank Tom Maris for the sampling and logistic support. P Meire and S. van Damme put the OMES environmental data-set at our disposal.

8.3. Introduction

The research carried out on micro- and mesozooplankton in the frame of the OMES project aims at following the evolution of the zooplankton composition and its spatio – temporal distribution in the Schelde estuary. Because of its central position, as a link between primary production and higher food levels, zooplankton is an essential component in the functioning of any aquatic ecosystem. Its drifting with the currents makes it also a good indicator of spatio – temporal variation in hydrological and concurrent water quality conditions.

During 2007-2008, we continued to focus our attention on the zooplankton abundance in the freshwater stretch of the Schelde. This stretch is of particular interest because it was most submitted to organic pollution in the past (Heip, 1988) and hence had very low abundance of zooplankton and other planktonic organisms (Soetaert & van Rijswijk, 1993; Sautour & Castel, 1995). Following the improvement of water quality in recent years, zooplankton abundance in the freshwater stretch of the Schelde has increased considerably (Tackx et al., 2005;2007). Within the OMES dataset, the spatio - temporal distribution of *Eurytemora affinis*, a typical estuarine copepod remains of special interest because of its general occurrence in european estuaries and its clear response to environmental conditions.

8.4. Material and methods

8.4.1. Sampling microzooplankton

Samples are taken by the ECOBE laboratory of the University of Antwerp (UA). Transport to the 'Laboratoire d'Ecologie Fonctionnelle (EcoLab) of the University of Toulouse III is done by courier or by EcoLab personnel.

10 OMES–monitoring stations, 6 in de Schelde (Boei 87, Antwerpen, Temse, Dendermonde, Uitbergen, Melle) and the 4 tributaries (Bovenshelde, Durme, Dender and Rupel) are sampled. For microzooplankton, a 2 litres sub-sample of the < 50 µm filtrate available from sampling for mesozooplankton (see further) is used. The 2 litres sample is filtered through 20 µm, and the retained microzooplankton anaesthetized with a carbonated solution and finally fixed in 4% formalin.

8.4.2. Analysis microzooplankton

Determination is carried out at species level as far as possible. Taxonomic verification is done by Dr. F. Fiers and Dr. H. Segers (Koninklijk Belgisch Instituut voor Natuurwetenschappen, KBIN). The analysis of the microzooplankton fraction is limited to Rotifera. The main references used are: Ruttner-Kolisko 1972, Pontin 1978, Pourriot *et al.* 1986, Segers 1995.

Abundance is counted under binocular (90x), and converted to number of organisms m⁻³. Details of the procedure are given in Tackx *et al.* 2004b.

8.4.3. Sampling and analysis mesozooplankton

Sampling stations for mesozooplankton are the same as those for microzooplankton. 50 litres water is taken with a bucket at surface and filtered through a 50 µm net. The collected mesozooplankton is processed in the same way as described above for the microzooplankton samples.

Determination is carried out at species level when possible. For copepods this is possible from Copepodits V onwards. Most important references used are: Dussart 1967, 1969; Kiefer 1978; Amoros 1984; Margaritora 1985, Einsle 1996, Karaytug 1999, Ueda 2003.

8.4.4. Analysis of the long – term zooplankton data-series in the Zeeschelde

The data-set used covers the zooplankton data for the years 1996 – spring 2007, with the exception of 2001, when no sampling took place. For the years 1996,'97, '98, all 16 OMES stations have been analysed. For the other years, abundance adapt are only analysed for 6 stations: km 58, 78, 98, 121, 138, 151. The 1996-2007 data were also combined with earlier data on zooplankton: 1967-1969 (De Pauw, 1973) and 1989-1991 (Soetaert & Van Rijswijk, 1993) in order to look at longer time trends. Because of the limited availability of earlier data, this could only be done for the spring period (February- may). In this analysis, the brackish water (km 57,5 - km 71,5) and the freshwater (km 78,5 - 155) were considered separately.

8.5. Results

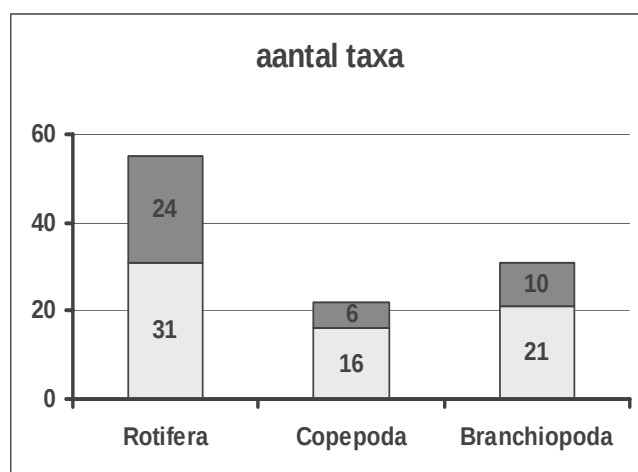


Fig 8.1. Number of taxa observed for rotifers, copepods and branchiopods within the OMES transect. Dark grey: not reported previously to the OMES project.

No new taxa were observed since our earlier OMES reports (Tackx et al, 2005, 2006, 2007). The number of taxa as such presently known for the OMES transect is 108, distributed between 55 rotifera; 22 copepods and 31 cladocerans (Fig. 8.1). 40 taxa had not been reported from the Schelde prior to the OMES project.

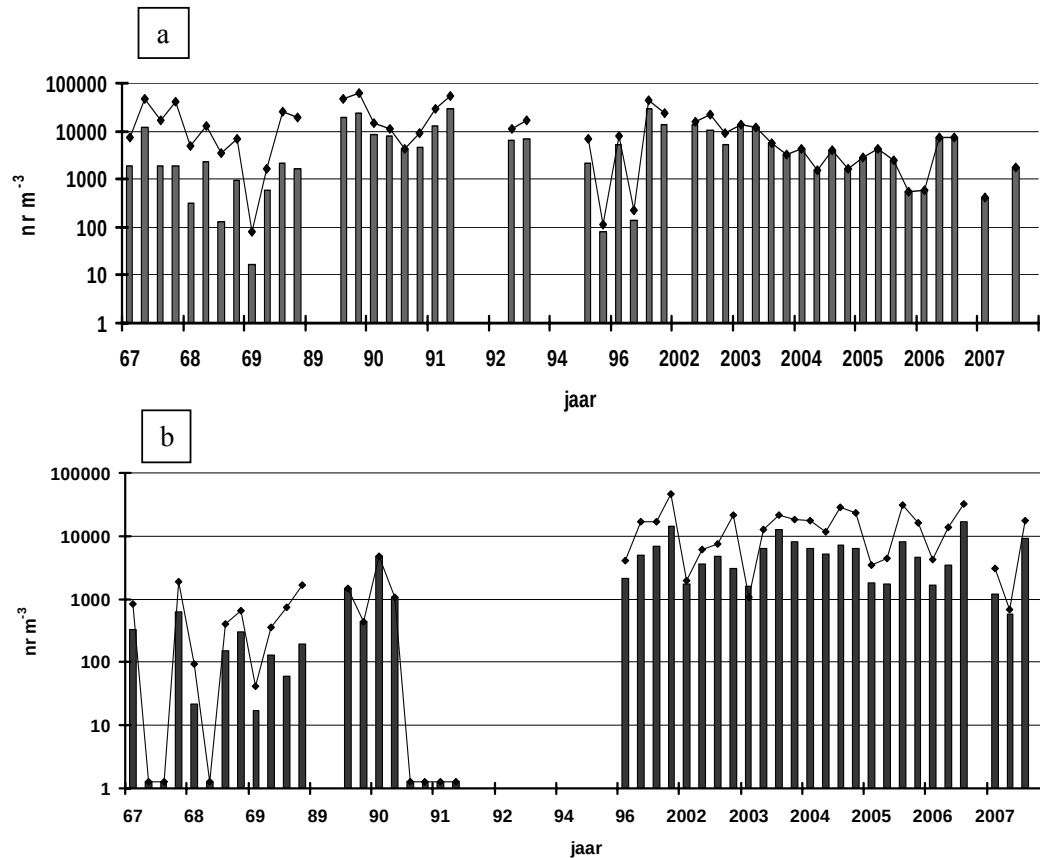


Fig. 8.2. Spring abundance of copepods in the brackish (a) – and the freshwater (b) stretch of the Schelde between 1967 and 2007. Bars give average abundance over each transect, diamonds are maximum observations within the same transect.

The evolution of the copepod community for the period 1967-2007 in the brackish and the freshwater zone is presented in Fig. 8.2. The data show that in the freshwater zone, abundance remains in the order of 1000 – 10 000 ind. m^{-3} , as observed since 1996. These abundances are one to two orders of magnitude higher than during the 1967-1969 and 1989-1991 periods. In the brackish water, abundance also remains in the same order of magnitude (100-1000 ind. m^{-3}) as observed since around 2004, which is less than observed during 1989-1991.

In the freshwater zone, cladocerans (Fig. 8.3) have increased by two orders of magnitude since 1996 in comparison to previous observations. They now reach between 1000 and 10000 ind. m^{-3} . In the brackish water, data are too variable to draw solid conclusions, but cladocerans are more frequently observed since 1996, and this trend is maintained in recent years.

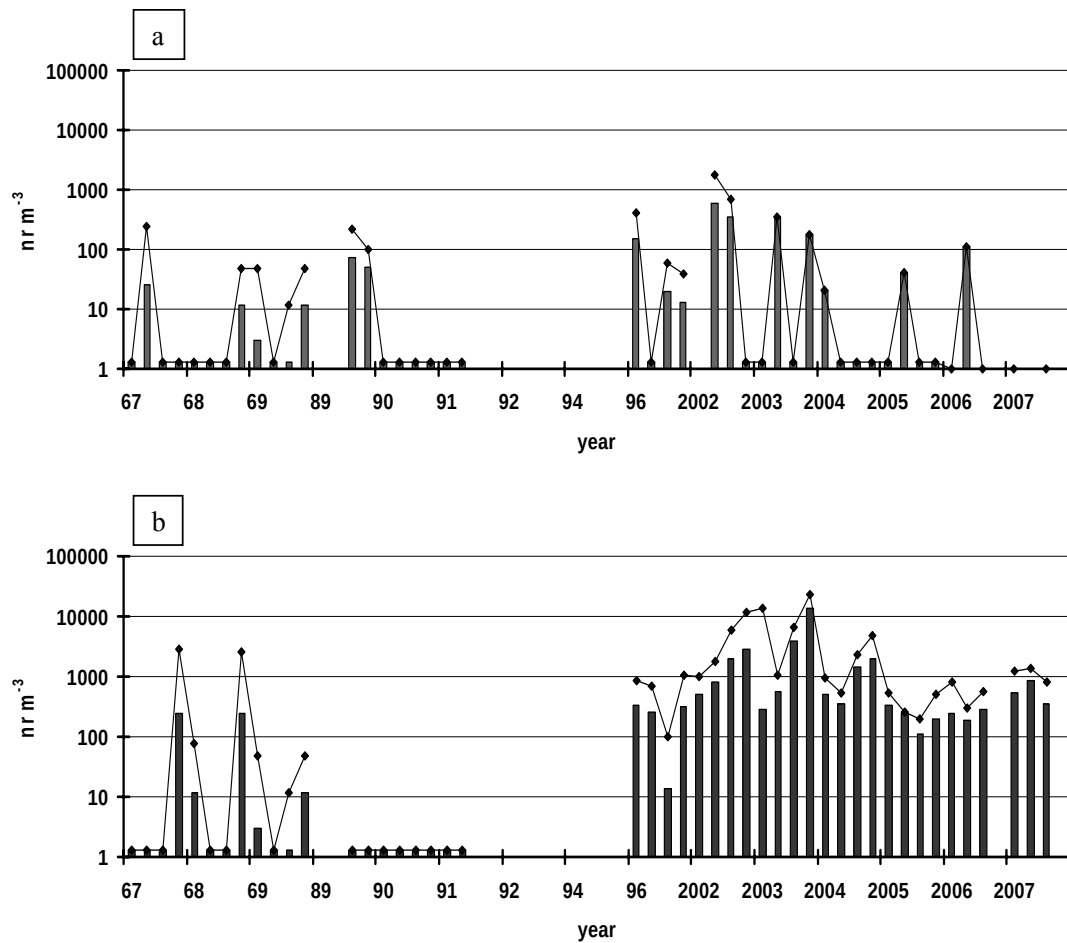


Fig. 8.3. Spring abundance of cladocerans in the brackish (a) – and the freshwater (b) stretch of the Schelde between 1967 and 2007. Bars give average abundance over each transect, diamonds are maximum observations within the same transect.

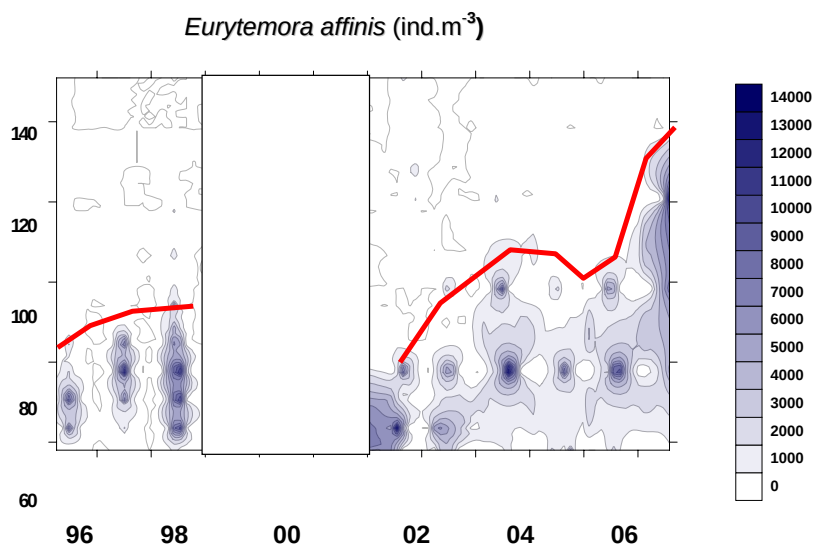


Fig. 8.4. Spatio-temporal distribution of *Eurytemora affinis*. x axis: year.; y axis: km upstream of Vlissingen

The spatio – temporal evolution of *Eurytemora affinis* from 1996 – spring 2007 is given in Fig. 8.4. There is a clear upstream movement of this species since the start of the OMES observations in 1996.

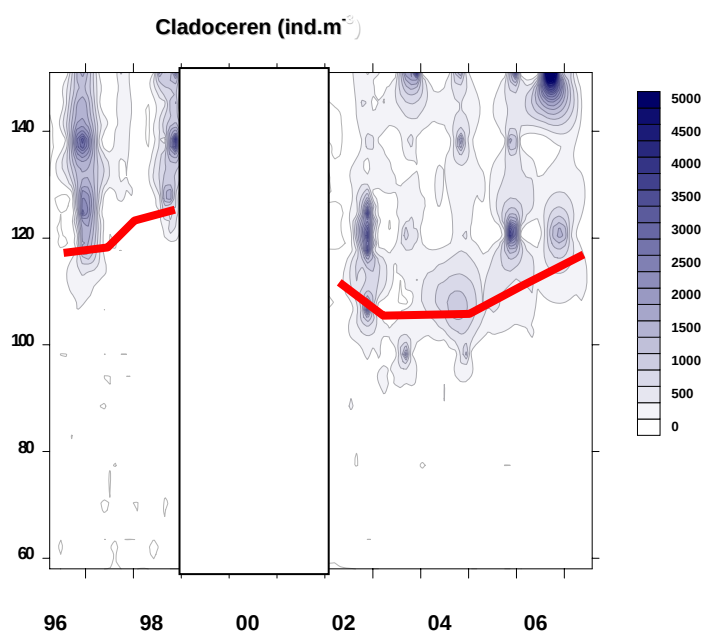


Fig. 8.5. Spatio-temporal distribution of Cladocerans . x axis: year.; y axis: km upstream of Vlissingen

The cladoceran population on the other hand (Fig 8.5) shows a downstream displacement when comparing its 1996-1998 distribution with that observed in 2002-2007.

8.6. Discussion

The fact that copepods maintain considerably higher abundances in the freshwater zone than observed prior to 1996, and that *E. affinis* continues to ‘migrate’ towards the freshwater area is likely to be a reaction to the improving water quality as suggested earlier by Appeltans et al. (2003). The fact that copepod abundance in the brackish water zone tends to decrease somewhat since 2002, can be partially explained by the upstream displacement of *E. affinis*. This species is indeed very dominant in the brackish water zone, so that a migration of the population towards the freshwater zone might decrease overall copepod abundance downstream. However, *E. affinis* is only dominant in spring, and a further investigation of the detailed species composition of copepods in the freshwater zone should be undertaken.

The fact that the cladoceran population migrates in opposite direction as the copepod population is important. It proves that the observed change in spatio-temporal distribution of *E. affinis* is not caused by a change in hydrological conditions. By definition, plankton organisms do not swim against current. So if a decrease in discharge would be the cause of *E. affinis*’ upstream movement, cladocerans would necessarily move in the same direction as copepods. So it seems that the arrival of both groups in the middle zone is indeed related to changing water quality.

The question is now if the zooplankton abundance in this zone will continue to increase. The long term data (figs 8.1 and 8.2), seem to suggest a stabilization. It has been shown that in the Schelde mesozooplankton organisms, and specifically *E. affinis*, feed selectively on phytoplankton, and select mostly diatoms (Tackx et al., 2003). The OMES monitoring has also shown an important increase in chlorophyll concentrations, reflecting an increase abundance of phytoplankton. Associated with this, silica depletion is occasionally observed in recent years (Maris et al., 2007; Cox et al., in sub). If this trend subsists, diatoms may decrease in abundance. Such an evolution could represent a limitation of the increase in mesozooplankton in the freshwater Schelde by limiting the selected food supply. Furthermore, non silica dependant phytoplankters may become more abundant than presently and a trend towards 'eutrophication' could be set in. Further monitoring will have to show how the system reacts to sustained water quality improvement efforts.

8.7. References

- Amoros, C. (1984) Crustacés Cladocères in Bulletin mensuel de la Société Linnéenne de Lyon. Introduction à la systématique des organismes des eaux continentales françaises, 5: 72-145.
- Appeltans, W., A. Hannouti, S. Van Damme, K. Soetaert, R. Vanthomme & M. Tackx (2003) Zooplankton in the Schelde estuary (Belgium/The Netherlands). The distribution of *Eurytemora affinis*: effect of oxygen? J. Plankton Res. 25(11): 1441-1445.
- De Pauw, N. (1975) Bijdrage tot de kennis van milieu en plankton in het Westerschelde esytuarium. PhD thesis, University of Gent. In Dutch.
- Castel, J. & A. Feurtet (1986). Influence des matières en suspension sur la biologie d'un copépode estuarien: *E. affinis hirundoides* (Norquist, 1888). Coll. Nat. CNRS 'Bil ologie des populations' : 391-396.
- Dussart, B. (1967) Les copépodes des eaux continentales d'Europe occidentale. Tome I : Calanoïdes & Harpacticoïdes. Ed. N. Boubée & Cie, 500pp.
- Dussart, B. (1969) Les copépodes des eaux continentales d'Europe occidentale. Tome II : Cyclopoïdes et Biologie. Ed. N. Boubée & Cie, 292pp.
- Einsle, U. (1996) Copepoda: Cyclopoida - Genera Cyclops, Megacyclops, Acanthocyclops -. Guide to the Identification of the Microinvertebrates of the Continental Waters of the World. SPB Academic Publishing, Ed. 83pp.
- Heip, C. (1988) Buiota and abiotic environment in the Westerschelde estuary. Hydrobiological bulletin 22: 31-34.
- Karaytug, S. (1999) Genera Paracyclops, Ochrudacyclops and key to the Eucyclopinae. Guides to the Identification of the Microinvertebrates of the Continental Waters of the World. Backhuys Publishing, Ed. 217pp.
- Kiefer, F. (1978) Das Zoöplankton Der Binnengewässer. 2 Teil. Die Binnengewässer 26. Ed. Schweizerbart'sche Verlagbuchhandlung, Stuttgart.
- Margaritora, F. G. (1985) Cladocera. Fauna d'Italia. Ed. Calderini Bologna, 399pp.

- Pontin, R. M. (1978) A key to British Freshwater Planktonic Rotifera. Freshwater Biological Association Scientific Publication, Ed. 178pp.
- Pourriot, R. and A.-J. Francez (1986) Rotifères in Introduction pratique à la systématique des organismes des eaux continentales françaises. Bulletin mensuel de la Société Linnéenne de Lyon, 55(5): 148-176.
- Ruttner-Kolisko, A. (1972) Rotatoria in Das zooplankton der Binnengewässer. Die Binnengewässer, E. Schweizerbart'sche. Stuttgart, Verlagsbuchhandlung 26(1)(118-131.
- Segers, H. (1995) Rotifera. Volume 2: The Lecanidae (Monogononta). Guides to the Identification of The Microinvertebrates of the Continental Waters of the World. SPB Academic Publishing, Ed. H.J.F. Dumont, 226pp.
- Sautour, B & J. Castel, 1995. Comparative spring distribution of zooplankton in three macrotidal european estuaries. Hydrobiologia, 311: 139-151.
- Soetaert, K. & P. Van Rijswijk (1993) Spatial and temporal patterns of the zooplankton in the Westerschelde estuary. Mar. Ecol. Prog. Ser. 97: 47-59.
- Tackx, M. L. M. , P. J. M. Herman, S. Gasparini, X. Irigoien, R. Billiones & M. H. Daro, 2003. Selective feeding of *Eurytemora affinis* (Copepoda, calanoida) in temperate estuaries: model and field observations. Estuarine and Coastal Shelf Science, 56: 305 –311.
- Tackx, M., N. De Pauw, R. Van Mieghem, F. Azémar, A. Hannouti, S. Van Damme, F. Fiers, N. Daro & P. Meire (2004) Zooplankton in the Schelde estuary, Belgium and The Netherlands. Spatial and temporal patterns. J. Plankton Res. 26(2): 133-141.
- Tackx, M., F. Azémar, S. Boulêtreau, N. De Pauw, B. Sautour, B. Bakker, S. Gasparini, K. Soetaert, S. Van Damme & P. Meire (2005a). Zooplankton in the Schelde estuary, Belgium and the Netherlands: long-term trends in spring populations. Hydrobiologia 540(1-3): 275-278.
- Tackx, M., F. Azémar, B. Mialet & N. Paduraru (2005b) Onderzoek naar de gevolgen van het Sigmaplan, baggeractiviteiten en havenuitbreiding in de Zeeschelde op het milieu. Perceel 6. Micro - en mesozoöplankton. Verslag 2004 - 2005. 19pp.
- Tackx, M., F. Azémar, B. Mialet (2006) Onderzoek naar de gevolgen van het Sigmaplan, baggeractiviteiten en havenuitbreiding in de Zeeschelde op het milieu. Perceel 6. Micro - en mesozoöplankton. Verslag 2005 - 2006. 17pp.
- Tackx, M., F. Azémar, B. Mialet (2007) Onderzoek naar de gevolgen van het Sigmaplan, baggeractiviteiten en havenuitbreiding in de Zeeschelde op het milieu. Perceel 6. Micro - en mesozoöplankton. Verslag 2006 - 2007. 10pp.
- Ueda, H. (2003), Copepoda: Cyclopoida. Genera Mesocyclops and Thermocyclops. Guides to the Identification of the Microinvertebrates of the Continental Waters of the World. Backhuys Publishing, Ed. 317pp.

Hoofdstuk 9. Opwaardering van de Omes Databank

Annelies Goffin
Klaas Deneudt

Eindverslag voor deelstudie 7 (perceel 7), periode 2007-2008

Flanders Marine Institute/ Vlaams Instituut voor de Zee VLIZ
Marine & Coastal Research & Management in Flanders

Dir. Jan Mees

9.1. Inleiding

De algemene inbreng van VLIZ in het OMES project is een grondige opwaardering van de bestaande OMES databank. In de eerste plaats werd aandacht besteed aan de verbetering van de technische en inhoudelijke aspecten van de databank. Daarnaast werd ook gestreefd naar een verhoogde visibiliteit en erkenning van de waarde van de OMES databank bij beleidsmensen en wetenschappers op nationaal en internationaal niveau.

Opwaardering van de databank op technisch en inhoudelijk vlak werd gerealiseerd door een kritische evaluatie van de bestaande databank met hierop volgend het doorvoeren van de noodzakelijke inhoudelijke en structurele aanpassingen, het uitwerken van de nodige handleidingen en documentatie en het doorvoeren van een grondige kwaliteitscontrole op de gegevens in de databank.

Deze fase van het project werd afgerond in 2007. In 2008 werd meer aandacht besteed aan een extra kwaliteitscontrole in samenwerking met de UA. Nieuwe datasets werden verzameld om de OMES databank actueel te houden door het toevoegen, kwaliteitscontroleren en integreren van de nieuw gegenereerde gegevens uit de lopende monitoring van 2007-2008.

Aan volgende werkzaamheden werd gedurende 2008 meer aandacht besteed:

- ❖ Kritische evaluatie databank en mogelijke structurele en technische aanpassingen
- ❖ OMES Databank
- ❖ Kwaliteitscontrole
- ❖ Data beleid
- ❖ Communicatie
- ❖ Toevoegen van gegevens aan de databank

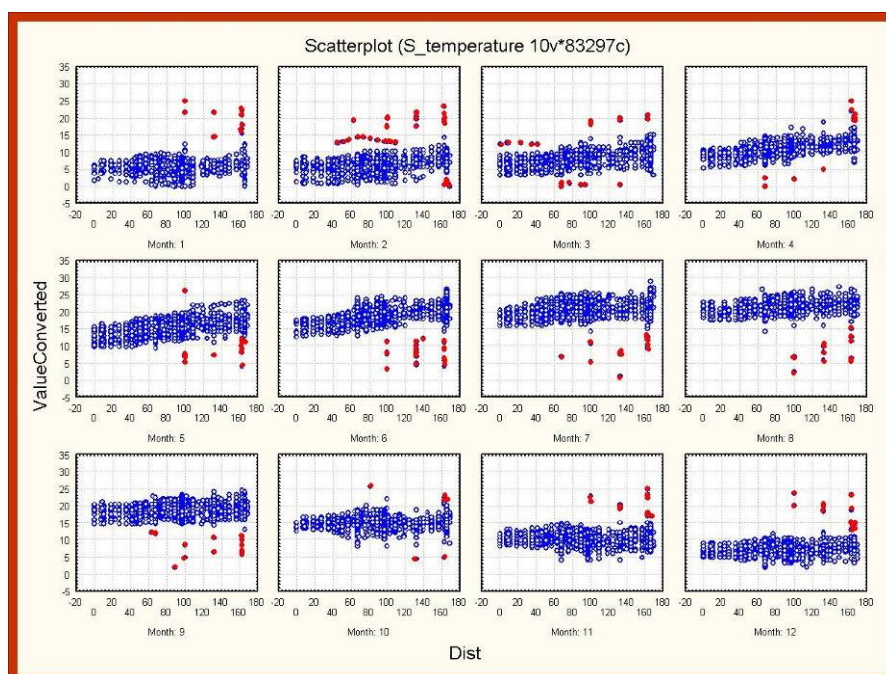
9.2. Kwaliteitscontrole

De kwaliteitscontroles beschreven in “het plan van aanpak” werden in 2007 reeds uitgevoerd. Er werd gecheckt op vlak van duplicate data, afwijkende eenheden, lege velden....In overleg met de partner werden de gegevens aangepast. Ontbrekende of onvolledige metagegevens werden opgespoord.

In 2008 werd de kwaliteitscontrole aangevuld met een analyse van ‘onmogelijke waarden’. Aangezien hierbij grondige achtergrondkennis nodig is, werd deze uitgevoerd in samenwerking met de coördinator, de Onderzoeksgroep Ecosysteembeheer (Ecobe), UA.

Aan de hand van grafieken werden potentiële outliers visueel geïdentificeerd. Aangezien het seizoen (temperatuursafhankelijkheid) en de afstand tot de monding van belang zijn bij het interpreteren van de resultaten van verschillende parameters, werden de gegevens uitgezet per maand en per afstand t.o.v. Vlissingen.

De ruwe gegevens werden samengevat in een tabel. De grafieken en ruwe data werden ter nazicht doorgestuurd naar Ecobe, UA, die de ‘echte outliers’ en ‘aanvaardbare waarden’ identificeerden. De nodige correcties werden door VLIZ direct doorgevoerd in de OMES databank.



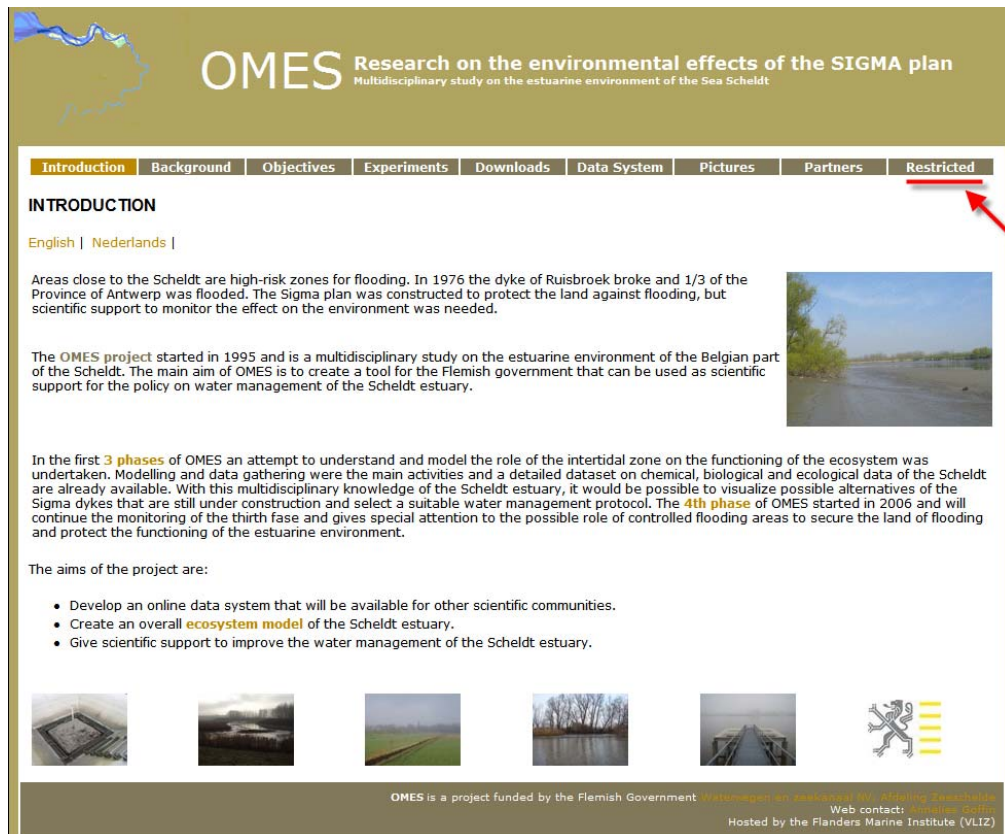
Grafiek: temperatuursgegevens per maand en afstand tot Vlissingen

De belangrijkste omgevingsvariabelen voor waterkwaliteit (zuurstof, temperatuur, stikstof, ammonium,..) werden reeds gecontroleerd.

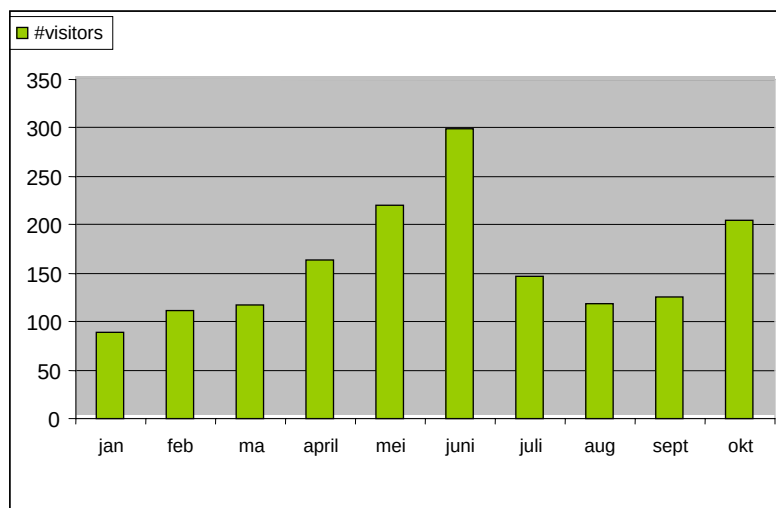
9.3. Communicatie

9.3.1. Website

Het VLIZ host de website op <http://www.vliz.be/projects/omes>.



De website wordt up to date gehouden, maar geen grote veranderingen werden toegepast ten opzichte van 2007. In 2008 werden er in juni een maximaal aantal van 299 visitors geregistreerd. De OMES-dag op 6 juni 2008 lijkt de onderliggende reden.



9.3.2. OMES outreach

Op basis van multidisciplinair onderzoek en het uitbouwen van langetermijn data reeksen wil OMES een wetenschappelijk instrumentarium opzetten dat als beleidsonderbouwing kan dienen bij het uitwerken van een integraal waterbeheer voor het Schelde-estuarium door de Vlaamse Overheid. Om het belang van het OMES project in de opvolging van de ontwikkelingen van de Schelde te belichten, werd op **6 juni 2008** een **OMES-dag**

georganiseerd, waarin de verschillende componenten van het onderzoek en hun toepassingen naar voor kwamen.

De OMES dag werd gehouden in Hof ter Liere, Antwerpen. Er waren 102 van de 120 ingeschreven deelnemers.

PROGRAMMA

De Schelde meten, de toekomst weten?

“Meten is weten”. Dit geldt zeker voor een ecologisch en economisch belangrijke en dynamische rivier als de Schelde. Mede door het project OMES is de kennis rond de Schelde sterk toegenomen, een kennis essentieel voor de beheerders van deze levensader. De 10-jarige expertise binnen OMES gunt ons een blik in de Schelde van morgen.

Hoe evolueert de Schelde onder huidige omstandigheden? Hoe draagt de Schelde bij tot de strijd tegen overstromingsgevaar. Wat zal de Schelde bieden in 2018? Zullen we zwemmen en vissen in de Schelde? *Meer weten?* <http://www.vliz.be/projects/omes>

10.00 Ontvangst en koffie

10.25 Verwelkoming & Inleiding door Patrick Meire

10.40 Een kwaliteitslabel voor het Scheldewater?

*Stefan van Damme, Patrick Meire (Onderzoeksgroep ecosysteembeheer, UA)
Frank Dehairs, Emilie Chevalier (Laboratorium Analytische en Milieuchemie, VUB)*

11.00 Het lichtklimaat en de Scheldebodem in beweging.

*Margaret Chen, Stanislas Wartel (Hydrologie en Waterbouwkunde, VUB)
J-P Vanderborght (Lab. d'oceanographie chimique et de géochimie des eaux, ULB)*

11.20 Het zwevende leven in de Schelde.

*Micky Tackx (Laboratoire d'Ecologie des Hydrosystèmes, Université Paul Sabatier)
Tom Cox (Onderzoeksgroep ecosysteembeheer, UA)
Jeroen Van Wichelen (Protistologie & Aquatische ecologie, Ugent)
J-P Vanderborght (Lab. d'oceanographie chimique et de géochimie des eaux, ULB)*

11.45 Lippenbroek, waar het getij de nieuwe regel is.

Tom Maris, Patrick Meire (Onderzoeksgroep ecosysteembeheer, UA)

12.10 2018, 10 jaar later: Hoe zal de Schelde evolueren onder invloed van de huidige activiteiten in en rond de Schelde ?

Patrick Meire (Onderzoeksgroep ecosysteembeheer, UA)

12.40 Vragen door pers en publiek

Lunch in Agora caffee

De OMES-dag was in de eerste plaats gericht naar beleidsmakers, financierders en wetenschappers die werken rond het Schelde-estuarium. Resultaten van de analyse van 10 jaar monitoring werden in vier presentaties voorgesteld. In een vijfde presentatie gaf Prof. Patrick Meire een blik en visie naar de toekomst toe.

Presentaties werden in voorbereiding op elkaar afgestemd, waardoor het belang van multidisciplinair onderzoek sterk naar voor kwam.

Presentaties kunnen bekeken worden op onderstaande links.

Inleiding:

<http://www.vliz.be/projects/omes/docs/presentations/omesdag/0-inleiding.pdf>

Een kwaliteitslabel voor het Scheldewater?

<http://www.vliz.be/projects/omes/docs/presentations/omesdag/1-basiswaterkwaliteit.pdf>

Het lichtklimaat en de Scheldebodem in beweging.

<http://www.vliz.be/projects/omes/docs/presentations/omesdag/2-lichtklimaat.pdf>

Het zwevende leven in de Schelde.

<http://www.vliz.be/projects/omes/docs/presentations/omesdag/3-plankton.pdf>

Lippenbroek, waar het getij de nieuwe regel

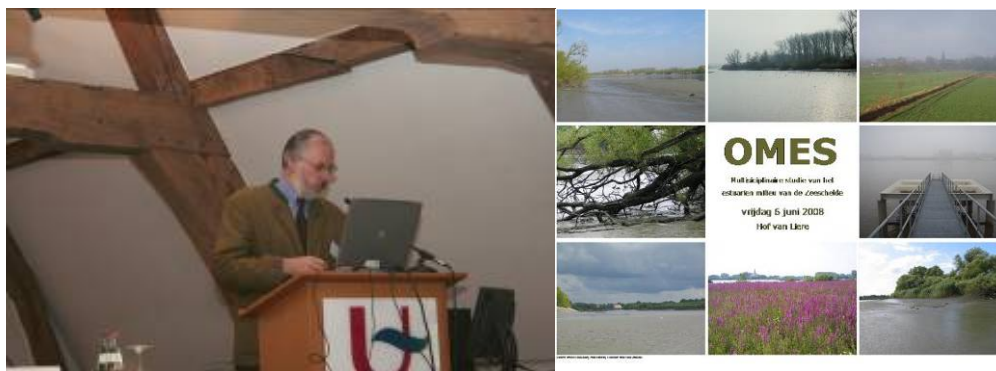
<http://www.vliz.be/projects/omes/docs/presentations/omesdag/4-lippenbroek.pdf>

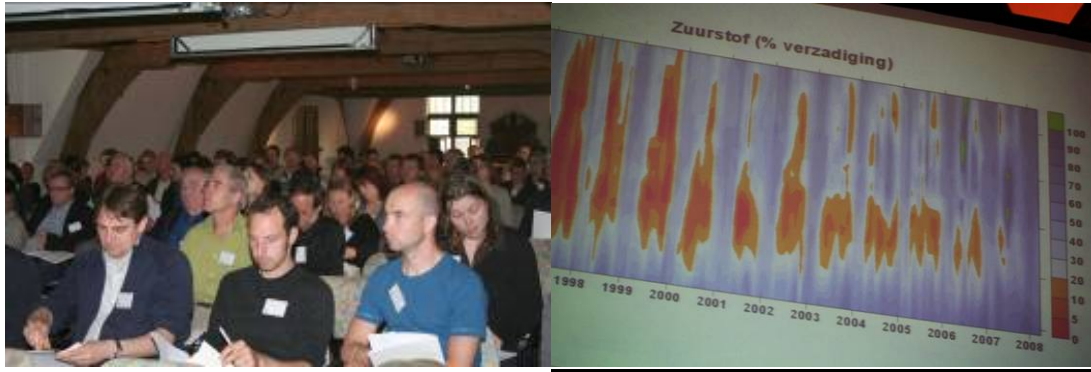
2018, 10 jaar later: Hoe zal de Schelde evolueren onder invloed van de huidige activiteiten in en rond de Schelde ?

<http://www.vliz.be/projects/omes/docs/presentations/omesdag/5-toekomst.pdf>

Om OMES ook bij een breder publiek kenbaar te maken, werden verschillende media op de hoogte gebracht.

De OMES dag werd onthaald als een geslaagde dag waarin 10 jaar multidisciplinair monitoringonderzoek op een duidelijke, wetenschappelijke en geïntegreerde wijze werd voorgesteld. Enkel de kernresultaten werden voorgesteld, maar de hoeveelheid achterliggende data werd niet genegeerd.





9.4. Databank

9.4.1. Screening van input van data rond de experimentele set-up Lippenbroek

Om de gegevens van Lippenbroek te integreren in de databank, worden de eerste gegevens van dit multidisciplinair experiment onderzocht. Gegevens van continue metingen zoals van de datasonde, kunnen niet opgenomen worden in de databank. Belangrijk is dat de gegevens in een geïntegreerd Lippenbroek databank terechtkomen. De relevantie van opname in de monitoringdatabank moet nog verder worden uitgezocht.

9.4.2. Toevoegen van gegevens aan de databank

Nieuwe gegevens van de monitoring werden reeds deels opgenomen. Het gaat hier om 130.539 records rond waterkwaliteit ('06-'07), phytoplankton ('06-'07) en zoöplankton (1996-2005).

Gegevens die behoren tot de OMES monitoring, maar nog niet werden geïntegreerd in de OMES databank, zullen worden opgenomen in de OMES databank of beschikbaar gemaakt in een aparte databank (zie 1.3.1). Het betreft hier:

- Databank zijdelingse belasting Zeeschelde (meer info op <http://www.vliz.be/projects/omes/data.php?section=das&dasid=118>)
- Macrobenthos van de Zeeschelde, met bijzondere aandacht voor het voorkomen en de rol van Oligochaeta. (meer info op <http://www.vliz.be/projects/omes/data.php?section=das&dasid=1413>)
- Vegetatie-ontwikkelingen in de brak-en zoetwatergetijdengebieden langs de Zeeschelde.
- OMES: case study Lippenbroek (meer info op <http://www.vliz.be/projects/omes/data.php?section=das&dasid=1473>)
- Sedimentation processes on the salt marsh of Tielrode: 13 hours-campaign (meer info op <http://www.vliz.be/projects/omes/data.php?section=das&dasid=1448>)

Er werd een aanzet gegeven tot het opsporen van extra gegevens die relevant kunnen zijn voor het OMES project: het gaat hier om historische gegevens (data-archeologie) of meer recente data (vb hydrometrische metingen AWZ, waterkwaliteitsmetingen VMM, ...) die een nuttige aanvulling vormen op de bestaande meetreeksen in de databank. Er werd een document opgesteld waarin een overzicht wordt gegeven van data die, mits

toestemming van de dataleveranciers, in de OMES databank zouden kunnen worden opgenomen.

Een belangrijke bijdrage voor de OMES databank zijn de getijgegevens die analyse van de meetgegevens binnen een extra dimensie (tidal frame) toelaten. Met het waterbouwkundig laboratorium werden de mogelijkheden bekeken om getijgegevens te extraheren uit de beschikbare metagegevens van de OMES databank.

Tevens werd er een oplistijng gemaakt van datasets die over hetzelfde werkgebied gaan en op die manier een indirecte link hebben met de OMES data. Er moet worden nagegaan of integratie met de OMES data voor deze datasets wenselijk en haalbaar zijn. Er werden nog geen verdere stappen genomen om de data te integreren.

o Fysisch- chemisch milieu

1. Fysische waterkwaliteit (vnl. zeezoutgehalte, temperatuur, zuurtegraad, hardheid) van de Zeeschelde
2. Monitoring dataset chemische kwaliteit van de bodem van de schorren Schor van Ouden doel en Plaat van Boomke
3. Continue monitoring van chloride, temperatuur en slibgehalte op 4 meetplaatsen in de Beneden-Zeeschelde
4. Continue registratie van anorganische en organische koolstof en geassocieerde parameters op het St. Anna station te Antwerpen
5. Bepaling van organisch koolstof en stikstof in stalen van het Schelde-estuarium
6. Stabiele koolstof isotopen samenstelling (delta 13C) of DIC en POM in Schelde
7. Semi-continue monitoring van chloride, temperatuur en slibgehalte op een 17-tal meetplaatsen op de Zeeschelde (en Westerschelde)
8. WSCHELD - Zwevende stof en chemische en fysische toestand in het Westerschelde estuarium, België
9. Hydrochemische data in Rhone (Z Frankrijk) en Schelde (België) estuaria (vanaf 1991)
10. Nevlas (02MM19): Koolstof- en stikstofcycli in de Westerschelde
11. Chemische kwaliteit van de waterbodem van de Beneden-Zeeschelde gelinkt aan het macrobenthos

o Biologisch milieu

1. Zooplanktondata of the Sea Scheldt: integrated database
2. Biomonitoring visbestand Zeeschelde
3. Fytoplankton dataset: diatomeeën in het Schelde-estuarium en het Elbe-estuarium (April 1993, Mei 1993)
4. Driejaarlijkse spatiale benthos monitoring dataset inter- en subtidaal Zeeschelde
5. Estuarien macrobenthos van het Schelde-estuarium (België en Nederland) - Vanaf 1988
6. Microphytobenthos van het schelde estuarium (België/Nederland)
7. Vegetatie-ecologie in de polders van Kruikebeke-Bazel-Rupelmonde
8. Vegetatiemonitoring langs de Zeeschelde, Belgium
9. Monitoring dataset vegetatie van de schorren Schor van Ouden Doel en Plaat van Boomke
10. Vissen (en garnalen) in de Westerschelde
11. Voorkomen van watervogels langs de Zeeschelde: sterk beïnvloed door de watervervuiling
12. Bodemdieren Westerschelde in kader van Impulsprogramma Zeewetenschappen
13. Monitoring polder Kruikebeke-Bazel-Rupelmonde: vegetation
14. Monitoring van het Linkerscheldeoevergebied
15. Ecologische epibenthische data van het Schelde-estuarium, ENDIS-RISKS data (2002-2005) & historische data (1988-2001)
16. Ecologische hyperbenthische data van het Schelde-estuarium: historische data (1988-2001)

o Sedimentologie

1. Historische lithologische en sedimentologische metingen Zeeschelde
2. WL Sedimentmeetnet Scheldebekken
3. Sedimentatie op schorren in het Schelde-estuarium: een studie op basis van veldmetingen en numerieke modellering
4. Short-term sedimentation on tidal marshes in the Scheldt estuary
5. Soil characteristics of controlled flood plains and salt marshes

Hoofdstuk 10. Effecten van waterkwaliteit en getij op overstromingsgebieden.

T. Maris
S. Jacobs
J. Teuchies
P. Meire

Onderzoeksgroep Ecosysteembeheer (ECOBÉ), dep. Biologie, Universiteit Antwerpen
Campus Drie Eiken, Universiteitsplein 1, 2160 Wilrijk.

Eindverslag voor de deelstudie 8 (perceel 8), periode 2007-2008, met inbegrip van onderzoek verricht te Lippenbroek van:

Perceel 1: Maris T., T. Cox & P. Meire (UA-ECOBÉ)

Perceel 3: Chen M., S. Wartel, F. de Smedt, E. Van den Storme (VUB-HYDR)
Vandenbruwaene W. & Temmerman S. (UA-PLG)

Perceel 4: Van Burm E., R. Dasseville, J. Van Wichelen & W. Vyverman (UGent)

Perceel 5: Vanderborgh J.P. (ULB)

Perceel 6: Tackx M., B. Mialet & F. Azemar (Université Paul Sabatier Toulouse)

10.1. Inleiding

Onderzoek naar de effecten van waterkwaliteit en getij op overstromingsgebieden, en in het bijzonder op gecontroleerde overstromingsgebieden met een gecontroleerd gereduceerd getij, vormen de kerntaak van perceel 8. Omdat een multidisciplinaire aanpak noodzakelijk is om de vele invloeden van water en getij op een overstromingsgebied zo goede mogelijk in beeld te brengen, is dit onderzoekshoofdstuk niet het resultaat van 1 perceel, maar een samenwerking van verschillende percelen uit het Omes bestek. Met name het onderzoek in het gecontroleerd overstromingsgebied Lippenbroek, is het resultaat van een samenwerking van verschillende Omes percelen, bijgestaan door externe onderzoeksprogramma's, onder coördinatie van perceel 8. In dit hoofdstuk worden de resultaten van perceel 8 en de bijdragen van de verschillende andere percelen samengebracht.

De voorbije jaren was het onderzoek van perceel 8 beperkt tot de mesocosmosopstellingen te Wilrijk en Kruibeke. Sinds 2006 is de klemtoon van het onderzoek van perceel 8 verschoven naar het nieuwe pilootproject Lippenbroek. Dit hoofdstuk start daarom nogmaals met een uitgebreid overzicht van het opzet van het onderzoek.

10.1.1. Waarom onderzoek naar gecontroleerde overstromingsgebieden met een gecontroleerd gereduceerd getij?

Zowel in oppervlakte als in kwaliteit gaan estuaria wereldwijd achteruit. De Zeeschelde kent een zeer grote input van organische belasting en nutriënten. Deze grote input, gepaard met het verlies aan functies, bezorgen de Schelde haar kwalijke

reputatie van sterk vervuilde rivier. Ondanks de vele inspanningen op vlak van waterzuivering en de verbetering die wordt waargenomen in vele delen van het estuarium, blijft de waterkwaliteit in de Zeeschelde een hinderpaal voor de ontwikkeling van een duurzaam ecosysteem (Van Damme et al., 2005).

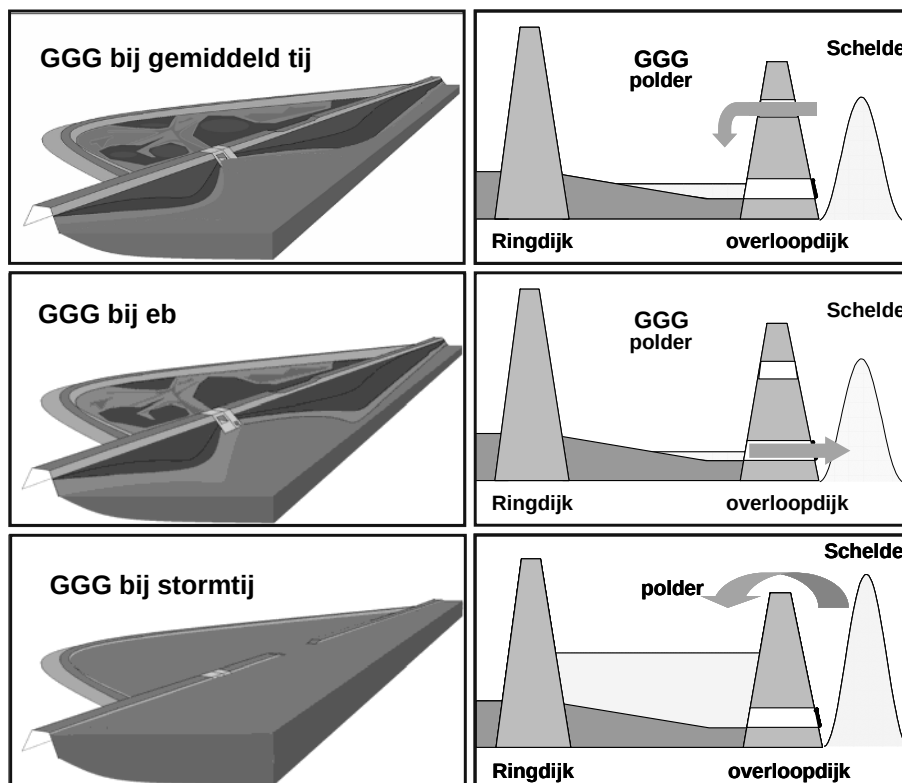
In de meeste Europese estuaria is het areaal slikken en schorren de voorbije eeuw drastisch ingekrompen. Het Schelde-estuarium vormt hierop geen uitzondering: tussen 1900 en 1990 kromp de Zeeschelde met 781 ha in tot 4923 ha (Meire et al., 2005). Deze verliezen, in hoofdzaak door inpolderingen en dijkwerken, troffen vooral de slikken en schorren. Het aandeel van deze intergetijdengebieden in de Zeeschelde daalde dan ook van 38% naar 28%. Dit betekent een belangrijk verlies aan habitat en essentiële ecosysteemfuncties.

Herstel van ecosysteemfuncties, wat in hoofdzaak neerkomt op meer ruimte creëren voor slikken en schorren, zal de ecologische kwaliteit van de Zeeschelde sterk verbeteren. Ruimte is echter schaars en dus kostbaar in het dichtbevolkte Vlaanderen. Het vernieuwde Sigmaplan, met focus op veiligheid en natuurlijkheid, biedt nieuwe perspectieven voor slik- en schorherstel. Het Sigmaplan, het Vlaamse plan dat het Zeescheldebekken moet behoeden voor overstromingen, voorziet o.a. in de aanleg van verschillende gecontroleerde overstromingsgebieden. Deze gebieden, met in de eerste plaats een veiligheidsfunctie, kunnen mits een aangepast sluizensysteem bijdragen tot een herstel van belangrijke estuariene functies: we spreken van een GOG-GGG, een gecontroleerd overstromingsgebied met gecontroleerd gereduceerd getij (Meire et al., 2005). Door het creëren van de juiste randvoorwaarden (vooral juiste tijregime), wordt gestreefd naar een zo dynamisch mogelijk systeem waarbij de natuur zelf de belangrijkste sturende factor wordt. Na het geven van de juiste aanzet, doet de natuur zelf het werk. Er moet getracht worden het beheer en de artificiële ingrepen tot een minimum te beperken zodat beheersmatig bijsturen enkel moet indien een gewenste evolutie niet of niet snel genoeg kan starten.

10.1.2. Werking van een GOG-GGG

De gecontroleerde overstromingsgebieden (GOG) zijn laaggelegen polders die van het estuarium gescheiden worden door een verlaagde overloopdijk. Tijdens een stormtij, wanneer in het estuarium gevaarlijk hoge waterstanden dreigen, wordt het peil van de overloopdijk overschreden en vult de polder zich met vloedwater (Figuur 10.1). Door het grote waterbergende vermogen van de GOG-polders kunnen zij de waterstand in het estuarium significant verlagen en zo andere gebieden vrijwaren van overstromingen.

Om een slik- en schorecosysteem te introduceren in een GOG-polder, die gemiddeld slechts 1 à 2 maal per jaar onderloopt bij stormvloed, is een sluizensysteem vereist dat dagelijkse uitwisseling van Scheldewater mogelijk maakt. Slikken zullen zich ontwikkelen in die delen van de polder die dagelijks overspoeld worden met Scheldewater. Schorren daarentegen overspoelen enkel rond springtij. Voor de ontwikkeling van een slik-schor ecosysteem is het dus van essentieel belang dat het getij in de polder een grote springtij-doodtij variatie kent, waarbij het doodtij slechts een beperkt deel van de polder overspoelt; bij springtij staat quasi de ganse polder blank. Tussen het spring- en doodtijniveau ligt een hele waaier aan overstromingsfrequenties en dus mogelijkheden voor habitatdifferentiatie.



Figuur 10.1 werking van het GOG-GGG bij gemiddeld getij (boven), bij eb (midden) en bij stormtij (onder). Wanneer de Schelde bij gemiddeld getij het drempelpeil van de sluis bereikt, vult de polder zich partieel. Bij eb stroomt het water terug weg via de lager gelegen uitwatering. Occasioneel, bij stormtij, wordt het peil van de overloopdijk overschreden en vult de polder zich met enkele meters.

Het introduceren van de volledige tijslag van de Schelde in de GOG-polder is uitgesloten. Als voor natuurontwikkeling grote volumes getijdenwater de polder vullen, komt het waterbergend vermogen en dus de veiligheidsfunctie van een GOG in het gedrang. Ook vanuit ecologisch standpunt is de volledige tijslag niet wenselijk. Om bij doottij slechts een beperkte oppervlakte te overstromen in de zeer laag gelegen GOG-polder, moet het hoogwaterpeil sterk gereduceerd worden. Bij springtij zijn ook niet de hoge waterstanden van de Schelde vereist: net alles overstromen kan volstaan voor het ontwikkelen van vele ecosysteemfuncties. Voor nutriëntcyclering is bijvoorbeeld niet zozeer de grote massa bulkwater van belang, wel het nasijpelingswater.

Met een eenvoudige duiker doorheen de dijk kan de tijslag sterk gereduceerd worden, maar wordt ook de essentiële springtij-doottij variatie grotendeels teniet gedaan. Een systeem met hoge inlaatsluizen en lage uitlaat kan het getij reduceren mét behoud van de springtij-doottij variatie. Dat is het basisprincipe van een GGG: een Gecontroleerd Gereduceerd Getij met behoud van springtij-doottijvariatie zodat de overstromingsfrequentie op het polderoppervlak vergelijkbaar is met deze in de natuurlijke slik- en schorgebieden (Cox et al., 2006, Maris et al., 2008). De werking is eenvoudig (Figuur 10.1): stijgt het water in het estuarium boven het drempelpeil van de inlaat, dan stroomt het water vrij in de polder. De instroom duurt net zo lang tot het waterpeil weer onder het drempelpeil zakt. Uitstroom gebeurt gravitair via een klassieke poldersluis, waarbij een klep opent bij eb en wordt dichtgeduwd bij vloed.

10.1.3. Onderzoeksvragen

Het concept GOG-GGG is uniek. Systemen met een gereduceerd, maar wel gedempt getij werden reeds beproefd (bv. Pelletier et al., 2004), maar deze vertonen niet dezelfde abiotiek (weinig tot geen springtij-doodtijvariatie) als de buitendijkse slikken en schorren. Een getij reguleren tot op polderniveau met behoud van springtij-doodtijvariatie is nieuw. Vooraleer dit principe op grote schaal toe te passen in het kader van Sigma is een grondige proefopzet een must. Er wordt een strategie in drie stappen gevolgd, met telkens toenemende complexiteit.

Stap 1: Mesocosmos experiment te Wilrijk

Onderzoek naar de groei van riet bij verschillende overstromingsfrequenties en verschillende bodemtextuur

Riet (*Phragmites australis*) is op de schorren langsheen de Zeeschelde de dominante soort. Ook in GGG's kan riet een belangrijke rol spelen. Daarom wordt in het mesocosmosexperiment te Wilrijk (Figuur 10.2) de ontwikkeling van riet opgevolgd bij afwijkende overstromingsregimes. De experimenten worden uitgevoerd op 2 verschillende bodemtypes, die courant voorkomen in het estuarium. In hoofdstuk 10.2 worden de resultaten van perceel 8 toegelicht.

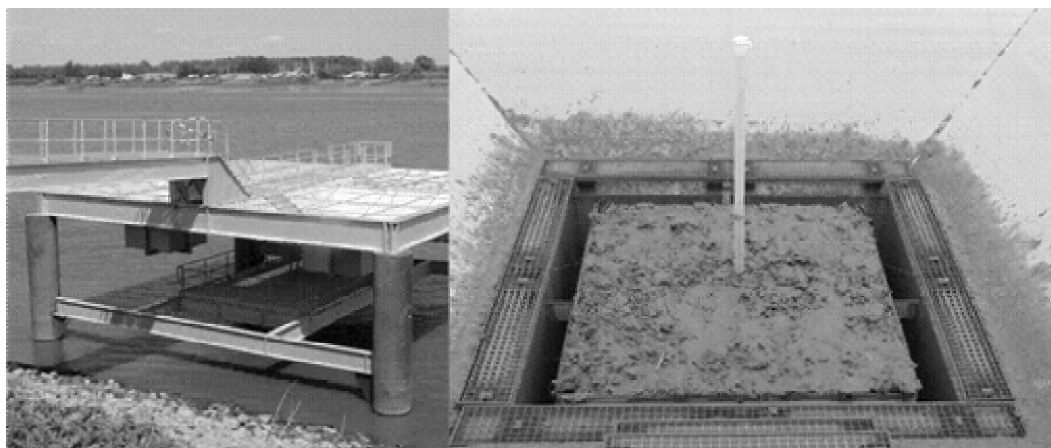


Figuur 10.2 mesocosmosopstelling te Wilrijk

Stap 2: Mesocosmos experiment te Kruibeke

Onderzoek naar het gedrag van zware metalen in bodem en overstromingswater onder verschillende overstromingsregimes, en de interactie met riet, bij verschillende bodemtextuur

In deze mesocosmosopstelling (Figuur 10.3) wordt naast de effecten van getij en bodemtextuur, gekeken naar het gedrag van zware metalen. Vele polders langsheen de Zeeschelde kennen een historische vervuiling met zware metalen. Verandering van de redoxpotentiaal in de bodem ten gevolge van overstromingen, kan het gedrag van deze metalen beïnvloeden. Ook het overspoelende water zelf kan nog zware metalen bevatten. In deze studie wordt de rol van riet in de biobeschikbaarheid van zware metalen bestudeerd, evenals in invloed van zware metalen op de ontwikkeling van riet. In hoofdstuk 10.2 worden de resultaten van perceel 8 toegelicht.



Figuur 10.3 mesocosmosopstelling te Kruibeke

Stap 3: Pilootproject voor een GOG-GGG te Lippenbroek

Onderzoek naar het ecosysteemfunctioneren van een GOG-GGG in de Zeeschelde op een pilotschaal van 10 hectare

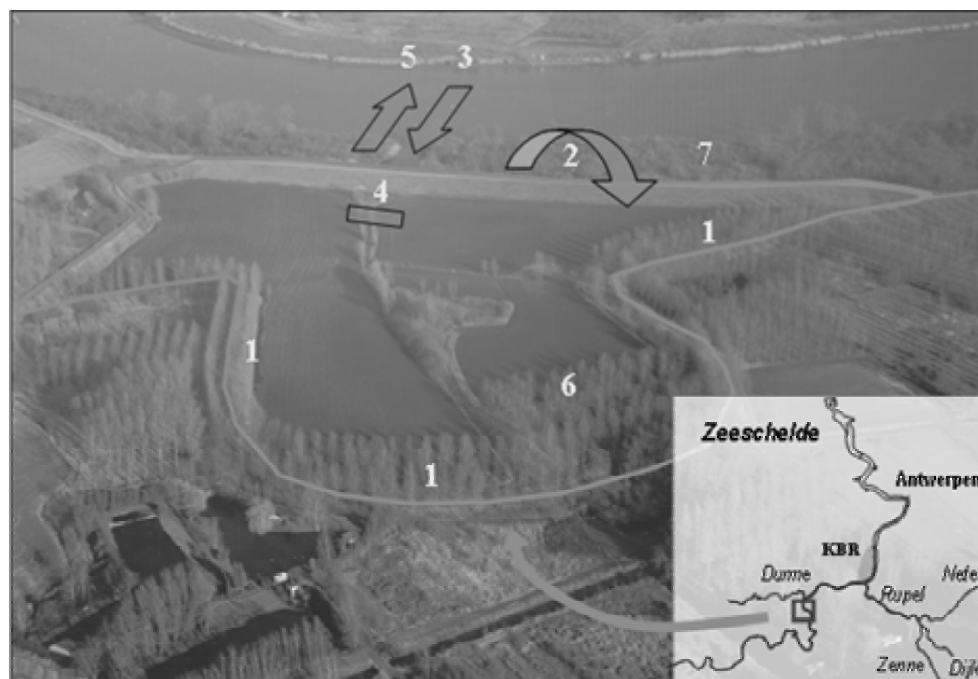
In het pilootproject Lippenbroek te Hamme (Figuur 10.4) wordt het GOG-GGG-principe sinds maart 2006 uitvoerig opgevolgd. Dit pilootproject zal uitwijzen of in GOG-GGG's duurzame ecologische structuren en functies kunnen ontwikkelen, kwalitatief en kwantitatief gelijkwaardig aan deze van buitendijkse slikken en schorren. Bij dit project wordt perceel 8 ondersteund door de percelen 1, 3, 4, 5 en 6.

10.1.4. Monitoringsopzet Lippenbroek

Hydrodynamiek vormt een cruciale indicator, aangezien de hydrologie de voornaamste drijfkracht is achter fysische, biologische en chemische processen in intertidale gebieden (Zedler et al., 2000). Het hydrologisch regime in een GOG-GGG wijkt licht af van buitendijkse situaties, en kan een potentieel determinerende impact hebben op de structuren en ecosysteemfuncties in het onderzoeksgebied. Een tijregime met duidelijke springtij-doodtij wordt effectief waargenomen, maar wel met gewijzigde overstromingsduur en -hoogte. Intensieve monitoring gaat na wat de invloed hiervan is op het totale ecologisch functioneren, met aandacht voor o.a. vegetatie, plankton en benthos, vissen en vogels, water- en bodemkwaliteit. Dit heeft geleid tot een ambitieus spatio-temporeel monitoringsopzet (Tabel 10.1).

Tabel 10.1: Ruimtelijk-temporele opzet van het monitoringsprogramma

Spacio-temporal monitoring scheme		
Monitoring at sites	# sites	frequency
sedimentation/erosion	10	6/year
soil compaction	10	4/year
granulometry	10	4/year
nutrients (soil)	10	4/year
heavy metals (soil)	4 (10)	4/year
benthic fauna	10	4/year
bioturbation	4	4 times
vegetation	10	4/year
tidal regime	10	continuous
grond water analysis	10	2/year
Monitoring at sluices		frequency
discharge in - out / water balance		continuous
tidal regime		continuous
light climate		4/year
suspended matter		continuous
Basic water quality (temp, conduct, O ₂ , turbidity, pH)		semi cont.
Water quality (e.g. nutrients, metals, pigments, BOD)		4/year
Monitoring entire CRT		frequency
creek morphology		2/year
vegetation mapping		4/year
birds		52/year
fish		2/year



Figuur 10.4 Overzichtskaart van Lippenbroek en situering in het estuarium (inzet). De overzichtskaart toont Lippenbroek voor aanvang van de werken, waarop nog duidelijk de

sporen van landbouw en populierenaanplant (6) te zien zijn. De werken omhelsden: bouw van ringdijk (1), overloopdijk (2), inlaatsluis (3) en woelkom met staalnamebrug (4). (5) is de bestaande uitwateringssluis, (7) het schor "De Plaat".

Sedimentatie krijgt hierbij bijzondere aandacht. Sedimentatie is niet enkel van belang vanuit ecologisch standpunt, het is ook cruciaal voor het veiligheidsaspect: de komberging van het GOG-GGG mag niet verloren gaan. Omdat sedimentatie in een GOG-GGG niet meer rechtstreeks afhankelijk is van de hoogteligging van de bodem, maar vooral afhangt van de massa water die via de sluizen het terrein binnenstroomt, gelden bestaande wetmatigheden niet meer. Het negatieve feedback mechanisme, waarbij hoge schorren minder frequent overspoelen en dus minder sterk ophogen, gaat niet volledig op in GGG's.

Binnen dit onderzoeksprogramma neemt perceel 8 de organisatie en coördinatie voor haar rekening. Perceel 8 staat in voor de afbakening van onderzoeksplots, het opvolgen van basisgegevens zoals getij en waterstanden. Specifieke ondertaken spitsen zich onder andere toe op de grondwaterchemie, het gedrag van zware metalen, vegetatie en het gedrag van silicium in een GOG-GGG.

Andere percelen verrichtten onderzoekstaken die kaderen binnen de estuariene monitoringstaken van deze partner:

Perceel 1: Monitoring van de basiswaterkwaliteit

Perceel 3: partim VUB: Sediment en zwevende stof

partim UA-PLG: Sedimentatie en erosie; morfologische ontwikkeling

Perceel 4: Monitoring van fytoplankton en fyto benthos

Perceel 5: Primaire productie en lichtklimaat

Perceel 6: Zooplankton en zoobenthos

Aanvullend op de monitoring binnen het bestek van Omes, wordt bijkomend onderzoek verricht naar benthos, vis en vogels. Het onderzoek naar benthos wordt uitgevoerd door UA-ECOBÉ, de visbemonstering door INBO en de vogelwaarnemingen door UA-ECOBÉ. Resultaten van dit onderzoek zullen kort worden toegelicht in het samenvattende hoofdstuk.

Om de staalnames van alle partners ruimtelijk goed op elkaar af te stemmen, werd door perceel 8 een netwerk van staalnamepunten opgezet. Het betreft in hoofdzaak 10 random gekozen vaste sites voor intensieve bemonstering. Om alle resultaten optimaal te linken, is staalname en monitoring voor diverse parameters op dezelfde lokatie een must. Om echter geen beïnvloeding te hebben van de ene monitoringstechniek op de andere (bijvoorbeeld bodemstalen nemen in een zone waar sedimentatie wordt gemeten), is elke site opgedeeld in verschillende zones, voorbestemd voor de verschillende monitoringstechnieken. Het overzicht en de opdeling van de 10 sites wordt verder toegelicht in het hoofdstuk 10.3, waar het netwerk van waterstandsmonitoring wordt toegelicht. Voor specifieke monitoring van bepaalde parameters, bijvoorbeeld sedimentatie, wordt dit net nog uitgebreid met extra punten. (meer info in het hoofdstuk sedimentatie).

10.1.5. Lippenbroek: Gebiedsbeschrijving

Lippenbroek is gelegen langs de linker Scheldeoever nabij Driegoten (Hamme, Oost-Vlaanderen (Figuur 10.4)), met een oppervlakte van ca 10 hectare en een hoogteligging van 2.50 à 3.00m TAW (buitendijkse schorren voor Lippenbroek liggen

op 5.50 à 6.00 m TAW). Lippenbroek bevindt zich in de het zoete gedeelte van het Schelde estuarium, ruim 100 km van de monding en zo'n 10 km stroomopwaarts de Rupelmonding (Figuur 10.4). Hierdoor ontvangt Lippenbroek bij vloed een deel van de vuilvracht van de Zenne. Het instromende water kenmerkt zich dus door hoge nutriëntconcentraties en lage zuurstofverzadiging. Dit was echter geen argument om de start van Lippenbroek uit te stellen: GGG's moeten immers een cruciale rol spelen in het functionele herstel van het estuarium.

Tot voor enkele jaren was het gebied nog landbouwgrond met in hoofdzaak maïs en aardappelen en een kleine populierenaanplant in de natste zone. In 2004 startten de werken om het gebied om te vormen tot GOG-GGG: bouw van de nieuwe ringdijk op Sigmaniveau, verlagen van een overlooptdijk aan Scheldezijde en de constructie van een nieuwe inlaatsluis voor GGG-werking. Ter hoogte van de sluizen werd een kom gegraven die aansluit op de bestaande poldersloot. Verdere graafwerken werden niet nodig geacht, omdat de bestaande sloot een goede aanzet kan vormen voor de ontwikkeling van een divers krekensysteem in de polder. Wel werd de ringgracht tegen de dijk gedempt om dijkerosie en kortsluiting van het krekensysteem te voorkomen.

De nieuwe inlaatsluizen te Lippenbroek werden voorzien van schotbalken, waardoor een fijnstelling van het sluisdrempelpeil mogelijk werd. Verschillende "proefinwateringen" waarbij telkens voor enkele getijden water werd binnengelaten bij een welbepaald sluisdrempelpeil, lieten toe de meest geschikte sluisconfiguratie te vinden, dwz die sluisconfiguratie waarbij het getij in de polder het beste het getij op de schorren benadert. In maart 2006 konden de sluizen permanent geopend worden en werd Lippenbroek onderdeel van het estuarium.

10.2. Onderzoek naar zware metalen in de mesocosmosexperimenten te Wilrijk en Kruibeke

10.2.1. Mesocosmos opstelling te Wilrijk: invloed van overstromingsregime op de groei van *Phragmites australis*.

De groei van riet bij verschillende inundatiepatronen en verschillende bodemtextuur werd verder opgevolgd in de mesocosmos opstelling aan de Universiteit van Antwerpen. Voor een uitgebreide beschrijving van de opstelling zie OMES eindrapport 2005 hoofdstuk 9.4.

De technische problemen met de besturing van de overstromingskleppen en slijtage op de besturingskleppen gedurende 2006-2007 zijn ook in 2008 niet opgelost. Een overzicht van de werking en de ingrepen:

Maart 2006; de besturingskleppen beginnen te lekken.

April 2006; op de helft van de overstromingsopstellingen werd een aangepast getij geïnstalleerd, vergelijkbaar met het GGG Lippenbroek. Hierbij is er een langere stilstaande fase bij hoogwaterstand (zie figuur).

Mei 2006; één van de besturingskleppen is stuk en wordt vervangen.

Juli 2006; besturingsklep 2 opent niet altijd.

Augustus – oktober 2006; besturingsklep twee blijft haperen. Wachten op revisie.

November 2006; Besturingsklep 3 begint te haperen.

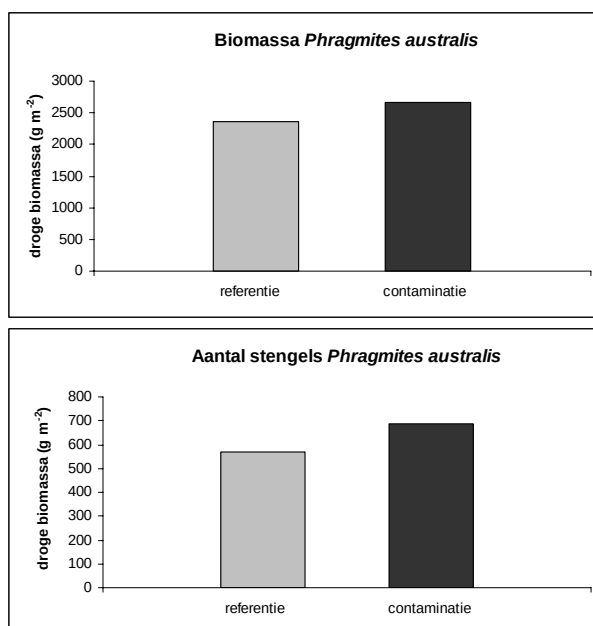
Januari 2007; Ontregeling van alle getijregimes.
 Maart 2007; Al het water uit de bakken voor reparatie. Start revisie.
 Maart 2007; Alle besturingskleppen en de PVC buizen worden vervangen.
 April 2007; Lekken aan alle koppelingen. Water terug uit de bakken voor de reparatie.
 April 2007; Manuele besproeiing tegen uitdrogen.
 April 2007; Reparatie van de lekken.
 April 2007; Geprogrammeerde getij en effectieve tij lopen niet samen bij hoge waterstanden. Door een te grote bypass worden hoge waterstanden niet gehaald.
 Augustus 2007; reparatie van de bypass.
 Augustus 2007; Door overloop van bak 2 water in de gang en door veiligheidsvlotter alles stop gezet.
 Augustus 2007; Getij in alle bakken volledig ontregeld. Terug water in de gang.
 Augustus 2007; Besturing van bak 2 vervangen.
 September 2007; Waterhoogtemeter van bak twee vervangen.
 September 2007; Alle bedrading voor de besturing van de bakken vervangen.
 Oktober 2007; Installatie van veiligheid waardoor bij extreem hoge waterstanden de klep om water in te pompen volledig wordt gedeactiveerd. Zo voorkomen dat er terug water in de gang komt te staan en alles wordt stop gezet.
 Oktober 2007; Besturingsklep van bak twee binnenin doorgeroest en vervangen.
 December 2007 tot april 2008; Het getij in bak 2 nog steeds te laag.
 April 2008; Eindloop schakelaar van bak twee vrij gemaakt. Probleem opgelost, bak twee volgt terug het geprogrammeerde tij.
 Juni 2008; door hoge waterstanden in de gang werking gestopt.
 Eind juni 2008; werking weer normaal.
 Juli 2008; koppeling doorgesleten van de pomp om de bakken te vullen, alle waterstanden zeer laag.

Vervanging van de koppeling en enkele andere kleine ingrepen zijn nog voorzien voor zomer 2008, zodat vanaf september 2008 de volledige revisie afgerond is en de werking van de mesocosmos terug optimaal zal zijn.

10.2.2. Mesocosmos opstelling in Kruibeke

De groei van riet bij verschillende bodemcontaminatie werd verder opgevolgd in de mesocosmos opstelling in Kruibeke. Hierbij was riet aangepland in twee containers met vervuilde en niet vervuilde bodem. Om de invloed van riet op de metaalbeschikbaarheid in de bodem na te gaan werden ter vergelijking ook twee containers met dezelfde grond gevuld zonder hier riet aan te planten. De containers overstroomden met Scheldewater en volgen het zelfde tijregime dan de natuurlijke schorren.

Door verspreiding van zaden groeiden er vanaf de zomer 2006 ook rietstengels in de niet beplante containers. Om deze te verwijderen zonder destructief te zijn werden de stengels twee wekelijks gemaaid. Na de zomer 2007 zijn de rietstengels ongeveer volledig verdwenen en zijn met het nodige onderhoud ook in 2008 niet doorgekomen.



Figuur 10.5 Aantal stengels en het drooggewicht per m² van riet (*Phragmites australis*) geoogst november 2007 in een metaalgecontamineerde bodem en een referentie bodem.

Net als de vorige jaren zijn totale biomassa en aantal stengels van het riet groeiend in de metaalgecontamineerde bodem groter. Uit deze gegevens blijkt dat een metaalgecontamineerde bodem niet schadelijk hoeft te zijn voor de groei van *Phragmites australis*. Er wordt aangenomen dat niet het totale gehalte aan metalen belangrijk is, maar dat vooral de biobeschikbare fractie een beeld geeft van de toxiciteit. Door de reducerende omstandigheden bij overstroming wordt de vorming van ijzersulfiden bevorderd. Andere metalen kunnen hierop precipiteren, waardoor de beschikbaarheid zal afnemen. Ook het hoge gehalte aan organisch materiaal in de bodem kan metalen adsorberen zodat de plant beschikbaarheid afneemt. Daarenboven wordt riet beschouwd als een excluder, en zal dus weinig metalen uit de bodem opnemen.

Planning

Na een aantal jaar ontwikkeling van het riet en opvolging van groei werd er in 2008 een intensieve staalname campagne uitgevoerd. In elke container werden 4 sediment cores genomen tot 1 meter diepte. Volgende bodemkarakteristieken zullen op het sediment worden bepaald; totaal metaal gehalte, AVS-SEM concentratie, nutriënten (NO₂, NO₃, NH₄, PO₄, SO₄), korrelgrootte verdeling en gehalte organisch materiaal. Doorheen het groeiseizoen worden maandelijks 5 rietstengels geoogst waarvan het totale gehalte aan metalen wordt bepaald. Redoxpotential wordt gemeten in de bodem. Gehalte aan opgeloste metalen wordt bepaald in het poriewater.

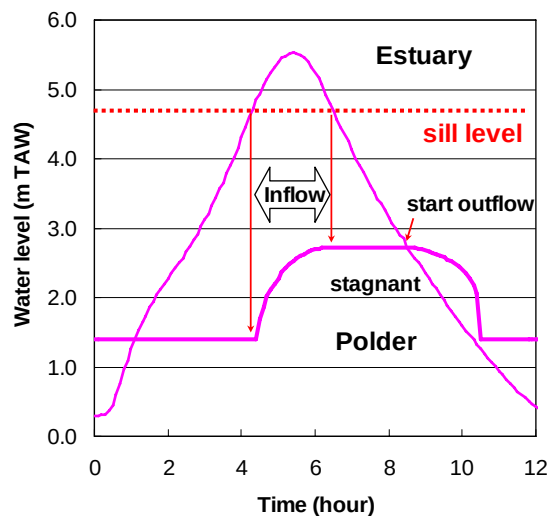
Eind 2008 wordt door het waterbouwkundig labo een gereduceerd getij op de mesocosmos in Kruibeke geplaatst. Dit zal een getijregime zijn overeenkomstig met het Lippenbroek.

10.3. Getij en waterbalansen

Onderzoek uitgevoerd door perceel 8 (tijmeting) in samenwerking met Waterbouwkundig Laboratorium Borgerhout (debietsmetingen).

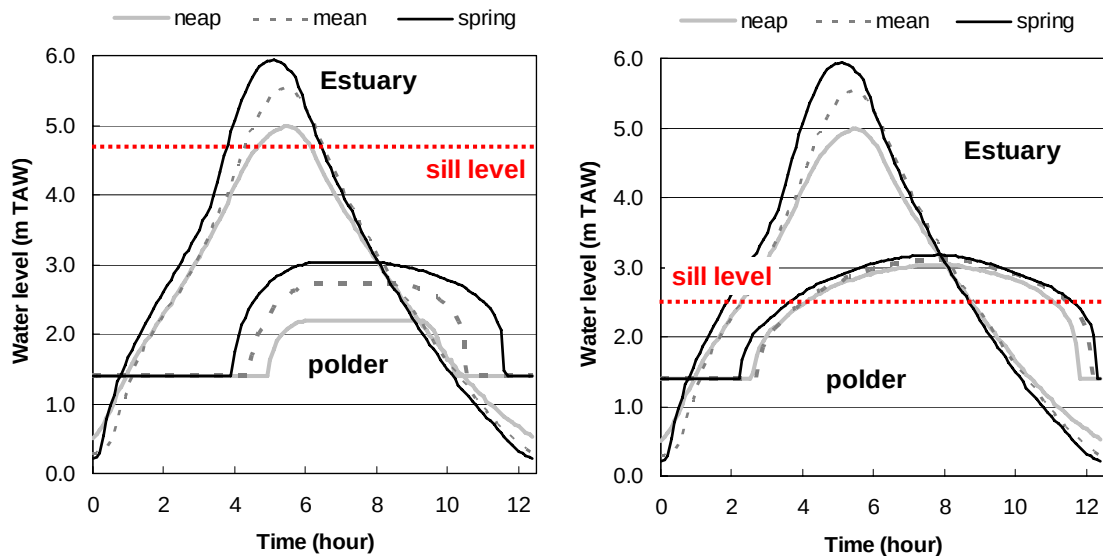
10.3.1. Inleiding

Door het systeem met hoge inwatering en lage uitwatering wordt te Lippenbroek een afwijkende tijcurve verwacht. Gebruik van deze constructie moet toelaten de polder een springtij-doodtij regime te geven. Figuur 10.6 toont een gemodelleerde, gemiddelde tijcurve voor estuarium en polder (gemodelleerd met een eenvoudig 1D model). Van zodra het Scheldepeil het drempelpeil van de inwateringssluis overschreidt, start de inwatering in de polder. De inwatering blijft doorgaan, zelfs bij eb, tot het Scheldepeil weer onder het drempelniveau is gezakt. Terwijl de eb in het estuarium zich verder zet, treedt in de polder een stagnante fase in. Pas zodra het Scheldepeil lager gedaald is dan de waterstand in het Lippenbroek kan de gravitaire uitwatering starten.



Figuur 10.6: Gemodelleerde tijcurve voor estuarium en Lippenbroek voor een gemiddeld getij, bij een drempelhoogte van 4,70 m TAW

De noodzaak voor een systeem met hoge inwatering – lage uitwatering voor het behoud van een voldoende springtij-doodtij variatie wordt geïllustreerd met de modelberekeningen in Figuur 10.7. Enkel met een hoge inlaatconstructie ontstaat er een groot verschil in duur van de instroom tussen springtij en doodtij. Met een lage inwatering (bijvoorbeeld een gecombineerde inlaat-uitlaatkoker) verschilt de instroomduur bij springtij en doodtij nauwelijks, wat leidt tot quasi gelijke waterstanden in alle tijomstandigheden. Om dezelfde waterhoogten bij springtij te bereiken met een hoge inwatering, is echter wel een veel grotere sluisbreedte vereist.



Figuur 10.7: gemodelleerde waterstanden voor doottij, gemiddeld en springtij voor estuarium en GGG. GGG met hoge inlaat op 4m70 TAW (links) toont een veel betere springtij-doottij variatie, GGG met lage inlaat op 2m50 TAW (rechts) kent nauwelijks springtij-doottij variatie. Sluisbreedte hoge inwatering 3m, breedte lage inwatering 0.40 m

10.3.2. Netwerk van tijmeters

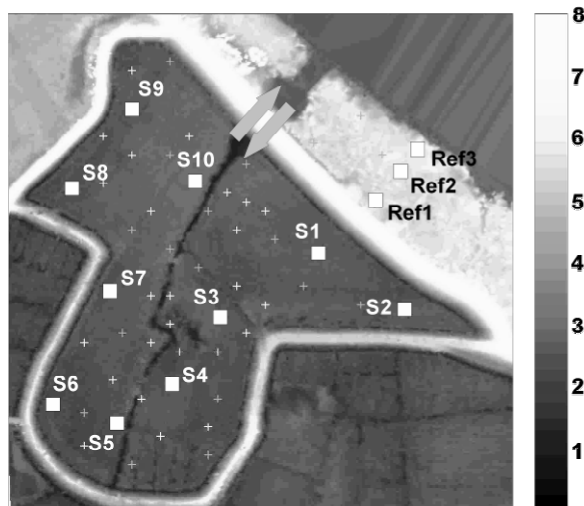
Omdat de beoogde springtij-doottij variatie essentieel is voor een rijk en divers intertidaal ecosysteem, moet het getij zeer nauwgezet opvolgd worden in het Lippenbroek. De monitoring van het getij moet enerzijds toelaten de modellen om waterstanden in een GGG te voorspellen te valideren en te verbeteren. Anderzijds maakt een zeer gedetailleerde opvolging van de watertand het mogelijk verbanden te leggen tussen overstromingsduur, -frequentie en -hoogte en tal van ecologische factoren.

Op de 10 sites voor intensieve monitoring (Figuur 10.8 en Figuur 10.9) wordt daarom de waterstand elke 5 minuten geregistreerd met een tijmeter. Aanvullend wordt ter hoogte van de in- en uitlaatconstructie aan de monitoringsbrug het waterpeil van de gracht en woelkom permanent opgevolgd.

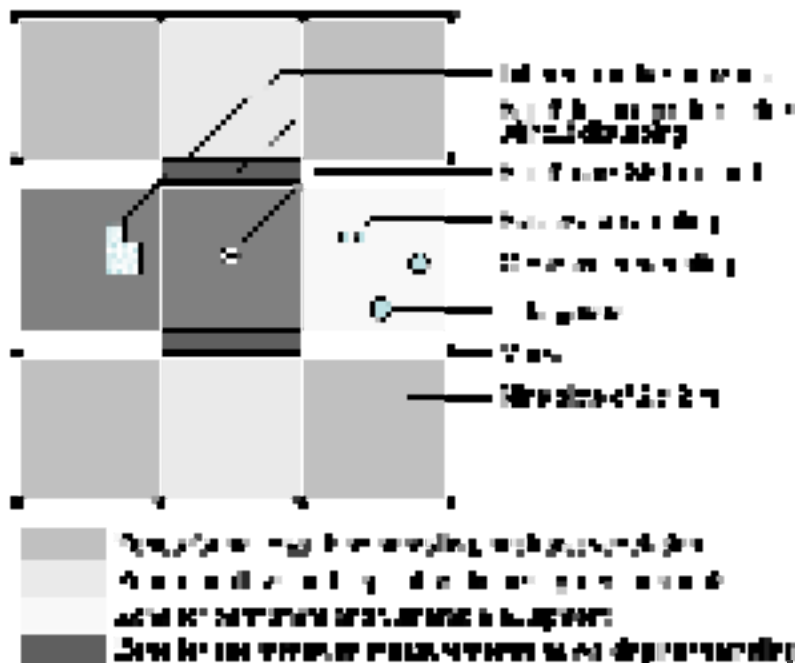
De registratie van de waterstand wordt uitgevoerd met een automatische logger "Diver". Elke diver is ca 0.50 m onder het maaiveld opgehangen in een geperforeerde PVC buis, voorzien van een filterkous om dichtslibbing van de buis te voorkomen. De diver registreert de waterstanden aan de hand van verschillen in waterdruk. Met behulp van een barometer-diver, die continu de luchtdruk meet in het Lippenbroek, worden drukschommelingen ten gevolge van veranderingen in atmosferische druk gecorrigeerd. De positie van elke peilbuis werd nauwkeurig met total station ingemeten.

Dataset:

Sinds maart 2006 is een continue metingen van de waterstand aan de brug verzekerd. Sinds mei 2006 wordt op 8 van de 10 sites de waterstand continu opgevolgd, met af en toe korte onderbrekingen (1 tot 2 dagen) voor het uitlezen van data en onderhoud van de toestellen. Op site 8 is geen permanente tijmeter voorzien, aangezien de waterstand van site 8 afgeleid kan worden van de stand aan site 9, welke zich in het zelfde tijmeertje bevindt. Site 10 situeert zich zeer kort nabij de centrale kreek, en kent een tijverloop dat uit de metingen aan de brug kan afgeleid worden.



Figuur 10.8: Kaart met hoogteligging, voor aanvang van de dijkwerken en sluisconstructie, met aanduiding van de 10 sites voor intensieve monitoring (S1 tot S10) en de monitoringsbrug ter hoogte van de sluizen.

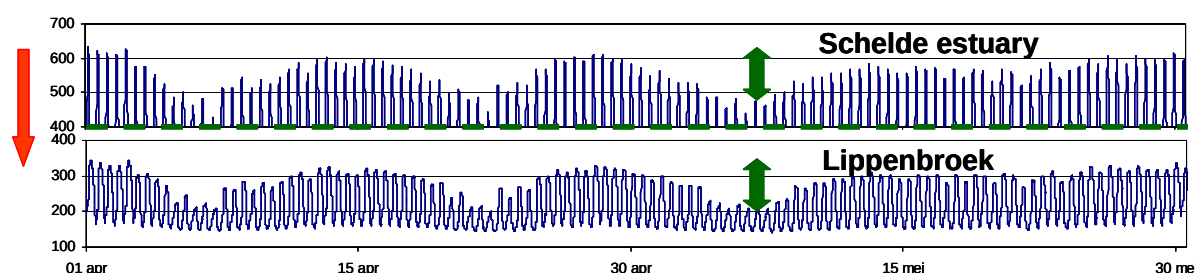


Figuur 10.9: Schema van de intensieve monitoringssite (S1 tot S10), met aanduiding van de tijdmeter (Tidal gauge). Elk van de 9 kwadranten binnen een site meet 2 bij 2 meter

10.3.3. Resultaten getij

Uit de modelberekingen bleek het mogelijk te zijn om het getij gecontroleerd te introduceren in een laaggelegen polder, met een sterke reductie van de waterstand zodat de polder gelijkaardige overstromingshoogten kent als buitendijkse schorregebieden. Essentieel hierbij was het behoud van voldoende springtij-doodtijvariatie. Metingen van de waterstand in het Lippenbroek en op het referentieschor “De Plaat”, dat pal voor

Lippenbroek gelegen is, tonen aan dat de sluisconstructie inderdaad het hoogwaterpeil reduceerd met ca 3 meter zonder te raken aan de variatie tussen doottij en springtij (Figuur 10.10). Lippenbroek kent bijgevolg ondanks het sterk gereduceerde getij overstromingskarakteristieken van een gebied onderhevig aan een grote tijamplitude.



Figuur 10.10: Waterstanden (in cm TAW) in Schelde (schor “De Plaat”) en Lippenbroek (brug) in de maanden april en mei 2006. Voor de estuarium is enkel dat deel van de tijcurve weergegeven dat de 400 cm TAW overschreid. De hoogwaterstand in Lippenbroek is duidelijk met ca 300 cm verlaagd (lange pijl); de variatie tussen springtij hoogwater en doottij hoogwater blijft behouden (korte pijlen).

De vorm van de tijcurve, is zoals de modellen deden vermoeden, gewijzigd. Meest opvallend is het verschijnen van een stagnante faze (Figuur 10.11). Doordat de uitwateringssluis nooit perfect gesloten is bij hoogwater, is er echter steeds een beperkte instroom. Perioden dat er geen totaal geen in- of uitgaand debiet is in het GGG zijn zeer kort. De tijcurve kan onderverdeeld worden in 4 fazen. Faze 1 is een langzame instroomfaze via de uitlaatsluis. Vanaf het moment dat het Scheldepeil hoger staat dan het Lippenbroekpeil, zal een beperkte instroom plaatsvinden via de uitlaat. Hoewel deze instroom slechts een zeer beperkt debiet vertegenwoordigd, wordt in faze 1 wel een sterke stijging van de waterstand opgetekend, wat enerzijds verklaard wordt door bathymetrie: bij lage waterstanden wordt eerst de kreek gevuld. Anderzijds stroomt tijdens deze faze nog steeds water vanuit diverse uithoeken van de polder richting kreek en woelkom en verzamelt zich in deze laagste delen van de polder.

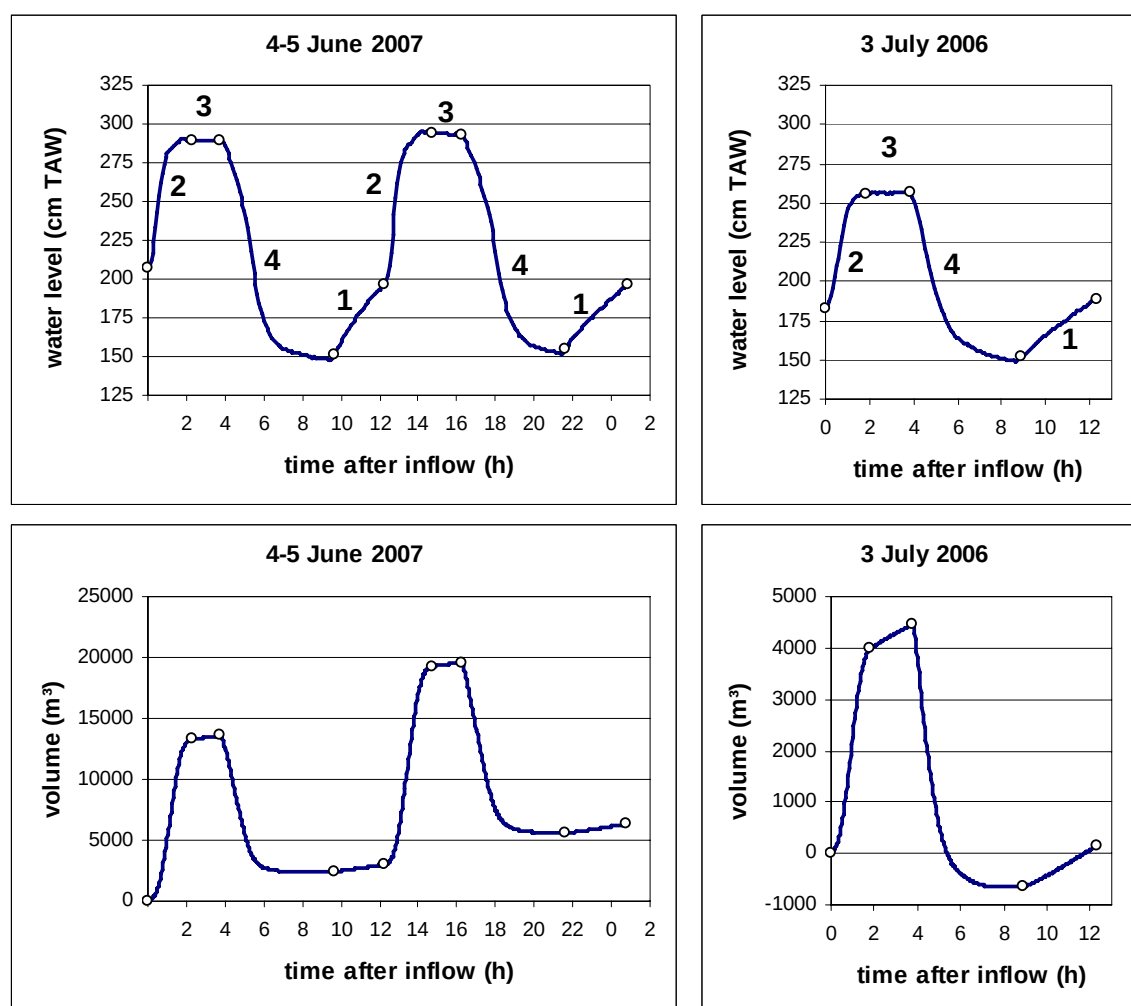
De instroom via de hoge inwateringssluis vormt faze 2. Instroom via de lage uitwatering gaat intussen verder. Tijdens faze 2 stijgt de waterstand aanvankelijk zeer snel, wanneer kreek en lage delen gevuld zijn (vanaf ca 275 cm TAW) vertraagt de stijging omdat veel meer water vereist is per cm stijging van de waterstand. Bij doottij kan faze 2 ontbreken, indien er geen inwatering is via de hoge sluizen. Faze drie zal dan ook ontbreken en er is enkel sprake van een faze 1.

Faze is de stagnante faze. Het is de faze tussen het einde van de hoge inwatering en de start van de lage uitwatering. Tijdens deze faze stijgt de waterstand niet of nauwelijks. Er is echter nog steeds beperkte instroom tijdens deze faze via de lage uitwateringssluis. De beperkte instroom heeft bij hogere waterstanden echter een verwaarloosbare invloed op de waterstand. Enkel bij zeer lage waterstanden zal het waterpeil nog significant stijgen tijdens de stagnante faze.

Faze 1, 2 en 3 vormen samen de totale inwatering in het GGG. Faze 4 is de uitwatering via de lage uitwateringssluis. Ze start wanneer het Scheldepeil onder het Lippenbroekpeil zakt. Bij extreme waterstanden kan uitwatering ook plaatsgrijpen via de inwateringssluis, met name wanneer in de polder een waterpeil van meer dan 4m70 TAW wordt bereikt.

Op basis van de tijstanden en hoogteligging op elke site, kunnen getijkarakteristieken als overstromingsfrequentie, gemiddelde overstromingshoogte en –duur bepaald worden (429HTabel 10.3). Overstromingsfrequentie is gerelateerd aan hoogteligging (430HFiguur 10.13). Uitzondering vormen de sites 8 en 9, welke gelegen zijn in een getijdenpoel en dus continu overstroomd zijn. Door het ontbreken van een verbinding tussen deze poel en de kreek, ontwateren deze zones niet volledig. Het water in de poel wordt bij lagere tijstanden niet ververs.

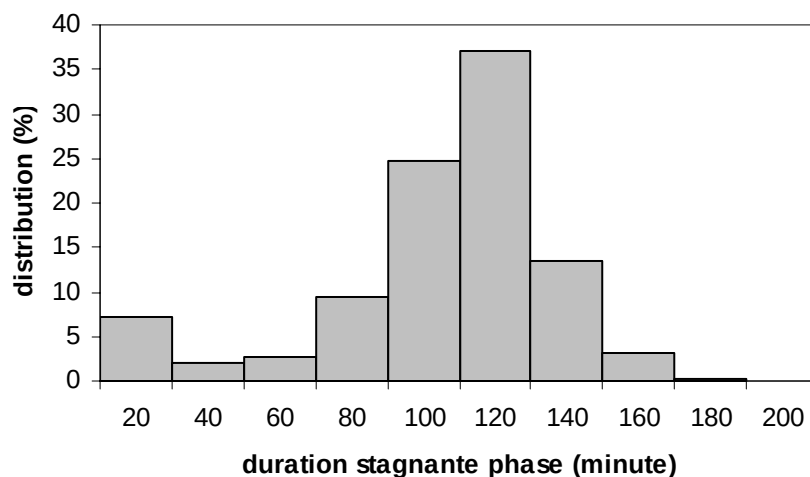
Tabel 10.3 geeft een overzicht van de gemiddelde duur van de verschillende fazen. Faze 1 en 2 zijn op basis van waterstanden niet altijd te onderscheiden en worden daarom samen als instroom gerapporteerd. De stagnante faze (faze 3) (die strikt genomen niet perfect stagnant is), duurt gemiddeld anderhalf uur. Figuur 10.12 toont distributie van de duur van de stagnante faze.



Figuur 10.11: Tijcurve en watervolume variatie in Lippenbroek tijdens de dubbele dertiensuursmeting in juni 2007 en de dertiensuursmeting in juli 2006. Bolletjes markeren de knikpunten in de curve en duiden de verschillende fazen aan. 1: trage instroom; 2: hoge inwatering; 3: stagnante faze; 4: uitwatering

Tabel 10.2: gemiddelde, maximale en minimale duur van de instroomfase, stagnante fase en uitstroom, in uur.

	average	min	max
inflow	5:27	3:35	10:00
stagnant	1:32	0:00	3:15
outflow	5:25	1:40	8:20
tide	12:25	7:55	15:35

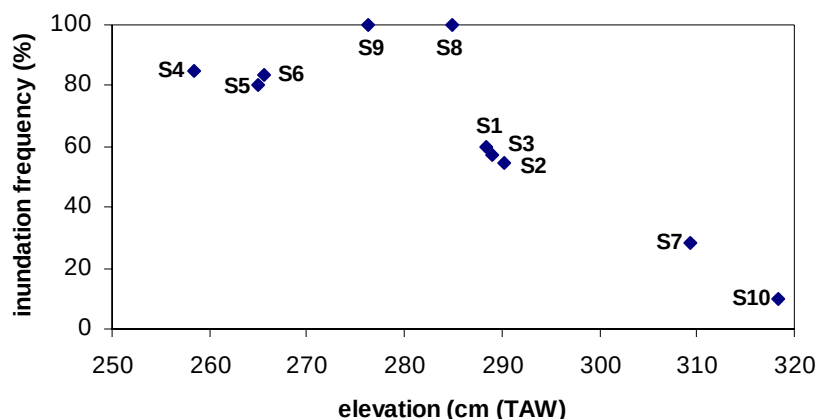


Figuur 10.12: Distributie van de duur van de stagnante fase.

Op basis van de tijstanden en hoogteligging op elke site, kunnen getijkarakteristieken als overstromingsfrequentie, gemiddelde overstromingshoogte en –duur bepaald worden (Tabel 10.3). Overstromingsfrequentie is gerelateerd aan hoogteligging (Figuur 10.13). Uitzondering vormen de sites 8 en 9, welke gelegen zijn in een getijdenpoel en dus continu overstroomd zijn. Door het ontbreken van een verbinding tussen deze poel en de kreek, ontwateren deze zones niet volledig. Het water in de poel wordt bij lagere tijstanden niet ververs.

Tabel 10.3: Overstromingsfrequentie, gemiddelde overstromingshoogte (indien overstroomd) en gemiddelde overstromingsduur (indien overstroomd) voor de 10 sites in het Lippenbroek (data 2006-2007).

	S1	S2	S3	S4	S5	S6	S7	S10
inundation frequency (%)	60	55	57	85	81	83	28	10
mean inund. height (cm)	24	22	23	46	40	36	17	10
mean inund. time (h)	5	4	4	5	5	6	4	3



Figuur 10.13: overstromingsfrequentie voor de 10 sites in functie van hoogteligging (gemiddelde hoogteligging over de periode maart 2006 – november 2007).

10.3.4. In- en uitgaande debieten

Voor het opstellen van massabalansen van bijvoorbeeld nutriënten of zwevende stof, is een nauwkeurige waterbalans vereist. Het Waterbouwkundig Laboratorium staat in voor de bepaling van deze waterbalans. Aan in- en uitlaat staan detectoren opgesteld die een continue meting van in- en uitgaande debieten moeten toelaten. Tijdens dertienuursmetingen worden deze debieten gevalideerd met ijkmetingen aan zowel in- als uitlaat.

De continue debietreeks van de inwatering wordt bekomen met een aan ijkmetingen gecalibreerde overlaatformule, $\text{debiet} = f(\text{opwaartse waterstand})$, en waarbij de opwaartse waterstand wordt afgeleid van de gevalideerde waterstanden van de tijmeetpost te Tielrode.

De continue debietreeks van de uitwatering wordt eveneens bekomen met een aan ijkmetingen gecalibreerde overlaatformule, met nu $\text{debiet} = f(\text{opwaartse en afwaartse waterstand})$, en waarbij de waterstand in Lippenbroek wordt afgeleid van gevalideerde waterstanden nabij de uitwatering en/of thv. de brug in Lippenbroek.

Wanneer vervolgens een correctie voor momenten met geremde uitwatering (door verstoppingen aan uitlaat) wordt toegepast, zouden beide formules in staat moeten zijn een beeld te geven van de in- en uitgaande volumes. Voor de periode maart '06 – februari '07 en maart '07 – februari '08 geeft dit resultaten waarbij de verschillen tussen in- en uitgaande volumes zich binnen beperkte marges bevinden. In- en uitgaande volumes zijn echter zelden aan elkaar gelijk. Dit is enerzijds te wijten aan effectieve verschillen tussen in- en uitgaande watermassa's: na hoge tijden kan een beperkte accumulatie van water in Lippenbroek optreden, waarna er een aantal getijden volgen met meer export. Evapotranspiratie en neerslag beïnvloeden ook de waterbalans. Vaak zijn echter de verschillen tussen in- en uitstroom echter groter dan verklaard kan worden door voorgenoemde fenomenen. Wellicht zorgt ophoping debris aan de sluis voor een onnauwkeurig registratie van de debieten en bijgevolg regelmatig voor een onevenwicht in de waterbalans. In volgend hoofdstuk zullen de resultaten van de waterbalansen worden besproken samen met de nutriëntbalansen.

10.4. Monitoring basiswaterkwaliteit

Onderzoek uitgevoerd door perceel 1

10.4.1. Inleiding

Perceel 1 nam deel aan alle 13uursmetingen die in Lippenbroek werden verricht. Omwille van praktische organisatie werden de dertiensuursmetingen zo gepland dat de staalname startte op het moment van inwatering via de hoge inlaatsluis. Het laatste staal werd genomen net voor de start van de volgende hoge inwatering. Op deze wijze wordt een volledige tijcyclus bemonsterd, die wel niet loopt van laagwater tot laagwater. Bij de start van de hoge inwatering, is reeds via de uitlaatsluis een beperkte inwatering gaande. Deze instroom werd niet mee gemeten. Wel werd steeds op het einde van elke campagne, deze beperkte instroom gemeten (van het volgende getij), zodat alle fazen van een tijcyclus bemonsterd werden.

10.4.2. Concentratieprofielen

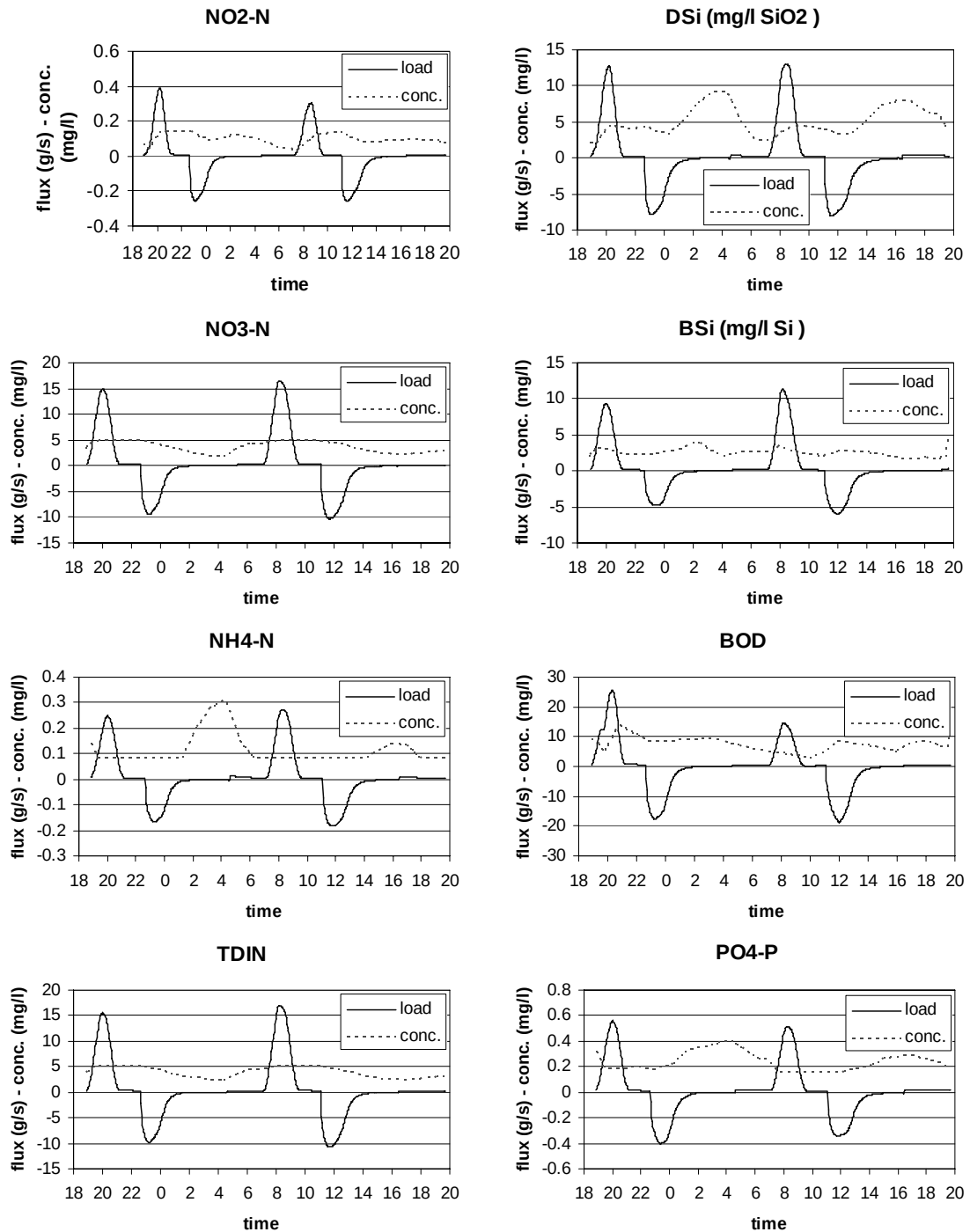
Net als voorbije jaar werden tijdens elke dertiensuurs concentratieprofielen opgemeten ter hoogte van de in- en uitlaatsluis. **Figuur 10.14** geeft concentratieprofielen voor enkele parameters tijdens de dubbele dertiensuurs van 4 en 5 juni 2007. Hoge inwatering vond plaats tussen 18:50 en 21:10 op 4/6/2007 en tussen 7:05 en 9:35 op 5/6/2007. Uitwatering geschiedde tussen 22:35 en 4:30 op 4/6 en tussen 11:05 en 16:25 op 5/6/2007. Verloop van waterstand en watervolume voor deze 13uurs is weergegeven in **Figuur 10.11**.

Stikstofconcentraties kennen een duidelijke tidale schommeling, met voor NO₂, NO₃ en TDIN een hogere concentratie tijdens instroom, en een dalende concentratie naar het einde van de uitwatering toe. Dit patroon wordt bij de meeste 13uurs in Lippenbroek waargenomen. Naar totale flux zijn de laatste uren van de uitwatering echter van minder belang. De grote bulkmassa stroomt reeds uit tijdens de eerste uren van de uitwatering, met een concentratie die niet ver afwijkt van de ingaande concentratie. De nasijpeling, met sterk wijzigende concentraties, vertegenwoordigd slechts een klein volume van de uitstroom.

Ammonium kent een stijging tijdens uitstroom voor de dertiensuurs in juni 2007. Dit patroon is niet algemeen voor alle 13uurs.

De DSi-concentratie kent typisch een sterke toename naar het einde van de uitwatering toe. Ook BSi (biogeen silicium, kent een toename tijdens uitwatering, doch de maximale concentratie wordt vroeger tijdens de uitwatering waargenomen.

BOD vertoont geen systematisch patroon tijdens de 13uurs. Voor fosfaat wordt er een stijging waargenomen tijdens de uitwatering.



Figuur 10.14: concentraties en flux van verschillende parameters tijdens de dubbele dertienuursmeting op 4 en 5 juni 2007.

10.4.3. Massabalansen

Het is duidelijk dat voor de meeste parameters, de grootste verschillen in concentratie worden opgetekend tijdens de nasijpeling. Dit einde van de uitwatering vertegenwoordigt echter een beperkt volume aan water, zodat de fluxen klein zijn. Via nauwkeurige massabalansen kan uitgemaakt worden of over een gehele tijcyclus of er in- dan wel

export is van bepaalde stoffen. Tabel 10.4 en Tabel 10.5 geven ter illustratie voor de dubbele 13uurs telkens de in- en uitgaande vrachten voor de verschillende fazen van de tijcyclus, voor de nachtelijke 13uurs en het eropvolgende getij overdag. Omdat wordt gemeten van start hoge inwatering tot start hoge inwatering, wordt voor de totale instroom de som gemaakt van faze 2 en 3 van getij, plus faze 1 van het eropvolgende getij, zodat ook een volledige cyclus wordt gemeten. Tijdens de dubbele dertienuursmeting bestaat echter de mogelijkheid om een balans te maken met faze 1, 2 en 3 van hetzelfde getij (Tabel 10.5). Op de uiteindelijke balans en op de debietsgewogen gemiddelden zijn de verschillen klein.

Tabel 10.4 stofstromen tijdens de verschillende fazen van de tijcyclus van de campagne op 4/6/2007.

4-5/06/2007: night campaign with start at high inflow (phase 2)											
	NO2-N	NO3-N	NH4-N	Ntot	PO4-P	SO4	Cl	SiO2	BSi	BOD5	water
	kg	kg	kg	kg	kg	kg	kg	kg	kg	kg	m³
in (phase 2: high + low)	1.4	63.2	1.07	65.7	2.46	1002	2233	48.5	39.2	106	13253
in (phase 3: low)	0.0	1.6	0.03	1.7	0.07	22	61	1.4	0.8	4	344
out (phase 4)	-1.3	-47.6	-0.90	-49.7	-2.26	-885	-1849	-42.0	-27.2	-95	-11164
in (phase 1: low)	0.0	2.6	0.05	2.6	0.13	48	68	1.5	1.6	3	597
in total (phase 1+2+3)	1.5	67.4	1.15	70.0	2.66	1072	2363	51.4	41.5	113	14194
balans (in - out)	0.2	19.8	0.25	20.3	0.40	187	513	9.4	14.3	18	3030
	NO2-N	NO3-N	NH4-N	Ntot	PO4-P	SO4	Cl	SiO2	BSi	BOD5	water
	% of total in										
in (phase 2: high + low)	95%	94%	93%	94%	92%	93%	95%	94%	94%	94%	93%
in (phase 3: low)	3%	2%	2%	2%	2%	2%	3%	3%	2%	3%	2%
out (phase 4)	-84%	-71%	-78%	-71%	-85%	-83%	-78%	-82%	-65%	-84%	-79%
in (phase 1: low)	1%	4%	4%	4%	5%	4%	3%	3%	4%	2%	4%
in total (phase 1+2+3)	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%
balans (in - out)	16%	29%	22%	29%	15%	17%	22%	18%	35%	16%	21%
	NO2-N	NO3-N	NH4-N	Ntot	PO4-P	SO4	Cl	SiO2	BSi	BOD5	
	discharge weighted average concentration (mg/l)										
in total	0.11	4.75	0.08	4.93	0.19	76	166	3.62	2.92	8.0	
out	0.11	4.26	0.08	4.46	0.20	79	166	3.76	2.43	8.5	

Tabel 10.5 stofstromen tijdens de verschillende fazen van de tijcyclus van de campagne op 5/6/2007

5/6/2007: day campaign with start at high inflow (phase 2)											
	NO2-N	NO3-N	NH4-N	Ntot	PO4-P	SO4	Cl	SiO2	BSi	BOD5	water
	kg	kg	kg	kg	kg	kg	kg	kg	kg	kg	m³
in (phase 2: high + low)	1.30	77.5	1.30	80.1	2.46	1443	3029	59.9	49.2	66	16230
in (phase 3: low)	0.05	1.6	0.03	1.7	0.05	31	69	1.4	0.8	1	343
out (phase 4)	-1.43	-59.6	-1.13	-62.2	-2.25	-1254	-2496	-50.5	-35.9	-105	-14035
in (phase 1: low)	0.05	2.2	0.06	2.3	0.14	66	127	2.9	3.9	7	754
in total (phase 1+2+3)	1.40	81.30	1.39	84.1	2.66	1541	3226	64.2	53.8	75	17327
balans (in - out)	-0.03	21.67	0.26	21.9	0.40	287	729	13.7	17.9	-30	3292
	NO2-N	NO3-N	NH4-N	Ntot	PO4-P	SO4	Cl	SiO2	BSi	BOD5	water
	% of total in										
in (phase 2: high + low)	93%	95%	94%	95%	93%	94%	94%	93%	91%	89%	94%
in (phase 3: low)	3%	2%	2%	2%	2%	2%	2%	2%	1%	2%	2%
out (phase 4)	-102%	-73%	-81%	-74%	-85%	-81%	-77%	-79%	-67%	-140%	-81%
in (phase 1: low)	4%	3%	4%	3%	5%	4%	4%	5%	7%	10%	4%
in total (phase 1+2+3)	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%
balans (in - out)	-2%	27%	19%	26%	15%	19%	23%	21%	33%	-40%	19%
	NO2-N	NO3-N	NH4-N	Ntot	PO4-P	SO4	Cl	SiO2	BSi	BOD5	
	discharge weighted average concentration (mg/l)										
in total	0.08	4.69	0.08	4.85	0.15	89	186	3.71	3.10	4.3	
out	0.10	4.25	0.08	4.43	0.16	89	178	3.60	2.56	7.5	

Tabel 10.6. stofstromen voor de verschillende fazen van de tijcyclus van de campagne op 5/6/2007 (zelfde getij als Tabel 3.2). Als startpunt van de meetcyclus werd uitzonderlijk het begin van fase 1 genomen, ipv fase 2.

5/6/2007: day campaign with start at phase 1 (low inflow)											
	NO2-N	NO3-N	NH4-N	Ntot	PO4-P	SO4	Cl	SiO2	BSi	BOD5	water
	kg	kg	kg	kg	kg	kg	kg	kg	kg	kg	m³
in (phase 1:low)	0.02	2.6	0.05	2.6	0.13	48	68	1.5	1.6	3	597
in (phase 2: high + low)	1.30	77.5	1.30	80.1	2.46	1443	3029	59.9	49.2	66	16230
in (phase 3: low)	0.05	1.6	0.03	1.7	0.05	31	69	1.4	0.8	1	343
out (phase 4)	-1.43	-59.6	-1.13	-62.2	-2.25	-1254	-2496	-50.5	-35.9	-105	-14035
in total (phase 1+2+3)	1.37	81.7	1.37	84.4	2.65	1523	3167	62.8	51.5	70	17170
balans (in - out)	-0.06	22.1	0.24	22.2	0.40	269	670	12.3	15.5	-35	3135
	NO2-N	NO3-N	NH4-N	Ntot	PO4-P	SO4	Cl	SiO2	BSi	BOD5	water
	% of total in										
in (phase 1:low)	2%	3%	3%	3%	5%	3%	2%	2%	3%	4%	3%
in (phase 2: high + low)	95%	95%	95%	95%	93%	95%	96%	95%	95%	94%	95%
in (phase 3: low)	3%	2%	2%	2%	2%	2%	2%	2%	1%	2%	2%
out (phase 4)	-104%	-73%	-82%	-74%	-85%	-82%	-79%	-80%	-70%	-149%	-82%
in total (phase 1+2+3)	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%
balans (in - out)	-4%	27%	18%	26%	15%	18%	21%	20%	30%	-49%	18%
	NO2-N	NO3-N	NH4-N	Ntot	PO4-P	SO4	Cl	SiO2	BSi	BOD5	
	discharge weighted average concentration (mg/l)										
in total	0.08	4.76	0.08	4.92	0.15	88.68	184.43	3.66	3.00	4.10	
out	0.10	4.25	0.08	4.43	0.16	89.33	177.86	3.60	2.56	7.50	

Omdat er een retentie van water kan zijn, en omdat er een fout bestaat op de debietsmetingen (zie 10.3.4), zijn de waterbalansen zelden in evenwicht. Voor het ecosysteemfunctioneren is het van belang een inzicht te hebben in het al dan niet bestaan van retentie of vrijstelling van stoffen. De bijdrage van ecosysteemprocessen op de totale stofbalans is meestal veel kleiner dan de invloed van onevenwicht op de waterbalans op de stofbalans. Daarom kan voor de dertienuursmetingen geen inschatting gemaakt worden van de reële retentie of vrijstelling van bepaalde stoffen.

Kwalitatief kan wel in- met uitstroom vergeleken worden aan de hand van debietsgewogen gemiddelde concentraties (Tabel 10.4 tot Tabel 10.6). Zo blijkt dat de uitstroom op 4/6/2007 een hogere gewogen DSi concentratie heeft dan de instroom. Er is dus aanrijking aan silicium. Omdat echter voor instroom een veel groter watervolume werd gemeten dan voor uitstroom, toont de balans import. Deze gemeten import kan te wijten zijn aan een fout op de balans, of kan een gevolg zijn van een tijdelijke accumulatie van water in de polder, dat pas bij volgende tijden de polder zal verlaten.

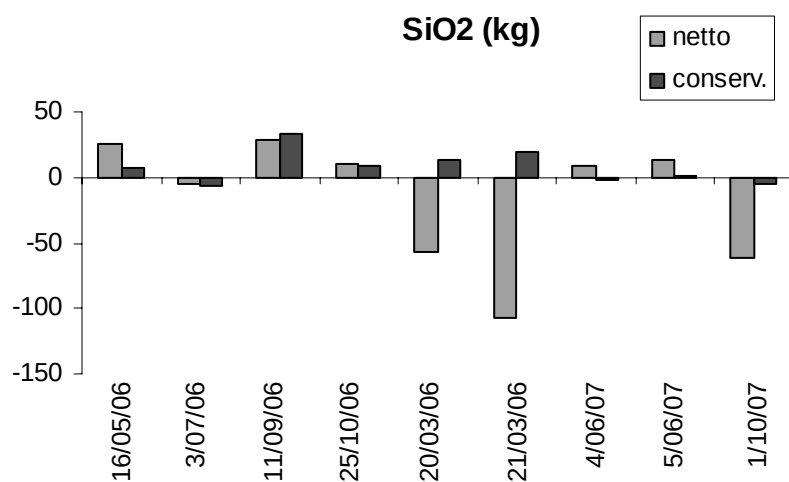
Belangrijker dan de vraag of er al dan niet export is op dat ene getij, is de vraag hoeveel in- of export er is uitgemiddeld over verschillende (gelijkaardige) getijden. Uitgemiddeld worden in- en uitgaande volumes gelijk verondersteld. Op basis van de gemeten gewogen gemiddelde concentraties kan de massa in- of export bepaald worden door uitgaande volumes gelijk te stellen aan ingaande volumes (conservatief gemaakte massabalans).

Tabel 10.7 toont voor alle dertienuurs waarbij de waterbalans reeds voorhanden is, debietsgewogen gemiddelde concentraties. Figuur 10.15, Figuur 10.16 en Figuur 10.17 geven de netto balans en de conservatieve balans weer, opgesteld op basis van deze debietsgewogen gemiddelden. De netto balans (= gemeten balans) is het verschil tussen (volume instroom)x(debietsgewogen ingaande conc) en (volume uitstroom)x(debietsgewogen uitgaande conc.). Voor de conservatieve balans werd ingaande volume vermenigvuldigd met het verschil tussen debietsgewogen ingaande en

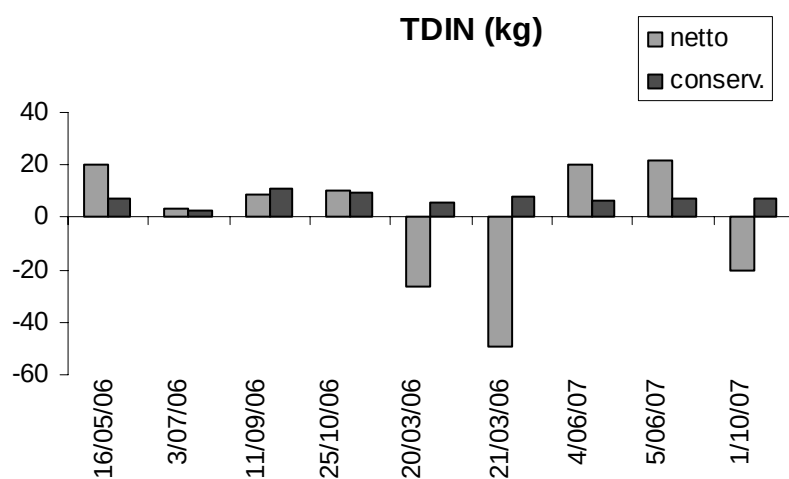
uitgaande concentratie. In wat volgt, zullen enkel de conservatieve balansen besproken worden. De netto balansen zijn immers te afhankelijk van onevenwichten op de waterbalans.

Tabel 10.7 Debietsgewogen gemiddelde concentraties voor in- en uitstroom voor alle 13uursmetingen waarvoor waterbalansen beschikbaar zijn. Gemeten in- en uitgaande watervolumes zijn ook weergegeven.

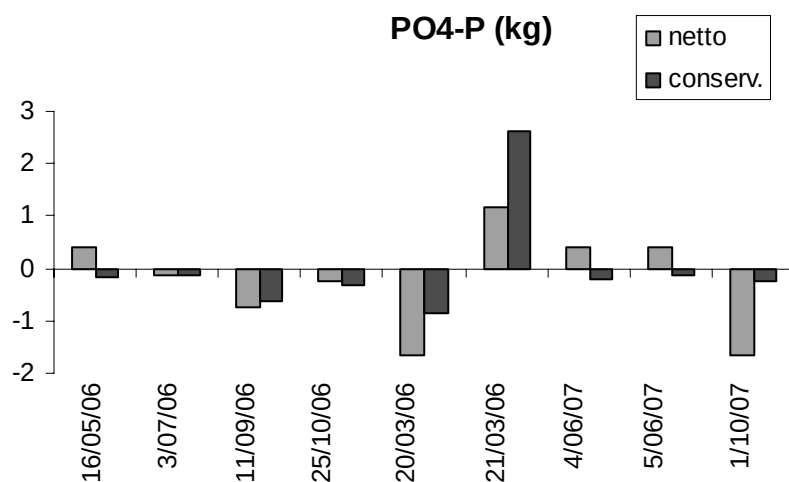
	discharge weighted averaged concentration (mg/l)								water
	NO2-N	NO3-N	NH4-N	Ntot	PO4-P	SO4	Cl	SiO2	m³
16/05/2006 inflow	0.45	3.92	0.62	4.98	0.20	99	136	7.13	21542
outflow	0.44	3.62	0.58	4.64	0.20	100	130	6.78	-18853
3/07/2006 inflow	0.14	4.29	0.08	4.51	0.17	90	166	0.68	5254
outflow	0.14	3.82	0.09	4.04	0.20	88	169	1.78	-5107
11/09/2006 inflow	0.47	3.50	0.53	4.50	0.21	78	147	9.71	35843
outflow	0.44	3.34	0.41	4.20	0.23	77	143	8.78	-36357
25/10/2006 inflow	0.12	4.36	0.32	4.80	0.25	117	359	8.63	28222
outflow	0.11	4.15	0.22	4.48	0.26	113	348	8.34	-27939
20/03/2007 inflow	0.21	5.60	0.51	6.32	0.15	87	90	14.00	74648
outflow	0.21	5.56	0.47	6.24	0.16	89	92	13.82	-79801
21/03/2007 inflow	0.22	5.66	0.46	6.33	0.20	89	84	13.93	60825
outflow	0.21	5.66	0.33	6.20	0.16	85	82	13.62	-70083
4/06/2007 inflow	0.11	4.75	0.08	4.93	0.19	76	166	3.62	14194
outflow	0.11	4.26	0.08	4.46	0.20	79	166	3.76	-11164
5/06/2007 inflow	0.08	4.69	0.08	4.85	0.15	89	186	3.71	17327
outflow	0.10	4.25	0.08	4.43	0.16	89	178	3.60	-14035
1/10/2007 inflow	0.04	4.52	0.10	4.66	0.21	78	229	8.52	21772
outflow	0.04	4.21	0.09	4.34	0.22	77	230	8.77	-28069



Figuur 10.15 Netto (gemeten) en conservatieve massabalans voor Silicium (kg SiO₂) voor diverse dertienuurscampagnes



Figuur 10.16 Netto (gemeten) en conservatieve massabalans voor totale anorganische stikstof (TDIN, kg N) voor diverse dertienuurscampagnes



Figuur 10.17 Netto (gemeten) en conservatieve massabalans voor fosfaat (kg PO₄-P) voor diverse dertienuurscampagnes

10.4.4. Silicium

Voor DSi (SiO_2) is er tijdens elke dertienuurs een duidelijk concentratieprofiel waarneembaar. Naar het einde van de uitwatering toe, stijgt de concentratie sterk. De zogenaamde nasijpeling of seepage wordt, net als op natuurlijke schorsystemen, sterk aangerijkt met SiO_2 . Tijdens de bulk van de uitwatering wordt echter meestal een beperkte daling vastgesteld. Er is wellicht consumptie van silicium door diatomeeën, die in het heldere, ondiepe water van een GGG ideale groeiomstandigheden vinden. Deze consumptie van SiO_2 is meestal belangrijker dan de vrijstelling tijdens nasijpeling. De debietsgewogen concentratie van uitstroom ligt voor de meeste 13uurs lager dan de gewogen instroomconcentratie. Lippenbroek is dan een sink voor Silicium.

Op 3/7/2006 is er wel export. Tijdens deze campagne waren de concentraties in het estuarium zeer laag. Bulk in en uit hebben zeer lage concentraties, waardoor de zeer sterke concentratiestijging tijdens de nasijpeling bij uitwatering wel een belangrijke impact heeft op de balans. De gewogen concentratie bij uitstroom wordt hierdoor meer dan een verdubbeling van de ingaande gewogen concentratie. Omdat het echter een getij met beperkt volume betreft, is de geëxporteerde vracht echter beperkt.

Tijdens de nachtelijke 13uurs van 4/6/2007 is er ook een beperkte stijging van de debietsgewogen uitgaande concentratie. Bij het eropvolgende getij overdag, is er beperkte daling van de concentratie. Dit toont dat bij afwezigheid van consumptie door primaire producenten 's nachts, er export mogelijk is. Tijdens de dubbele dertienuurs in maart 2007 wordt echter tweemaal imprt van Si waargenomen.

Op 1/10/2007 wordt export van silicium waargenomen. Mogelijks was de consumptie van Si reeds zeer beperkt tij oktober, waardoor vrijstelling van Si tijdens de nasijpeling bepalend was voor de eindbalans. Tijdens de meting in oktober 2006 lag de uitstroomconcentratie wel lager dan de instroomconcentratie.

Siliciumpatronen zullen in meer detail besproken worden in hoofdstuk 10.5.

10.4.5. Stikstof

De conservatieve balansen tonen voor elke dertienuurs retentie van TDIN. Stikstofverwijdering is dus een belangrijke ecosysteemfunctie van GGG's. Ondanks de zeer grote verschillen tussen dertienuurs op het inkomende watervolume (tussen 14000 m^3 en 75000 m^3), schommelt de retentie tussen 6 en 11 kg per getij. Enkel tijdens de meting op 3/7/2006, met het beperkte volume van ca 5000 m^3 , lag de retentie lager: ca 2.5 kg.

Nitrietconcentraties verschillen weinig tussen in- en uitstroom. Ammoniumstikstof daalt meestal. Enkel bij zeer lage ammoniumwaarden zijn de gewogen in- en uitstroomconcentraties quasi aan elkaar gelijk. Lippenbroek fungeert dus als een sink voor ammonium. Waarschijnlijk zorgt nitrificatie in de zuurstofrijke omgeving van het GGG voor de duidelijke daling van de ammoniumwaarden. De nitrificatie uit zich niet in een stijging van de uitgaande nitraatconcentraties. In tegendeel: meestal dalen de debietsgewogen nitraatconcentraties. Er is dus verwijdering, mogelijk door benthische denitrificatie, opname door organismen of opslag in sediment. De nitraatverwijdering is groter dan de productie door nitrificatie. Enkel op 21/3/2007, een getij met een zeer sterke daling van het ammoniumgehalte, blijft de gewogen ingaande $\text{NO}_3\text{-N}$ concentratie gelijk aan de uitgaande.

10.4.6. Fosfaat

De conservatieve balansen tonen voor elke dertienuursmeting export van fosfaat. Mogelijk is er nog steeds nalevering van fosfaten uit dit voormalige akkerland. Enkel tijdens het het getij van 21/3/2007 wijst de conservatieve balans op import van fosfaat.

10.5. Siliciumpatronen in Lippenbroek

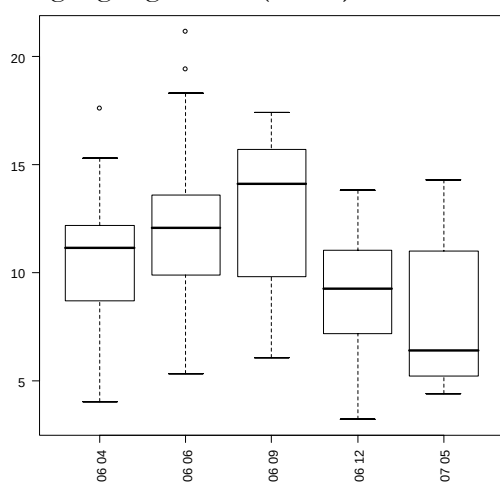
Op 10 random gekozen sites in het Lippenbroek en 6 referentielocaties werd Silicium bemonsterd in poriewater en sediment. Bijkomend werden massabalansen voor silicium opgesteld voor de 13-uurs en 26-uursmetingen.

10.5.1. DSi (poriewater):

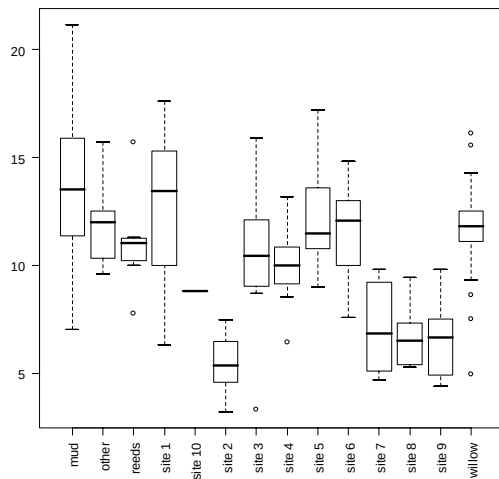
De gemeten concentraties variëren tussen 4 en 25 g/m³. Verschillen tussen seizoenen en vegetaties (Slik, Riet, Ruigte en Wilg) zijn significant (resp. 24.2% en 50.9% van variantie verklaard). Er is geen significant verschil tussen locaties (referentieschorren De Plaat en Appels, GGG Lippenbroek), maar de interactie tussen locatie en seizoen (0.02%) en tussen vegetatie en seizoen (10,0%) zijn wel licht significant. Verklaarde variantie werd berekend uit multiple lineair model ($R^2 = 0.877$, $p < 0.001$).

DSi-concentraties stijgen significant tussen april en september (Figuur 10.18), de hoogste waarden vinden we terug in juni. Dan is er een terugval in december, de concentraties liggen hier significant lager dan in april (significanties met Tukey post-hoc test).

Significante verschillen tussen vegetaties (Figuur 10.19) vinden we enkel in het Lippenbroek: site 2, 7, 8 en 9 verschillen hier zo goed als steeds significant van al de. In rietvegetaties vinden we gemiddeld de laagste waarden en de kleinste variatie, gevolgd door de ruigtes. Slikken en Wilgenvloedbos vertonen grotere variaties, en gemiddeld hogere waarden. De significant lagere waarden in het Lippenbroek worden gevonden in de hoger gelegen sites (2 en 7) en de sites in de permanent overstroomde delen (8 en 9).



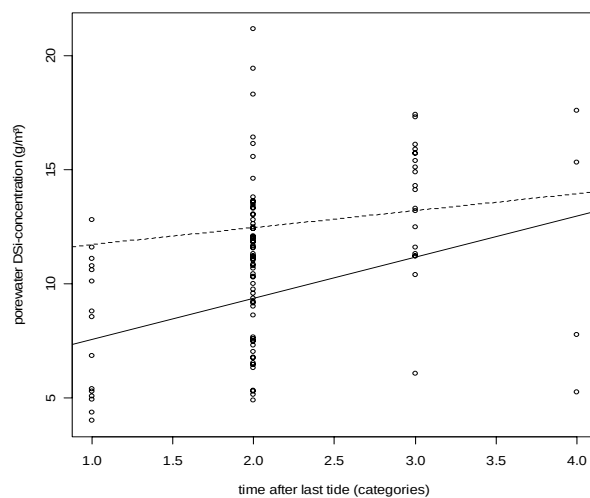
Figuur 10.18 DSi concentraties in het poriewater voor de eerste vijf seizoenen



Figuur 10.19 DSi concentraties in het poriewater voor alle sites

In de permanent overstroomde kunnen lokale diatomeenculturen de aanwezige DSi consumeren. Ofwel is hier, aangezien het gaat het om de minst frequent met scheldewater overstroomde gebieden, de depositie van diatomeeën misschien niet afdoende om een stock op te bouwen. Site 10 vertoont de laagste variatie omdat hier slechts 1 keer voldoende poriewater aanwezig was.

Een bijkomende factor die de variatie in DSi-concentraties kan verklaren, is de tijd na het vorige getij. Ingedeeld in 4 kwalitatieve categorieën (1: pas droog- 2: enkele uren droog - 3: langer dan 4 uur droog - 4: net voor volgend tij) is een duidelijke stijging te zien (Figuur 10.20). Verschillen tussen de categorieën zijn ook significant (anova op lm, $p < 0.001$). Dit lijkt de hypothese te bevestigen dat DSi, in poriewater wordt aangevuld tussen de getijden door. Hoewel deze data slechts indicatief te interpreteren zijn, zien we dat de concentraties in het Lippenbroek lager zijn (volle lijn op fig.) dan in de referentieschorren (stippellijn op fig), maar dat het verloop ervan steiler is. Dit wijst erop dat de tijgestuurde processen in het Lippenbroek eveneens, en in sterke mate, plaatsvinden.



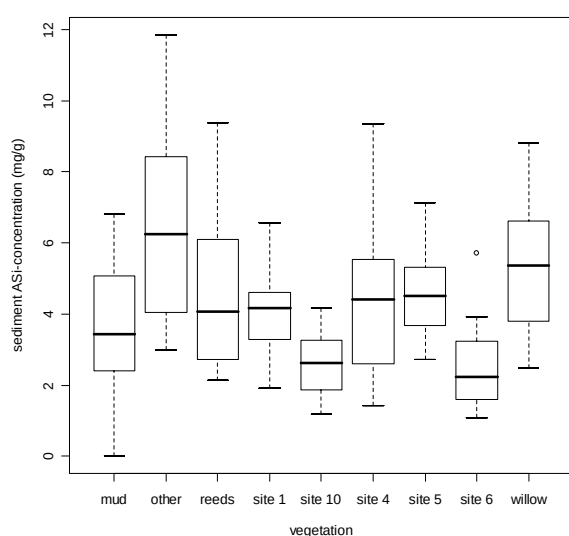
Figuur 10.20 DSi concentraties in het poriewater ten opzichte van de tijd na het laatste getij.

Algemene conclusie DSi:

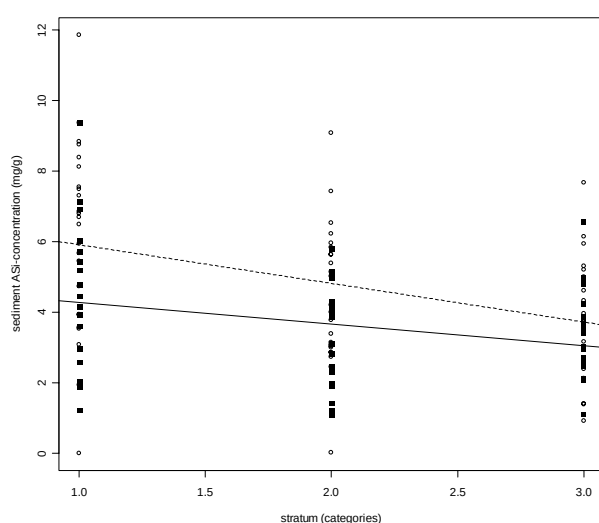
Het Lippenbroek vertoont meer variatie in DSi-poriewaterconcentraties dan de referentieschorren, en de concentraties zijn op enkele plaatsen lager. De vegetatie-seizoenale en getijgestuurde patronen zijn echter duidelijk aanwezig. Vermoedelijk zal een evenwichtsituatie worden bereikt, waarvan moet worden opgevolgd hoe ze zich verhoudt ten opzichte van de referentiesituatie.

10.5.2. ASi (sediment)

De gemeten concentraties variëren tussen 0 en 15 mg/g. Verschillen tussen locaties (referentieschorren De Plaat en Appels, GGG Lippenbroek), vegetaties (Slik, Riet, Ruigte en Wilg) en strata (0-5cm, 5-15cm, 15-25 cm) zijn significant (resp. 7.3% 23.2% en 11.4% van variantie verklaard). Ook de interactie tussen locatie en vegetatie (1.4%), tussen locatie en stratum (3.4%) en tussen vegetatie en stratum (6.3%) zijn wel significant. Verklaarde variantie werd berekend uit multiple lineair model ($R^2 = 0.7922$, $p < 0.001$).



Figuur 10.21 ASi concentratie in het sediment ten opzichte van de diepte.



Figuur 10.22 ASi concentraties in het sediment voor de verschillende sites.

ASi neemt af met toenemende diepte (

Figuur 10.21). In het Lippenbroek liggen de ASi-concentraties in het sediment iets lager, maar ook hier daalt de concentratie met de diepte. Slikken (“mud”) hebben het minste ASi, terwijl ruigtes (“other”) het meeste hebben. De hoeveelheden in het Lippenbroek vallen binnen deze range, al valt het op dat de variatie kleiner is. Verschillen tussen sites in het Lippenbroek zijn klein (Figuur 10.22). Enkel site 4 valt op door de grote variatie en hoge concentraties. Dit wordt verder onderzocht, op één van de meest geëvolueerde sites, met een uitgesproken estuarien karakter door de sedimentatie van nieuw slib.

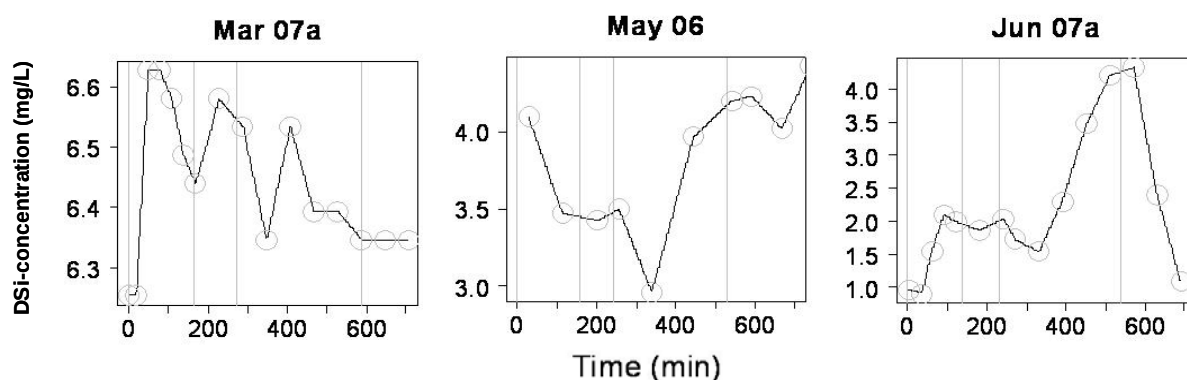
Algemene conclusies ASi:

De concentraties in het Lippenbroek zijn van dezelfde grootteorde als deze in referentieschorren. Het is nog niet geheel duidelijk welke verklarende variabelen kunnen zijn voor waargenomen patronen in het Lippenbroek, maar de meest geëvolueerde sites (4, 5) benaderen qua grootteorde en range sterker de referentiesites. Dit wordt momenteel verder onderzocht.

10.5.3. dertienuursmetingen. (naar Jacobs et al. 2008b)

Gedurende 9 13-uurs metingen werd de balans voor Si in het Lippenbroek opgemaakt. Waterbalansen werden gemeten door het Waterbouwkundig Labo Borgerhout (WL). Massabalansen werden berekend met geïnterpoleerde concentratieprofielen voor Dsi en Asi aan in-en uitstroom.

Concentratieprofielen



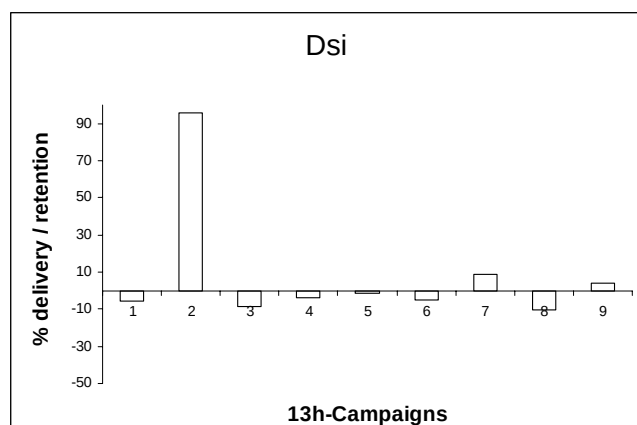
Figuur 10.23 voorbeelden van DSi concentratieprofielen. Let op verschillen in y-as schaal

Figuur 10.23 geeft drie typevoorbeelden van concentratieprofielen. Voor DSi-concentraties in de Schelde die hoger liggen dan 6 mg/l zijn de variaties doorheen de 13uurs eerder klein (0.3mg/l), en de trend is licht dalend. Voor DSi-concentraties die in het Scheldewater (begin instroom) liggen tussen 2 en 6 mg/l, zijn de variaties iets groter (1mg/l), en geen echte trend. Als de concentraties in de Schelde echt laag zijn, is er een sterke stijging gedurende de 13uurs (5 mg/l). Deze concentraties worden natuurlijk beïnvloed door het totale tijvolume, maar een algemene trend is zichtbaar. In elk type profiel is een minimum tijdens de uitstroom aanwezig dat overeenkomt met het moment waarop de nasijpeling begint.

DSi-massabalansen

Wanneer we kijken naar de relatieve (Figuur 10.24) massabalansen voor opgelost silicium, zijn duidelijke naleveringen, maar ook momenten waarop DSi wordt opgeslagen in het

Lippenbroek (tijdens de lente) Dit is te wijten aan de consumptie door diatomeeën in het Lippenbroek zelf.

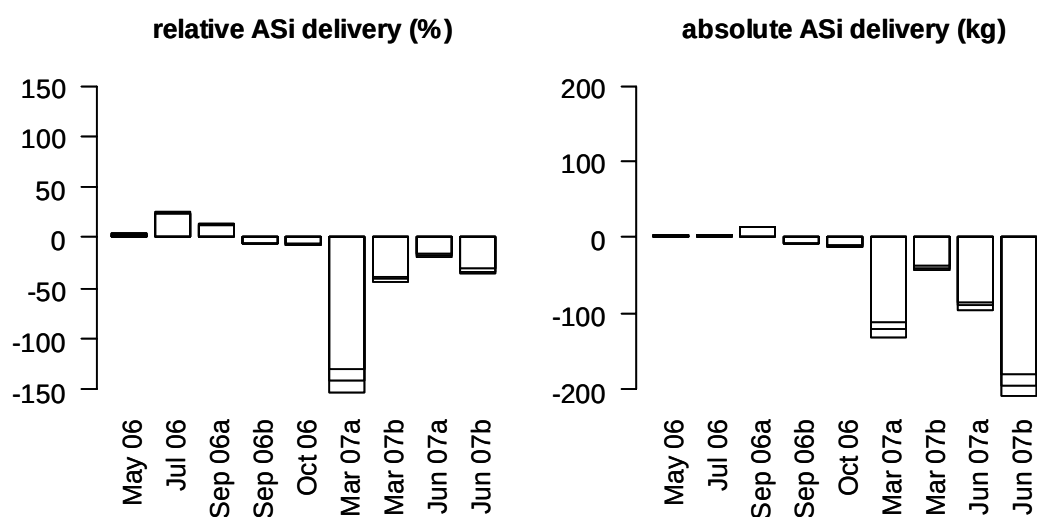


Figuur 10.24 Relatieve DSi-massabalans voor 9 13uurscampagnes

Wat dit wel aantoont is dat het Lippenbroek, net als natuurlijke schorren, zijn rol als 'siliciumspaarkas' vervult: het Lippenbroek heeft de capaciteit om instromend water met limiterende Dsi-concentraties van meer Dsi te voorzien.

ASi-massabalansen

De retentie en nalevering van amorf silicium (ASi) is duidelijk minder seizoensaal. (Figuur 10.25) Tijdens het eerste jaar zijn er af en toe naleveringen, maar de algemene trend verschuift naar een consequent patroon van ASi-opslag in het Lippenbroek. Dit is waarschijnlijk gelinkt met het stabiliseren van de morfologie en het sedimentatie-erosie evenwicht, waardoor een meer stabiele schorvorming optreedt.

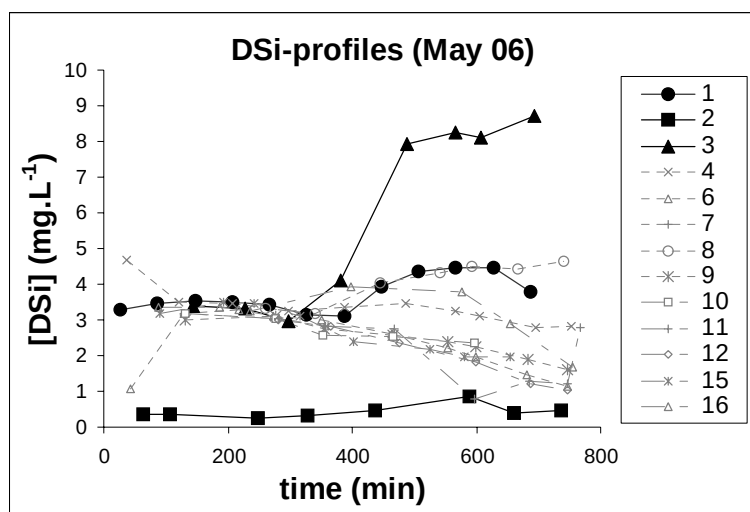


Figuur 10.25 relatieve en absolute ASi-massabalans voor 9 13-uurscampagnes

Ruimtelijke patronen

Staalnames gedurende één 13uurs op verschillende plaatsen in het Lippenbroek wijzen uit dat er een duidelijk onderscheid is tussen retentie-habitats en naleveringshabitats. Dit verschil wordt duidelijk wanneer de concentraties uiteen lopen tijdens de nasijpelingsfase

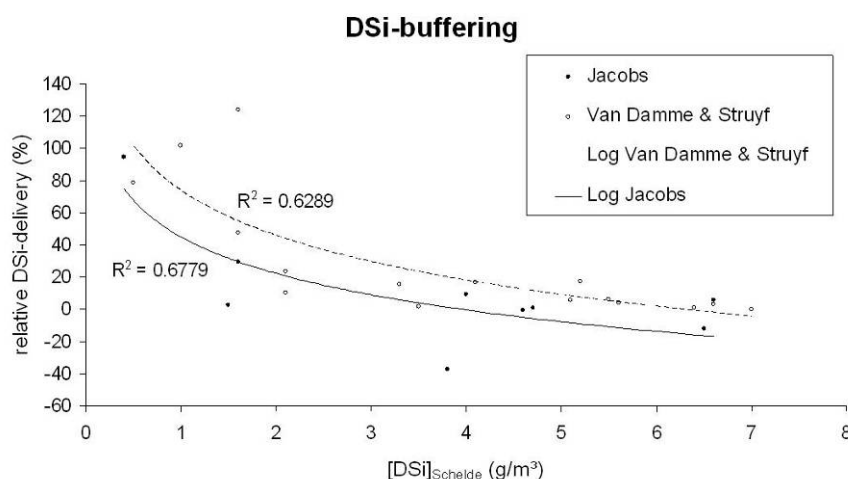
(Figuur 10.26). Typische retentiehabitats zijn de getijdepoel, waar autochtone diatomeeënpopulaties DSi consumeren. Typische naleveringshabitats zijn de nieuw gekoloniseerde en frequent overstroomde zones, waar er een grote uitwisseling plaatsvindt tussen poriewater en vloedwater.



Figuur 10.26 concentratieprofielen gedurende 1 13uursmeting op verschillende plaatsen in het Lippenbroek. Locatie 1 is de sluis, die het uiteindelijke resultaat van alle naleveringen en retenties weergeeft. 2 en 3 zijn respectievelijk de getijdepoel en een jonge schorzone.

10.5.4. Conclusies silicium

Vergeleken met referentieschorren levert het Lippenbroek nog 20% te weinig silicium (Figuur 10.27). Echter, gezien de aanwezigheid van (tijdelijk) retentiehabitat, de afwezigheid van diepere bodempercolatie, de afwezigheid van grote hoeveelheden silicium-accumulatoren op het moment van deze campagnes, en tenslotte de verkorte nasijpelingsfase, is dit reeds een voorzichtig positief resultaat.



Figuur 10.27 naleveringspercentage van opgelost silicium ten opzichte van de concentratie in de Schelde voor natuurlijke schorren (cirkels, stippellijn) en lippenbroek (volle lijn en punten).

Vergelijking met aanrijningspercentages gemeten in natuurlijke schorren de voorbije jaren leren ons dat de aanrijningscapaciteit van het Lippenbroek iets lager lijkt te liggen dan van natuurlijke schorren. Echter, hierin is het extreme doordtij niet opgenomen. Indien

deze wordt opgenomen, presteert het Lippenbroek veel beter dan de natuurlijke schorren. De reële situatie zal verder onderzoek uitwijzen.

Wat Asi betreft, zien we dat onafhankelijk van getijslag een seizoenaal patroon lijkt op te treden. Als hypothese kunnen we stellen dat 's zomers Asi-export plaatsvindt door productie in de getijdenpoel. Dit wordt bevestigd door andere data daar gemeten. Door een verandering van samenstelling van deze poel kan het zijn dat de algengemeenschap hier is geswitched naar niet-diatomeen, zodat netto-import in het Lippenbroek plaatsvindt. Deze hypothese wordt momenteel verder onderzocht.

10.6. Vegetatieontwikkeling te Lippenbroek

10.6.1. inleiding

Op de 10 onderzoekslokaties in het Lippenbroek en drie langs de slik-schor gradiënt op een referentieschor, werden telkens 7 permanenten quadraten uitgezet. Deze 70 PQ's werden 4 maal per jaar bemonsterd. Naast staalnames voor fysicochemische bodemeigenschappen werden volgende variabelen genoteerd: Vegetatie, Strooisel, Algen, Mos, Diatomeen, Vrije bodem, Water, Gemiddelde hoogte, vegetatie (cm), Helling (%), Microrelief (cm), Uitschieters (species + hoogte), Species (species+ bedekking). Bedekkingen werden allen geschat als percentage, voor percentages lager dan 3 werd ook telkens het aantal individuen genoteerd (1-10, >10). Er werden 68 soorten gevonden.

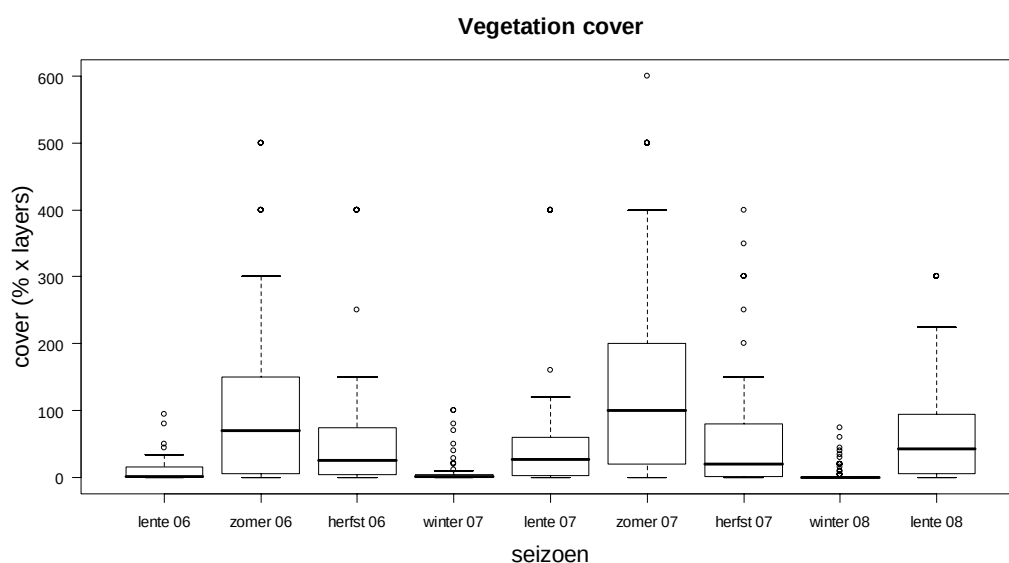
Analyse van de vegetatiegegevens gebeurde in R.

10.6.2. algemene kenmerken van de vegetatie

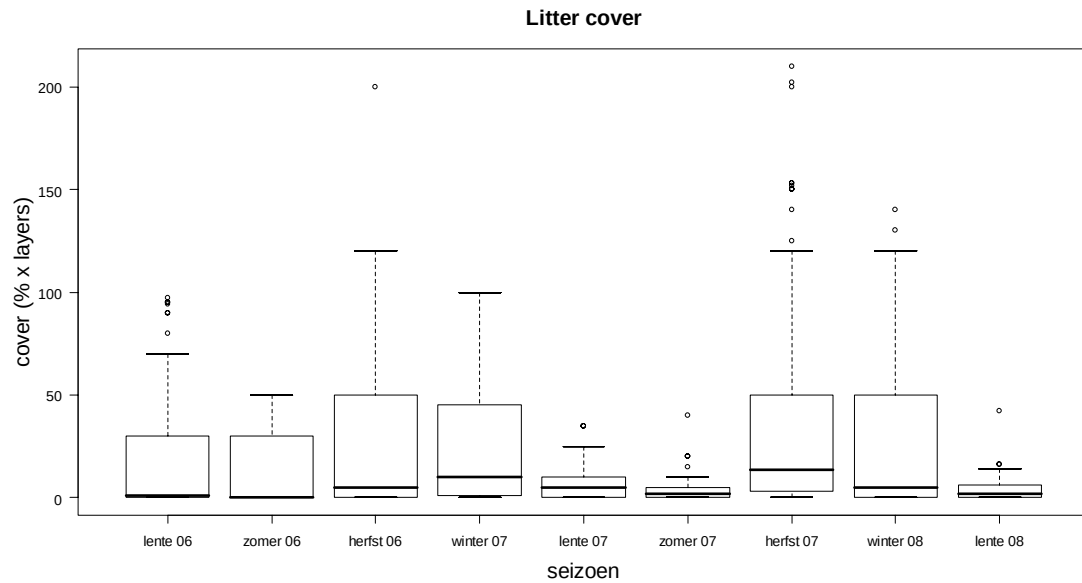
De totale vegetatiebedekking piekt in de zomer, vertoont een dal in de winter en stijgt logischerwijze terug naar de volgende lente (Figuur 10.28). Er is een duidelijke stijging waar te nemen. In de dataset. De vegetatie, welke meer en meer uit typische zoetwater-getijdenvegetatie bestaat (zie verder) wordt steeds denser.

De litterbedekking vertoont een piek in de herfst en winter, om de volgende lente op een minimum terug te vallen (Figuur 10.29). Litter wordt geproduceerd gedurende de zomer, en afgebroken tijdens de winter. De eerste zomer en lente vertonen echter een hogere litterbedekking. Dit is waarschijnlijk te wijten aan het afsterven van terrestrische pioniervegetaties na het instellen van het getij.

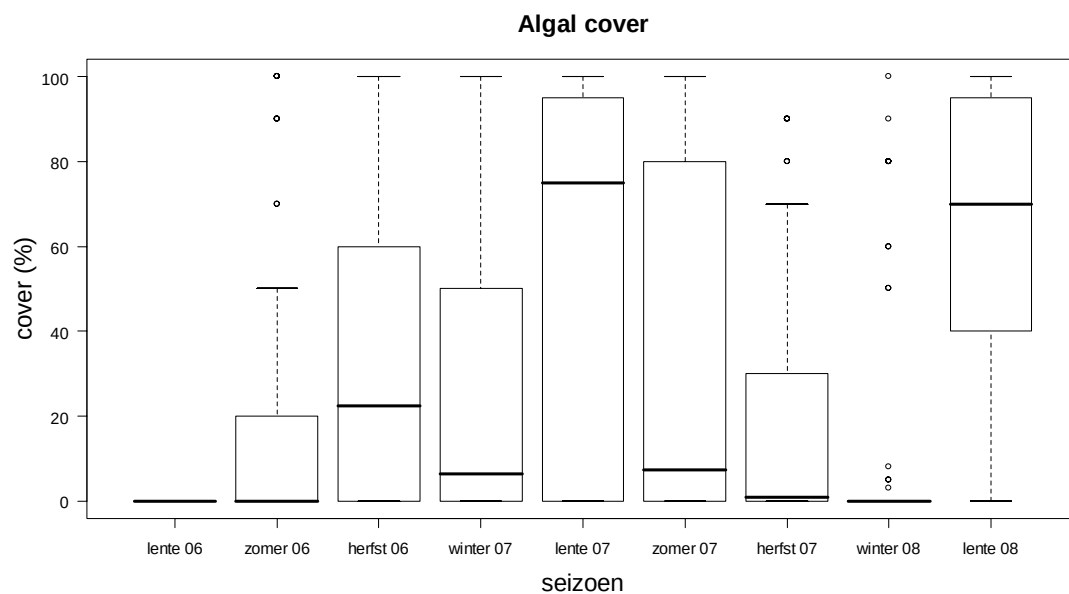
De bedekking van algen neemt hand over hand toe, met een kleine terugval in de eerste (zachte) winter en een volledige terugval in de tweede winter (Figuur 10.30). De spreiding neemt eerst toe, omdat de algen op sommige plaatsen wel en op andere niet ontwikkelen. De laatste lente echter waren op alle sites algen aanwezig.



Figuur 10.28 Vegetatiebedekking per seizoen. Box-whiskerplots geven quartielen en mediaan. Bedekking werd geschat als percentage bodemprojectie*aantal vegetatielagen.



Figuur 10.29 totale litterbedekking per seizoen. Box-whiskerplots geven quartielen en mediaan. Bedekking werd geschat als percentage bodemprojectie*aantal strooisellagen.



Figuur 10.30 totale algenbedekking per seizoen. Box-whiskerplots geven quartielen en mediaan. Bedekking werd geschat als percentage bodemprojectie.

10.6.3. ecologische kenmerken van de vegetatie

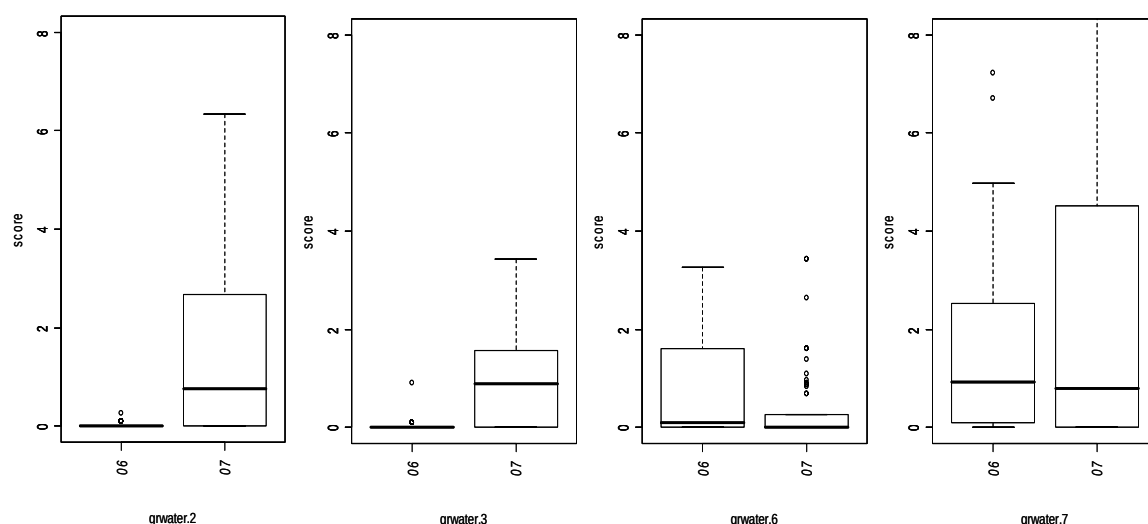
Door middel van fuzzy coding kunnen verschillende ecologische plantenkenmerken worden geevalueerd. Zo kunnen ecologische aspecten van de vegetatie doorheen de verschillende seizoenen worden bestudeerd. Deze analyse is natuurlijk sterk afhankelijk van de bedekking. Hieronder worden daarom de twee lente-seizoenen (2006-2007) vergeleken voor de meest opvallende evoluties.

Ellenberg definieerde 7 hoofdschalen, van welke er hier twee worden gepresenteerd.

Grondwater-indicatoren:

1. 1: hydrofyt
2. 2: freatofyt
3. 3: obligate freatofyt
4. 4/5/6: vochtig tot middeldroge condities
5. 7/8/9: geen grondwaterafhankelijkheid

De scores voor freatofyten (Figuur 3.1) en obligate freatofyten-cover (Figuur 10.31) per plot stijgen gemiddeld, en ook de spreiding vergroot. De scores voor planten van gemiddeld vochtige condities dalen gemiddeld een weinig, terwijl de spreiding sterk vermindert, wat wil zeggen dat de hogere bedekkingsgraden wegvallen (Figuur 10.31). Bij grondwater-onafhankelijkheid zien we dat de score ietwat daalt, maar ook dat er hogere scores voorkomen (Figuur 10.31). Er is een duidelijke trend naar meer grondwaterafhankelijke en aquatische vegetaties.



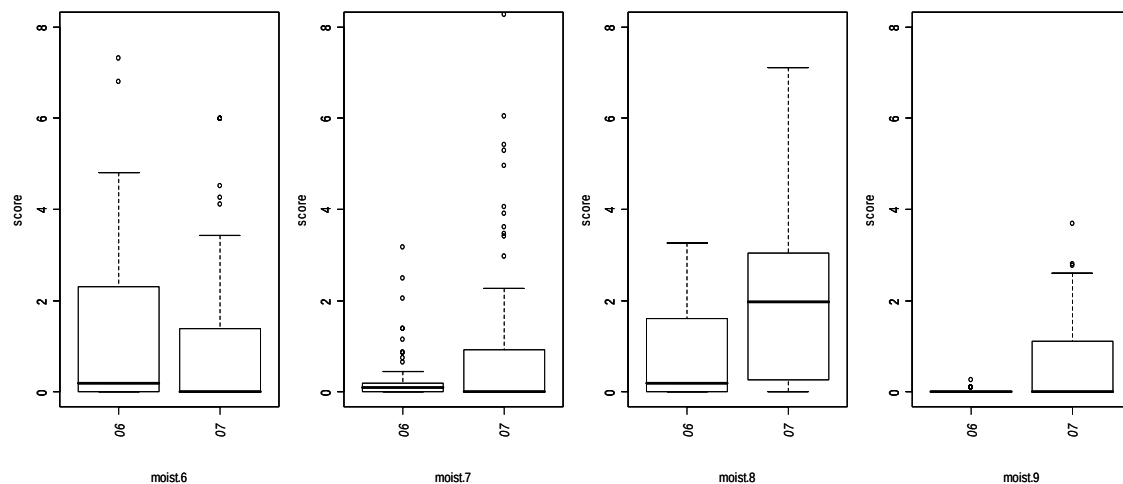
Figuur 10.31 Scores voor Ellenberg-grondwaterindicatoren, uitgemiddeld over de lentes van 2006 en 2007.

Vochtigheidsindicatoren:

1. Indicator voor extreme droogte, beperkt tot bodems die enige tijd uitdrogen.
2. Tussen 1 en 3
3. indicator voor droge sites, wordt meer gevonden op droge sites dan op vochtige plekken.
4. Tussen 3 en 5
5. Indicator voor vochtige sites, hoofdzakelijk op frisse bodems met gemiddelde vochtigheid
6. Tussen 5 en 7

7. Indicator voor drassigheid, hoofdzakelijk op constant vochtige of drassige sites, maar niet op natte sites
8. Tussen 7 en 9
9. Indicator voor natte sites, dikwijls voorkomend op slecht-beluchte, watergesatureerde sites.
10. Indicator voor ondiep water, op sites die periodiek ook droog kunnen staan
11. Planten die wortelen onder water, maar minstens tijdelijk boven water, of planten die drijven
12. Onderwaterplant, permanent en bijna constant onder water.

De scores voor gemiddeld vochtige site-indicatoren dalen en verminderen in variatie. Voor de echt drassige site-indicatoren is er een zeer kleine daling, maar wel een toegenomen variatie en veel outliers voor de hogere scores in het tweede seizoen (Figuur 10.32). Voor indicatoren van echt natte sites stijgt de score (Figuur 10.32). Ook hieruit blijkt de evolutie richting wetland-vegetaties.

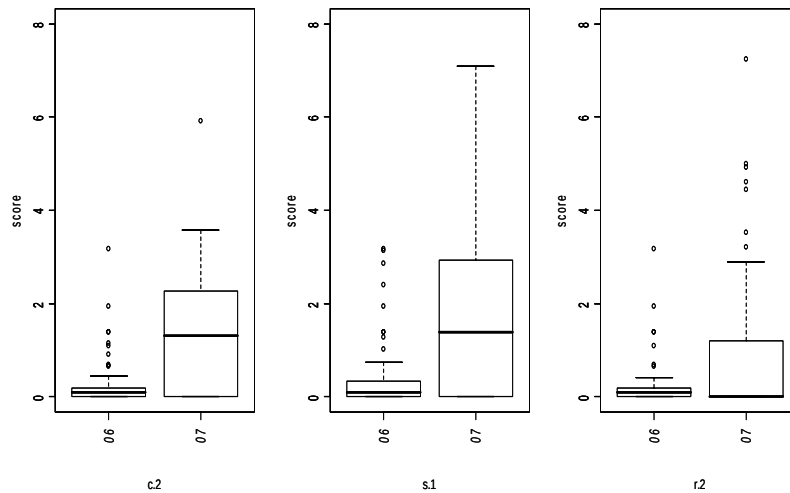


Figuur 10.32 Scores voor Ellenberg-vochtigheidsindicatoren, uitgemiddeld over de lenten van 2006 en 2007

C-S-R strategie: Plantensoorten kunnen worden ingedeeld volgens hun ecologische strategie. Hierin wordt dikwijls onderscheid gemaakt tussen competitieve, stress-tolerante en ruderalen soorten. Ruderalen zijn soorten van tijdelijke milieus zonder al teveel beperkingen. Competitieve soorten komen hierna, in voedselrijke milieus kunnen ze zich handhaven in de nutriënten- en lichtcompetitie. Stress-toleranten worden vooral in milieus waar één of andere vorm van stress de ontwikkeling van vegetaties limiteert.

De scores voor competitieven en stresstoleranten stijgt, terwijl de gemiddelde score voor ruderalen licht daalt (Fig@6). Voor allen stijgt de variatie tussen de plotscores. Dit is te wijten zijn aan een meer variabele bedekkingsgraad voor soorten van een bepaalde categorie tussen de sites. De ruderalen verliezen dus een weinig terrein in het voordeel

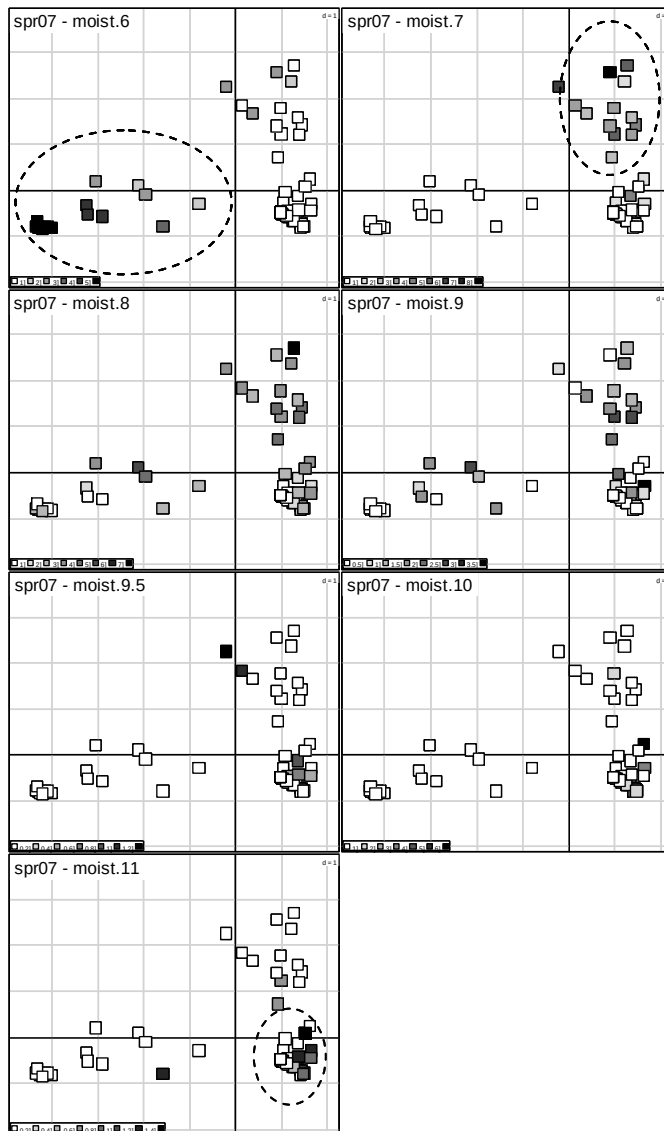
van competitieve soorten, terwijl op de locaties met meer waterstress ook stressbestendige soorten opduiken (Figuur 10.33).



Figuur 10.33 CSR-Scores, uitgemiddeld over de lentes van 2006 en 2007

Indien we deze scores combineren met een PCA (principal component analysis), kunnen hypothesen over de assen worden geverifieerd. Deze assen maximaliseren de variabiliteit van de dataset en kunnen dus worden gezien als de sturende processen of structuren binnen een ecologische context (Figuur 10.34). Hier wordt duidelijk dat de eerste as de gematigd vochtig scorende sites (moisture 6) onderscheidt van de echt natte sites (moisture 7-11). Eens aan de natte zijde is te zien dat de tweede as de natte sites (moisture 7-9) onderscheidt van de echt aquatische (moisture 9.5-11), waar watersaturatie optreedt en beluchting beperkt is (Figuur 10.34).

De sturende variabelen van de evolutie in vegetatiesamenstelling moeten dus worden gezocht in de veranderde hydrologische condities, wat bevestigt dat vegetatie in het Lippenbroek al vanaf jaar 1 een ontwikkeling richting moerasvegetaties heeft doorgevoerd.

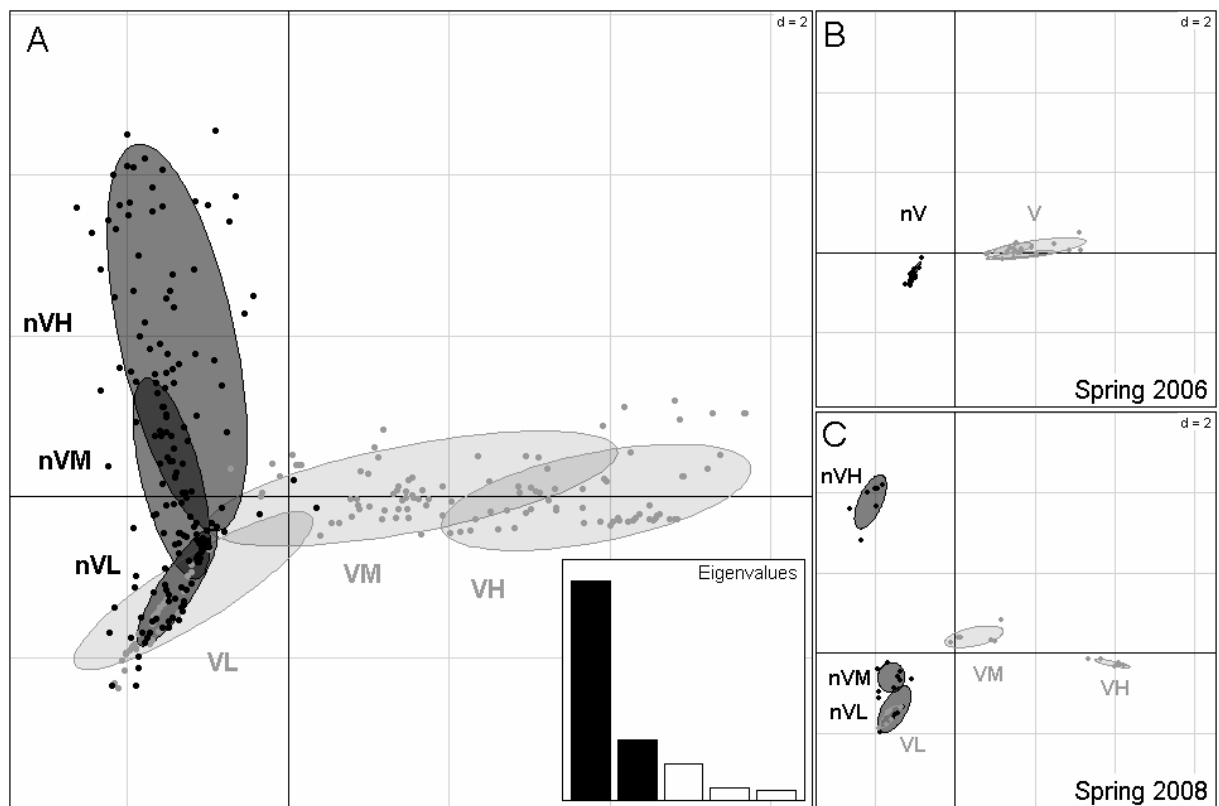


Figuur 10.34 PCA van de lente-2007 datastructuur. In grijswaarden zijn scores voor de verschillende Ellenbergwaarden (zie boven) weergegeven.

10.6.4. Ruimtelijke patronen (naar Jacobs et al 2008a)

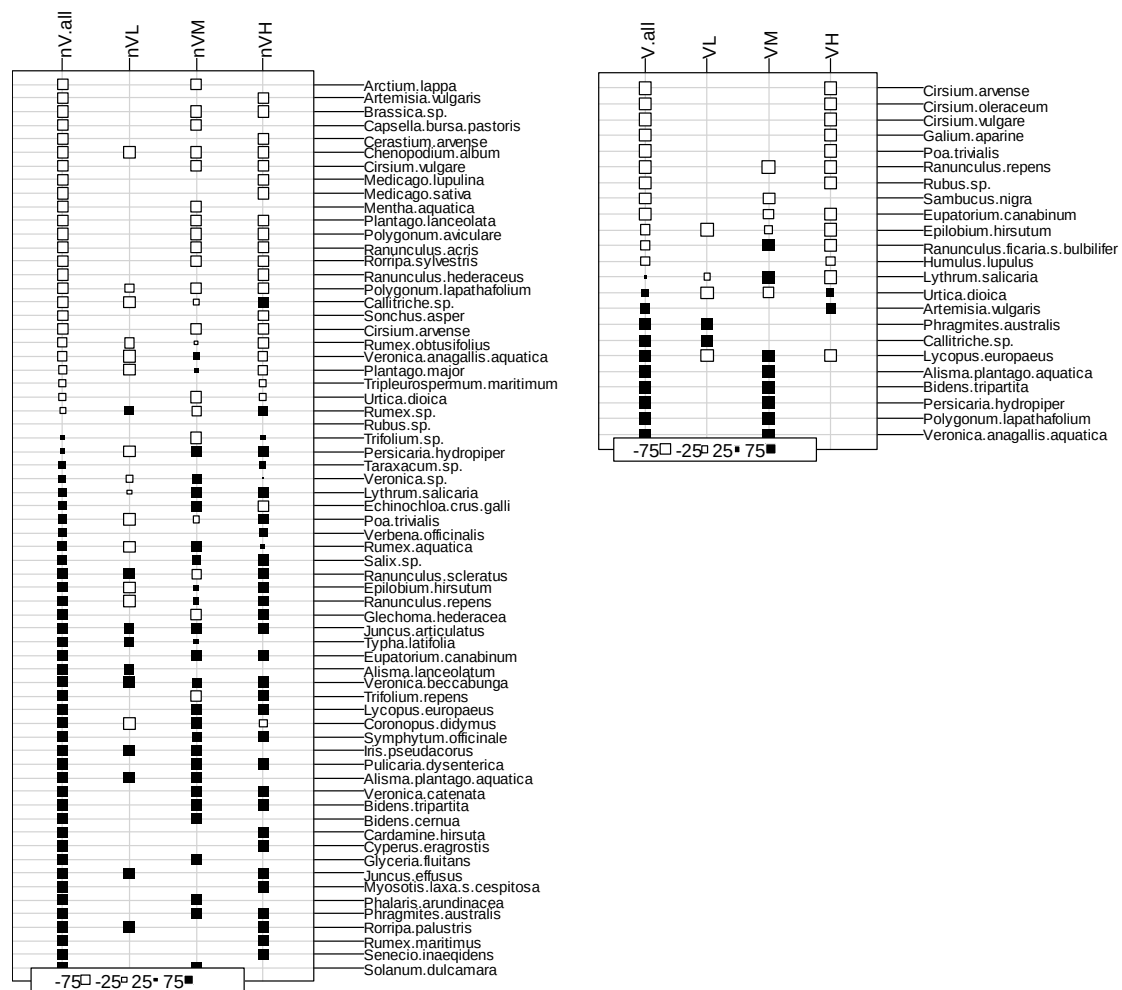
PCAIV (PCA on Instrumental Variable) van het gezamenlijke effect van hoogteligging (gelinkt met hydrologie) en terrestrische vegetatie deelt de dataset op langs twee hoofdasen en kwantificeert het effect van de gegeven factoren. Meer details aangaande deze techniek in (Jacobs et al 2008a). De twee onderzochte factoren, initiële vegetatie en hoogteligging, hebben een hoog significant gezamenlijk effect ($p < 0.0001$) en verklaren 39 % van de volledige datastructuur (hier: alle 9 seizoenen). De eerste figuur (Figuur 10.35A) toont dat deze gemeenschap zich ordent langs een hoogtegradient, zowel op oorspronkelijk begroeide (V) als onbegroeide (nV) locaties. (verklaarde inertie 13.9 %; $p < 0.0001$). Hoewel het effect van deze begroeiing ook significant is (verklaarde inertie 13.8 %; $p < 0.0001$), is er een overlap van plots op de lager gelegen locaties (I). De significante interactie tussen hoogteligging en vegetatie (verklaarde inertie 10.9 %; $p < 0.0001$) bevestigt de floristische gelijkenis in de lager gelegen locaties versus een floristisch verschil in de hoger gelegen plots (Figuur 10.35A). Hoewel een duidelijk temporeel patroon aanwezig blijft als we het eerste seizoen (lente 2006 Figuur 10.35B) en laatste seizoen (lente 2008 Figuur 10.35C) vergelijken, blijven de oorspronkelijk

begroeide plots op gemiddelde (M) en hoger gelegen locaties (H) gescheiden van hun oorspronkelijk niet-begroeide equivalenten, zelfs na 2 jaar. (Figuur 10.35B en Figuur 10.35C).



Figuur 10.35 PCAIV van ruimtelijk effect. A) Twee hoofdassen en eigenwaarden-diagram. F1, 65 %; F2, 18%. B) Within-datum structuur mbt eerste seizoen. C) Within-datum structuur mbt laatste seizoen

Deze analyse toont duidelijk het belang aan van de hoogte (hydrologische) gradient én van de impact van overblijvende terrestrische vegetatie. Deze twee zijn zelfs sterk met elkaar in interactie (minder impact van vegetatie of lager gelegen locaties). Dit patroon komt duidelijk terug in de bedekkingsevoluties van de individuele soorten (Figuur 10.36).



Figuur 10.36 Evolutie in totale bedekking tussen de twee seizoenale cycli. Bedekking werd gesommeerd over de vier seizoenen van elk jaar teneinde seizoenale maxima te maskeren. Hierna werd het relatieve verschil berekend tussen de twee jaren. Dit gebeurde voor de oorspronkelijk begroeide (links) en niet-begroeide plots (rechts). Kolommen stellen alle locaties voor, enkel de hoog- (H), gemiddeld (M) en laaggeleden (L) locaties. De negende campagne (lente 2008) werd niet opgenomen in deze berekening.

De oorspronkelijk begroeide (V) zones hebben duidelijk minder soorten. (Figuur 10.36). Een dense vegetatie met codominante ruderaal soorten (*Epilobium hirsutum* en *Urtica dioica*) koloniseerde de braakliggende landbouwgrond tijdens de bouwwerken. Dit gebeurde op vrij homogene wijze doorheen de hoogtegradient. Ook geassocieerde terrestrische pionierssoorten (*Humulus lupulus*, *Eupatorium cannabinum*, *Ranunculus repens* and different *Cirsium* species, *Galium aparine*, *Poa trivialis*, *Rubus* sp. and *Sambucus nigra*) verschenen.

Begroeide plots in de laagste zones (VL) wijzigden snel na de implementatie van het getij: ruderaal dominanten werden geëlimineerd en vervangen door een minder dense hydrofyte- (*Lythrum salicaria*) en pioniersgemeenschap (*Lycopus europeus*). De eerste verdween later deels en de laatste kwijnde volledig weg gedurende de daarop volgende seizoenen. *Phragmites australis* koloniseert deze plots nu snel, soms vergezeld door *Callitriche* sp. (Figuur 10.36). Deze eliminatie valt samen met het verdwijnen van de VL-nVL convergentie op de eerste PCAIV as.

De gemiddeld hoge zones van de begroeide zone (VM) veranderden niet zo bruusk, maar de dominante soorten verliezen langzaam terrein voor nieuwe koloniserende soorten.

Deze zijn ook aanwezig in de nVM plots, maar *Phragmites australis*, *Salix* sp. En helofyten uit de nVM-plots (*Phalaris arundinacea*, *Glyceria maxima*, *Typha latifolia*) ontbreken tot op dit moment nog (Figuur 10.36).

In de hoogst gelegen, oorspronkelijk begroeide zones (VH) verdwenen enkele typisch terrestrische soorten, (*Ranunculus repens*, enkele *Cirsium* soorten, *Rubus* sp.,...), terwijl vooral *Urtica dioica* zijn reeds dominante positie versterkte (Figuur 10.36).

In de oorspronkelijk niet-begroeide plots, waar de vegetatie werd verwijderd gedurende de werken, verschenen veel meer soorten. Op de niet-begroeide, laaggelegen plots (nVL, Fig. 9B) ontwikkelde zich een hoofdzakelijk helofyten-gemeenschap (*Typha latifolia*, *Iris pseudacorus*), die verscheen tijdens het eerste jaar en zich verder verbreidde gedurende het tweede jaar. Ook hydrofyten (*Alisma lanceolata*, *Alisma plantago-aquatica*, *Ranunculus scleratus*, *Veronica beccabunga*, en *Rorripa palustris*) verschenen, terwijl wetland-pioneers (*Persicaria hydropiper*, *Epilobium hirsutum* en *Rumex aquatica*) verdwenen in het tweede jaar, net als de meer terrestrische pioniers (*Ranunculus repens*, *Poa trivialis*, *Plantago major*, *Chenopodium album* en *Polygonum lapathifolium*).

Op de gemiddelde hoog gelegen plots van de niet-begroeide zone (nVM) installeerden zich veel meer soorten: naast de helofyten die in kleinere hoeveelheden aanwezig waren dan in de nVL plots (*Typha latifolia* en *Iris pseudacorus*), wonnen andere helofyten (*Glyceria fluitans*, *Phalaris arundinacea* en *Phragmites australis*) terrein, geassocieerd met vele typische zoetwater-getijdensoorten (*Lythrum salicaria*, *Persicaria hydropiper*, *Lycopus europaeus*, *Bidens cernua* en *B. tripartita*, *Pulicaria dysenterica*, *Rumex aquatica*, *Symphytum officinale* en dicht bij het maaiveld *Solanum dulcamara*, *Veronica annagallis-aquatica*, *V. Beccabunga*, *V. catenata*, *Juncus articulatus* and *Coronopus didymus*). Zelfs enkele terrestrische pioniers (*Plantago major*, *Ranunculus repens*, *Eupatorium cannabinum* en *Echinochloa crus-galli*) handhaafden zich op de nVM plots. Sommige van deze terrestrische pioniers verloren terug aan bedekking tijdens het tweede jaar (*Trifolium repens*, *Cirsium vulgare* and *C. arvense*, *Glechoma hederacea* en *Urtica dioica*). Ook verschenen de eerste *Salix* sp. individuen.

De niet-begroeide plots in de hoogste zones (nVH) herbergen de grootste aantallen soorten, van Hydrofyten (*Callitriche* sp. en *Phragmites australis*) tot typische wetlandsoorten (*Epilobium hirsutum*, *Symphytum officinale* and *Lycopus europaeus*). Meer bepaald verschijnen de meeste soorten uit de nVM plots ook in deze hogere zones, wat de overlap in deze categorieën in Figuur 10.35A verklaart. De soorten die tot nu toe exclusief deze hogere zones koloniseren waren *Myosotis laxa* s. *cespitosa*, *Cardamine hirsuta*, *Rumex maritimus*, *Senecio inaequidens*, *Verbena officinalis*, *Poa trivialis*, *Taraxacum* sp., *Callitriche* sp. en de exoot *Cyperus eragrostis*. Geen enkele van deze soorten werd echter dominant. In tegenstelling tot de nVM plots, versterkten typische zoetwater-getijdenhelophytes (*Phalaris arundinacea*, *Iris pseudacorus*, *Glyceria fluitans*, *Alisma plantago-aquatica* and *Typha latifolia*) hun positie niet in deze hoger gelegen zones (Figuur 10.36).

Tabel 10.8 Aantal soorten dat verscheen na T0 ("new"), dat in bedekking verminderde ("decreasing") of vermeerde ("increasing") als de twee jaren worden vergeleken. Percentages ten opzichte van totaal aantal geobserveerde soorten op een bepaalde locatie.

	nVL	nVM	nVH	VL	VM	VH
New species	24 (100%)	48 (100%)	55 (100%)	4 (67%)	9 (69%)	3 (2%)
Decreasing species	14 (58%)	21 (44%)	22 (40%)	4 (67%)	5 (38%)	13 (86%)
Increasing species	10 (41%)	27 (56%)	32 (58%)	2 (33%)	8 (62%)	2 (13%)

Het totale aantal nieuwe soorten in alle plots verschilt sterk tussen de begroeide en onbegroeide plots en volgens de hoogtegradiënt, net als de totale aantallen soorten die aan bedekking winnen of verliezen. (Tabel 10.8). In de V-plots verscheen een grootteorde *minder* soorten. De hoogste plots onderscheiden zich van het patroon in de

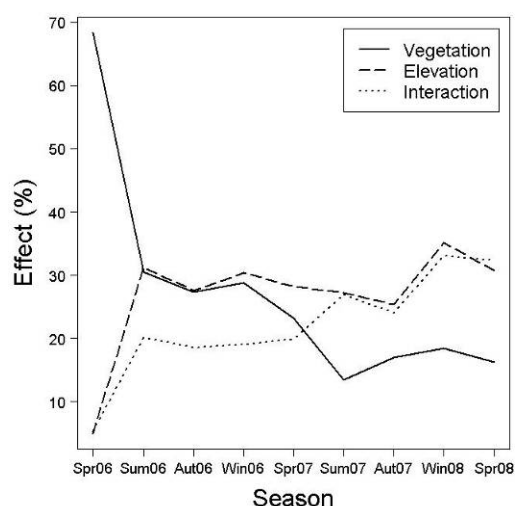
nV-plots, met gereduceerde aantallen nieuwe en vermeerderende soorten (Tabel 10.8). In de nV-plots worden alle soorten als nieuw beschouwd, (100%), maar er zijn er meer in absolute cijfers in de hogere zones, net als er meer soorten zijn die stijgen in bedekking. (Tabel 10.8). Er zijn relatief meer soorten met verminderende bedekking in de lagere zones.

10.6.5. Temporele patronen en evolutie van het Lippenbroek (naar Jacobs et al 2008a)

Effect van vegetatie en hoogteligging doorheen de tijd

PCAIV (zie hoger), uitgevoerd op de aparte seizoenen, resulteert in de afgezonderde en interactieve effecten per seizoen. (Figuur 10.37). De permutatietest was significant voor alle drie de effecten en alle seizoenen ($p < 0.001$), behalve voor hoogteligging en interactie in het eerste seizoen. ($p = 0.371$ en $p = 0.338$ respectievelijk). Dit wijst erop dat er geen hoogte (hydrologische) gradiënt aanwezig was voor de aanvang van het getij.

Het effect van hoogteligging bereikt zijn maximum reeds in het eerste seizoen en varieert slecht licht hierna (Figuur 10.37). Het effect van de initiële vegetatie daalt plots na het eerste seizoen, en neemt daarna in het algemeen af. Het interactieve effect, gedreven door het de verschillende impact van het hoogteligging-effect op de twee gemeenschappen (V en nV), wordt groter. Deze analyse toont nogmaals het belang aan van initiële vegetatie en hoogteligging ten opzichte van het getij als sturende factoren. Ook toont de snelle wijziging gedurende de eerste maanden duidelijk het belang aan van een nauwgezette opvolging in de beginperiode van dit gebied. Ook wordt hier het langdurige effect van een terrestrische pioniersvegetatie aangetoond, en de verschillende impact van de tijgradiënt hierop.



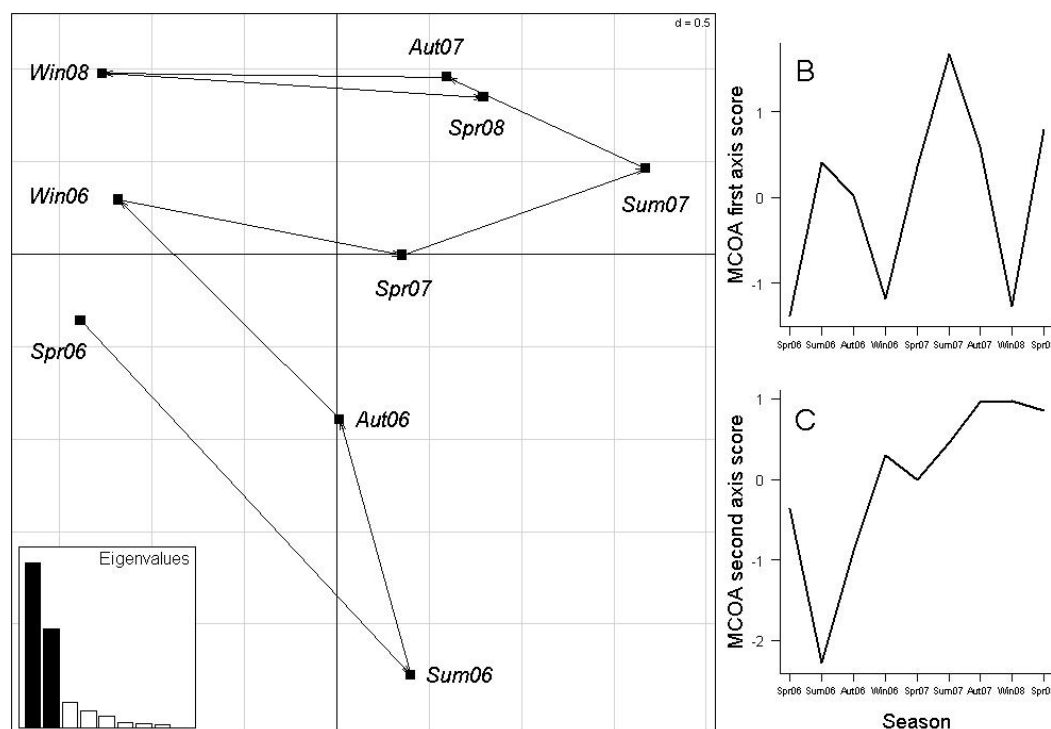
Figuur 10.37 Evolutie van hoogteligging, vegetatie en interactieve effecten op de plantengemeenschap van lente 2006 (Spr06) tot lente 2008 (Spr08).

Evolutie van de hele vegetatie

MCOA (multiple co-inertia analyse) resulteert in twee hoofdassen (Figuur 10.38A). Deze techniek genereert een puur temporeel patroon. Meer details aangaande deze techniek in (Jacobs et al 2008a). De scores op de eerste as volgen de seizoenale cyclus ((Figuur

10.38B) terwijl de scores op de tweede as in eenzelfde richting stijgen (Figuur 10.38C). Deze temporele gradiënt bestaat dus respectievelijk uit reversibele en irreversibele processen, en de tweede as kan dus worden gezien als het algemene evolutietraject van het Lippenbroek.

Tussen de eerste en de tweede campagne dalen de scores, wat samenvalt met observaties van snelle eliminatie van terrestrische soorten (Figuur 10.36) en ook met de omslaande factoreffecten (Figuur 10.33). Tijdens het tweede seizoen stijgt deze score echter snel, tegelijk met het verschijnen van vele koloniserende soorten in het gebied. Hierna stijgt de evolutie zacht naar een saturatie, met enkele kleinere terugvallen van winter naar lente in 2006 en 2007, maar zonder terugkeer naar de oorspronkelijke scores (Figuur 10.38C).



Figuur 10.38 Multiple co-inertia analyse (MCOA). A) factordiel diagram en eigenwaarden; F1, 49 %; F2, 26 %. B) and C): scores op de MCOA assen tov seizoensale successie van lente 2006 (Spr06) tot lente 2008 (Spr08).

10.6.6. Algemene conclusie vegetatiemonitoring:

De evolutie naar een estuariene vegetatie is zeer snel tot stand gekomen, en zet zich nu trager door. De belangrijkste sturende factoren zijn de hoogtegradiënt, welke gelinkt is met het getijregime, en het al of niet aanwezig zijn van initiële vegetatie. De aanwezigheid van een dichte terrestrische pioniersvegetatie lijkt de ontwikkeling af te remmen, ook waar deze snel afsterft.

Toch is er een duidelijke gradiënt tot ontwikkeling gekomen, met aanwezigheid van tal van estuariene soorten, en dit al na twee groeseizoenen.

10.7. Fytoplankton en fytoenthos

Onderzoek uitgevoerd door perceel 6 (Els Van Burm, Jeroen Van Wichelen, Renaat Dasseville & Wim Vyverman), Laboratory Protistology & Aquatic Ecology, Biology Department, Ghent University

10.7.1. Monitoring phytoplankton biomass and community composition: methodology

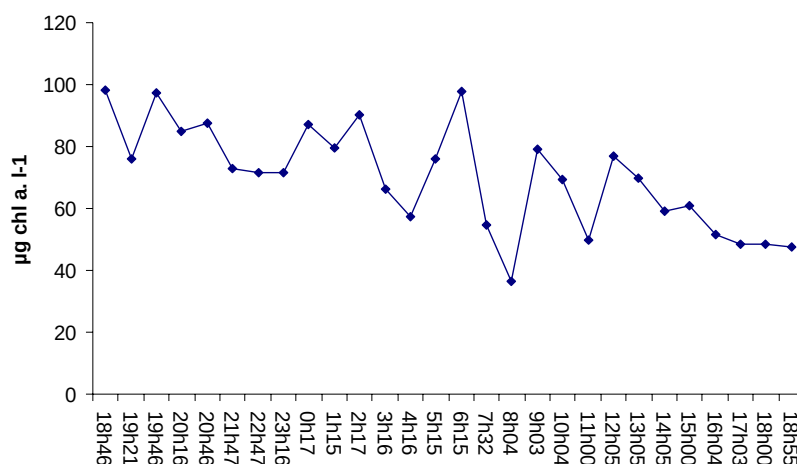
On two 13 hours (October 2007 and May 2008) and two 26 hours (June 2007 and June 2008) campaigns in Lippenbroek, about 89 phytoplankton samples were gathered on the bridge in front of the sluice. Moreover, during the campaigns of June and October 2007 and May 2008, 49 samples were taken in the Schelde river in front of Lippenbroek. During the campaigns of June and October 2007, extra samples were taken in a shallow pond (Lake Mary, 9 samples in June, 4 samples in October). Samples for cell counting were fixed with lugol and post-fixed in the laboratory with formalin. For pigment analysis, phytoplankton cells were collected on GF/F filters with a syringe. These filters were immediately frozen in liquid nitrogen and kept in -80°C until HPLC-analysis. More details about the methodology and analysis can be found in the methods section of the OMES-report, chapter phytoplankton.

10.7.2. Phytoplankton biomass and community composition

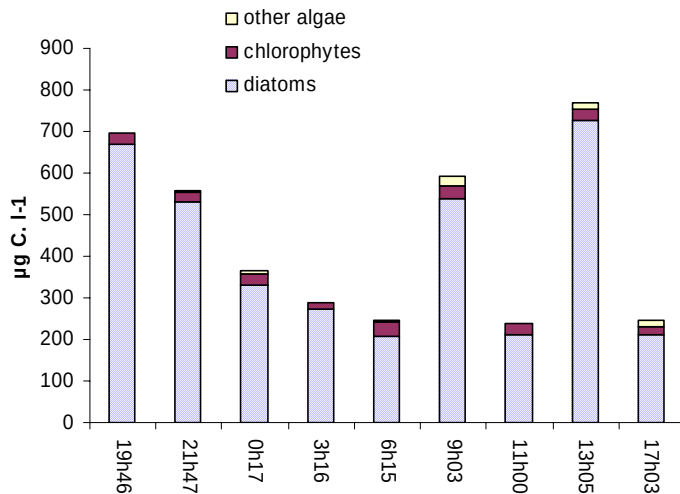
Campaign of June 4-5th, 2007

Cell counts show a dominance of diatoms at the bridge during the whole 26 hours campaign (Figuur 10.40). Chlorophytes are the second most important taxonomic group, but much less important than diatoms.

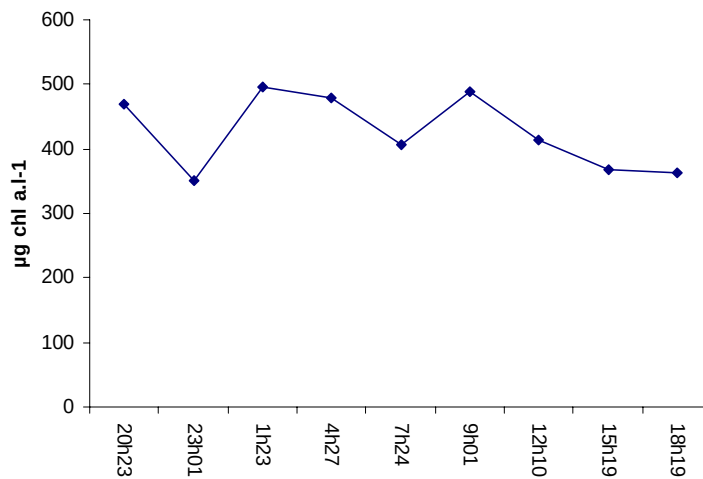
The phytoplankton biomass in the tidal pool at site 9 (Figuur 10.41) is much higher than the biomass at the bridge or in the Schelde river. Chlorophyll a varied between 300 and 500 $\mu\text{g l}^{-1}$. Microscopic analysis revealed a bloom of *Stephanodiscus hantzschii*.



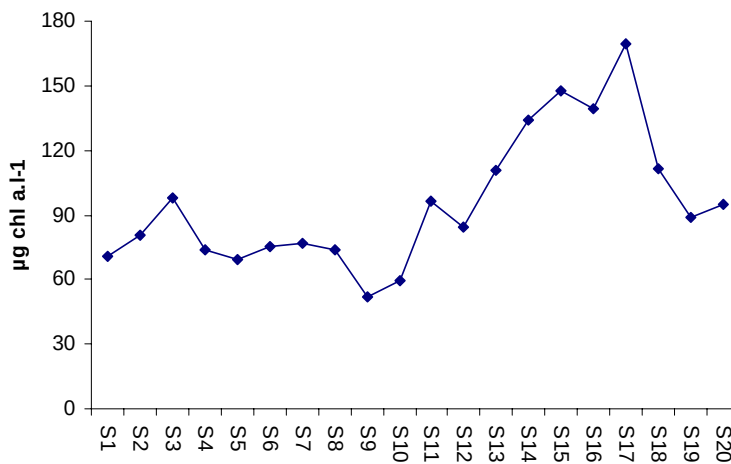
Figuur 10.39 Phytoplankton biomass (chl a.l⁻¹) during the 26 hours campaign of June 4-5th 2007 at the bridge



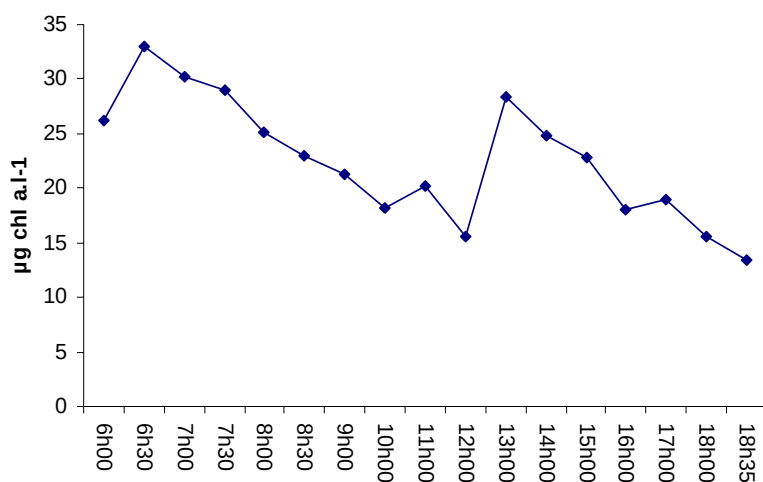
Figuur 10.40 Phytoplankton taxonomic composition revealed with cell counts ($\mu\text{g C.l}^{-1}$) during the 26 hours campaign of June 4-5th 2007 at the bridge



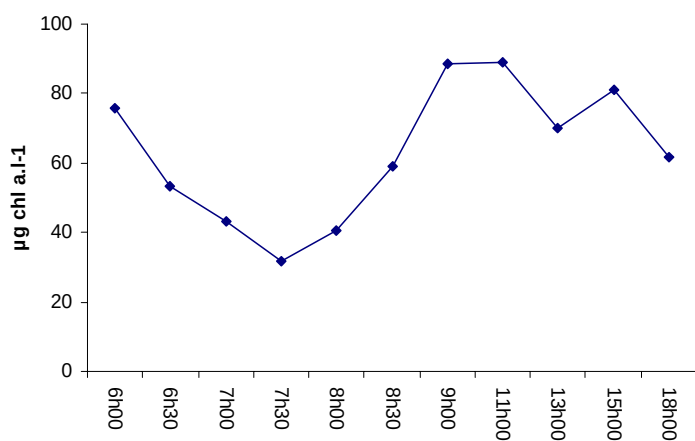
Figuur 10.41 Phytoplankton biomass (chl a) at site 9 during the 26 hours campaign of June 4-5th 2007 at the bridge



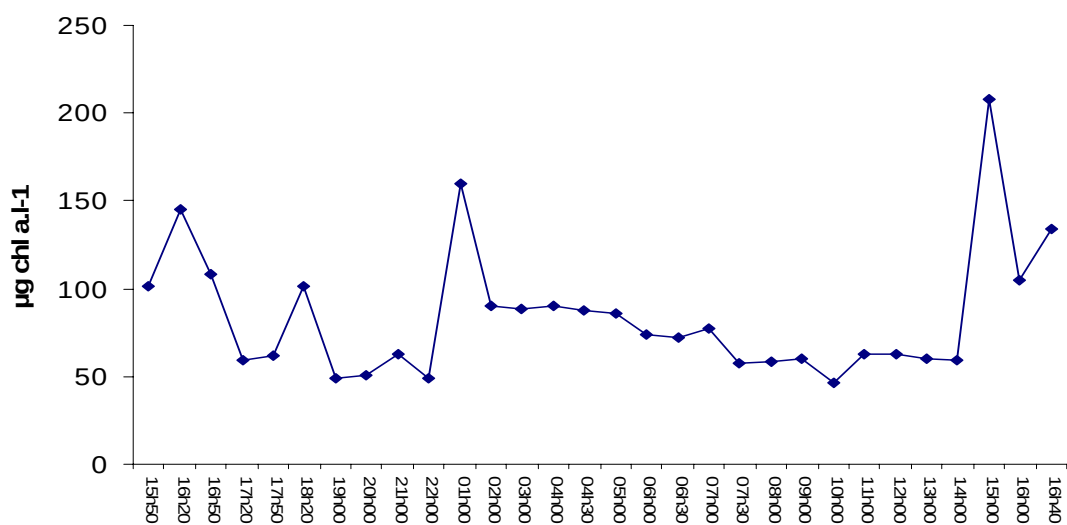
Figuur 10.42 Phytoplankton biomass (chl a.l⁻¹) during the 26 hours campaign of June 4-5th 2007 in the Schelde river in front of the sluice of Lippenbroek.



Figuur 10.43 Phytoplankton biomass (chl a) during the campaign of May 8th, 2008 at the bridge



Figuur 10.44 Phytoplankton biomass (chl a) during the campaign of May 8th, 2008 in the Schelde river in front of the sluice of Lippenbroek.



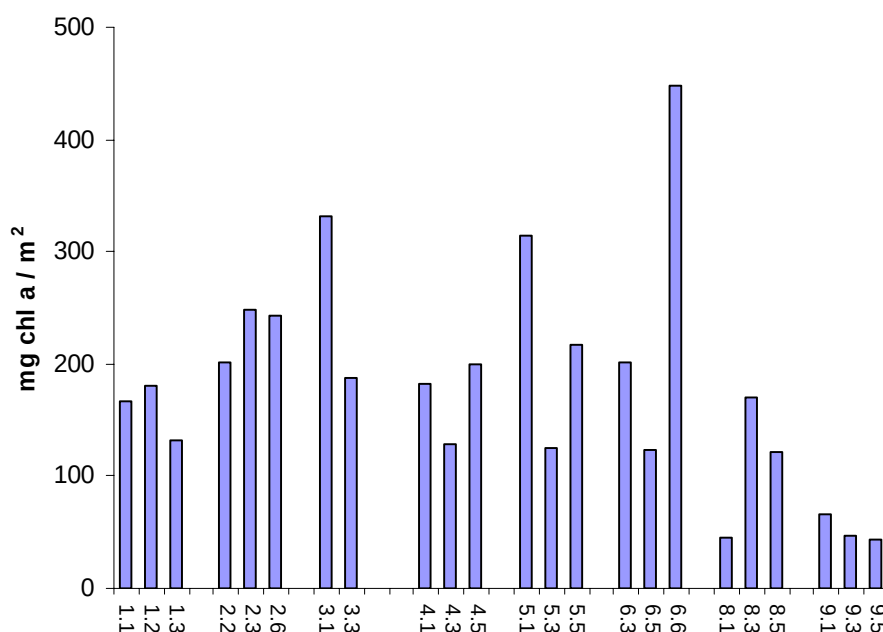
Figuur 10.45 Phytoplankton biomass (chl a) at the bridge during the campaign of June 3-4th, 2008.

10.7.3. Monitoring phytobenthos biomass and community composition: methodology

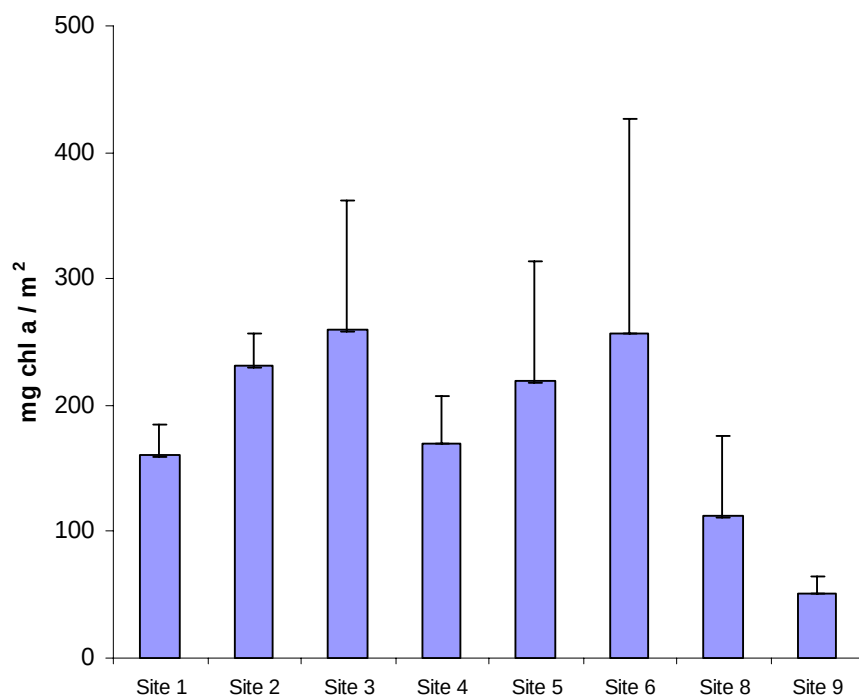
About 42 sediment samples were collected on 2 occasions (June 2007 and May 2008). In June 8 fixed localities were sampled, in May 7 localities. At each locality, 3 different plots with exposed sediments were sampled to take into account small-scale patchiness. Except for point 3 and point 7 in May, where only 2 plots were sampled. The upper 2 mm of sediments were frozen *in situ* with liquid nitrogen and sampled using a contact core. They were kept in liquid nitrogen during the fieldwork and stored at -80°C until analysis in the laboratory. The sediment samples were freeze-dried to remove water and pigments were extracted in acetone (90 %) using sonication. Pigments were analyzed using HPLC as described for phytoplankton samples.

10.7.4. Phytobenthos biomass and community composition

Chlorophyll a concentrations in **June 2007** showed some variability at each locality. Highest chlorophyll a concentrations were found at site 2, 3 and 6 with a maximum exceeding $400\text{ mg} / \text{m}^2$ at one of the plots on site 6 (Figuur 10.46, Figuur 10.47). This is comparable with July 2006, where site 2, 3 and 6 also revealed maximum chlorophyll a concentrations with a maximum at site 6.6. Lower values were measured at site 8 and 9, but these points are situated in the shallow pond in the lowest areas of Lippenbroek and thus were flooded continuously. In order to sample these plots we placed a cylinder on top of the sediments and removed the water before sampling the benthos with the contact core.

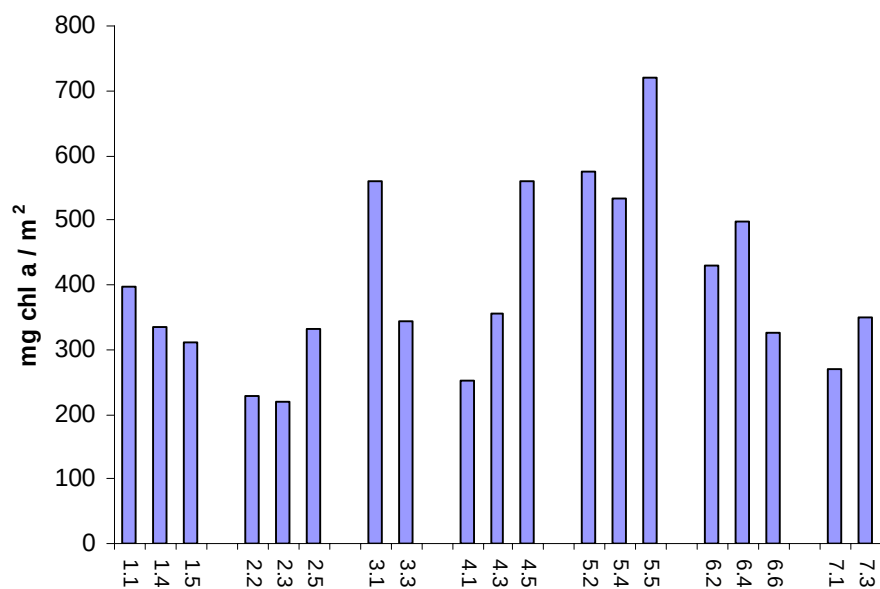


Figuur 10.46 Variability in phytobenthos biomass for each of the fixed localities in Lippenbroek, sampled on June 4th 2007

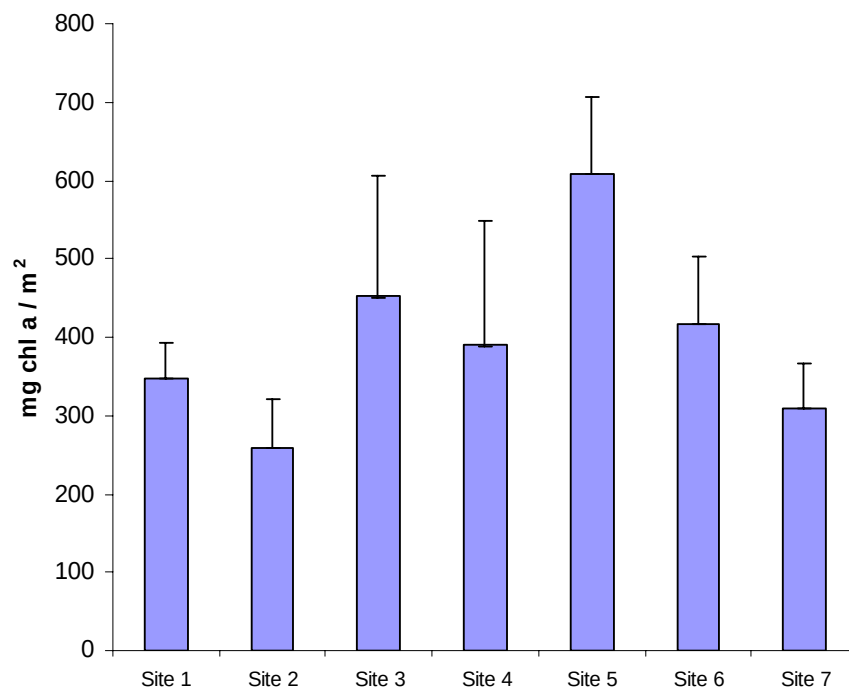


Figuur 10.47 Variability in averaged values of biomass for each of the fixed localities in Lippenbroek, sampled on June 4th 2007

Chlorophyll a concentrations in **May 2008** also showed some variability at each locality. Like in April 2006, maximal concentrations were found at site 5 (Figuur 10.48, Figuur 10.49), an active tidal flat without much vegetation at the end of the creek in Lippenbroek.



Figuur 10.48 Variability in phytobenthos biomass for each of the fixed localities in Lippenbroek, sampled on May 8th 2008



Figuur 10.49 Variability in phytobenthos biomass averaged values for each of the fixed localities in Lippenbroek, sampled on May 8th 2008

10.8. Zoöbenthos

onderzoek uitgevoerd door perceel 6 (Aurélie Ciutat, Olivier Beauchard, Thomas Munoz, Florian Barbe-Barrailh, Georges Stora, Micky Tackx, Magali Gerino)

10.8.1. Inleiding

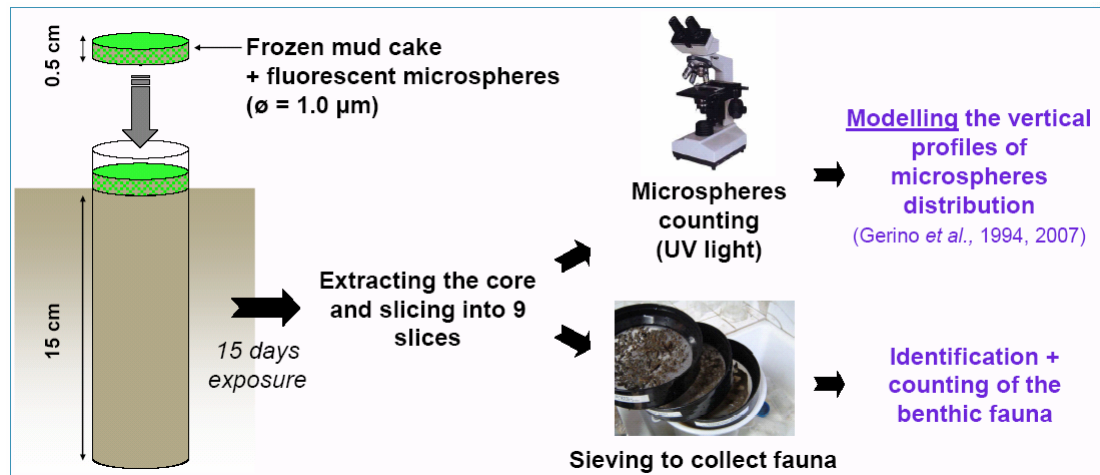
Het zo benthosonderzoek spitte zich toe op de studie van bioturbatie in Lippenbroek. Het doel van de studie was dreivoudig:

- opvolgen van de bioturbatieactiviteit van een ontwikkelende aquatische bentische gemeenschap in het nieuwe ecosysteem van een GGG.
- opvolgen van de ruimtelijke (3 sites) en temporele (1 jaar) variaties van de *in-situ* bioturbatie activiteit
- studie van de *in-situ* relatie tussen diversiteit (macrofauna) en functies (bioturbatie activiteit)

10.8.2. Methodiek

Voor de temporele variatie werden 5 staalnamecamagnes gehouden: winter 2007, lente 2007, zomer 2007, herfst 2007 en winter 2008. De ruimtelijke variatie werd onderzocht op drie onderzoekssites met verschillende overstromingskarakteristieken. Van de 10 onderzoekssites in het Lippenbroek werden site 3, 4 en 10 geselecteerd, met respectievelijk een gemiddelde, een hoge en een lage overstromingsfrequentie en overstromingsduur.

Per site werden per campagne 4 bodemkernen genomen: drie replica's en 1 controlestaal zonder fauna) (Figuur 10.50). De kernen werden dmv een pvc ring geïsoleerd omgeving en voorzien van een toplaag met fluorescente partikels. Na een periode van 15 dagen werden de 3 kernen opgehaald voor analyse. De aanwezige fauna in de kernen werd gedetermineerd en de verticale verdeling van fluorescente partikels in de boorkern werd onderzocht. Als controle emting werd een boorkern, waarin alle organismen werden afgedood, voorzien van een toplaag met fluorescnete partikels en verder behandeld zoals de andere stalen.

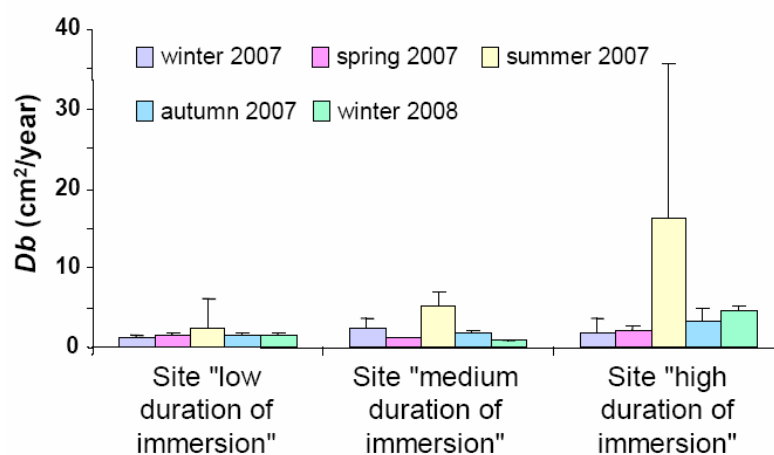


Figuur 10.50: staalname en verwerking van de bioturbatie studie

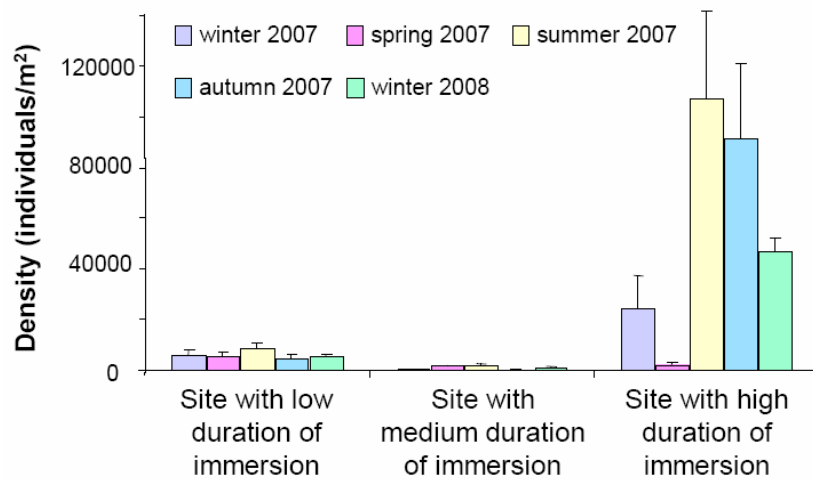
10.8.3. Resultaten en besprekening

De variatie in overstromingskarakteristieken leidt tot een groot verschil in de bioturbatie activiteit. De variatie in biodiffusie (Figuur 10.51) en bioadvectie (Figuur 10.53) is veel belangrijker tussen de sites onderling dan tussen de verschillende seizoenen. De site met de grootste bioturbatie activiteit (site 4 “high duration of immersion”) kent de hoogste dichtheid aan organismen (Figuur 10.53) en verruit de grootste relatieve abundantie aan typische aquatische soorten (Figuur 10.54). De twee andere sites kennen een lagere densiteit aan benthische organismen en een kleiner aandeel van typische aquatische soorten. Met toenemende overstromingsduur (en – frequentie en – hoogte) worden volgende effecten waargenomen:

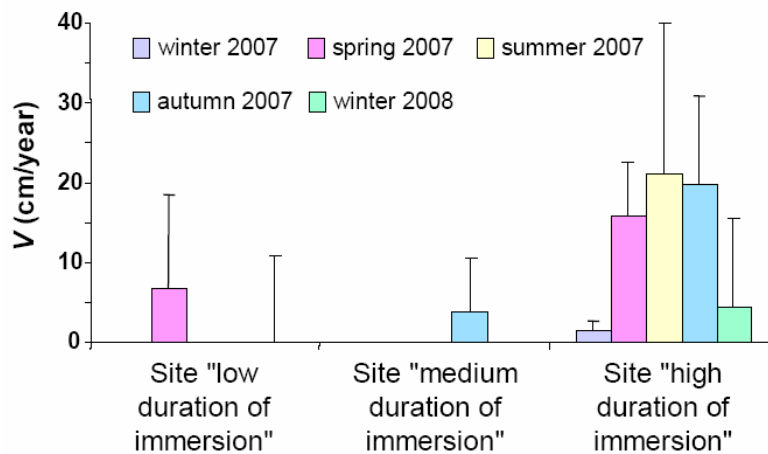
- het aantal terrestrische benthische soorten daalt
- aquatische pionierssoorten verschijnen zeer abundant, meer de diversiteit is vooralsnog laag
- de bioturbatieactiviteit neemt toe.



Figuur 10.51 Biodiffusie coefficient voor de 3 sites over de seizoenen heen

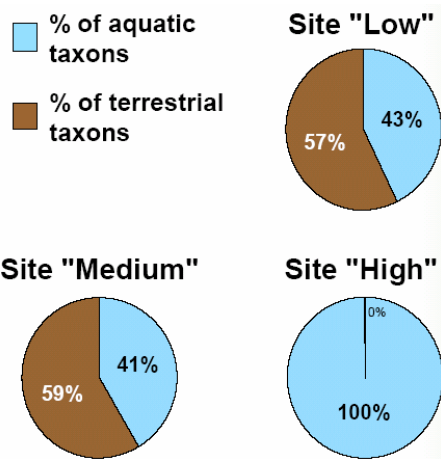


Figuur 10.52 Totale abundantie van de bodemfauna in de 3 sites



Figuur 10.53 Bioadvectie coefficient (V) voor de 3 sites gedurende de 5 seizoenen.

Tijdens de ecologische successie van terrestrische naar aquatische bodemgemeenschappen, worden de aquatische pioniergemeenschappen in hoofdzaak gekenmerkt door een advectief transport.



Figuur 10.54 Relatieve abundantie van aquatische en terrestrische taxa op de drie onderzoekssites

10.9. Primaire productie in het Lippenbroek

Onderzoek uitgevoerd door perceel 5 (Jean-Pierre Vanderborght), Université Libre de Bruxelles, Laboratoire d'Océanographie Chimique et de Géochimie des Eaux

10.9.1. introduction

In situ light measurement, monitoring of water quality parameters including turbidity and chlorophyll fluorescence and laboratory determination of suspended particulate matter (SPM) and chlorophyll *a* have been continued between June 2007 and June 2008. In addition, following the recommendations put forward in our previous report, a number of ^{14}C incubation experiments - not initially foreseen - has been carried out. All together, this activity includes the participation in four field surveys (three 13-hour and one 24-hour cycles), as summarized below.

1. *June 4th and 5th, 2007*: During this 24 h survey, standard water parameter measurements have been performed within the tidal lake, close to station 8. Light attenuation has tentatively been monitored during the day-light period on June 5th, but measurements have been difficult to obtain due to limited water level variation. Also, 5 water samples only have been analyzed as a consequence of a water sampler failure. ^{14}C incorporation has been carried out on 3 water samples (inflow, outflow and tidal lake).

2. *October 1st, 2007*: This campaign has been characterized, as the previous one, by a limited inflow volume. A complete set of data has nevertheless been obtained at station 8, comprising *in situ* monitoring of water quality parameters and light attenuation, together with laboratory determinations of SPM and pigments (13 to 15 samples). However, the low irradiance resulting from heavy cloud coverage during this day did not allow more than a few hours of light penetration monitoring. ^{14}C incorporation has been carried out on 3 water samples (inflow, tidal lake before fill and at the end of the drain period).

3. *May 8th, 2008*: This tidal cycle, characterized by larger water-level amplitude has been successfully followed and a nearly complete set of data has been obtained at station 8. No ^{14}C determination has been carried out during this campaign.

4. *June 3rd and 4th, 2008*: During this tidal cycle, only ^{14}C determinations have been performed on 5 samples: inflow at maximum flow, outflow at maximum flow and at the end of the drain period (seepage), downstream end of the main creek, tidal lake carried out during this campaign.

10.9.2. Methods

Determination of light climate: light extinction has been monitored using the following equipment: 1/ an underwater quantum sensor Aquamatic AQPL-UV912 (for measurement of the underwater PAR, photosynthetically active irradiance), 2/ a multiprobe analyser YSI 6600 EDS and/or a vented pressure sensor DRUCK PTX 1730 (for the determination of the water depth over the underwater quantum sensor) and 3/ a quantum sensor LICOR Li-192SA positioned on the bank (for the measurement of the incident solar irradiance above the water surface). In all cases, the underwater light sensor has been fixed to a vertical rod and gently deposited on the sediment using a horizontal cane, so to avoid sediment resuspension. A LICOR Li-1400 data-logger has been used for recording PAR data.

Monitoring of water quality parameters: a multiprobe analyser (YSI 6600 EDS) has been used to monitor the following parameters: temperature, conductivity/salinity, dissolved oxygen, pH, turbidity and chlorophyll *a* fluorescence. Hourly water samples were taken by an automatic vacuum water sampler (MANNING S-4040).

Laboratory determination: SPM was measured by filtration (Whatman GF/F filters). Chlorophyll *a* and phaeopigment were determined by fluorimetric analysis following acetone extraction according to the method developed by Yentsch and Menzel (1963) and adapted by Strickland and Parsons (1972). (For analytical details, the reader may refer to previous reports).

10.9.3. Results

A complete set of detailed data is available in Excel files at the UA Blackboard (<http://blackboard.ua.ac.be>). “Parameters” files include standard water quality monitoring data measured in the field, together with laboratory determinations, and a set of graphs (depth, temperature, conductivity, oxygen concentration and saturation, pH, turbidity, chlorophyll fluorescence + SPM, chlorophyll *a* and phaeopigments). “Light climate” files include the data from measured surface and underwater irradiance and a set of graphs (irradiance sensor depth, surface and underwater PAR, light attenuation coefficient k_d + turbidity and SPM). “Primary Production” files include the details of ^{14}C incorporation and the resulting values of photosynthetic parameters.

The complete set of graphs is also given in annex, at the end of this report. A short synthesis of the main results obtained during the field surveys is presented here, with reference to the figures in annex.

Parameters and light climate (all figure numbers refer to annex)

1. June 4th and 5th, 2006.

- This tidal cycle has been characterised by a small water level change in the tidal lake at station 8 (maximum amplitude = 7.5 cm, Fig. 1).
- Although the sky was frequently overcast (Fig. 10), a marked night-day temperature oscillation (between 18 and 28°C) has been observed (Fig. 2).
- Conductivity variations were in phase with water level change during the fill period and at the beginning of the drain period (Fig. 3). A conductivity increase was observed thereafter, probably linked to a complex recirculation pattern within the tidal lake.
- Oxygen displayed a strong over-saturation during the day (up to 250% saturation around 18:00), and a slight under-saturation between 04:00 and 08:00 (Fig. 5). This corresponds to a concentration difference of about 12mg/l over the light period (Fig. 4). The marked oxygen dynamics was accompanied by a very large pH excursion (from 7.6 to 9.2, Fig. 6).
- Turbidity and chlorophyll fluorescence showed a noticeable decrease between 09:00 and 11:00 (corresponding to the water level rise), followed by a return to the original value between 11:00 and 13:00 (Fig. 7 and 8). The light extinction coefficient k_d followed the same pattern during the (limited) monitored period (11:00 – 13:00, Fig. 11), with values comprised between 3 and 6 m^{-1} . This is not the usual response of the tidal lake during the fill period, which, as observed until now, was generally accompanied by a distinct turbidity increase. In the present situation of very high autotrophic activity (as shown by the strong oxygen dynamics), the phytoplankton

contribution to the water turbidity (“self-shading effect”) might have been quite large (see also the high chlorophyll *a* concentration, Fig. 8), leading to a significant dilution of the phytoplankton population by the incoming estuarine water. Unfortunately, the small number of water samples does not allow confirming this hypothesis, but only the relative stability of these 2 parameters during the initial survey period (18:00 to 22:00 on June 4th).

2. October 1st, 2007.

- Monitoring occurred during a dark day with incident solar irradiance never exceeding $150 \mu\text{E m}^{-2} \text{s}^{-1}$ (Fig. 21). Accordingly, a temperature increase of 0.9C only (from 13.4 to 14.3 C, Fig. 13) was observed.
- Estuarine water input was responsible for a water level change of about 14 cm, together with a conductivity decrease of about $200 \mu\text{S/cm}$ (Fig. 14). As before, the variation in conductivity was irregular, probably due to complex recirculation pattern within the tidal lake.
- Oxygen at dawn was about 60 % saturation and increased during the day up to 120 % saturation at 18:00, Fig. 16). This corresponds to a ΔO_2 of 6 mg/l (Fig. 15), accompanied by a very distinct pH rise (from 7.5 to 8.1, Fig 17): despite the limited light availability and the already low temperature, the autotrophic activity was still high at this period.
- Turbidity showed a significant increase at the start of the fill period, followed by a slow return to the initial value (Fig. 18). This is also the case for SPM, although two maximum values were reached at 11:00 and 18:00 respectively, not in phase with the turbidity profile. The same behaviour was observed for chlorophyll *a* and phaeopigments concentrations, which varied in parallel with SPM (Fig. 19), but did not show a strong correlation with the signal of *in situ* fluorescence. This might be due to the difference in depth between the position of multiprobe sensor (turbidity and fluorescence being measured close to the bottom) and that of the sampling tube (closer to the water surface).
- The light extinction coefficient measured at station 8 was stable and in phase with turbidity between 10:00 and 13:00, with observed values close to 3 m^{-1} .

3. May 8th, 2008

- This survey took place during a very sunny day, with incident irradiance approaching the theoretical maximum (Fig. 32). A strong temperature increase (10 C, from 16 to 26 C, Fig. 25) was therefore observed.
- The water level rise reached 30 cm (Fig. 23), accompanied by a slight conductivity increase from 0.98 to 1.03 (Fig. 24). During the drain period, conductivity decreased to less than 0.92 mS/cm, indicating again heavy recirculation within the system.
- Oxygen showed the highest variation ever observed, from a nearly complete depletion at dawn to more than 400% over-saturation at dusk (Fig. 27). This is a concentration difference greater than 30 mg l^{-1} . Accordingly, the high autotrophic activity induced a large pH increase (1.1 units, from 7.8 to 8.9, Fig. 28).
- In contrast with previous surveys characterised by large inflow volume (for example, during the September 2006 and the March 2007 surveys), the turbidity remained very stable throughout the monitored period (Fig. 29). This was also the case for SPM, with the exception of a single, higher value

at 15:00. Chlorophyll *a* fluorescence and pigment concentrations displayed the same stability with only one significantly higher value (Fig. 30).

- The underwater light irradiance signal showed large erratic fluctuations, especially after 16:00 (Fig. 32), which did not allow computing a reliable k_d value, except between 10:00 and 14:00. During this period, k_d values were in the range 2-3 m^{-1} .

Photosynthetic parameters

^{14}C incorporations and sample incubations have been conducted on a total of 11 samples. The resulting P-I curves (productivity vs irradiance) are displayed in Fig. 34 to 44, and the values of the corresponding photosynthetic parameters are synthetised in the following table, where the photosynthetic efficiency α is expressed in $\mu gC.m^2.s/\mu gChl.h.\mu E$ and the maximum specific rate of photosynthesis P_{max}^B is expressed in $\mu gC/\mu gChl h$.

Date/Time	Station	α	P_{max}^B	I_k
05/06/2007 07:13	Inflow	0.0084	(1)	(1)
05/06/2007 14:11	Outflow	0.0118	19.4	1638
05/06/2007 18:10	Tidal lake (Station 8)	0.0060	8.2	1367
01/10/2007 07:35	Inflow	0.0136	21.86	1603
01/10/2007 06:50	Tidal lake (Station 8) before fill	0.0175	20.69	1183
01/10/2007 20:00	Tidal lake (Station 8) after drain	0.0134	(1)	(1)
03/06/2008 17:30	Inflow (max flow)	0.0159	16.71	1050
03/06/2008 22:00	Outflow (max flow)	0.0138	14.12	1025
04/06/2008 01:00	Outflow (seepage)	0.0208	14.42	695
04/06/2008 01:00	Main creek end	0.0258	4.88	189
04/06/2008 01:00	Tidal lake	0.0250	16.59	663

(1) Linear P-I response (over the experimental range) does not allow P_{max}^B nor I_k determination.

Although the number of results is presently too restricted to allow for a detailed interpretation, it can be seen that α was generally in the high range of previously observed (estuarine) values, especially for the June 2008 results. This trend is also noticed for a large majority of P_{max}^B values. Only one sample (Main creek, June 4th 2008) showed a comparatively low P_{max}^B value of 4.88, leading to a saturation irradiance I_k equal to 189 $\mu E m^{-2} s^{-1}$ only. The two other I_k values measured at the same moment are also significantly under 1000. A possible explanation could be that the high irradiance observed during this day (see annex Fig. 32) might have caused a strong chlorophyll *a* deactivation through photo-inhibition, a process that is not observed in the turbid (and deep) estuary, but could play an important role in this less turbid, shallow environment.

10.9.4. Conclusions

Field measurements conducted between June 2007 and June 2008 in the vicinity of station 8 have not confirmed the typical turbidity and SPM dynamics that has been previously observed within the tidal lake, i.e. a steep turbidity increase at the beginning of the inflow, followed by a slow decrease back to the initial values during the drain period.

This behaviour has indeed been observed during one tidal cycle only. The same conclusion can be drawn from k_d observations, which reached only once the previously observed 2 to 6/7 m^{-1} variation range. Lower values of light attenuation coefficient have otherwise been observed. Possible reasons for this change should be investigated taking into account the likely modification of water circulation within the system, due to recent sediment erosion and deposition. New results have however confirmed the very high level of eutrophication of the system, as indicated by the very high oxygen saturation levels that have been observed in June 2008.

10.10. Sedimentatie en erosie

onderzoek uitgevoerd door perceel 3 (W. Vandenbruwaene & S. Temmerman)

Onderzoeksgroep PLG, Universiteit Antwerpen

10.10.1. Methodiek

In het Lippenbroek wordt de sedimentatie-erosie opgevolgd gebruik makende van zowel korte termijn als lange termijn methodes. De korte termijn methode is een meting over 1 eb-vloedcyclus, de lange termijn methode is een meting over meerdere springtij-doodtijcycli.

Sediment traps en siphon samplers worden gebruikt voor metingen gedurende één eb-vloedcyclus. De sediment traps worden uitgelegd op 50 verschillende meetlocaties. Ze meten per locatie de hoeveelheid afgezet sediment. De siphon samplers worden geplaatst in de hoofdgeul en bepalen de gesuspendeerde sedimentconcentratie in de waterkolom bij instroom. Deze twee meetmethodes worden 4-jaarlijks uitgevoerd, tijdens de 13-uursmetingen.

Marker horizons, surface elevation tables en opnames van de geulenmorfologie zijn lange termijn metingen. De marker horizons bepalen de dikte van het sediment afgezet op een duidelijk herkenbare laag en dit voor 25 meetlocaties. Door de beperkte nauwkeurigheid van deze methode worden metingen slechts één maal per jaar uitgevoerd. De surface elevation tables meten elke twee maand heel nauwkeurig de hoogteveranderingen van het sedimentoppervlak voor 10 locaties. Naast sedimentatie kan deze methode dus ook erosie meten, iets wat niet mogelijk is met de marker horizons. Tenslotte wordt ook de ontwikkeling van de geulen opgevolgd gebruik makende van een total station. Voor de hoofd- en zijgeul worden zowel de thalweg als verschillende dwarstransecten opgemeten. Bij de laatste geulcampagne werd ook de thalweg van enkele nieuwgevormde, duidelijk ontwikkelde geulen opgemeten waarbij de geuldiepte als meetcriterium werd gebruikt. Geulmetingen worden jaarlijks uitgevoerd.

Tabel 10.9 geeft een overzicht van de data waarop de verschillende metingen zijn uitgevoerd. Voor een meer gedetailleerde beschrijving van de meetmethodes wordt verwezen naar het OMES eindrapport van 2007 (Maris et al., 2007).

Tabel 10.9 Overzicht van de meetdata voor de verschillende methodes. Elk puntje is een meetcampagne. ST = sediment trap, SS = siphon sampler, SET = surface elevation table, MH = marker horizon en TS = total station (opmeten geulmorfologie)

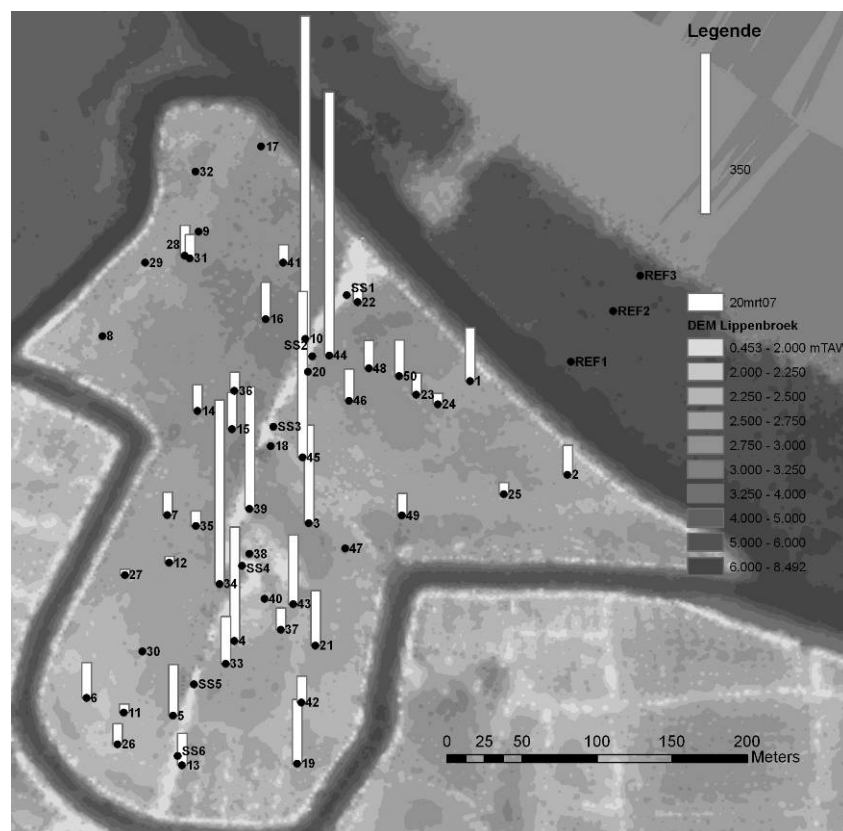
Methodie	ST	SS	SET	MH	TS
Data	• 30 augustus 2006 • 11 september 2006 (13-uurs) • 25 oktober 2006 (13-uurs) • 18 maart 2007 • 20 maart 2007 (13-uurs) • 5 juni 2007 (13-uurs) • 1 oktober 2007 (13-uurs) • 8 mei 2008 (13-uurs) • 3 juni 2008 (13-uurs)	• 30 augustus 2006 • 11 september 2006 (13-uurs) • 18 maart 2007 • 5 juni 2007 (13-uurs) • 1 oktober 2007 (13-uurs) • 8 mei 2008 (13-uurs) • 3 juni 2008 (13-uurs)	• maart 2006 (voor getijdewerking) • 1, 2 juli 2006 • 21, 22 september 2006 • 17, 19, 22 januari 2007 • 5, 7 maart 2007 • 7, 8 mei 2007 • 16, 17 juli 2007 • 18, 19 september 2007 • 30, 31 oktober 2007; 1 november 2007 • 22, 23 januari 2008 • 20, 21 maart 2008 • 26, 27 mei 2008 • 15, 16 juli 2008 • 1, 2, 3 september 2008	• 1, 2 februari 2007 • 18, 19, 21 juli 2007	• 17 februari 2006; 2 maart 2006 (voor getijdewerking) • 9, 10 november 2006; 11, 20, 21 december 2006 • 12 tot 16 november 2007

10.10.2. Resultaten

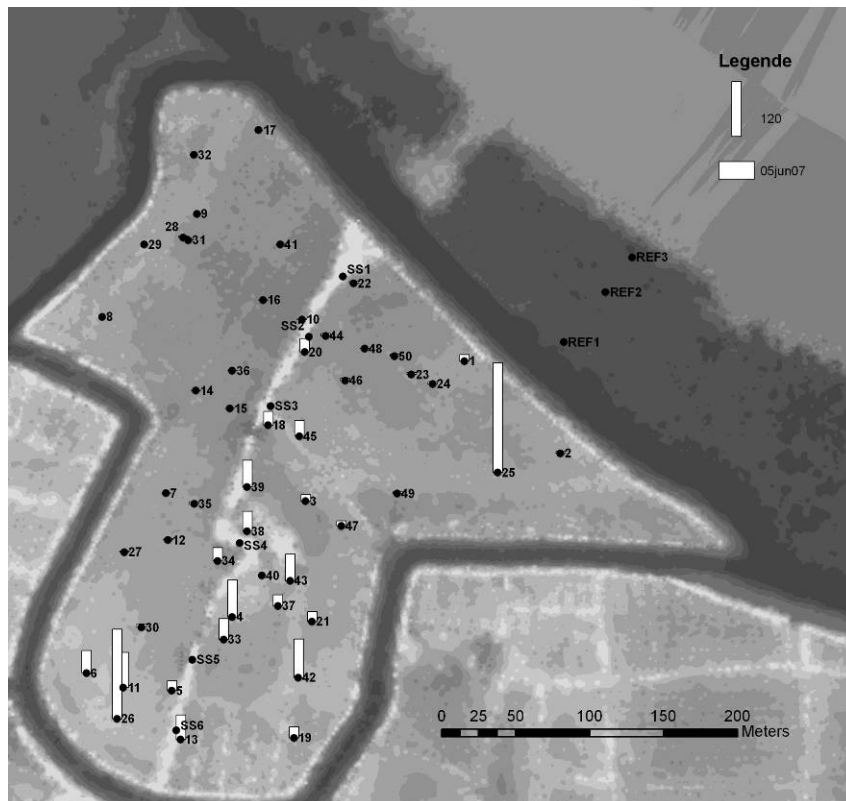
Sedimentatie over één eb-vloedcyclus

Figuur 10.55 tot en met Figuur 3.1 geven een overzicht van de ruimtelijke sedimentatiepatronen over één eb-vloedcyclus. Al deze resultaten zijn bekomen gebruik makende van de vernieuwde sediment-trapmethode. Enkel het sedimentatiepatroon van de meting op 3 juni 2008 is hier niet afgebeeld. Tengevolge van hevige regenval was er een duidelijke onderschatting van de afgezette sedimenthoeveelheden. Resultaten van deze meting zijn wel opgenomen in Tabel 10.10. De resultaten van de oude sediment-trapmethode zijn terug te vinden in het OMES eindrapport van 2007 (Maris et al., 2007). De verschillende ruimtelijke sedimentatiepatronen zijn deze voor een stormtij (Figuur 10.55), twee gemiddelde tijen (Figuur 10.56, Figuur 10.57) en één springtij (Figuur 10.58). Stormtijen zorgen voor afzetting van grote hoeveelheden sediment en enkele typische sedimentatiepatronen (Maris et al., 2007). Voor de overige tijen zijn de afgezette sedimenthoeveelheden beduidend lager. Wat betreft de sedimentatiepatronen zijn er wel enkele verschillen tussen de figuren. Diverse redenen kunnen aangehaald worden ter verklaring van deze verschillen. Getij-amplitude, seizoenale variaties en wijzigingen in overstromingsduur tengevolge van veranderende meetsitehoogte hebben zeker en vast invloed op deze ruimtelijke patronen. Meer metingen zijn nodig om de invloed van deze factoren te achterhalen.

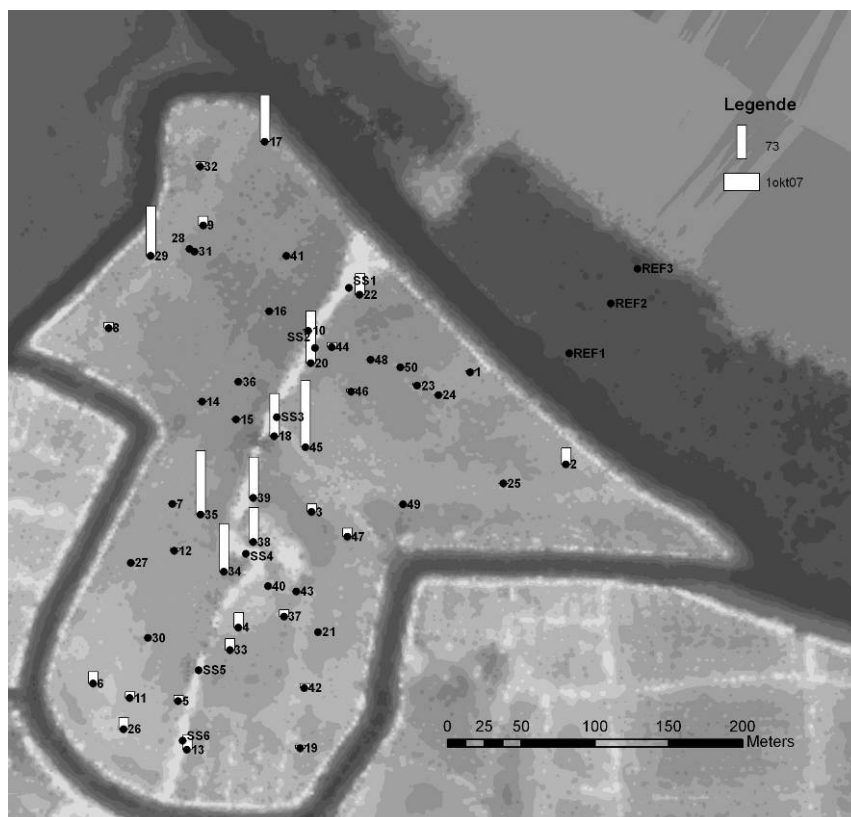
Naast de sediment traps meten siphon samplers eveneens over één eb-vloedcyclus. Figuur 10.59 geeft de resultaten van deze methode weer.



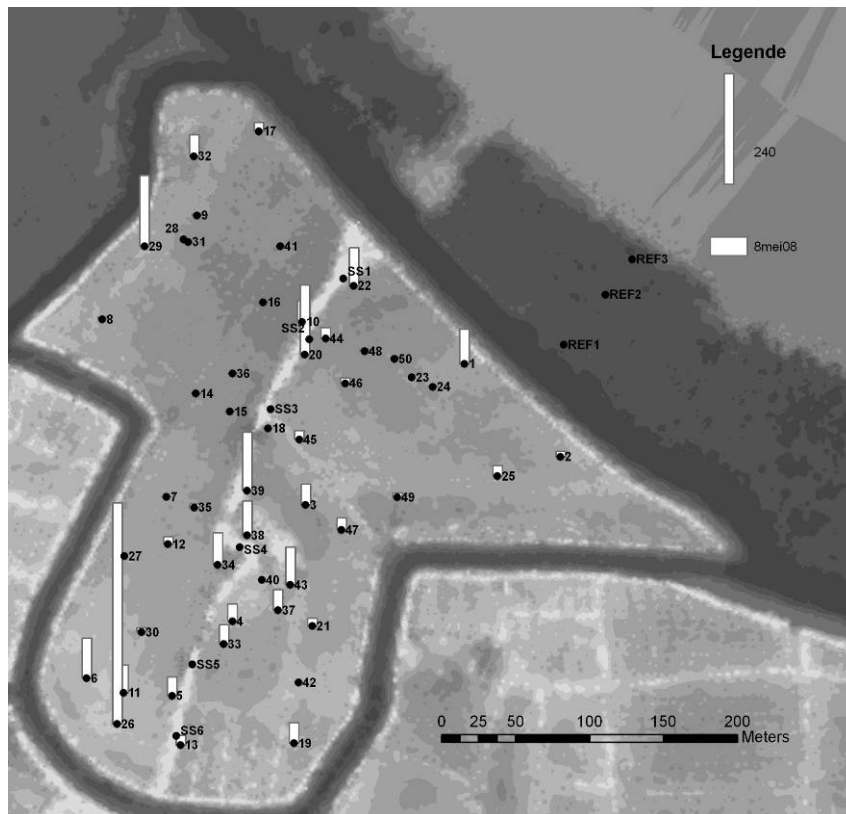
Figuur 10.55 Ruimtelijk sedimentatiepatroon voor het stormtij van 20 maart 2007



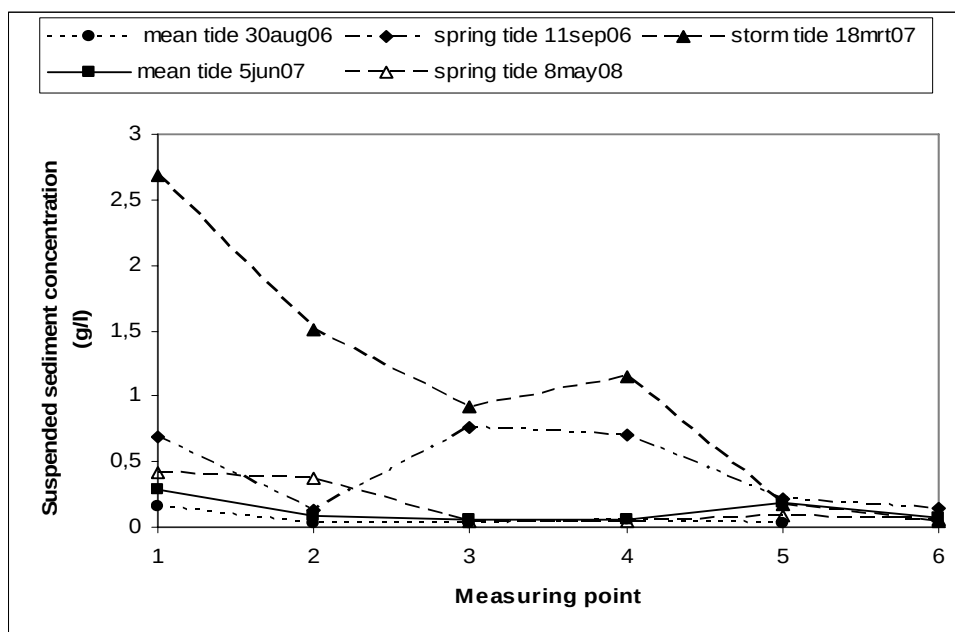
Figuur 10.56 Ruimtelijk sedimentatiepatroon voor het gemiddeld tij van 5 juni 2007



Figuur 10.57 Ruimtelijk sedimentatiepatroon voor het gemiddeld tij van 1 oktober 2007



Figuur 10.58 Ruimtelijk sedimentatiepatroon voor het springtij van 8 mei 2007



Figuur 10.59 Gesuspendeerde sedimentconcentraties tijdens de instroom, gemeten in de hoofdgeul. Meetpunt 1 is het dichtst gelegen bij de inlaatsluis, meetpunt 6 het verst. Figuur toont duidelijke verhoogde sedimentconcentraties bij stormtij.

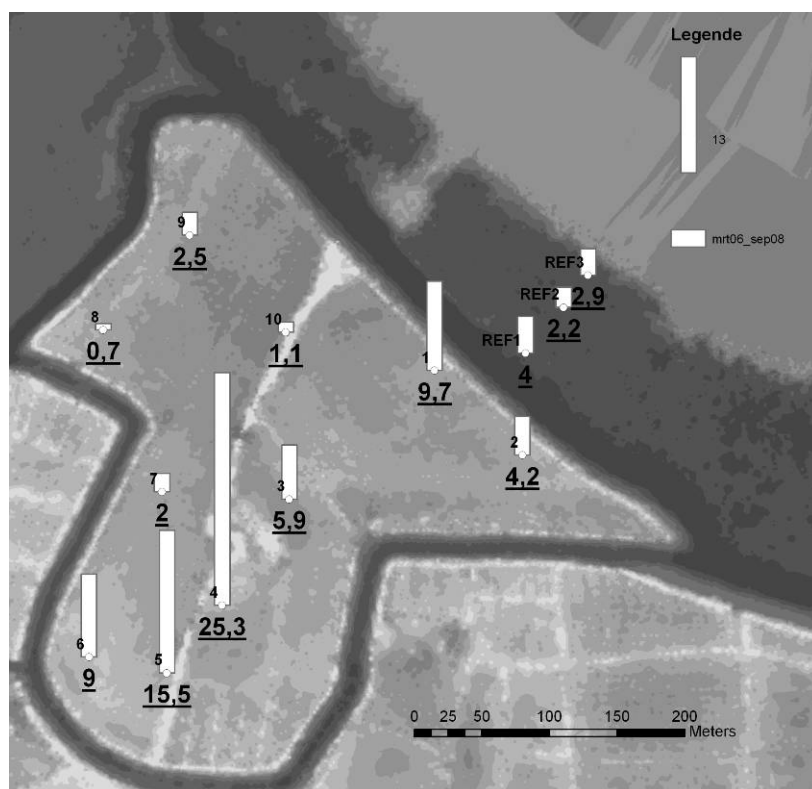
Tabel 10.10 Overzicht van de sediment-trapresultaten (in g/m²/tij) gebruik makende van de vernieuwde methode.

Locatie	20/mrt/07	5/jun/07	1/okt/07	8/mei/08	3/jun/08
1	114,77	13,45	2,82	73,96	16,76
2	62,57	3,63	35,98	11,51	15,43
3	210,26	14,57	18,29	45,09	6,61
4	244,47	79,14	32,40	37,31	16,35
5	109,80	21,65	12,52	40,33	6,23
6	75,91	48,23	26,11	85,95	21,80
7	48,90	0,00	0,38	0,00	0,00
8	411,07	507,78	12,11	3,79	434,10
9	567,72	46,32	19,81	2,98	141,43
10	692,49	1,94	3,03	44,67	6,58
11	18,07	74,80	13,01	58,70	3,75
12	13,77	2,99	5,54	16,05	0,00
13	68,24	52,25	31,65	20,28	2,79
14	55,99	0,00	1,25	0,00	0,00
15	77,88	0,00	0,96	0,00	0,00
16	78,67	0,00	0,00	0,00	0,00
17	454,51	34,92	102,58	18,96	12,83
18	-	29,20	93,27	-	-
19	137,94	23,47	6,59	43,73	7,75
20	-	28,76	114,27	149,58	48,52
21	117,48	20,94	-	16,92	0,96
22	37,46	4,10	46,38	80,87	57,50
23	46,14	4,28	5,78	-	-
24	22,96	4,28	0,00	1,05	0,00
25	25,21	234,73	0,31	22,57	0,00
26	43,53	191,65	26,01	473,88	3,10
27	12,54	2,45	-	-	0,00
28	64,73	3,44	0,00	-	-
29	1274,04	158,82	108,21	151,88	113,00
30	-	7,94	-	9,46	0,00
31	50,13	2,95	0,00	-	-
32	506,29	89,80	9,92	45,87	103,90
33	101,06	44,51	25,13	41,56	0,00
34	394,16	28,27	104,84	68,40	8,11
35	31,31	3,78	139,81	8,41	0,00
36	39,70	0,00	0,62	0,06	0,00
37	46,06	23,27	14,28	44,31	0,00
38	-	42,87	74,79	73,29	79,90
39	261,87	57,73	88,91	125,85	41,82
40	-	-	-	-	-
41	38,50	0,00	0,21	0,00	1,18
42	55,99	82,60	10,03	-	-
43	147,66	56,56	-	80,73	30,32
44	564,75	4,78	9,65	22,91	0,00
45	355,35	33,15	145,52	18,62	2,62
46	67,84	4,45	5,13	10,92	0,00
47	-	10,49	18,52	25,67	0,00
48	59,96	0,00	0,00	3,39	0,00
49	47,53	3,61	0,00	9,40	0,00
50	77,66	4,30	0,00	3,15	0,00

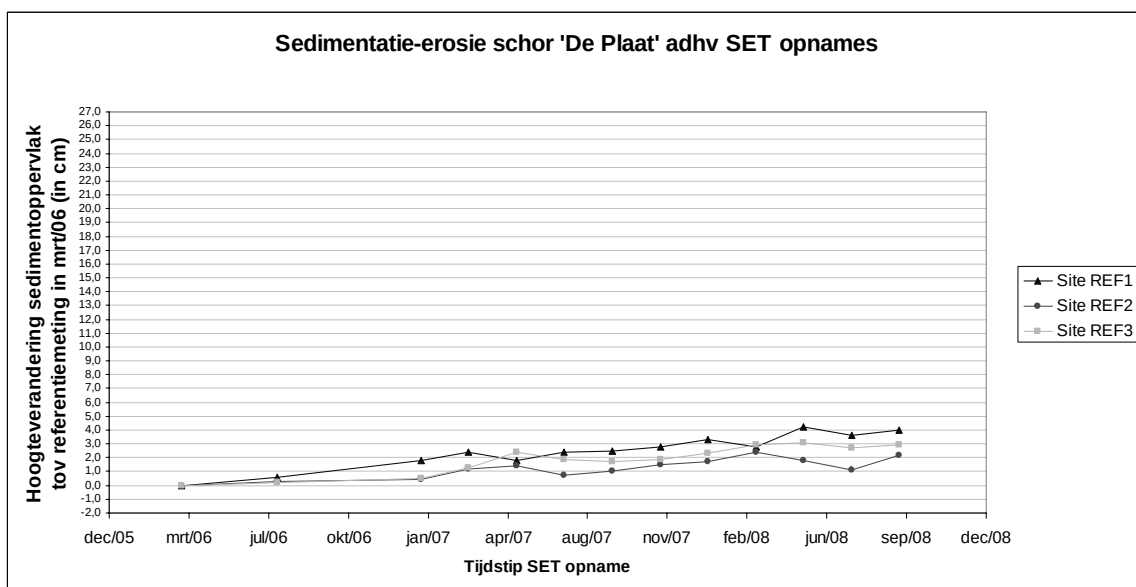
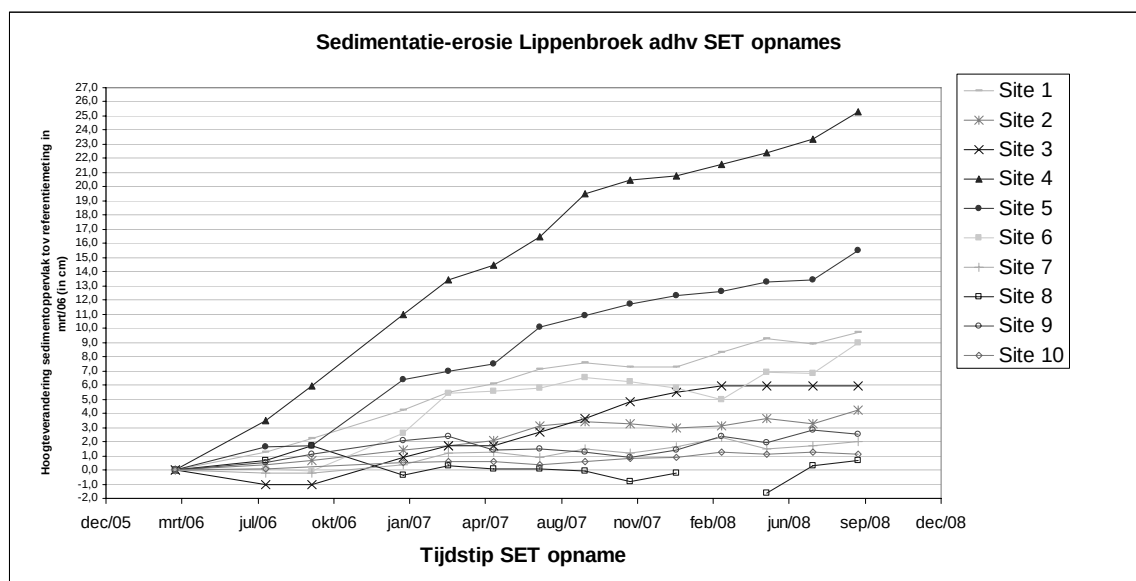
Sedimentatie-erosie op lange termijn

De surface elevation tables meten de hoogteverandering van het sedimentoppervlak wat het gezamenlijke effect is van sedimentatie, erosie en autocompactie. Figuur 10.60

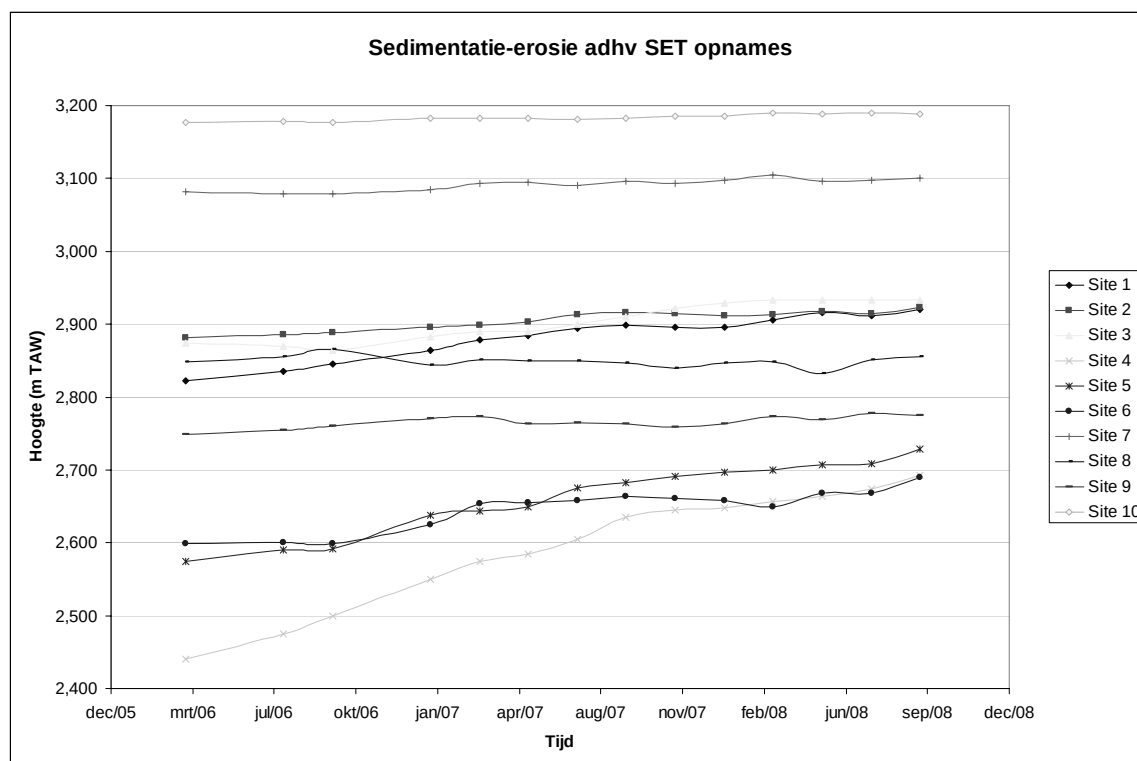
geeft ruimtelijk de hoogteverandering weer tussen maart 2006 (start getijdewerking) en september 2008. De evolutie van de hoogteverandering in de tijd ten opzichte van de referentiemeting in maart 2006 is weergegeven in Figuur 10.61. Dezelfde evolutie wordt waargenomen zoals deze beschreven werd in het OMES eindrapport 2007 (Maris et al., 2007). Sedimentatie blijft duidelijk heel belangrijk voor de laagst gelegen meetlocaties wat resulteert in een toename van de hoogte. Deze relatie tussen hoogteligging en sedimentatie wordt duidelijk geïllustreerd in Figuur 10.62, waar een onderscheid kan worden gemaakt tussen vier types meetsites. De laaggelegen sites 4, 5 en 6 die het meest overstroomd worden, onderhevig zijn aan meer sedimentatie, en in de tijd duidelijk toenemen in hoogte. De sites 1, 2 en 3 met een gemiddelde hoogte, kleinere overstromingsduur maar nog steeds belangrijke sedimentatie. De permanent onder water gelegen sites 8 en 9, die door de isolatie van het waterlichaam slechts weinig sedimentfluxen krijgen, wat resulteert in een beperkte hoogteverandering. En tenslotte de hooggelegen sites 7 en 10 die enkel gedurende springtij beperkt overstroomd worden wat resulteert in bijna geen hoogteverandering. Een belangrijk conclusie van deze waarnemingen is dat de hoogteverschillen tussen de verschillende sites na verloop van tijd meer en meer afnemen.



Figuur 10.60 De hoogteverandering van het sedimentoppervlak voor de verschillende SET meetlocaties tussen maart 2006 en september 2008. De onderlijnde cijfers zijn de hoogteveranderingen, de kleine cijfers de meetlocaties.



Figuur 10.61 De 2-maandelijkse hoogteverandering van de SET locaties in het Lippenbroek (boven) en het nabijgelegen schor 'De Plaat' (onder), geplot ten opzichte van de referentiemeting in maart 2006.



Figuur 10.62 De 2-maandelijks hoogteverandering van de SET locaties in het Lippenbroek, geplot ten opzichte van de absolute hoogte in m TAW.

Naast de surface elevation tables zijn de marker horizons en de geulopmetingen eveneens lange termijn methodes. Deze metingen worden slechts één maal per jaar uitgevoerd. Voor de geulopmetingen is een volgende campagne voorzien in november 2008, voor de marker horizons in februari 2009. Beide resultaten van de tot hertoe uitgevoerde metingen zijn opgenomen in het OMES eindrapport 2007. (Maris et al., 2007).

10.10.3. Referenties

Maris, T., Cox, T., Van Damme, S. en Meire, P. (Red.), 2007. Onderzoek naar de gevolgen van het Sigmaplan, baggeractiviteiten en havenuitbreiding in de zeeschelde op het milieu. Geïntegreerd eindverslag van het onderzoek verricht in 2006-2007. Universiteit Antwerpen, Antwerpen.

10.11. Sediment en Zwevende Stof

Onderzoek uitgevoerd door perceel 3 (Margaret Chen, Stanislas Wartel, Florimond de Smedt & Edward Van den Storme)

Vakgroep Hydrologie en Waterbouwkunde, Vrije Universiteit Brussel

10.11.1. Inleiding

Dit hoofdstuk vormt het tweede luik binnen het onderzoek van perceel 3 te Lippenbroek. De aandacht gaat hier specifiek naar het in- en uitstromende sediment in relatie tot de sedimenten in het estuarium zelf. Hiervoor werden dertienuursmetingen uitgevoerd ter hoogte van de brug over de centrale kreek.

10.11.2. Field measurements of suspended matter

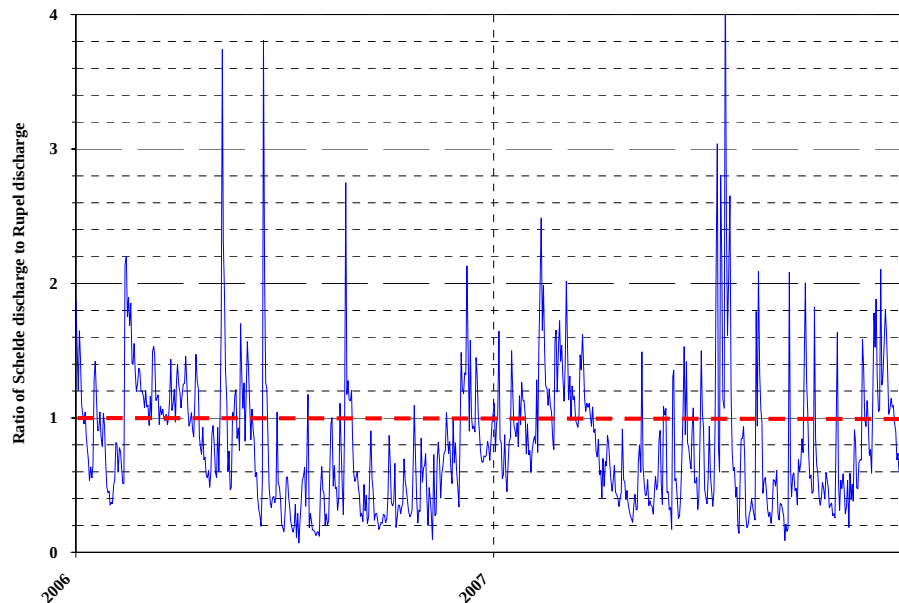
The Lippenbroek area is flooded twice a day. Inflow starts approximately 1 hour before high water in the river (at a tidal height of 4.75 m) and lasts for more than 2 hours. The outflow, through an outlet gate situated beneath the inlet gate, starts when the tidal height is below 3.5 m in the river and lasts for more than 4 hours. During inflow, suspended matter is transported from the river into the Lippenbroek area. Part of it settles on the marsh surface resulting in a decreasing storage capacity of the area. In order to understand this sedimentation process knowledge is required from the sediment movement in the river in front of the inlet gate, through the in- and outlet gates, and in the Lippenbroek area itself. This part of the parcel 3 deals with the movement of sediments both in the Schelde in front of the Lippenbroek area and through the main creek that crosses the Lippenbroek area from northeast to southwest (Figuur 10.65). The sampling site is located on a bridge (bridge 1, near sample 1 (Figuur 10.65)).

Tabel 10.11 Overview of full tide measurements in the Lippenbroek area with indication of tidal range and discharges of the upper Schelde at Melle for the days of measuring. Note: na = not available. Data of tide and river discharge by courtesy of E. Taverniers, Flanders Hydraulics Research, Antwerp.

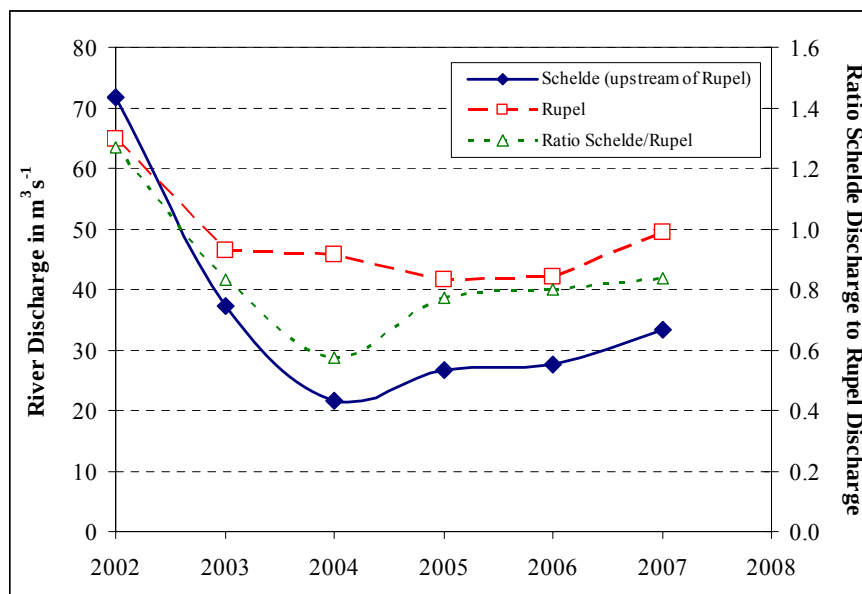
date	bridge		Schelde		creek	tidal range	river discharge (Melle) m ³ .s ⁻¹	
	1	2	L	R		m	1 day	7 days
16-05-2006	✓	✓				5.92	9.3	31.5
03-07-2006	✓		✓			5.35	9.5	6.6
11-09-2006	✓					6.21	4.7	6.5
25-10-2006	✓		✓		✓	5.89	19.3	13.5
21-03-2007	✓					6.63	81.8	49.8
05-06-2007	✓		✓	✓		5.56	5.0	14.7
01-10-2007	✓		✓			5.90	47.5	22.4
08-05-2008	✓		✓			na	na	na

Tabel 10.11 lists the measuring campaigns in the Lippenbroek area. For the period June, 2007 to June 2008, two full tide measurements were performed. The river discharge of the Schelde is presented in Figuur 10.63. It can be noticed that during the period 2006-2007 the discharge of the Schelde at Schelle was often not more than 30 to 50% of the discharge of the Rupel (Figuur 10.63). The relatively low discharges from the Schelde

basin have been recorded since 2004, and increased slightly between 2005 and 2007 (Figuur 10.64).



Figuur 10.63 Ratio between the river discharge of the river Schelde at Schelle and of the river Rupel at Boom. Data by courtesy of E. Taverniers, Flanders Hydraulics, Antwerpen.



Figuur 10.64 River discharges of the Schelde (upstream of the Rupel), the Rupel, and Schelde to Rupel discharge ratio between 2002 and 2007.

Measurements on October 10, 2007

The measurements started at 7:00¹ and ended at 19:00 (Figuur 10.66, Figuur 10.67). High water in the Schelde occurred at 7:25 and at 19:40 respectively, low water occurred at 14:50 (Figuur 10.66). The water started entering the Lippenbroek around 7:16. The

¹ Time is given in MET and when applicable in daylight saving time.

water velocity increased rapidly from 0 to 0.60 m.s^{-1} at 8:15 and then decreased to zero at 10:30. After a slack lasting less than one hour the outflow started around 11:00. The current increased rapidly to a maximum of approximately 0.25 m.s^{-1} which lasted for more than one hour before dropped progressively to zero at 17:00.

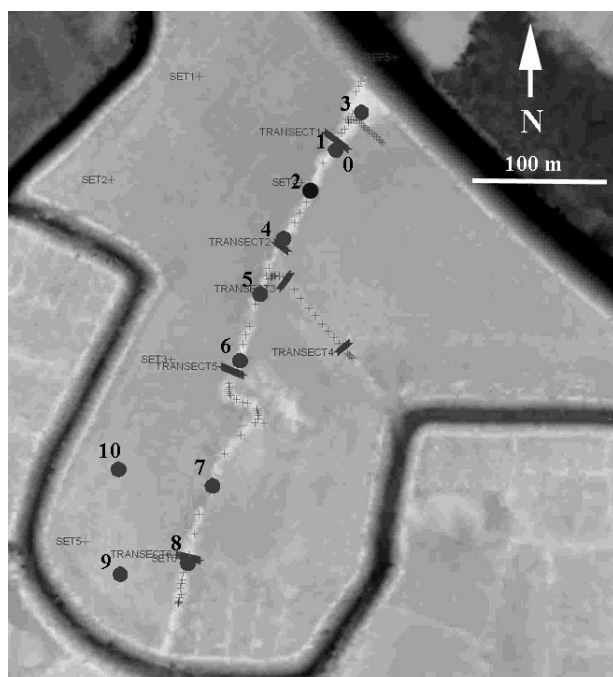
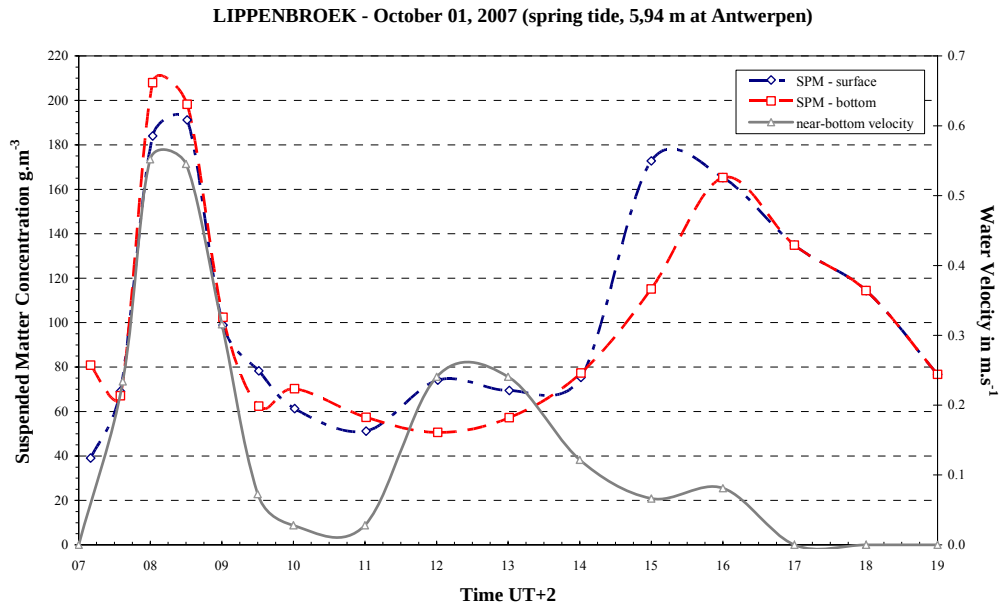


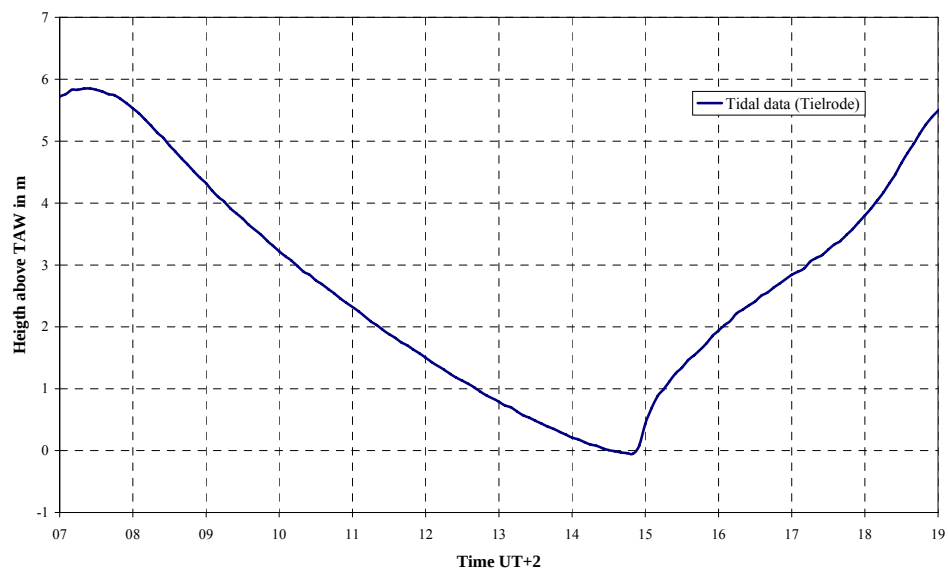
Figure 10.65 Location of the bottom samples of the main creek. Bridge 1 is located at site 1.

The suspended matter concentration (SMC) near the surface followed the evolution of current velocity during the inflow period (flood), and settled fast with the decreasing water velocity. The SMC remained low (around 60 g m^{-3}) for almost two hours after the outflow started. Obviously, comparing to the in flowing situation, the out flowing current is relatively weak, and also not strong enough to erode the bottom sediments. The observed increase in SMC may result from erosion of superficial freshly deposited sediment on the marsh. This can also explain the higher SMC near the surface (180 g m^{-3}) than near the bottom (160 g m^{-3}).

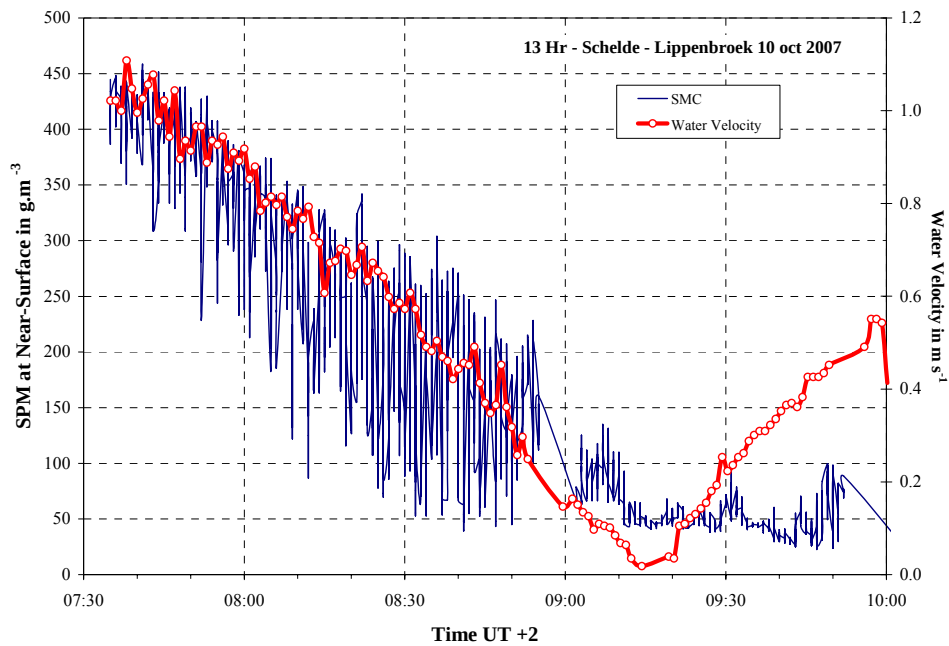
Suspended matter and water velocity were also measured in front of the inlet sluice in the river Schelde during the inflow period (Figure 10.68). It can be noticed that at the moment that the inflow started the SMC was very high (exceeding 400 g m^{-3}) and decreased rapidly with the decreasing current velocity. However, after the slack of ebb tide, though the water velocity increased, the SMC remained low (around 50 g m^{-3}).



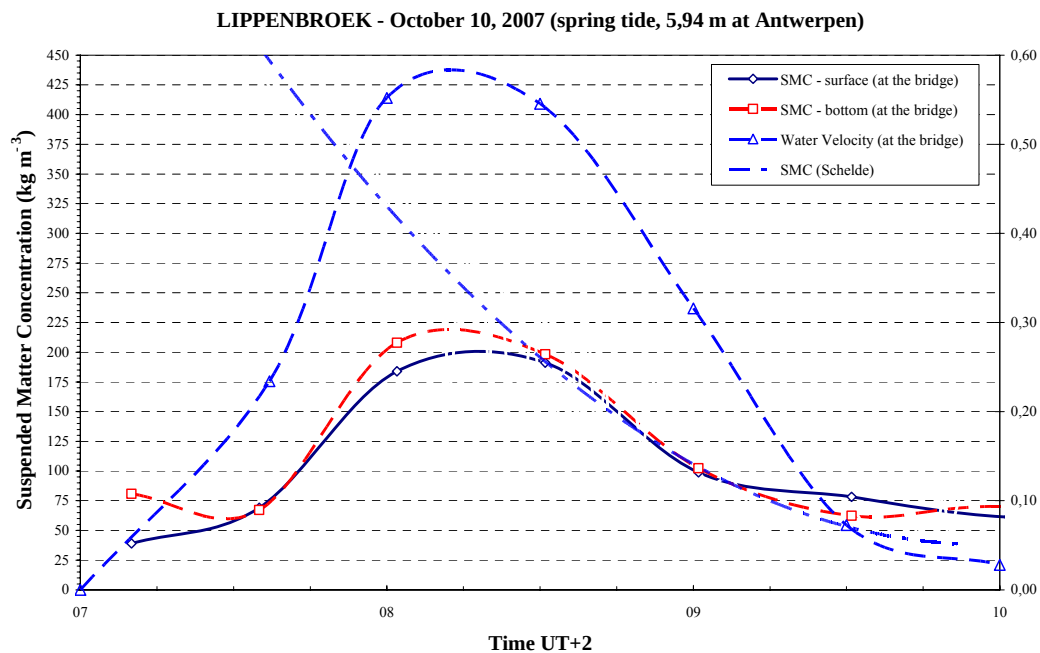
Figuur 10.66 Water velocity and suspended matter concentration at bridge 1.



Figuur 10.67 Tidal height in the river near the Lippembroek area. Tidal station Tielrode, data by courtesy of E. Taverniers, Flanders Hydraulics, Antwerpen.



Figuur 10.68 Suspended matter concentration and water velocity in the near surface water of the river Schelde in front of the inlet of Lippenbroek during the inflow period



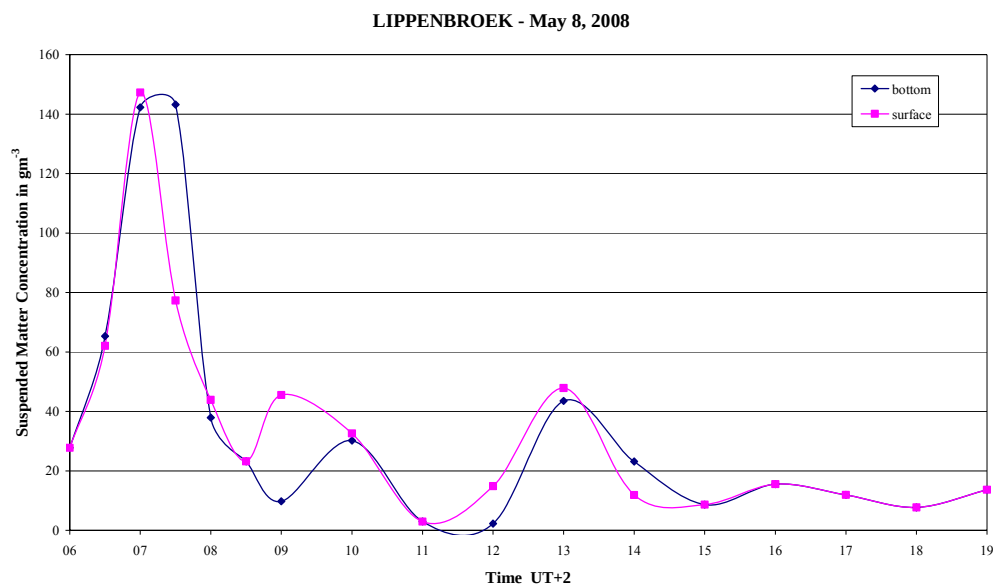
Figuur 10.69 Comparison of SMC in the river Schelde and in the Lippenbroek.

It is clearly shown on the **Figuur 10.69** that the SMC values at the surface and at the bottom near the bridge were initially much lower than the SMC near the surface in the river Schelde. However, the SMC near the bridge increased with the inflowing water velocity reaching maximum around 8:00 and having very close value as the SMC in the river Schelde. After the peak period, both the SMC and flow velocity decreased rapidly.

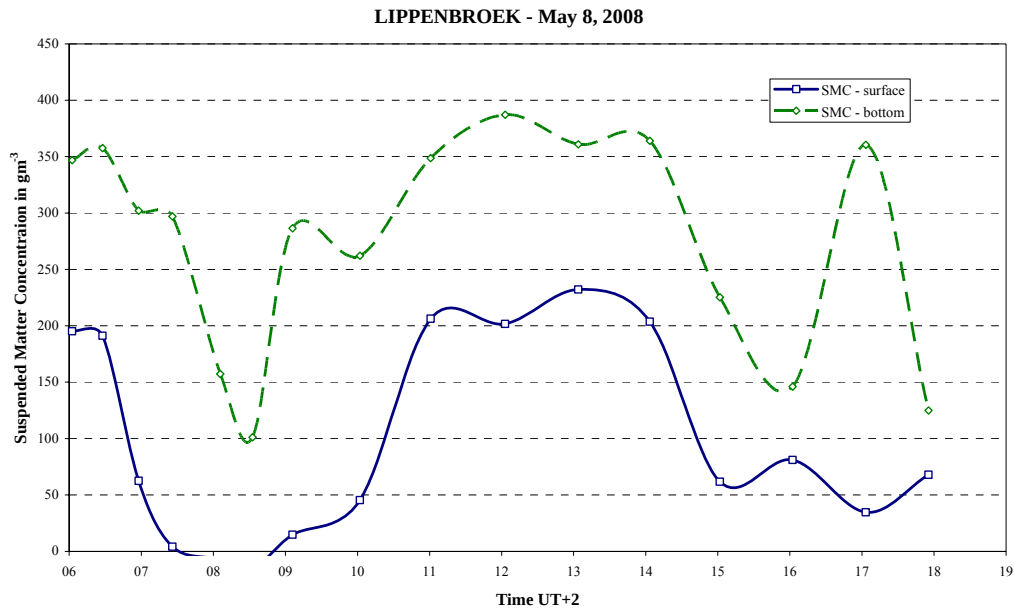
Measurements on May 8, 2008

The measurement campaign of May 8, 2008, started at 6:00 and ended at 19:00 (Figuur 10.70). When the inflow started, the SMC was very low, below 10 g m^{-3} . It increased rapidly to a maximum of 150 g m^{-3} around 7:00 for a short time. It then decreased progressively to approximately 20 g m^{-3} remaining low till the outflow at around 12:00. During the outflow the SMC increased to approximately 40 g m^{-3} at 13:00 and then decreased to below 10 g m^{-3} and remained stable till the next inflow at around 19:00.

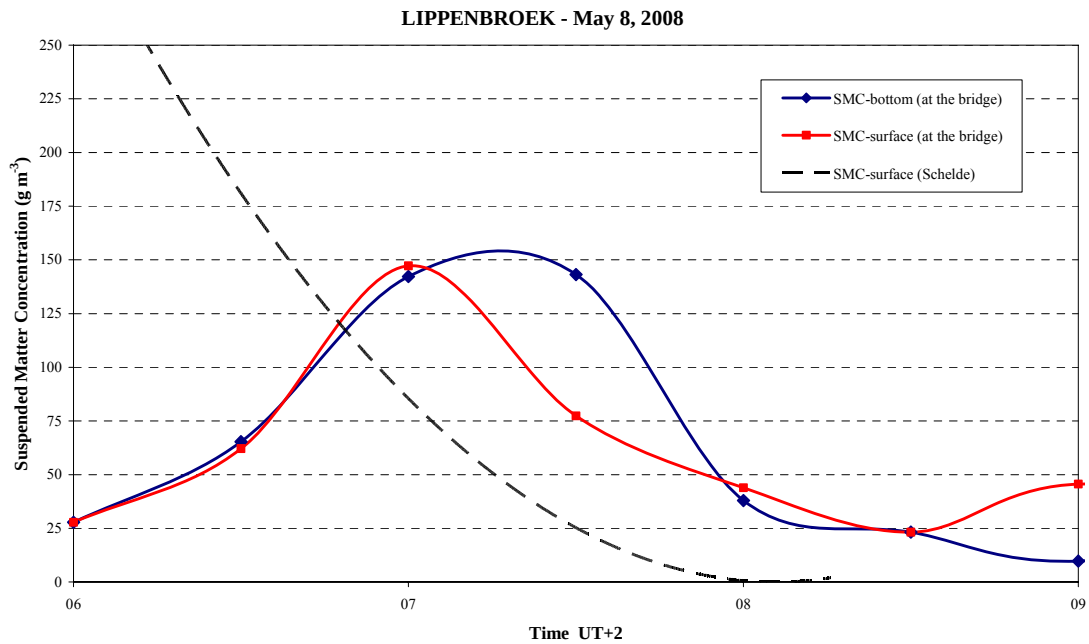
During this tidal cycle measurement, the SMC was also measured in the river Schelde in front of the tidal creek leading to the inlet gate (Figuur 10.71). During the inflow period (06:00 till 8:30) the SMC near the surface dropped from 300 g m^{-3} to very low values. It can be noticed that the SMC in the creek increased very fast during the inflow and reached more or less the same value as in the Schelde around 7:00. After that the SMC in the creek decreased although less rapidly than in the river Schelde.



Figuur 10.70 Suspended matter concentration near the surface and near the bottom in the Lippembroek.



Figuur 10.71 Near surface and near-bottom suspended matter concentrations in the river Schelde in front of the inlet gate to the Lippenbroek area.



Figuur 10.72 Comparison of SMC in the river Schelde and in the Lippenbroek.

It is observed that the SMC near the bridge increased with the inflowing water reaching a maximum around 7:00 and then decreased rapidly (Figure 10). Near the bottom the high SMC values remained for a longer period than near the surface. It can also be observed that the SMC near the bridge was initially much lower than the SMC near the surface in the river Schelde but came to a very close value as in the river Schelde when it was at its maximum (around 7:00). The same process was observed in previous measurements on October 10, 2007.

10.11.3. Analyses of suspended matter physical properties

The suspended matter was sampled in the Schelde river up- and downstream of the Lippenbroek area, in the Rupel river, in front of the inlet of Lippenbroek, in the in- and outlet gates, and also during in- and outflow through the main creek.

Tabel 10.12 Average values of suspended matter physical compositions (FP = first percentile).

Location	FP µm	median µm	sand (>63µm)	silt (63-16µm)	silt (16-2µm)	clay (<2µm)	sil/clay ratio
Upper estuary	128	2	6	10	30	54	0.7
Middle estuary	116	3	5	17	34	44	1.2
Rupel	169	3	9	19	31	41	1.2
Schelde-Lippenbroek surface	167	2	6	8	27	58	0.7
Schelde-Lippenbroek bottom	137	3	8	14	29	50	0.9
Inlet gate	223	7	14	22	24	40	1.3
Outlet gate	181	5	13	9	18	61	1.0
Creek inflow	241	2	7	13	28	52	0.8
Creek outflow	184	2	6	13	30	51	0.9

A summary of the average values of suspended matter physical compositions is given in the Tabel 10.12 Average values of suspended matter physical compositions (FP = first percentile). All suspended matter samples analyzed are composed of very fine sediments with high clay content (more than 40%). The silt to clay ratio varies between 0.7 and 1.2 indicating that both fractions occur in more or less equal proportions. A more silt-rich sediment is observed in the Rupel and middle estuary (silt-clay ratio 1.2). Overall, the sand content is very low (<9 %), except near the in- and outlet gates where higher values are observed. The coarsest sediment observed (FP = first percentile) differs between the Schelde sediments and those in the Lippenbroek. In the Schelde the coarse sediments ranging between 116 and 167 µm are observed. However, much coarser sediments occur in the in- and outlet gates as well as in the creek of the Lippenbroek. Moreover, much coarser sediments occur during inflow around (220 - 240 µm) than during outflow (around 180 µm). It can also be observed that the inflowing sediment contains relatively a bit more silt than the out flowing sediment.

10.12. Zware metalen in Lippenbroek

10.12.1. Inleiding

Bij de realisatie en inrichting van gecontroleerde overstromingsgebieden dient de vraag gesteld te worden in hoeverre de aanwezige contaminanten de beoogde natuurontwikkeling kunnen hypothekeren. In de lijst van contaminanten zijn zware metalen niet te verwaarlozen.

Lozingen en atmosferische input door de industrie en watertoevoer verrijkt met metalen afkomstig van verkeer en bemeste landbouwgronden leidden tot hogere concentraties aan zware metalen in de waterkolom doorheen de geschiedenis (Regnier & Wollast, 1993). Door strengere normen en controles verbeterde de waterkwaliteit de laatste decennia. Toch blijft, door de jarenlange sedimentatie op slikken en schorren, het gecontamineerde verleden hier aanwezig. De kwaliteit van het sediment in het bovenstrooms gedeelte van de Zeeschelde scoort nog steeds zeer slecht op biologisch, ecotoxicologisch en fysicochemische criteria (de Deckere et al., 2002). Verschillende studies hebben aangetoond dat de schorren langs de Schelde sterk gecontamineerd zijn met zware metalen (Bayens, 1988; Teuchies et al. 2008). Door bevoeiing van ingepolderde gebieden met gecontamineerd Scheldewater zijn ook hier concentraties aan metalen antropogeen verhoogd. Om het ecologische risico van de zware metalen te kunnen inschatten is het, eerder dan het totale gehalte, de biobeschikbare fractie die van belang is.

De biobeschikbaarheid van zware metalen in het sediment is gecorreleerd met de concentratie in het poriënwater (Ankley et al., 1991; Hall 1996). Deze wordt bepaald door verschillende chemische processen zoals adsorptie-desorptie, oplossen-precipiteren, diffusie en microbiële degradatie (Masscheleyn et al., 1990). Het optreden van deze processen wordt voornamelijk bepaald door evenwichtsconstanten welke op hun beurt worden beïnvloed door de zuurtegraad, de redoxpotentiaal, de korrelgrootteverdeling, de cation exchange capacity, het gehalte organisch materiaal, de saliniteit, het gehalte CaCO_3 en de microbiële activiteit (Gambrell, 1994).

Het overstromingsregime kan een belangrijke invloed hebben op deze bodemvariabelen en bijgevolg op de metaal beschikbaarheid. Vermits GGG's verbonden zijn aan een specifiek overstromingsregime, afwijkend van de natuurlijke overstromingsgebieden, is het belangrijk de invloed op de metaalspeciatie na te gaan.

Daarnaast is inzicht in de interactie tussen metalen en de plantengroei onontbeerlijk. Opname van metalen door planten kan enerzijds toxische effecten veroorzaken in de plant zelf en anderzijds via bioaccumulatie hoge gehalten aan metalen in hogere trofische niveaus tot gevolg hebben. Bovendien kan de vegetatie bodem pH, redoxpotentiaal, sedimentatiepatronen en input van organisch materiaal significant beïnvloeden en zo metaal beschikbaarheid veranderen.

10.12.2. Lippenbroek als metaal Source of Sink?

Bij de inrichting van overstromingsgebieden in poldergebieden kunnen volgende vragen rijzen:

1. Zullen waardevolle, ongecontamineerde polders worden vervuild door inundatie met metaal gecontamineerd Scheldewater?

2. Of zullen metalen in de gecontamineerde polders terug gemobiliseerd worden en het Scheldewater aanrijken?

10.12.3. Lippenbroek: metalen in het oppervlaktewater.

Om metaaltransport in en uit het Lippenbroek na te gaan werd tijdens verschillende 13 uur metingen de metaalconcentratie gemeten (met een ICP-MS) in het oppervlaktewater dat de sluis passeert. Met de gegevens van de water massabalans van het Waterbouwkundig Laboratorium kon ook de import en export massabalans van metalen worden berekend.

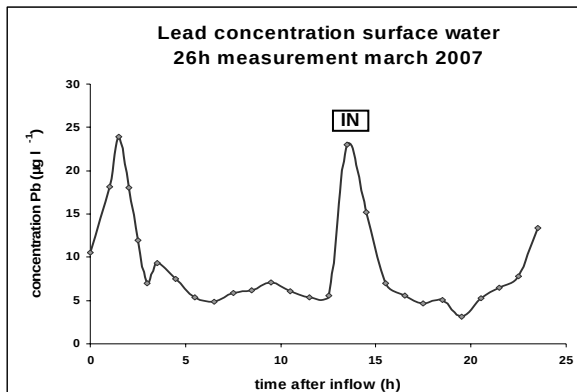


Figure 10.73. Lead surface water concentrations. Water samples were taken near the inflow and outflow sluice during 2 tidal cycles in March 2007. IN = time of inflow; OUT = time of

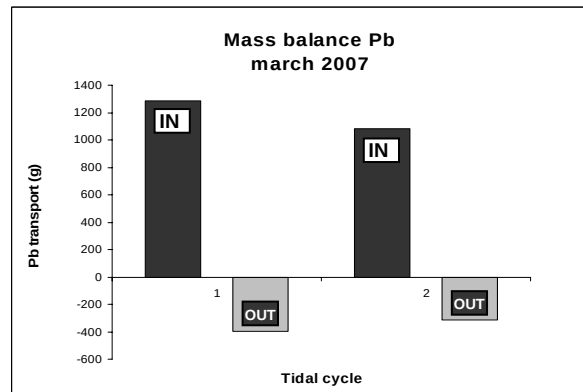
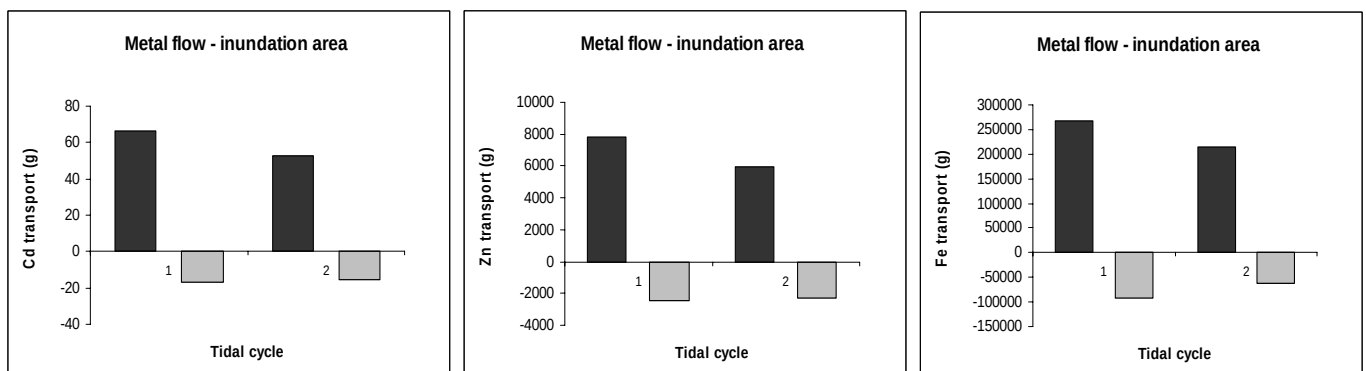


Figure 10.74. Lead Mass balance. Lead transported in and out the 10 ha large controlled inundation area. Calculations based on water concentrations and the water mass balance.

Tijdens de springtij van Maart 2007 stroomde er meer dan 75 000 m³ (eerste tijdcyclus) en 60 000 m³ (tweede tijdcyclus) het Lippenbroek binnen. Lood concentraties in het inkomende water tot 25 µg l⁻¹ zijn hoger dan de concentraties in het uitgaande water (max. 13 µg l⁻¹). Dit wijst op metaaldepositie in het GGG gebied Lippenbroek (Fig. 10.73). Tijdens de twee gemeten tijdcycli blijft er netto 1660 g lood achter in het 10 ha groot gebied (Fig. 10.74).



Figuur 10.75 Massa balans voor Cd, Zn en Fe. Totaal aan metalen getransporteerd in en uit het Lippenbroek gedurende twee tijdcycli in maart 2007.

Ook voor Cd, Zn en Fe trad het Lippenbroek op als een sink tijdens de gemeten springtij cycli in maart 2007 (Fig. 10.75). Sedimentatie van suspended solids met geassocieerde metalen had als gevolg dat er tijdens de opgemeten 26 uur 87 g cadmium, 9 kg zink en 329 kg ijzer in het gebied werden afgezet. Grote hoeveelheden

zware metalen die zich in het oppervlaktewater van de Schelde bevinden zullen dus tijdens een springtij achter blijven in het GGG Lippenbroek.

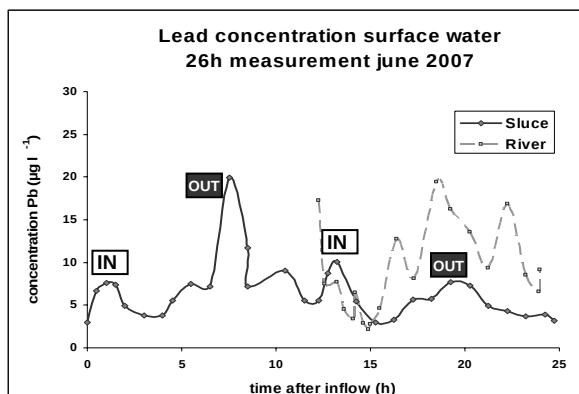


Figure 10.76. Lead surface water concentrations. Water samples were taken near the inflow and outflow sluice during 2 tidal cycles in June 2007. IN = time of inflow; OUT = time of

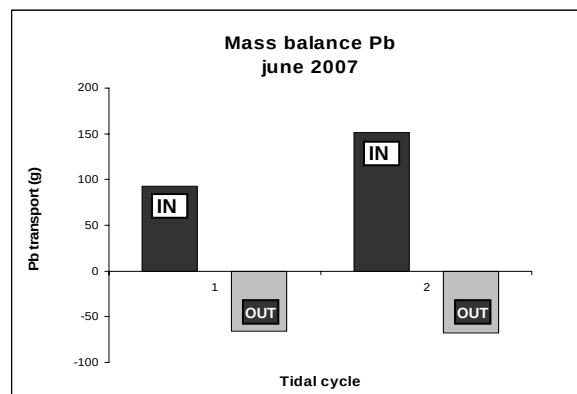


Figure 10.77. Lead Mass balance. Lead transported in and out the 10 ha large controlled inundation area. Calculations based on water concentrations and the water mass balance.

Tijdens een doottij cyclus in juni stroomde er gemiddeld 15 000 m³ oppervlaktewater het Lippenbroek binnen. Anders dan bij de metingen in maart (Fig.10.73) zijn de concentraties aan lood in de uitstroom groter dan in het instromende water (Fig. 10.76). De hoge concentraties werden echter gemeten in het ‘seepage’, het laatste uitsijpelende water. Dit wil zeggen dat deze concentraties geen groot effect gaan hebben op de massabalans. Dus ook tijdens dit doot tij zal het Lippenbroek optreden als metaal sink.

Tijdens de het tweede getij werden er ook metaalconcentraties gemeten van het Schelde oppervlaktewater. De concentratie lood gemeten in aan de sluis en in de Schelde zijn ongeveer gelijk tijdens instroom. Tijdens uitstroom is de loodconcentratie in de Schelde hoger dan aan de sluis. Uitstromend water van het Lippenbroek zal de Schelde dus niet extra contamineren met metalen op dat moment.

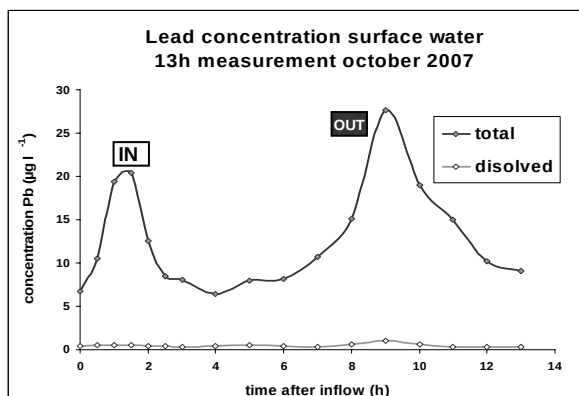


Figure 10.78. Lead surface water concentration. Samples were taken near the inflow and outflow sluice during 1 tidal cycle in October 2007. IN = time of inflow; OUT = time of

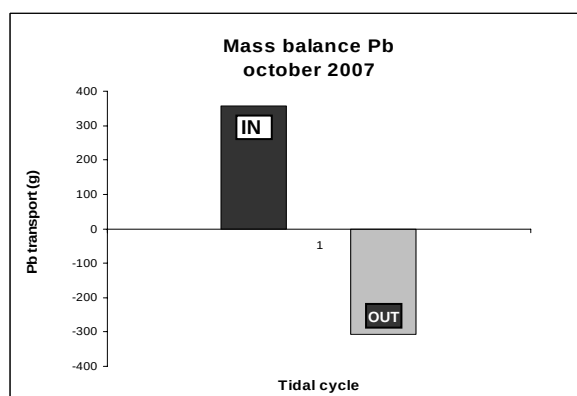
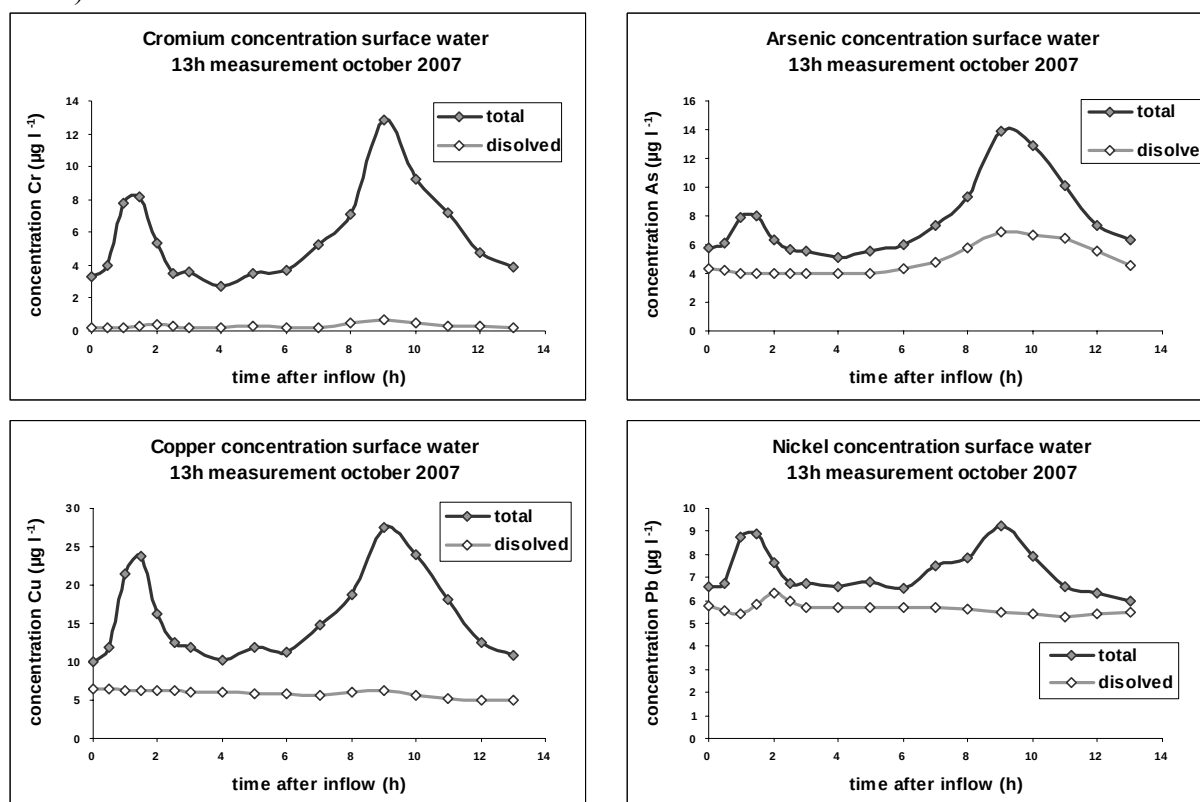


Figure 10.79. Lead Mass balance. Lead transported in and out the 10 ha large controlled inundation area. Calculations based on water concentrations and the water mass balance.

Ook tijdens de het getij in oktober 2007 (ongeveer 20 000 m³) overstijgt de concentratie lood in de outflow deze van de inflow (Fig. 10.78) Om de zelfde reden als hierboven beschreven zal het Lippenbroek toch als metaal sink optreden en is er

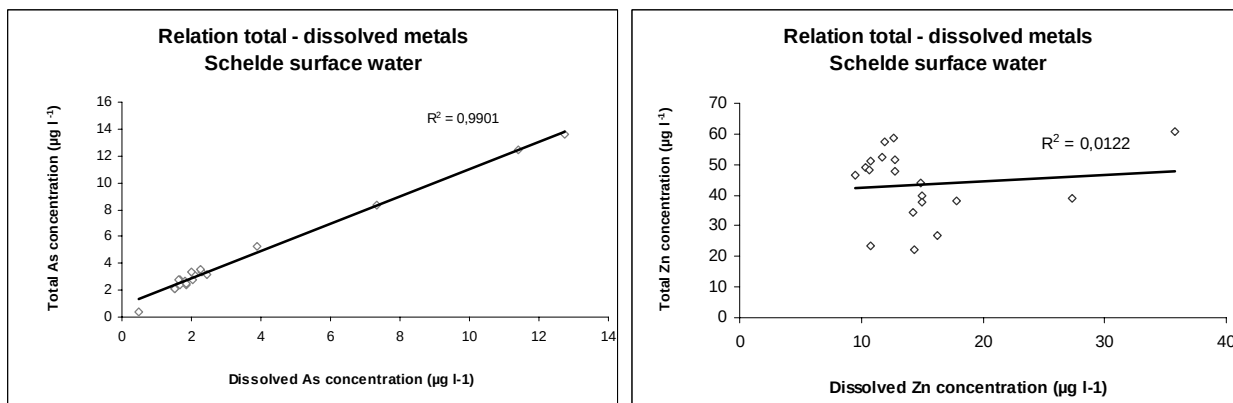
netto 50 g lood depositie. De fractie aan opgelost lood in het oppervlakte water is zeer klein t.o.v. het totale gehalte (Fig. 10.78).

De patronen van de concentraties tijdens een getij zijn voor de meeste metalen zeer gelijkend. Enkel de verhouding opgeloste – totaal gehalte metalen verschilt sterk (Fig. 10.80).



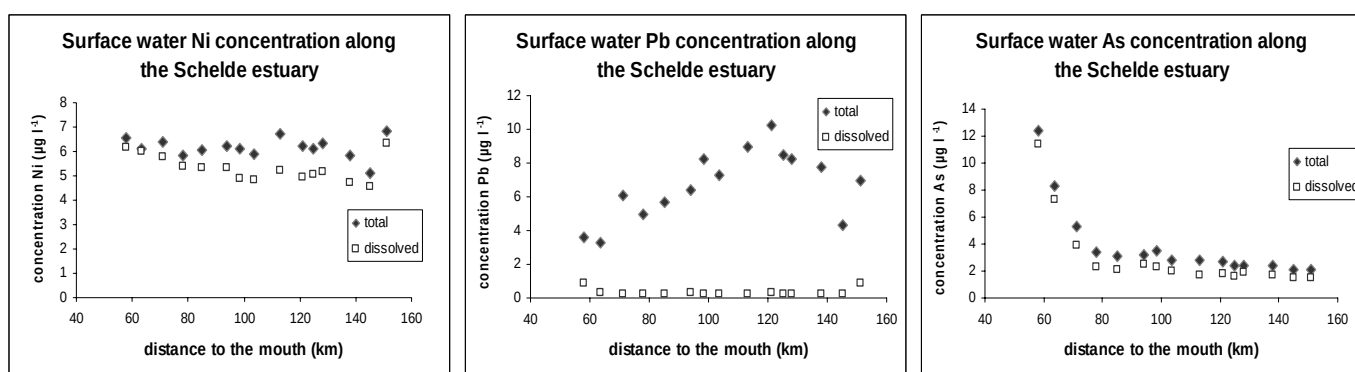
Figuur 10.80: Concentraties metalen in het oppervlaktewater gemeten tijdens de 13h in oktober 2007. Totale gehalten en opgeloste gehalten zijn weergegeven.

Op de OMES boottochten werden metaalgehalten gemeten in het oppervlaktewater doorheen het estuarium (Fig. 10.81). Net als in het Lippenbroek verschilt de verhouding opgeloste t.o.v. totale metaal concentraties tussen verschillende metalen. Het gehalte aan opgelost arseen is doorheen het estuarium ongeveer gelijk aan het totale arseen gehalte (Fig. 10.81). Voor zink is er echter geen verband tussen opgeloste en totale fractie (Fig. 10.81).



Figuur 10.81. Het verband tussen totaal en opgeloste gehalten arseen en zink doorheen het Schelde estuarium.

De concentratie metalen varieert doorheen het estuarium en patronen verschillen tussen de gemeten metalen (Fig. 10.82). De concentratie Nikkel varieert weinig tussen het brakke water aan de grens België - Nederland en verder stroomopwaarts tot aan de sluis in Gent. Verschillen tussen opgelost en totaal Nikkel zijn klein en variëren niet doorheen het estuarium. Lood concentraties zijn lager aan de Belgisch Nederlandse grens en aan de sluis in Gent en vertonen een maximum aan Dendermonde. Dit zelfde patroon vinden we terug bij ijzer, mangaan en chroom. De opgeloste gehalten van deze metalen zijn overal in het estuarium zeer laag. Het totale en opgeloste gehalte arseen verschilt weinig en neemt toe naar de monding van de Schelde (net als koper, niet getoond).



Figuur 10.82. Totaal en opgeloste gehalte zink, lood en nikkel in functie van afstand tot de monding van de Schelde (Vlissingen). Stalen werden genomen van de Belgisch Nederlandse grens tot aan de sluis in Gent.

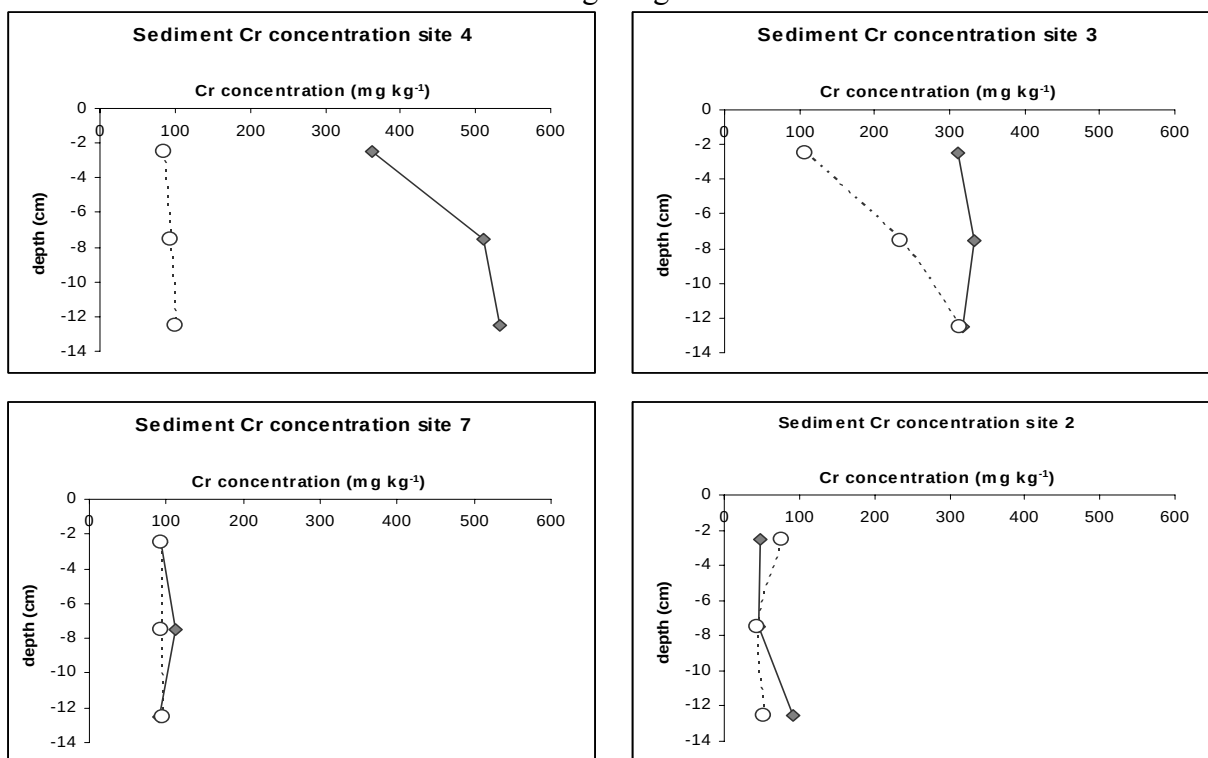
10.12.4. Lippenbroek: grondwater en sediment.

Tabel 10.13. Concentraties aan nutriënten, kationen, pH en conductiviteit in het grondwater van 9 verschillende plekken verspreid in het Lippenbroek.

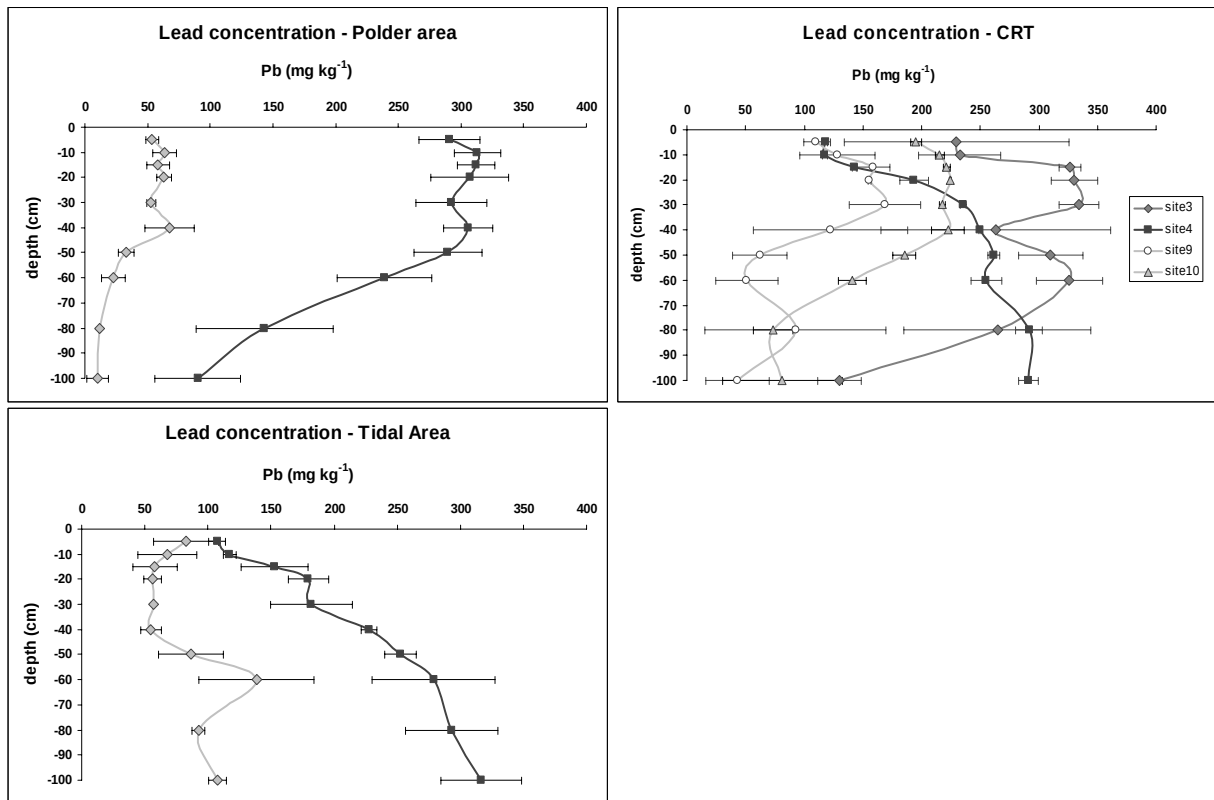
site	NO ₂ ⁻ +NO ₃ ⁻	NH ₄ ⁺	PO ₄ ³⁻	HCO ₃ ⁻	SO ₄ ²⁻	Cl ⁻	pH	Conductiv.	Na	K	Ca	Mg	Fe
eenheid	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l		µs/cm	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
1	0.17	1.5	<0,02	562	35	144	7.35	1345	44.1	1.9	235	14	17.4
2	1.5	0.09	0.07	382	70	131	7.65	1105	56.3	3.3	163	13.3	0.27
3	2.7	2.3	0.04	332	69	115	7.85	1025	52.2	3.8	144	12.1	0.15
4	2.6	16.8	0.06	529	15	114	8.05	1220	55.1	6.4	169	15.0	1.07
5	0.28	4.2	0.11	379	90	89	7.85	1030	68.5	1.7	137	11.4	0.06
6	0.07	0.91	0.15	454	57	27	7.60	855	50.6	1.5	130	12.3	3.49
7	0.09	0.36	0.04	468	82	153	7.60	1355	62.1	1.0	221	13.3	3.04
8	0.10	0.59	0.10	410	72	141	8.05	1220	62.7	1.2	198	13.6	0.04
9	0.16	0.16	0.05	482	45	100	7.70	1110	50.8	1.7	186	10.6	0.90

In het Lippenbroek werden metaalgehalten gemeten in de sedimentlagen 0-5cm, 5-10 cm en 15-20 cm (figuur 10.83). Chroom concentraties in sedimenten van site 3 en 4 liggen boven 300 mg kg⁻¹ begin 2006. Vanaf het in werking treden van het GGG zorgde een snelle sedimentatie met slib met een lagere contaminatie met zware metalen voor een verlaging van de chroom concentraties in de oppervlaktelagen van deze sites. Dit effect is meer uitgesproken in site 4, de laagste site in het Lippenbroek waar er veel sedimentatie plaats vindt. Vermist de concentratie chroom in site 7 al

voor de GGG implementatie ongeveer 100 mg kg^{-1} bedroeg, gelijk aan de nieuwe afgezette sedimenten, zal de concentratie op deze plek niet veranderen. Begin 2006 zijn de concentraties chroom lager dan 50 mg kg^{-1} in site 2. In deze site werd door sedimentatie de concentratie aan chroom in de bovenste bodemlaag de verhoogd. Door de hogere hoogteligging van site 2 (vergeleken met site 3 en 4) worden er weinig sedimenten afgezet en zal de concentratie traag veranderen. Door inundatie van het Lippenbroek en bijgevolg sedimentatie van suspended solids zullen metaalgehalten in de bovenste bodemlaag over heel het gebied evolueren naar dezelfde concentraties gelijk aan concentraties in buitendijkse schorren (Fig. 10.84). Voor enkele locaties in het Lippenbroek heeft dit een verhoging van de concentraties tot gevolg (zie site 2, figuur 10.83). Voor de meeste plaatsen gaat het over een verlaging van de metaalconcentratie in de bovenste bodemlagen (Fig 10.84). De contaminatiegraad van de polders is afhankelijk van de inpolderinggeschiedenis. Inpoldering voor ernstige vervuiling van de Schelde leidde tot onvervuilde poldergebieden (Fig 10.84). Bemesten van polders door bevoeiing met gecontamineerd Scheldewater heeft bodemlagen aangerijkt met zware metalen tot gevolg gehad. Deze metalen bevinden zich meestal nog steeds in de bovenste bodemlaag (Fig 10.84). GGG implementatie in gecontamineerde polders zal metaalconcentraties in de bovenste bodemlaag verlagen. Inundatie van polders die nooit met metaal gecontamineerd Scheldewater zijn bevoeid zal echter een verhoging van de metaal concentratie in de bodem tot gevolg hebben.



Figuur 10.83. Chroom gehalten (totaal) in het sediment in sites 4, 3, 7 en 2 op diepten 0-5 cm; 5-10 cm en 10-15 cm. Waarden gemeten in lente 2006 (◆) en in lente 2008 (○).



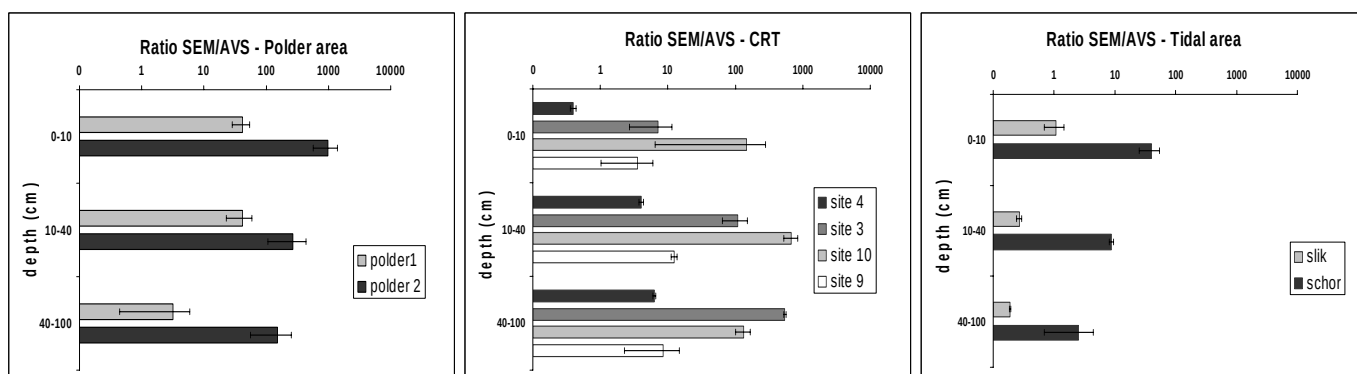
Figuur 10.84. Concentratie lood in de bodem tot 100 cm diepte in het Lippenbroek (CRT), 2 verschillende aangrenzende polders en een buitendijks slik (◇) en schor (■).

10.12.5. Lippenbroek: metaal beschikbaarheid.

Van de sedimenten genomen in het Lippenbroek, de polders en slik en schor (Fig. 10.84) werd de ratio SEM/AVS berekend. AVS (acid volatile sulphides) is het gehalte aan sulfiden in de bodem welke precipiteren met metalen. SEM (simultaneously extracted metals) is het gehalte aan metalen vrijgekomen bij de sulfide extractie welke kunnen precipiteren met deze sulfiden onder lage redoxpotentiaal. Een SEM/AVS ratio kleiner dan 1 betekend een overmaat aan sulfiden die onder bepaalde omstandigheden met aanwezige metalen kunnen precipiteren waarbij de biobeschikbaarheid afneemt.

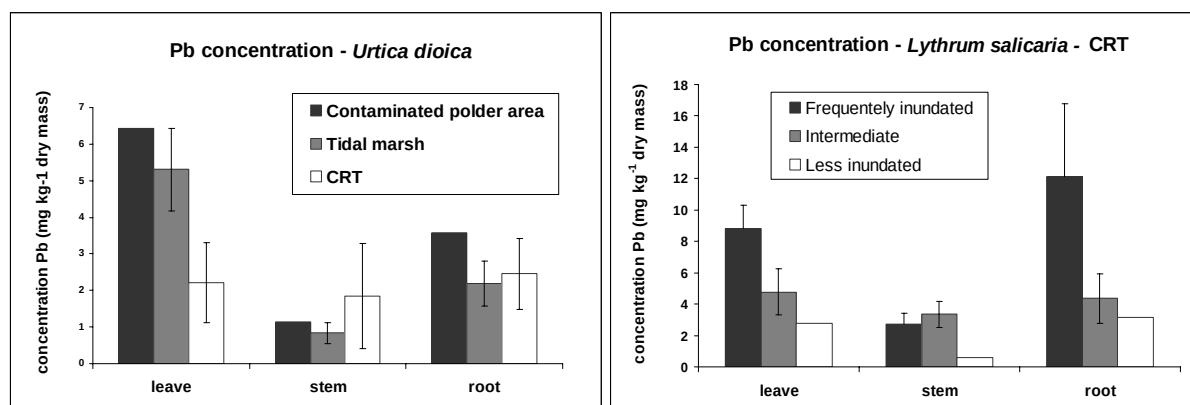
In polderbodems worden, door een hoge redoxpotentiaal, zelfs tot op en diepte van 1 meter geen sulfiden gevormd. De hoge SEM/AVS ratio kan wijzen op een hoge metaal biobeschikbaarheid in de bodem (Fig. 10.85). Hier kunnen echter ook hydroxiden neerslaan met metalen en zo de beschikbaarheid verkleinen. Door inundatie van slikken en schorren is de redoxpotentiaal hier lager dan in de polders. Sulfiden worden gevormd en slaan neer met metalen. Hoe dieper in de bodem hoe lager de redoxpotentiaal en hoe meer sulfiden er worden gevormd. Lagere

metaalgehalten en hogere sulfide gehalten in het slik hebben een SEM/AVS ratio lager dan 1 tot gevolg over de gehele diepte (Fig. 10.85). CRT implementatie had na 1 jaar inundatie in het Lippenbroek sulfiden vorming tot gevolg. Enkel in de laagst gelegen site 4 is de SEM/AVS ratio kleiner dan 1. Voor 3 van de 4 gemeten sites is de SEM/AVS ratio in het Lippenbroek in de bovenste 10 cm lager dan in het schor (Fig. 10.85).



Figuur 10.85. SEM/AVS ratio voor bodem in 2 aangrenzende polders, 4 sites in het Lippenbroek (CRT) en in een buitendijks slik en schor gebied (tidal area).

Concentraties aan metalen in Brandnetel (*Urtica dioica*) zijn verschillend voor de verschillende gebieden (Fig. 10.86). Ook binnen het Lippenbroek werden verschillende concentraties lood gemeten in kattestaart (*Lythrum salicaria*) op verschillende plaatsen. Verder onderzoek moet uitwijzen of dit te wijten is aan totale gehalten in de bodem of aan verschillen in biobeschikbaarheid.



Figuur 10.86. Concentratie lood in brandnetels (*Urtica dioica*) uit de gecontamineerde polder, het schor en het CRT Lippenbroek. Concentratie lood in kattestaart (*Lythrum salicaria*) voor 3 verschillende sites in het Lippenbroek met een verschillend overstromingsregime.

10.13. Vis

Visbemonstering valt buiten het bestek van Omes. Nochtans is een van de doelstellingen van een GGG het creëren van habitat voor vis. Overstromingsgebieden zouden vooral voor eurytope en reofiele B soorten -soorten die in sommige levensstadia gebonden zijn aan zijwateren die permanent in verbinding staan met de rivier- een belangrijke meerwaarde kunnen betekenen (Maes et al. 2005 b). Daar een vispopulatie zowel op wijzigingen in de habitatstructuur als op veranderingen van waterkwaliteit reageert (Karr, 1981, Maes et al. 2005a), zijn vissen een interessante indicatorgroep om natuurherstelmaatregelen te evalueren.

In Lippenbroek werd daarom een vismonitoring uitgevoerd door INBO (Jan Breine), in samenwerking met Universiteit Antwerpen, Onderzoeksgroep ecosysteembeheer. Dit hoofdstuk is gebaseerd op het onderzoek van INBO en de publicatie van Simoens et al. (2007).

10.13.1. Inleiding (bron: Simoens et al., 2007)

Bij hoge waterstanden in het voorjaar fungeren ondergelopen overstromingsvlaktes langs het estuarium als paaihabitat voor vissen (Maes et al. 2005a). Door de aanleg en verhoging van dijken is de verbinding tussen de bedding en deze natuurlijke overstromingsgebieden echter verbroken. Gedurende de voorbije 100 jaar waren ook watervervuiling, inpolderingen en baggerwerken verantwoordelijk voor een verregaande verslechtering van de ecologische toestand van de Zeeschelde (Meire et al. 1992). Deze ingrepen en in mindere mate ook overbevissing hebben gezorgd voor een sterke achteruitgang van het eens zo rijke visbestand in de Zeeschelde (Vrielynck et al. 2003). Na een absoluut dieptepunt in de jaren '70, gaat het terug de goede kant op. Door een doorgedreven afvalwaterzuivering, is de waterkwaliteit van de Schelde merkbaar verbeterd (Soetaert et al. 2006). Sinds begin maart 2007 is ook het waterzuiveringsstation van Brussel-Noord operationeel en wordt het afvalwater van de hoofdstad gezuiverd alvorens het in de Zenne en vervolgens in de Schelde belandt. De voorbije jaren zijn er ook grote inspanningen geleverd voor de verbetering van de morfologie van het estuarium (Van den Neucker et al. in voorbereiding). Uit verschillende studies is gebleken dat ruimte voor water een belangrijke factor is voor zowel de veiligheid als voor de natuurlijkheid van het systeem (Van den Bergh et al. 2005). In dit kader zijn verschillende ontpolderingen uitgevoerd die moeten leiden tot een gedeeltelijk herstel van het schor- en slikareaal.

10.13.2. Resultaten (bron: Simoens et al., 2007)

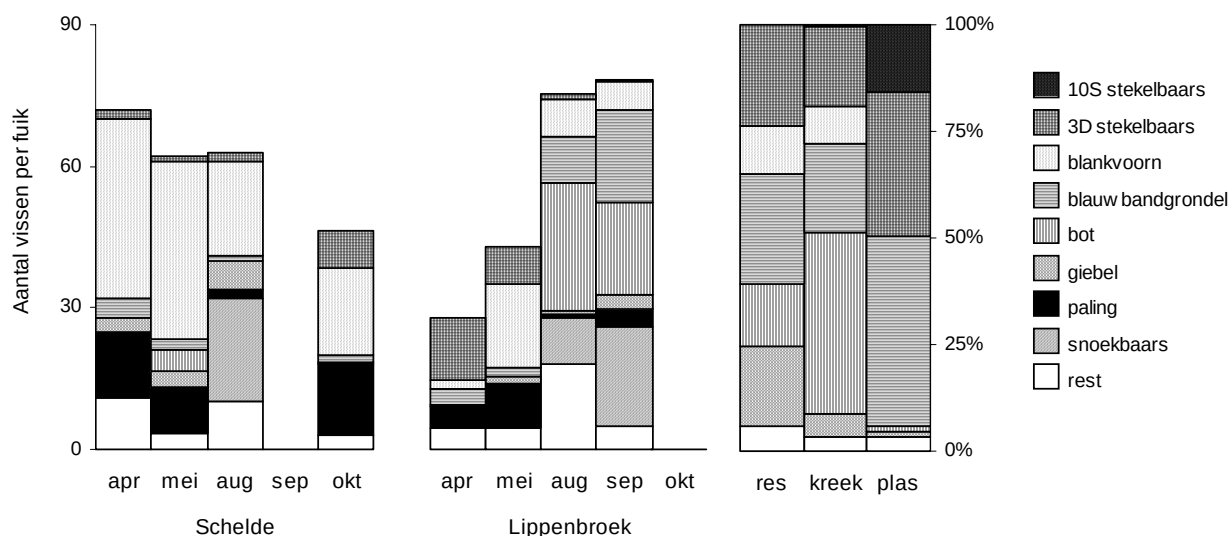
Vóór de omvorming van het Lippenbroek tot GOG-GGG werden zeven soorten in het gebied waargenomen. Vijf soorten kwamen voor in lage densiteiten: driedoornige stekelbaars, tiendoornige stekelbaars, bittervoorn, blauwbandgrondel en bot. Van blankvoorn en rietvoorn werd slechts één enkel exemplaar gevangen (visdatabank UA - onderzoeksgroep ecosysteembeheer). Momenteel is het soortenaantal sterk toegenomen. Tijdens de duur van het onderzoek werden 17 vissoorten gevangen, waarvan 15 in de Schelde en 14 in het Lippenbroek (Tabel 10.14). Behalve tiendoornige stekelbaars en zonnebaars werden alle soorten die in de polder gevangen werden ook aangetroffen in de fuiken in de Schelde. Met uitzondering van snoek en kolblei werden alle soorten uit de Schelde ook in het Lippenbroek aangetroffen. Blankvoorn werd relatief meer gevangen in de Schelde, terwijl bot, blauwbandgrondel en driedoornige stekelbaars abundanter waren in het overstromingsgebied (Figuur 10.87). In het Lippenbroek zijn duidelijke

seizoensfluctuaties merkbaar. De totale abundantie van vissen in het Lippenbroek is het hoogst in de zomer, wat voornamelijk te wijten is aan grote aantallen juveniele vis. De diversiteit in de polder is het hoogst in de diepere permanente wateren (reservoir en kreek). De visgemeenschap in deze zones wordt gedomineerd door bot, blauwbandgrondel, driedoornige stekelbaars, gibel en blankvoorn. Snoekbaars wordt enkel in de zomer aangetroffen. Daarnaast wordt een sterk afwijkende visgemeenschap in de plas aangetroffen. Hier worden hoge densiteiten waargenomen van driedoornige stekelbaars, blauwbandgrondel en tiendoornige stekelbaars. In het ondiepe water van de polder worden typische pioniersoorten aangetroffen die weinig eisen stellen aan de habitat en zich vrij snel kunnen reproduceren. In april 2007 werden hier postlarvale stekelbaars en juveniele blauwbandgrondel aangetroffen, wat erop wijst dat deze soorten het ondiepe, snel opwarmende water als paaizone gebruiken. In de kreek werden tijdens deze afwisseling grote aantallen postlarvale botjes gevangen. Bot plant zich voort voor de kust in de Noordzee, waarna de pas ontloken larven op zoek naar voedsel en hogere temperaturen de estuaria intrekken. Hun aanwezigheid in het overstromingsgebied toont aan dat het Lippenbroek fungeert als opgroeigebied voor deze soort.

Hoewel weinig karper werd aangetroffen bij de bemonsteringen in het Lippenbroek, wordt de soort toch frequent waargenomen in het gebied. Karpers werden al foeragerend waargenomen gedurende springtij, bij waterstanden van 50cm en meer. Ook bij gemiddelde getijden wordt het ondergelopen deel door vissen gebruikt als foerageergebied. Uit de dieetanalyse van paling (niet gepubliceerde data onderzoeksgroep ecosysteembeheer, pers. mededeling C. Van Liefferinge) blijkt dat deze soort foerageert in de ondergelopen polder, maar toch zelden of nooit wordt waargenomen in de plas. Deze waarnemingen duiden er op dat vele vissen zich bij opkomend water over de polder verspreiden, maar zich bij inwatering concentreren in de dieper gelegen trajecten (centrale kreek en het reservoir).

Tabel 10.14. Overzicht van de vissoorten die tijdens de staalnames in 2006 en 2007 werden aangetroffen in de Schelde en het Lippenbroek. IN en UIT verwijst naar de aanwezigheid van de soorten in de fuiken die respectievelijk de immigratie en emigratie van vissen bemonsteren. De inwaartse migratie werd verder opgesplitst in de migratie via de uitwateringssluizen (us) en de inwateringssluizen (is).

Nederlandse benaming	Wetenschappelijke benaming	Schelde	Lippenbroek	IN		UIT
				us	is	
1. Baars	<i>Perca fluviatilis</i>	x	x	x		x
2. Bittervoorn	<i>Rhodeus sericeus</i>	x	x	x		x
3. Blankvoorn	<i>Rutilus rutilus</i>	x	x	x		x
4. Blauwbandgrondel	<i>Pseudorasbora parva</i>	x	x	x		x
5. Bot	<i>Platichthys flesus</i>	x	x			x
6. Brakwatergrondel	<i>Pomatoschistus microps</i>	x	x			
7. Brasem	<i>Abramis brama</i>	x	x	x	x	
8. Driedoornige stekelbaars	<i>Gasterosteus aculeatus</i>	x	x	x	x	x
9. Gibel	<i>Carassius gibelio</i>	x	x	x		x
10. Karper	<i>Cyprinus carpio</i>	x	x			x
11. Kolblei	<i>Blicca bjoerkna</i>	x				
12. Paling	<i>Anguilla anguilla</i>	x	x	x		
13. Rietvoorn	<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	x	x			
14. Snoek	<i>Esox lucius</i>	x				
15. Snoekbaars	<i>Sander lucioperca</i>	x	x			x
16. Tiendoornige stekelbaars	<i>Pungitius pungitius</i>		x			
17. Zonnebaars	<i>Lepomis gibbosus</i>		x			



Figuur 10.87. (Links) Aantal vissen per fuik in het Lippenbroek en in de Schelde voor de belangrijkste soorten in 2006. Er werden geen fuikstalen genomen in september in de Schelde en in oktober in het Lippenbroek. (Rechts) Relatieve abundantie van de belangrijkste soorten in het Lippenbroek. De vissen werden gevangen met een elektrisch vistorstelsel.

Vorige resultaten hebben reeds aangetoond dat alle soorten die in de Schelde voorkomen ook in het broek aanwezig zijn, waaruit afgeleid kan worden dat inwaartse migratie mogelijk is. Om na te gaan hoe de vissen van en naar het gebied migreren werd de migratie van vissen door de in- en uitwateringssluizen met hokfinken onderzocht. De resultaten tonen aan dat de samenstelling van de migrerende soorten grotendeels overeen komt met de soortensamenstelling in dezelfde periode in het overstromingsgebied. Dit resulteerde bv. in grotere aantallen emigrerende baarzen en blankvoorns in de zomer in de finken aan de uitwatering. Via de inwateringssluizen werd weinig vis gevangen en het betrof steeds kleine soorten (driedoornige stekelbaars) of juvenielen (brasem). Deze migratie kan geïnterpreteerd worden als een passieve migratie, waarbij de vissen waarschijnlijk door het hoge debiet met de stroom meegevoerd worden. Deze migratieroute is voor vissen niet ideaal omdat ze van grote hoogte op een betonnen plaat met een dunne waterfilm terecht komen en vervolgens met een hoge snelheid in het reservoir belanden. Het aantal immigrerende soorten die aan de uitwateringssluizen gevangen werd was duidelijk groter dan aan de inwateringssluizen. Aan de uitwateringssluizen werd voornamelijk immigrerende bittervoorn, blankvoorn, paling en blauwbandgrondel gevangen. Uit de resultaten blijkt dat ook vóór de aanvang van het leeglopen van het broek reeds vissen via de uitwateringssluizen vanuit de Schelde naar het Lippenbroek migreren. Dit wijst erop dat de vissen ook zonder lokstroom vanuit de polder de weg naar het overstromingsgebied vinden. In februari 2007 werden enkel driedoornige stekelbaarzen in de finken aangetroffen, wat hoogstwaarschijnlijk de jaarlijkse paaimigratie van deze soort weerspiegelt. Door de geringe afmeting van stekelbaarzen en postlarvale bot is het waarschijnlijk dat deze soorten minder weerhouden worden in de finken, waardoor hun migratie werd onderschat.

10.13.3. Algemene conclusies Vismigratie

De resultaten van ons onderzoek suggereren dat het GOG-GGG Lippenbroek fungeert als paaigebied voor giebel, blauwbandgrondel en driedoornige stekelbaars. Het gebied is

bovendien ook een interessant opgroeigebied voor andere soorten zoals bot, vermoedelijk door de hogere watertemperaturen en de hoge voedselbeschikbaarheid. Uit veldwaarnemingen blijkt ook dat het gebied dienst doet als foerageergebied voor een aantal soorten en dat diepere locaties in het gebied zoals de kreek en het reservoir belangrijke refugia zijn bij laag water, waar tevens een hogere visdiversiteit wordt aangetroffen. De studie naar de migratie van vissen van en naar het overstromingsgebied toont aan dat de meeste soorten voornamelijk via de uitwateringssluis naar het Lippenbroek migreren. Via de inwateringssluis is er eerder sprake van passieve migratie waarbij de vissen eerder accidenteel via deze weg in het overstromingsgebied spoelen.

10.14. Samenvatting: Natuurontwikkeling in het Lippenbroek

Na twee jaar gecontroleerd gereduceerd getij is het Lippenbroek van een klassieke polder geëvolueerd naar een slik- en schorregebied. De nu volgende samenvatting, gebaseerd op een publicatie in Natuur.Focus, schetst deze evolutie.

10.14.1. Geactualiseerde Sigmaplan

Het vrijwaren en herstellen van het estuariene ecosysteem en in het bijzonder de intergetijdengebieden vergt, naast inspanningen inzake waterkwaliteit, ruimte. Ruimte is echter schaars en dus kostbaar in het dichtbevolkte Vlaanderen. Het Geactualiseerde Sigmaplan, met focus op veiligheid en natuurlijkheid, biedt echter nieuwe perspectieven voor slik- en schorherstel. Het Sigmaplan voorziet namelijk in de aanleg van verschillende gecontroleerde overstromingsgebieden (GOG). Deze gebieden, met in de eerste plaats een veiligheidsfunctie, kunnen mits een aangepast sluizensysteem bijdragen tot een herstel van het estuariene ecosysteem: we spreken van een gecontroleerd overstromingsgebied met gecontroleerd gereduceerd getij (GOG-GGG) (Meire et al., 2005). Door het creëren van de juiste randvoorwaarden (vooral juiste tijregime), wordt gestreefd naar een duurzaam slik- en schorrensysteem met de natuur zelf als belangrijkste sturende factor.

De gecontroleerde overstromingsgebieden (GOG) zijn laaggelegen polders, gescheiden van het estuarium via een verlaagde overlooppdijk. Bij stormtij, wanneer in het estuarium gevaarlijk hoge waterstanden dreigen, wordt het peil van de overlooppdijk overschreden en vult de polder zich met stormvloedwater. Door het grote waterbergende vermogen van de GOG-polders kunnen zij de waterstand in het estuarium significant verlagen en zo andere gebieden vrijwaren van overstromingen. Zo daalt de overstromingskans van 1 op 70 jaar nu naar 1 op 350 met de aanleg van het 600 ha grote GOG KBR (Kruibeke, Bazel, Rupelmonde; werk in uitvoering) (Nollet, pers. med.).

Om een slik- en schorecosysteem te introduceren in een GOG-polder, die normaal slechts 1 à 2 maal per jaar onderloopt bij stormvloed, is een sluizensysteem vereist dat dagelijkse uitwisseling van Scheldewater mogelijk maakt. Slikken zullen zich ontwikkelen in die delen van de polder die dagelijks overspoeld worden met Scheldewater, schorren daarentegen overspoelen enkel bij springtij. Voor de ontwikkeling van een divers slik-schor ecosysteem is het dus van essentieel belang dat de differentiatie in overstromingsfrequenties op het polderoppervlak vergelijkbaar is met deze in de natuurlijke slik- en schorgebieden.

Met een eenvoudige duiker doorheen de dijk kan het getij geïntroduceerd worden in een GOG, maar wordt ook de essentiële variatie in waterstanden tussen spring en doottij gedempt. Een systeem met hoge inlaatsuizen en lage uitlaat kan het getij reduceren mét behoud van de springtij-doottij variatie (Maris et al, 2007; Cox et al., 2006). De werking is eenvoudig: stijgt het water in het estuarium boven het drempelpeil van de inlaat, dan stroomt het water vrij de polder in. De instroom duurt net zo lang tot het waterpeil weer onder het drempelpeil zakt. Uitstroom gebeurt gravitair via een klassieke poldersluis, waarbij een klep opent bij eb en wordt dichtgeduwd bij vloed.

10.14.2. **Pilootproject Lippenbroek**

Het concept GOG-GGG is uniek. Systemen met een gedempt getij werden reeds beproefd (bv. Pelletier et al., 2004), maar deze vertonen niet dezelfde abiotiek (weinig tot geen springtij-doodtijvariatie) als de buitendijkse slikken en schorren. Een getij reduceren tot op polderniveau met behoud van springtij-doodtijvariatie is nieuw. In het pilootproject Lippenbroek wordt het GOG-GGG-principe sinds maart 2006 uitvoerig getest. Dit pilootproject moet uitwijzen of GOG-GGG's duurzame ecologische structuren en functies kunnen ontwikkelen, kwalitatief en kwantitatief gelijkwaardig aan deze van buitendijkse slikken en schorren.

Lippenbroek (ca 10 ha) is gelegen langs de linker Scheldeoever nabij Driegoten, Hamme, met een hoogteligging van 2.50 à 3.00m TAW (buitendijkse schorren voor Lippenbroek, "De Plaat", liggen op 5.50 à 6.00 m TAW). Lippenbroek bevindt zich in het zoete getijdengebied, zo'n 10 km stroomopwaarts Rupelmonde. Lippenbroek ontvangt hierdoor bij vloed een deel van de vuilvracht van de Zenne en kent hoge nutriëntconcentraties en lage zuurstofverzadiging bij instroom. Dit was echter geen argument om de start van Lippenbroek uit te stellen: GGG's moeten immers bijdragen in het herstel van de waterkwaliteit van het estuarium.

Lippenbroek was een typische scheldepolder met in hoofdzaak maïs, aardappelen en een kleine populierenaanplant. In 2004 startten de werken om het gebied om te vormen tot GOG-GGG: bouw van de nieuwe ringdijk, verlagen van een overlooppdijk aan Scheldezijde en de constructie van een nieuwe inlaatsluis voor GGG-werking. Tijdens de werken veroverden pioniers (vooral Harig wilgenroosje (*Epilobium hirsutum*) en Grote brandnetel (*Urtica dioica*)) de polder, welke deels weer verdwenen bij latere graafwerken. De inlaatsluizen werden voorzien van schotbalken voor een fijnstelling van het sluisdrempelpeil. Verschillende "proefinwateringen" lieten toe de meest geschikte sluisconfiguratie te vinden, dwz dat sluisdrempelpeil waarbij het getij in de polder optimaal het getij op de schorren benadert. In maart 2006 werden de sluizen permanent geopend.

Een omvangrijk monitoringsprogramma werd opgestart om na te gaan hoe de constructie van een GGG leidt tot slik- en schorren ontwikkeling. Negen onderzoeksgroepen van verschillende universiteiten en onderzoeksinstellingen werken samen binnen eenzelfde ruimtelijk-temporele opzet om alle resultaten optimaal met elkaar te linken.

Lippenbroek werd gebouwd door W&Z in opdracht van ANB, eigenaar en financier. De monitoring is onderdeel van het OMES-programma (Onderzoek Milieu-Effecten Sigmaplan); GOG-GGG's vormen immers een belangrijke schakel in het vernieuwde Sigmaplan. Binnen dit kader is er opvolging van getijkarakteristieken, water- en massabalansen basiswaterkwaliteit, zware metalen, sedimentatie, vegetatie (inclusief fytoplankton en -benthos), zooplankton, lichtklimaat en primaire productie. Omes dekt echter niet volledige monitoringbehoefte, zodat bijkomend onderzoek wordt verricht naar fauna (zoobenthos, vogels, vissen). Alle onderzoek wordt gecoördineerd vanuit Universiteit Antwerpen, onderzoeksgroep ECOBE, onder leiding van professor Patrick Meire.

10.14.3. Resultaten en bespreking

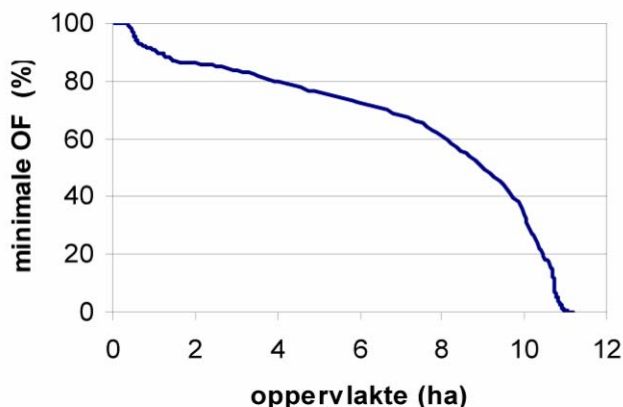
Een getij onafhankelijk van de hoogteligging

Het instellen van de juiste getijdendynamiek vormt de bepalende factor bij schorherstel, aangezien hydrologie de voornaamste motor is achter fysische, biologische en chemische processen in intertidale gebieden (Zedler et al., 2000). Overstromingsfrequentie en -duur in natuurlijke schorren worden bepaald door de hoogteligging van het gebied ten opzichte van het getij. Hoogteligging is daarom een van de belangrijkste criteria bij de selectie van gebieden voor ontpoldering, (= het (gedeeltelijk) verwijderen van dijk tussen polder en estuarium) (French 2006). Een goede uitgangssituatie is een hoogteligging net onder het niveau van hoogwater. Door jarenlange ontwatering en compactie liggen de meeste sites langsheen estuaria echter veel lager dan de aangrenzende schorren, die langzaam blijven ophogen met stijgende waterstanden. Vele sites komen hierdoor niet in aanmerking voor ontpoldering.

Dit probleem kan omzeild worden. Ten eerste kan de polder opgehoogd worden tot een goed uitgangsniveau voor ontpoldering. Echter, een kunstmatig bodemprofiel is de meest voorkomende oorzaak van falen bij herstelprojecten (Quammen 1986, Perry et al., 2001). Alternatief voor ontpolderen is het getij in de polder dempen door middel van een beperkte instroomopening (het zogenaamde “restricted tidal exchange”). Het voordeel is dat je de getijdeslag kan aanpassen aan de polderhoogte, maar dit ten koste van springtij-doodtij variatie, variatie aan overstromingsfrequenties en bijgevolg kansen op een divers schorrensysteem.

Het nieuwe GGG-principe laat wel toe in gebieden die geen geschikte hoogteligging hebben voor ontpoldering toch intertidaal habitat te creëren. Modellering toonde aan dat dankzij het systeem met hoge inlaat en lage uitlaat een grote variatie aan overstromingsfrequenties mogelijk is (Maris et al., 2007; Cox et al., 2006), zij het wel dat de tijcurve niet meer sinusoidaal is maar een stagnante faze kent. Deze is het gevolg van de tijdspanne tussen einde inwatering en start uitwatering bij een hoge inlaat en een lage uitlaat. De inlaatconstructie moet wel voldoende hoog gesitueerd worden (4m70 te Lippenbroek), omdat er enkel dan voldoende verschil is in inwateringsduur en -volume om in de polder de grote variatie aan waterstanden teweeg te brengen.

Metingen van de waterstand in het Lippenbroek en op het referentieschor “De Plaat”, tonen aan dat de sluisconstructie het hoogwaterpeil reduceerd met ca 3 meter zonder te raken aan de variatie tussen doodtij en springtij. De tijslag is teruggebracht tot het niveau van de polder. Lippenbroek wordt hierdoor niet dagelijks overspoeld, maar kent een ruime waaier aan overstromingsfrequenties (figuur 10.88). Deze worden in hoofdzaak bepaald door de sluisconfiguratie, niet meer door de hoogteligging ten opzichte van het Scheldepeil, wat kansen biedt voor schorontwikkeling in laag gelegen gebieden.



Figuur 10.88. Minimale overstromingsfrequentie (OF) te Lippenbroek uitgezet tegenover de oppervlakte

De sluisconstructies van een GGG zorgen wel voor een vervorming van de tijbeweging. De hoogste laagwaterstanden komen in een GGG, in tegenstelling tot het buitensdijkse Scheldegetij, niet voor bij doottij maar bij springtij, een gevolg van onvolledige ontwatering van de polder na zeer hoge waterstanden.

Detailmetingen van individuele tijcycli tonen, zoals reeds modellering aangaf, dat de vorm van het getij gewijzigd is. Een tijclus in het GGG kent nu 4 fazen: 2 fazen van vloed, een stagnante faze en eb. Tijdens de eerste vloedfaze stijgt het water in de kreek eerst langzaam (nasijpeling uit de polder plus insijpeling van Scheldewater via de uitwateringsslu), vanaf zodra het Scheldepeil de hoge inwateringsdrempel overschreidt, zet de tweede vloedfaze zich krachtig door. Na de inwatering treedt de stagnante faze in, hoewel er strikt genomen nog een beperkte inwatering doorgaat via de uitwateringsslu. Zakt het Scheldepeil onder het waterniveau in het lippenbroek, kan de ebfaze van start gaan.

De stagnante faze, die gemiddeld 2 tot 2.5 uur aanhoudt, is een belangrijk artefact van een GGG. Bij een gelijkaardige overstromingsfrequentie kennen GGG's hierdoor een verlengde overstromingsduur. In Lippenbroek wordt nagegaan wat de ecologische implicaties hiervan kunnen zijn.

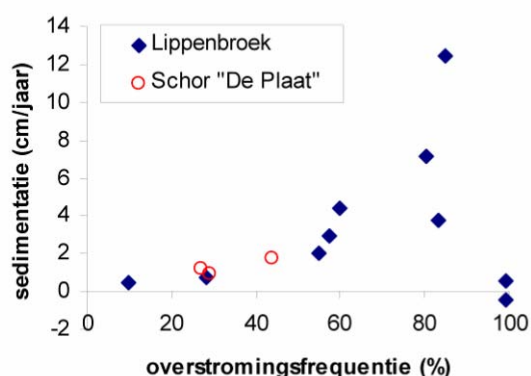
sedimentatie en erosie

Sedimentatie is vaak een heikel punt bij schorherstel. Enerzijds is sedimentatie gewenst: input van vers sediment staat mee in voor de opbouw van een typische schormorfologie (o.a. kreekruigen) en typische schorbodem, welke de vestiging van estuariene vegetatie en bodemfauna bevorderen. Gebrekkige sedimentatie bij ontpolderingen kan leiden tot louter slikvorming zonder schoropbouw. Te hoge tijdynamiek of golfslag, met erosie tot gevolg, liggen vaak aan de basis.

Anderzijds moet in GOG-GGG's, waar natuur gekoppeld is aan een veiligheidsfunctie, sterke sedimentatie vermeden worden. Zeer sterke sedimentatie leidt immers tot verlies aan waterbergend vermogen, waardoor de veiligheid tegen overstromingen in het gedrang kan komen.

Door het omsloten karakter van een GGG (volledig omringd door dijken) en het gereduceerde getij, kent een GGG minder dynamiek en dus meer kans op sedimentatie. Tijdens de stagnante faze staat het water gedurende enkele uren stil wat uitzakking van zwevende stof in de hand werkt. Op 10 lokaties in de polder en 3 referentiesites op "De

Plaat” wordt daarom zeer nauwkeurig de kleinste topografische wijziging gedetecteerd met de “Surface Elevation Table” (SET) (Cahoon et al., 2002). Op alle lokaties, behalve site 8, wordt netto sedimentatie vastgesteld in de periode maart 2006 – november 2007, gaande van 0.5 tot 12.5 cm/jaar (figuur 10.89). Deze sedimentatie is sterk gerelateerd aan de overstromingsfrequentie (OF, percentage van de getijden die gebied overspoelen): hoge OF leidt tot snellere sedimentatie. Bij lage OF wordt in het lippenbroek eenzelfde relatie waargenomen tussen OF en sedimentatie als op de referentiesites. Sites 8 en 9 zijn gelegen in een getijdenpoel die permanent blank staat (100% OF). Hier wordt slechts zeer beperkte sedimentatie, tot zelfs beperkte daling van polderpeil waargenomen.

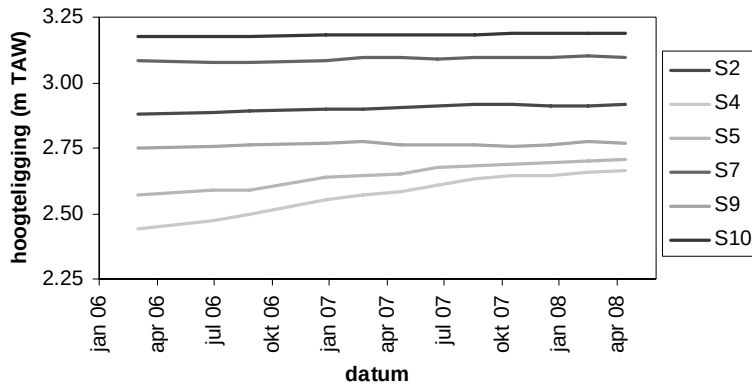


Figuur 10.89 Sedimentatie in functie van de overstromingsfrequentie voor de 10 sites in het lippenbroek en op het referentieschor “De Plaat”. De twee sites met overstromingsfrequentie 100 zijn site 8 en 9, beide gelegen in een getijdenpoel en dus permanent onder water.

De gemiddelde sedimentatiesnelheid (gemiddelde van de 10 sites) in de polder ligt momenteel nog vrij hoog (ca 4 cm/jaar), net doordat de meeste lokaties een hoge overstromingsfrequentie kennen. De laagst gelegen sites, met de hoogste overstromingsfrequentie binnen de polder, hogen echter duidelijk sneller op waardoor zich een afvlakking van het polderreliëf voordoet (figuur 10.90). Zet deze trend zich voort, dan krijgen we een veel vlakker polderoppervlak en bijgevolg een andere verdeling van het overstromingswater. Op de buitendijkse schorren zorgt een stijging van de hoogteligging voor afname van de overstromingsfrequentie, zodat bijgevolg ook sedimentatie afneemt en er een evenwicht wordt bereikt. In een GGG daarentegen is overstromingsfrequentie niet rechtstreeks gekoppeld aan hoogteligging, het instroomvolume wordt immers bepaald door de sluisconfiguratie. Hetzelfde instromend watervolume zal op de afgevlakte polder een andere verdeling kennen en aanleiding geven tot andere overstromingsfrequenties.

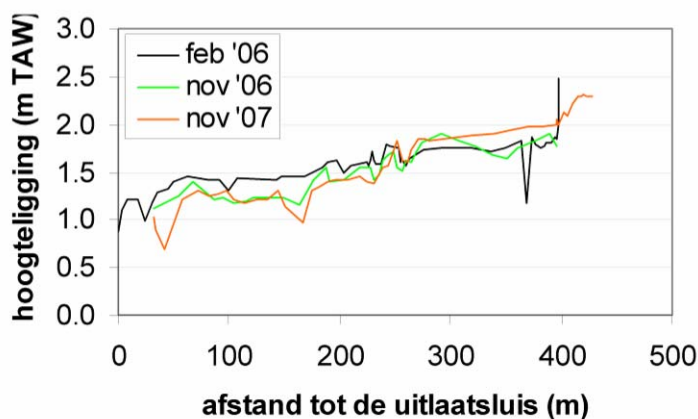
Het is, met de beperkte gegevens van 2 jaar, nog niet mogelijk om een voorspelling te doen van sedimentatie op langere termijn. Op sommige sites, o.a. site 4, lijkt ten gevolge van de veranderende hoogteligging, de sedimentatiesnelheid voorlopig af te nemen.

Wanneer het polderoppervlak meer afvlakking kent, zal een geringer verschil in waterhoogte vereist zijn voor een grote springtij-doodtij variatie. De kans bestaat dus dat na verloop van tijd, het sluisregime aangepast kan worden om het getijregime bij te sturen, en tegelijkertijd de sedimentatie verder te reduceren.



Figuur 10.90 Evolutie van de hoogteligging van een selectie van sites in het lippenbroek.

Naast sedimentatie en erosie op het polderoppervlak wordt ook de geomorfologische ontwikkeling van geulen in kaart gebracht. Ondanks de gereduceerde getijdendynamiek, is een duidelijke ontwikkeling van een dens kreenstelsel waarneembaar: kreekdensiteit nam toe van 150m/ha tot 325m/ha tijdens het eerste jaar. Figuur 10.91 toont de evolutie van de hoofdgeul in de lengterichting. Proximaal is er erosie, distaal wisselen sedimentatie en erosie elkaar af.



Figuur 10.91 Evolutie van de hoofdkeek tussen februari 2006 (t0 situatie) en november 2007.

Om een netto balans op te maken van alle sedimentatie- en erosieprocessen, m.a.w. om na te gaan of de komberging van het gebied significant gewijzigd werd, is het te vroeg. Omdat de polder zich nog in een overgangsfase bevindt, zijn langetermijnprognoses onmogelijk.

Bevloeiing van polders langs de Schelde heeft in het verleden vele gebieden, inclusief Lippenbroek, sterk aangerijkt met zware metalen, die binnenspoelden met het Scheldeslib. De laatste decennia is de slibkwaliteit in de Schelde echter sterk verbeterd, zodat door GGG-werking de vervuilde bodemlagen begraven worden onder een laagje slib met veel lagere metaal concentraties. Eerste metingen wijzen bovendien uit dat de overstromingen in het gebied de bodemomstandigheden veranderen waardoor de biobeschikbaarheid van de aanwezige metalen kan dalen.

Waterkwaliteit

Ter hoogte van de sluisconstructie werden over alle seizoenen meetcampagnes verricht gedurende een volledige tijdcyclus om de invloed van GGG-werking op waterkwaliteit (o.a. zuurstof en nutriënten) na te gaan.

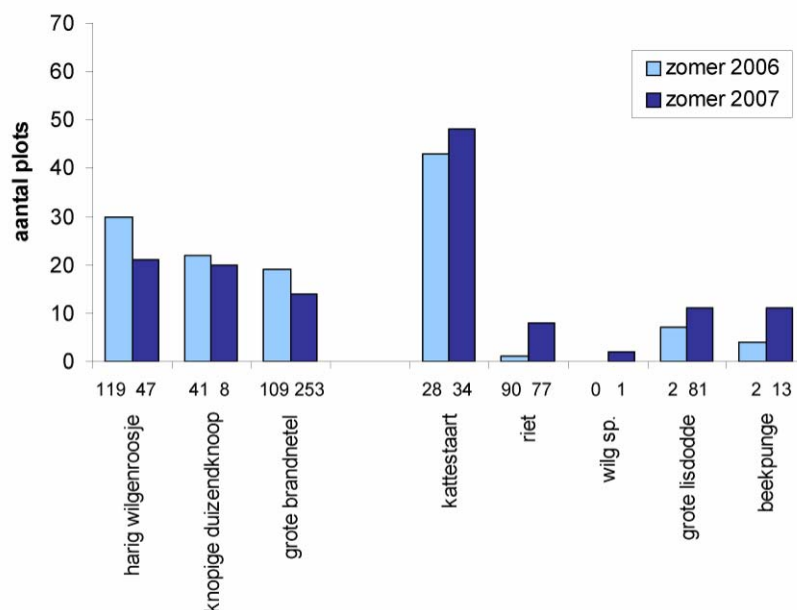
Het beluchtende effect is overduidelijk. Bij de start van een tijdcyclus in het GGG stroomt langzaam zuurstofarm Scheldewater de polder binnen, gevolgd door een spectaculaire stijging van de zuurstofverzadiging. In eerste instantie werken de sluizen als belangrijke beluchters met een onmiddellijke stijging tot ca 60% zuurstofverzadiging als gevolg. Daarna volgt oppervlaktebeluchting: door water te spreiden in een dunne laag over het polderoppervlak ontstaat een goed contact met lucht voor de overdracht van zuurstof. In alle seizoenen en weersomstandigheden wordt zo minimaal 60 tot 80% verzadiging bereikt. Op warme, zonnige dagen bereikt zuurstof nog hogere waarden. In de dunne waterlaag in polder vormt lichtlimitatie geen probleem en leidt de zuurstofproductie door primaire producenten tot oververzadiging. Problemen door anoxie zijn dus niet aan de orde in het GGG.

Net als natuurlijke schorren, speelt ook Lippenbroek een belangrijke rol als sink voor stikstof en bron voor silicium (DSi). Wanneer DSi in overvloed aanwezig is in de Schelde, zal Lippenbroek DSi opnemen. Echter tijdens perioden van algenbloei in het estuarium, wanneer silicium limiterend wordt, stijgen de DSi-concentraties in het uitstromende water sterk.

Fauna en flora

Succesvol habitattherstel vereist volledige fauna en flora ontwikkeling om een stabiele voedselketen te vormen. Vegetatie, zoobenthos en vis worden systematisch opgevolgd sinds maart 2006, de vogelpopulatie sinds najaar 2006.

Vegetatiemonitoring toont een radicale verschuiving richting waterminnende soorten. Met enige vertraging worden zelfs stressbestendigere soorten als Grote brandnetel en Harig wilgenroosje vervangen door echte wetlandsoorten. Kolonisatie door Kattestaart (*Lythrum salicaria*), Lisdodde (*Typha latifolia*), Ereprijssoorten (*Epilobium sp.*), Riet (*Phragmites australis*) en Wilgen (*Salix sp.*) is ingezet (figuur 10.92), terwijl op andere plaatsen het vegetatiedek heeft plaatsgemaakt voor slikzones. Een zelfde evolutie wordt waargenomen bij macroinvertebraten: verdwijnen van terrestrische en verschuiven naar meer aquatische en estuariene soorten.



Figuur 10.92 Voorkomen (aantal plots) van een aantal kenmerkende soorten in het Lippenbroek voor de zomer van 2006 en 2007. In totaal zijn 70 plots opgenomen (10 sites met telkens 7 plots). Links staan terrestrische soorten, rechts de meer zoet-estuariene. Het getal bij elk staafje geeft de gemiddelde bedekkingsgraad weer. Voor de berekening van dit gemiddelde zijn enkel de plots waar de soort voorkomt in rekening genomen.

Ondanks de hoge verstoringsgraad (terreinbezoeken, meetcampagnes, fietsers en wandelaars op de dijk), werd een duidelijke evolutie in aantallen en soorten vogels in Lippenbroek waargenomen. 30% (19 species) van alle observaties (4089 individuen, 61 sp.) zijn aquatische benthivoren, 54% (11 sp) wetland generalisten, 8% (18 sp.) terrestrische generalisten en 8% (13 sp.) bosvogels. Occasioneel werd reeds kwak en lepelaar waargenomen.

Naar vis toe vervullen overstromingsgebieden een belangrijke functie als paai-, foerageer- of opgroei gebied. Opdat een GGG deze rol zou kunnen vervullen is een veilige passage van de sluizen noodzakelijk. Monitoringcampagnes wijzen uit dat vrijwel alle vis die werd waargenomen in de Schelde ter hoogte van Lippenbroek, ook reeds werd waargenomen in de polder, vaak zelfs in grote aantallen. Gerichte fuikvangsten tonen aan dat vis niet in grote aantallen de polder binnen komt via de inwatering, langs deze weg wordt eerder een vrij beperkte passieve migratie vastgesteld. Toch vindt de vis zijn weg in en uit de polder, en dit via de uitwateringssluis (Simoens et al, 2007). Wellicht wordt vis aangetrokken door de zuurstofrijke lokstroom die bij uitwatering de polder verlaat. Vis migreert zo tegen de uitstroom in van de Schelde naar de polder.

10.14.4. Besluit

Lippenbroek toont aan dat estuarien herstel in laag gelegen polders zeer snel kan gaan via GGG-constructie. Door het creëren van geschikte tijomstandigheden volgt een spontane, snelle evolutie richting functioneel slik- en schorecosysteem. Zuurstofaanrijking en nutriëntcyclering werden aangetoond. De verlengde overstromingsduur van een GGG blijkt geen belemmering te vormen voor de kolonisatie door fauna en flora.

Effecten van Lippenbroek op de waterkwaliteit van de Schelde zelf zijn echter niet meetbaar: het pilootproject is te klein om van invloed te zijn. Modelberekeningen wijzen echter uit dat grote GGG-gebieden zoals Kruibeke wel een significante bijdrage leveren aan het Schelde-ecosysteem. Met de aanleg van honderden hectare GGG binnen het nieuwe Sigmaplan krijgt het Schelde-estuarium een stevige duw in de rug.

10.14.5. Referenties

Cahoon D.R., Lynch J.C., Perez B.C., Sequera B., Holland R., Stelly C., Stephenson G. & Hensel P. 2002. A device for high precision measurement of wetland sediment elevation: II. The rod surface elevation table. *Journal of Sedimentary Research* 72:734-739.

Cox T., Maris T., De Vleeschauwer P., De Mulder T., Soetaert K. & Meire P. 2006. Flood Control Areas as an opportunity to restore tidal habitat. *Ecological Engineering* 28:55-63.

French P.W. 2006. Managed realignment – The developing story of a comparatively new approach to soft engineering. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 67: 409-423.

Maris T., Cox T., Temmerman S., De Vleeschauwer P., Van Damme S., De Mulder T., Van den Bergh E. & Meire P. 2007. Tuning the tide: creating ecological conditions for tidal marsh development in a controlled inundation area. *Hydrobiologia* 588:31-43.

Meire P., Ysebaert T., Van Damme S., van den Bergh E., Maris T. & Struyf E. 2005. The Scheldt estuary: a description of a changing ecosystem. *Hydrobiologia* 540: 1-11.

Meire P., Van Damme S., Struyf E., Maris T. & Backx H. 2007. Ecosystem services: a key element in protecting biodiversity of wetlands, rivers and estuaries. In: Bourdeau P. (Red.), e.a. *The millennium ecosystem assessment: implications for Belgium: proceedings of a conference held in Brussels, Belgium, 27 October 2006*. Royal Academies of Sciences and the Arts of Belgium Brussel, p. 41-56.

Pelletier H., Wanningen H., Speelman B. & Esselink P. 2004. Resultaten van een gedempt getijdenregime in polder Breebaart. *De Levende Natuur* 105:191-194.

Perry J.E., Barnard T.A., Bradshaw J.G., Friedrichs C.T., Havens K.J., Mason P.A., Priest W.I. & Silberhorn G.M. 2001. Creating tidal salt marshes in the Chesapeake Bay. *Journal of Coastal Research* 27:170-191.

Quammen M.L. 1986. Measuring the success of wetland mitigation. *National Wetlands Newsletter* 6-8.

Simoens, I., Breine J., Van Liefferinge C., Stevens M. en Belpaire C., 2007. Het belang van het Lippenbroek als habitat voor vissen in de Zeeschelde. *Congres watersysteemkennis 2006-2007*. Water Nieuwsbrief Ecologisch herstel p1-4

Zedler J.B. 2000. Progress in wetland restoration ecology. *Trends In Ecology & Evolution* 15:402-407.

10.15. Annex

data ULB, 13uurscampagnes te Lippenbroek

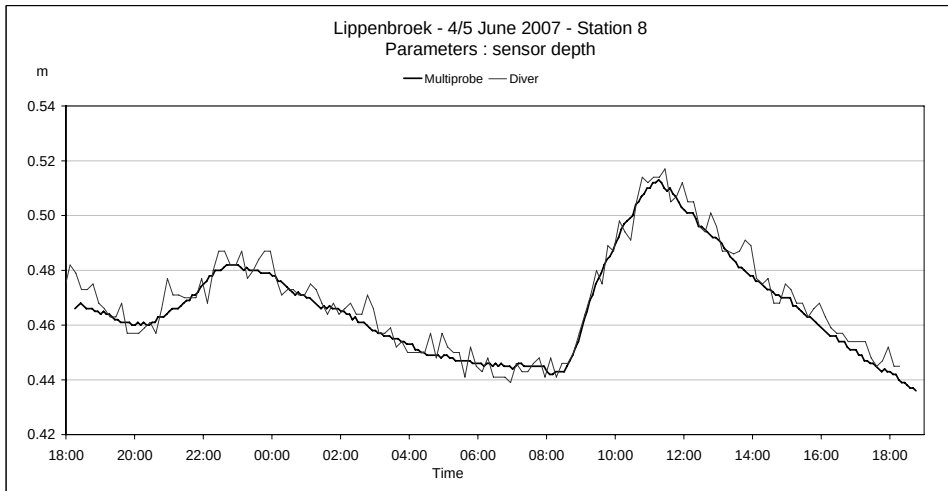


Figure 1

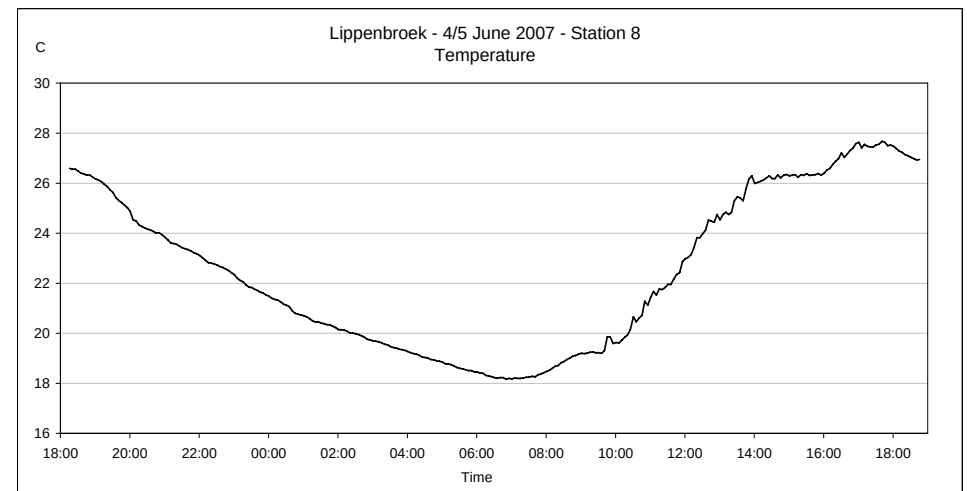


Figure 2

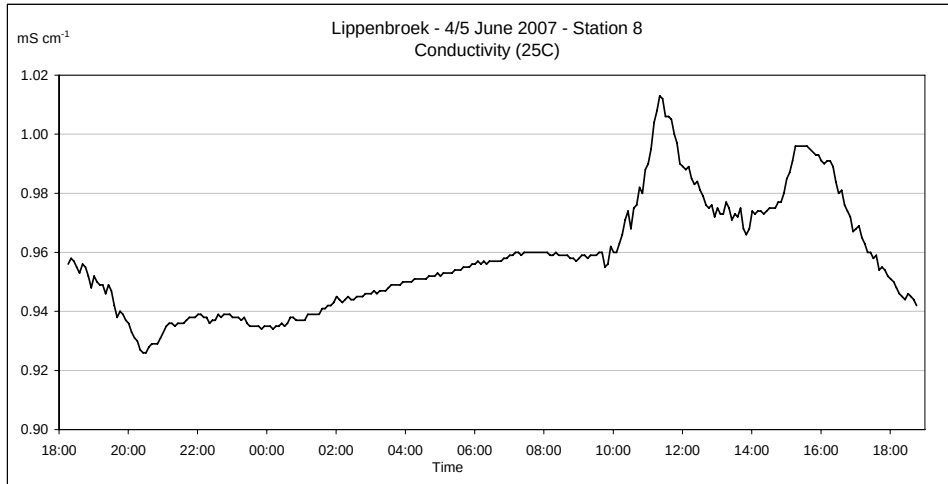


Figure 3

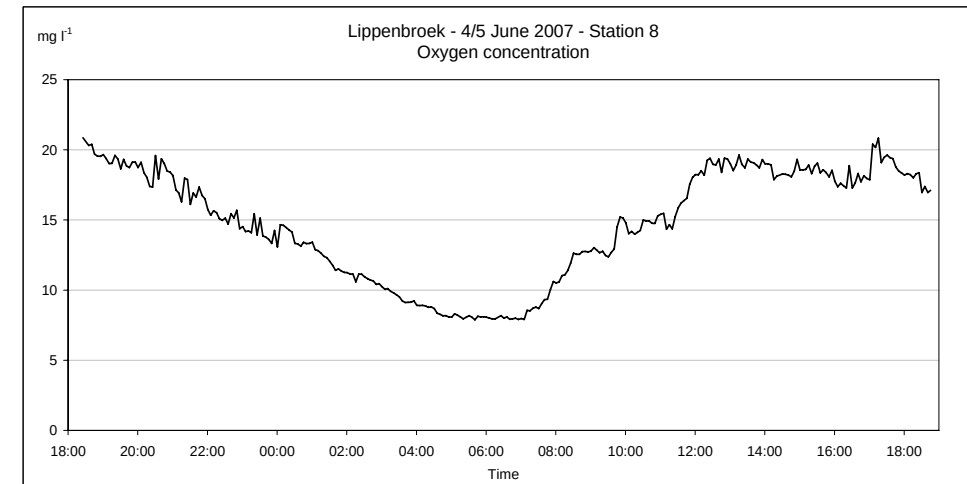


Figure 4

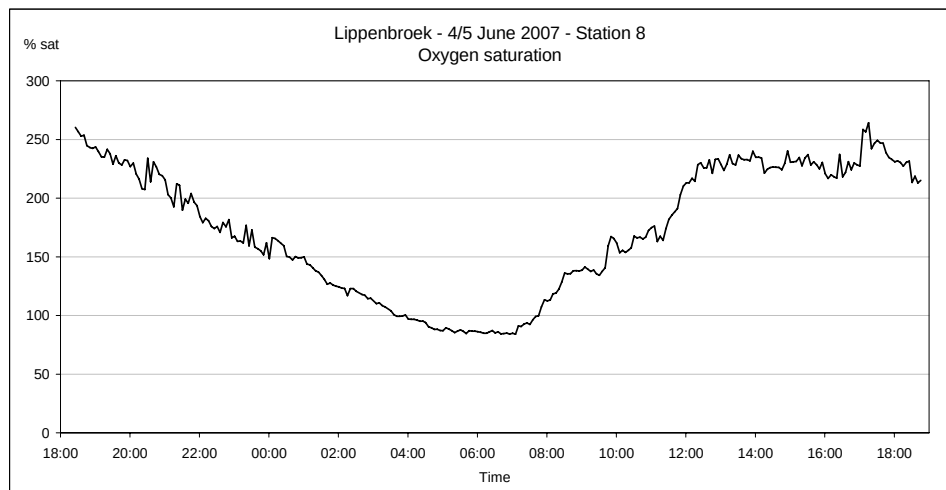


Figure 5

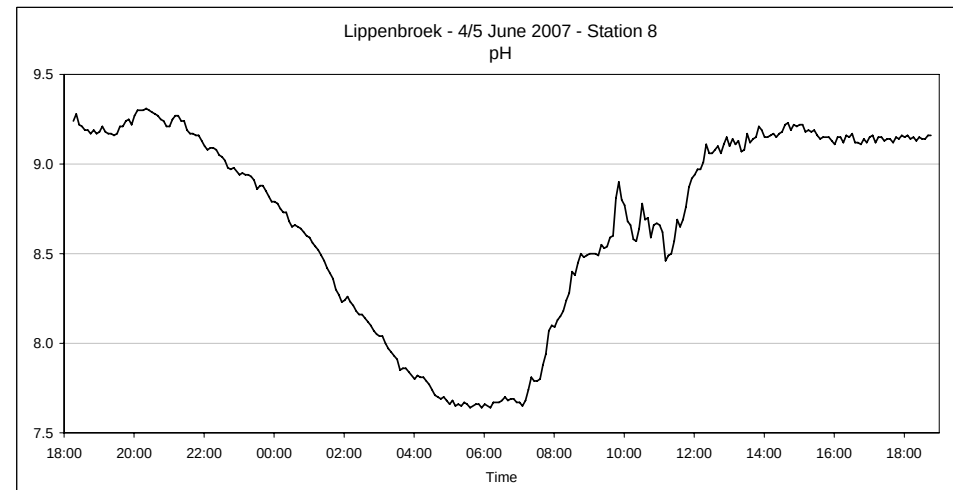


Figure 6

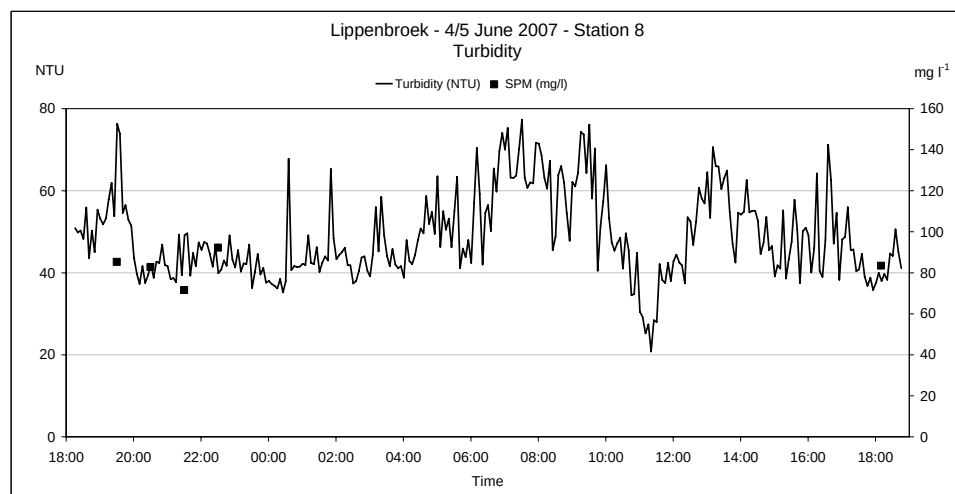


Figure 7

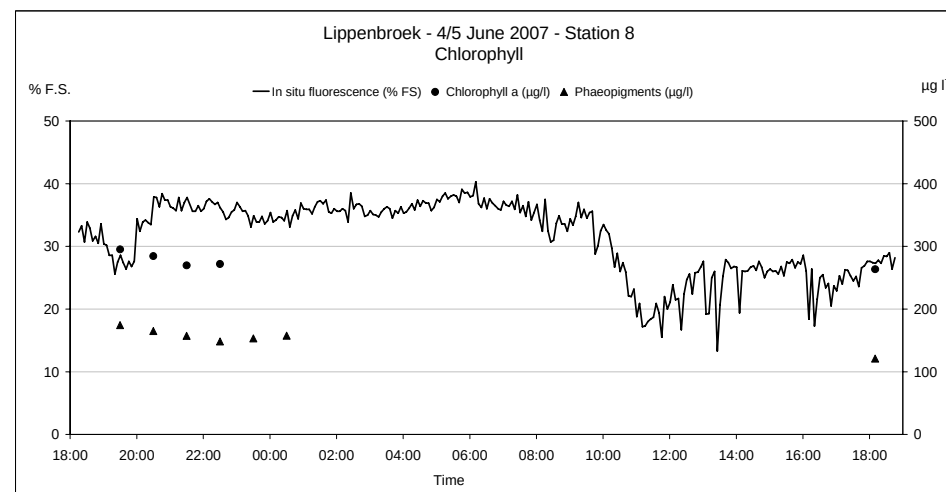


Figure 8

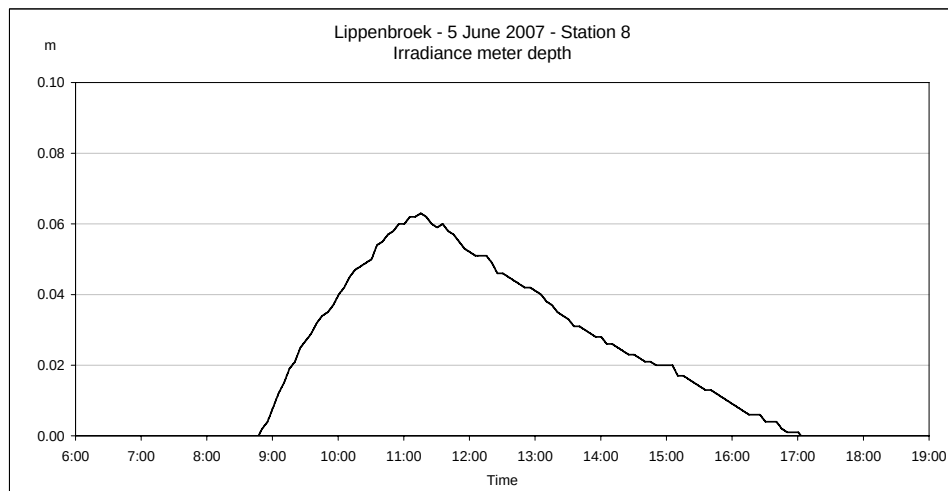


Figure 9

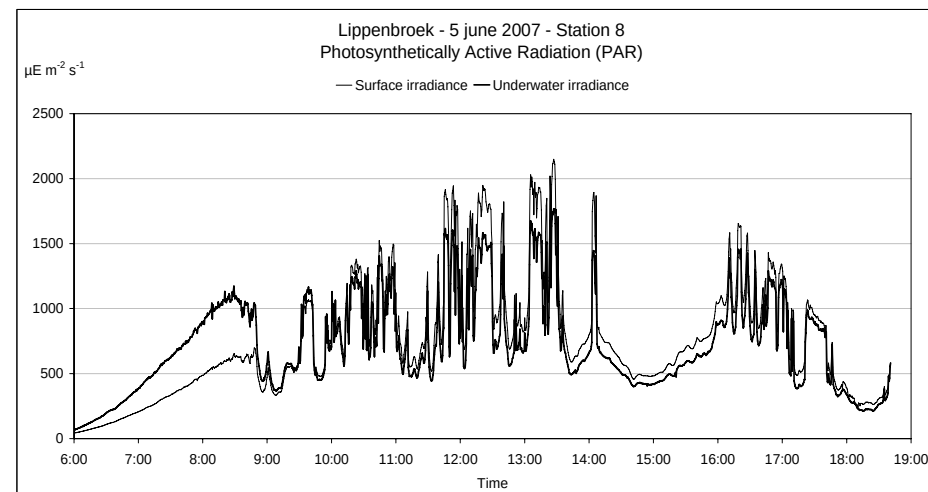


Figure 10

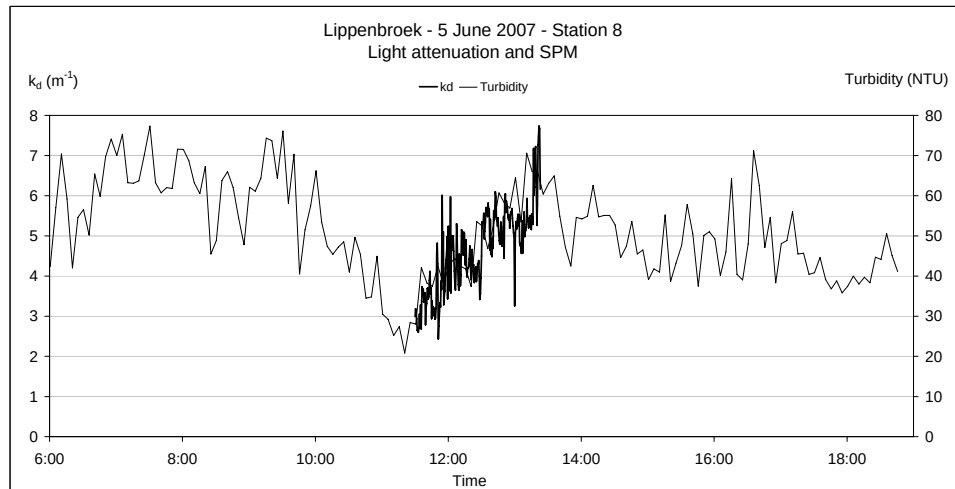


Figure 11

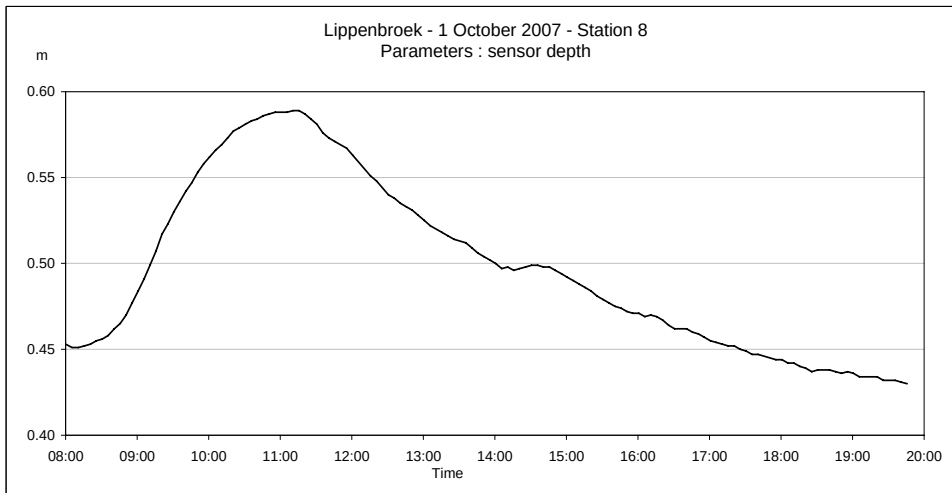


Figure 12

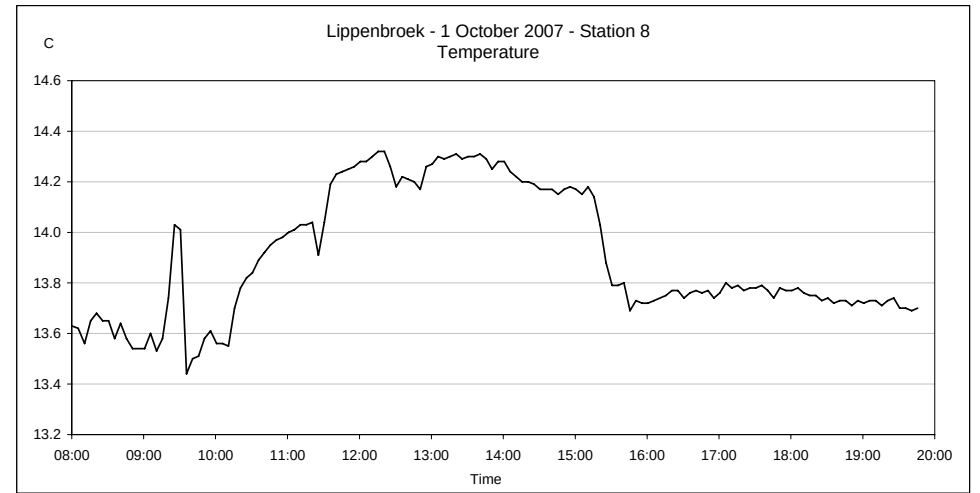


Figure 13

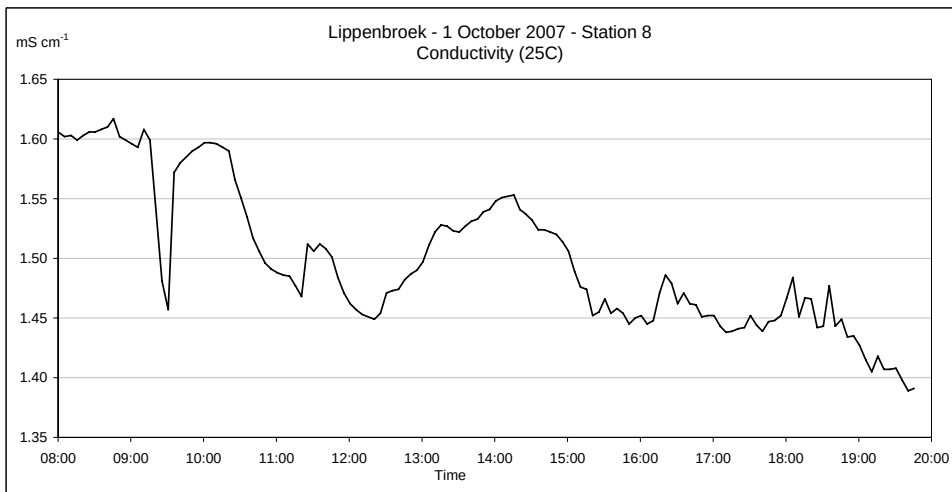


Figure 14

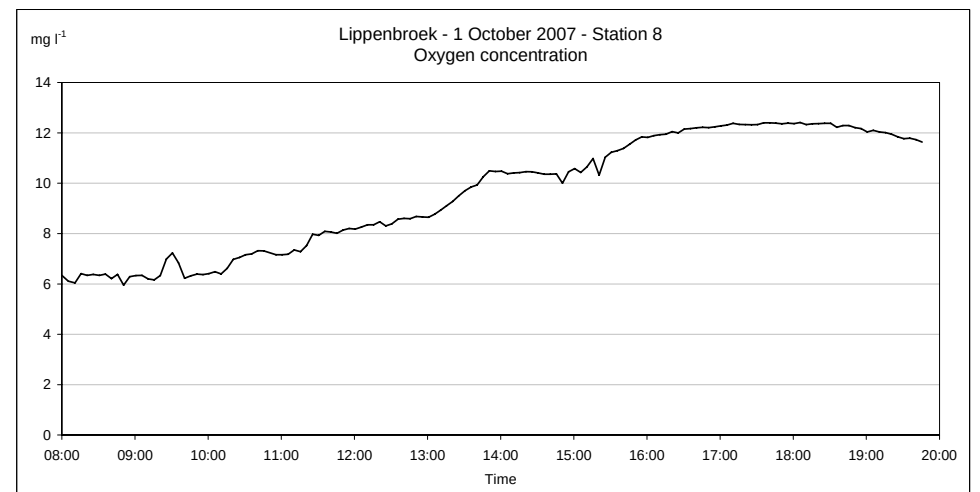


Figure 15

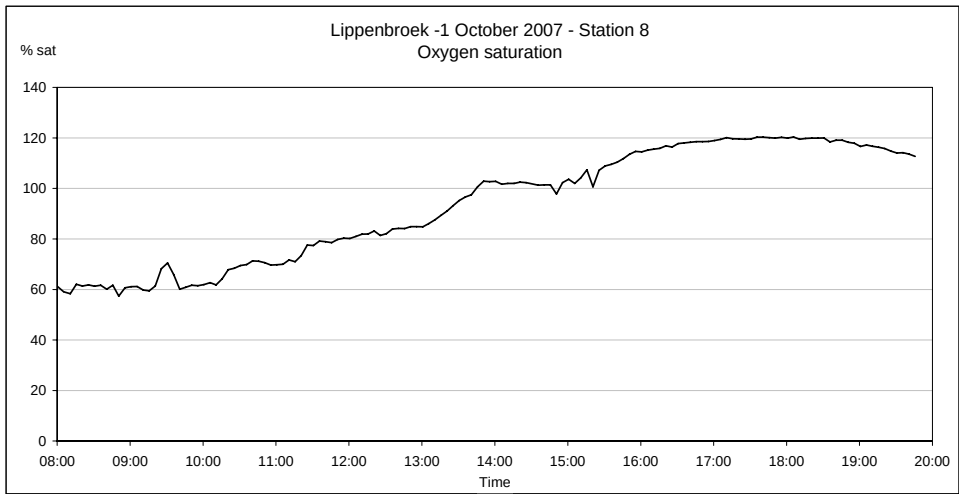


Figure 16

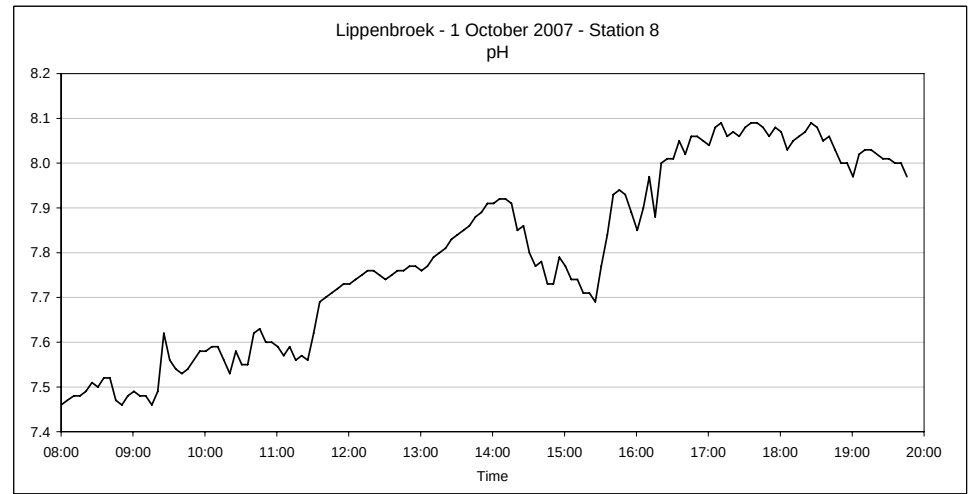


Figure 17

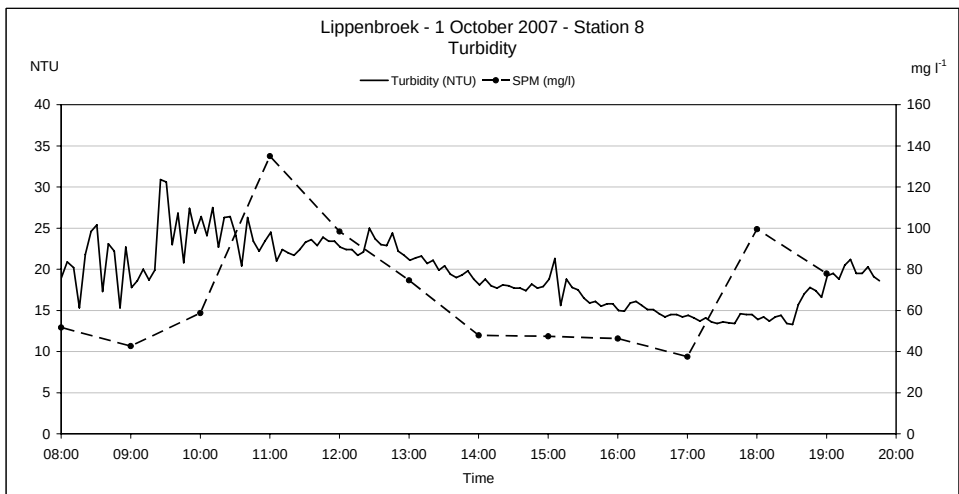


Figure 18

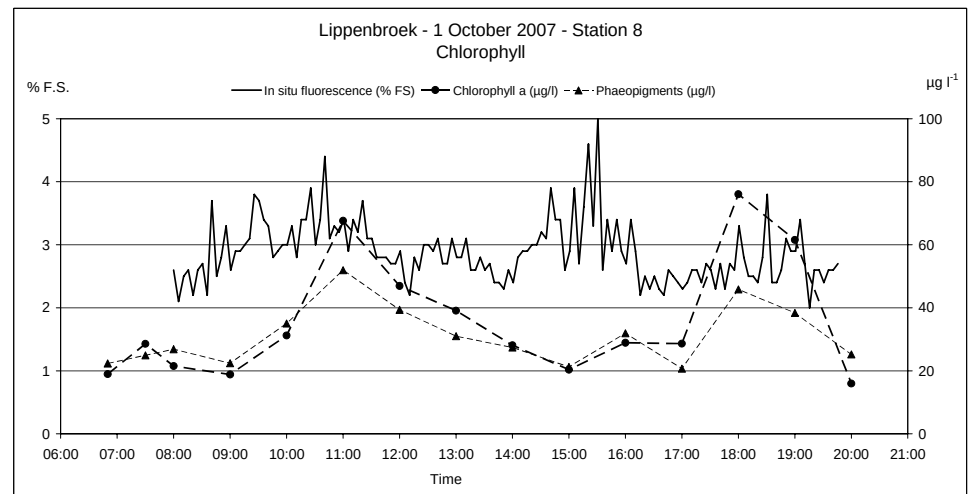


Figure 19

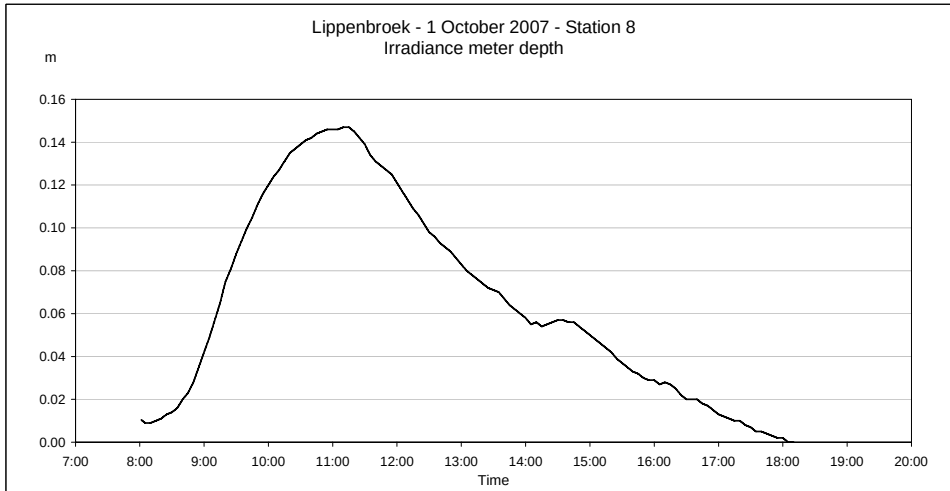


Figure 20

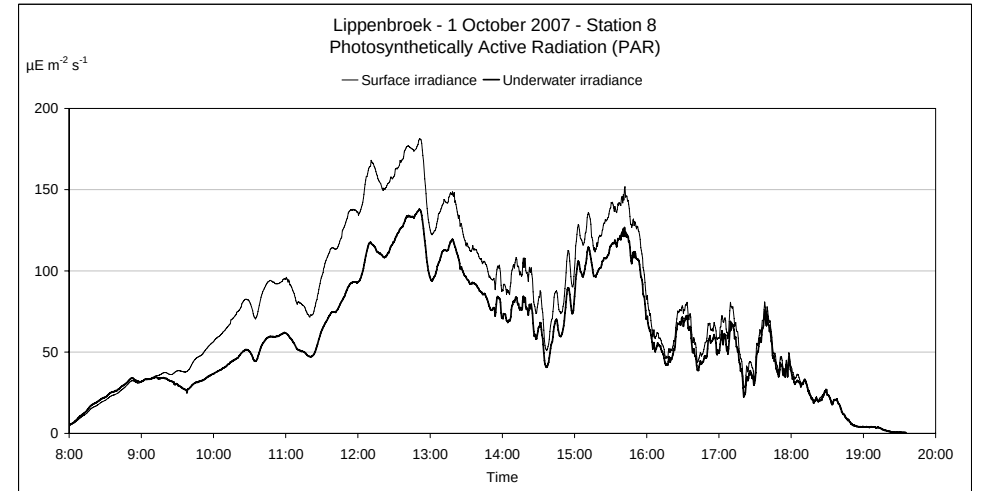


Figure 21

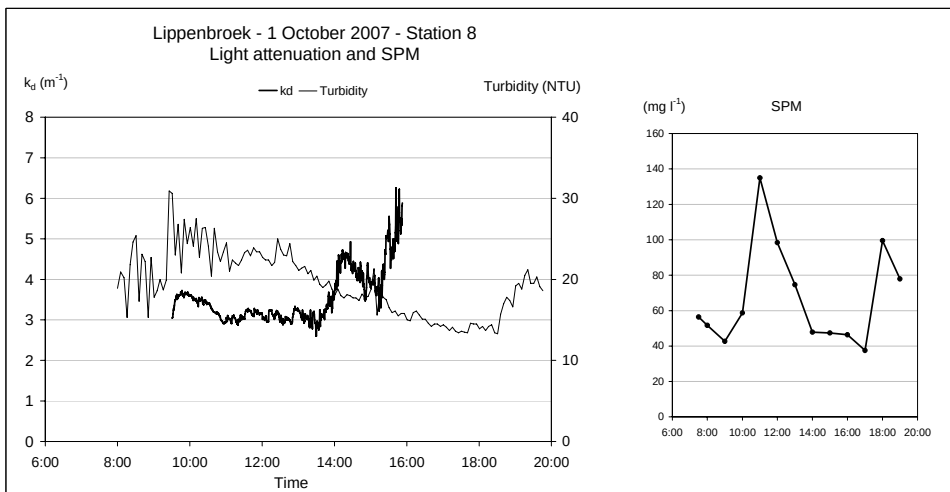


Figure 22

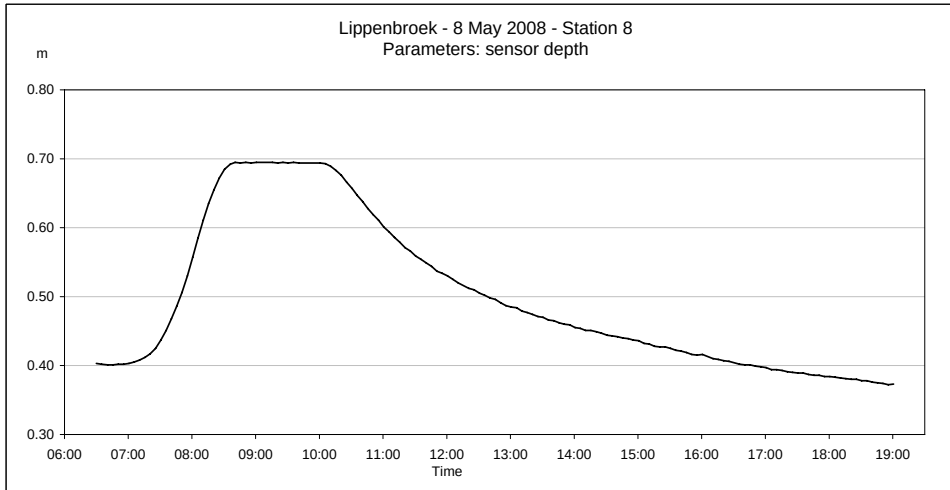


Figure 23

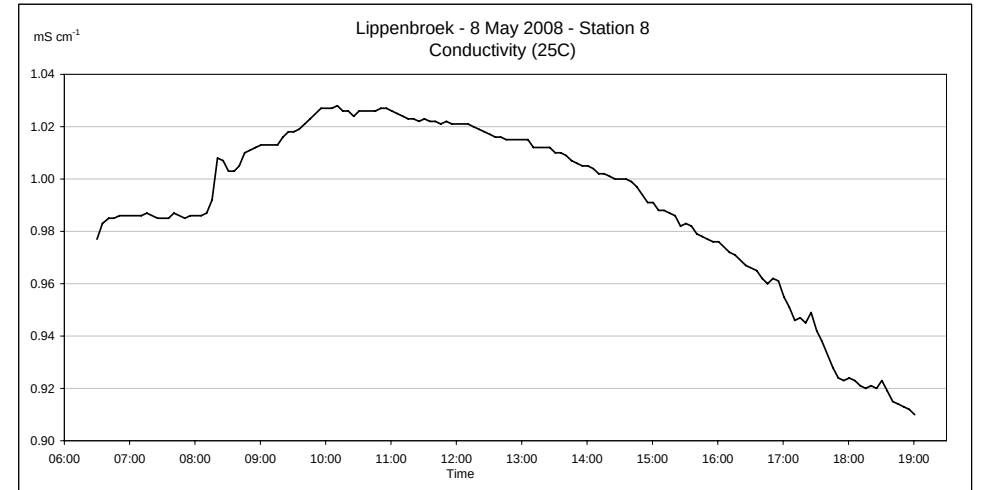


Figure 24

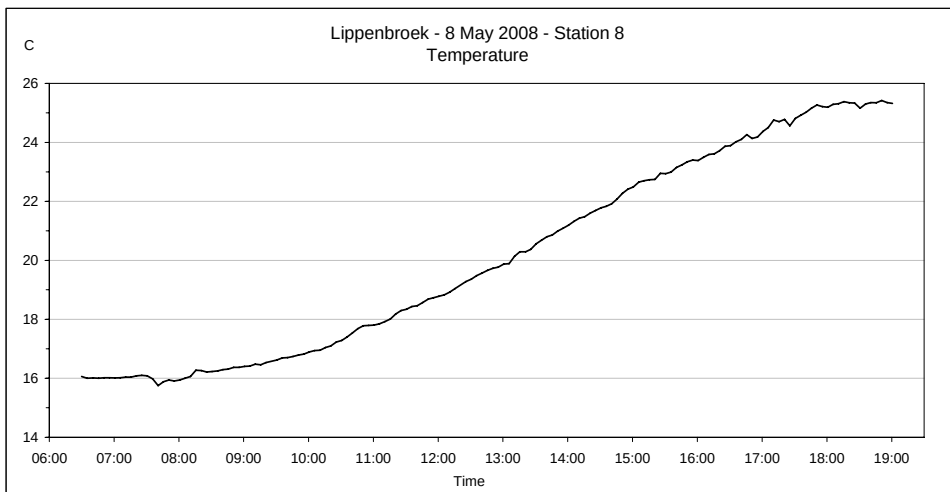


Figure 25

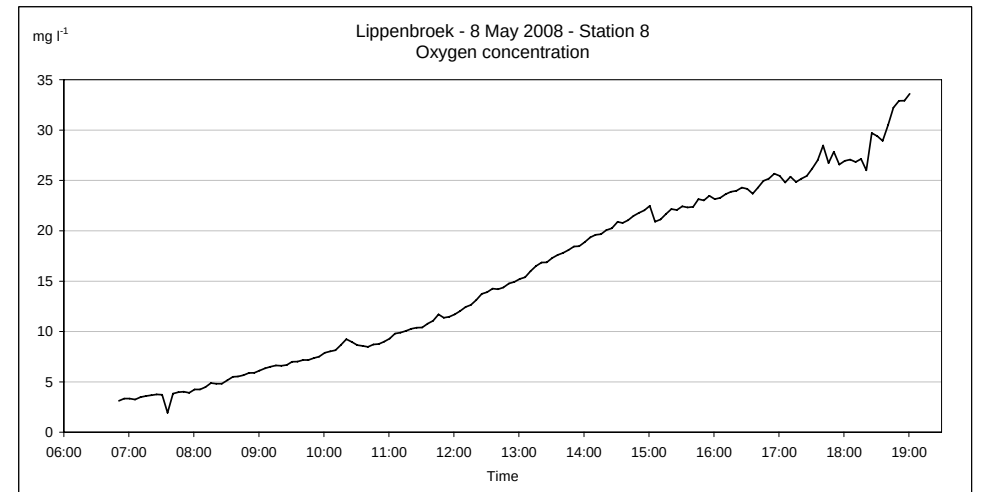


Figure 26

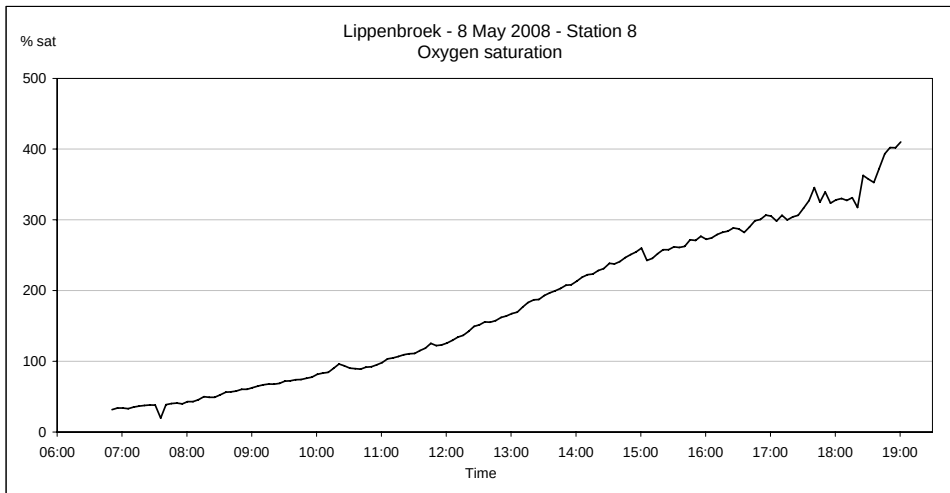


Figure 27

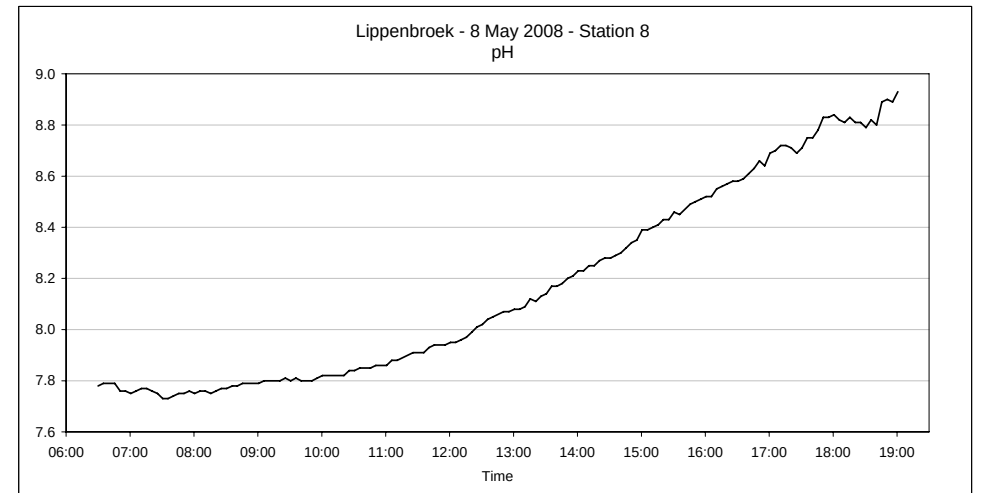


Figure 28

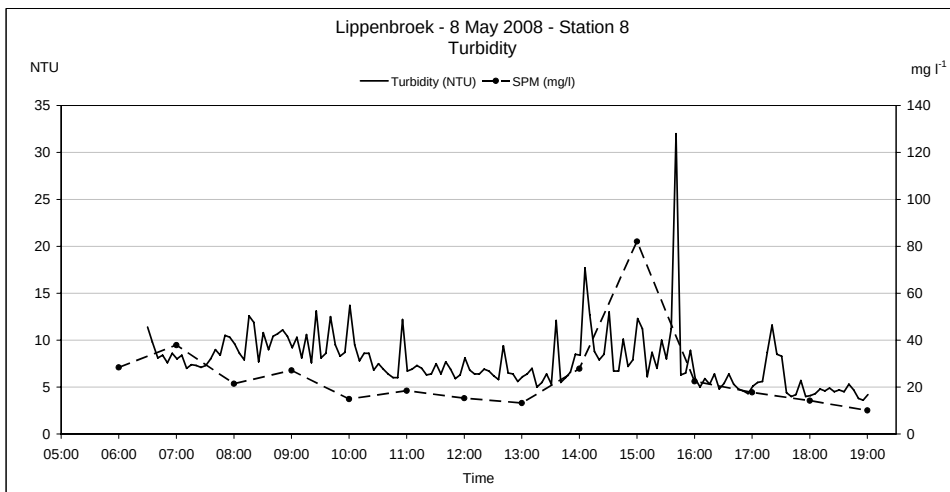


Figure 29

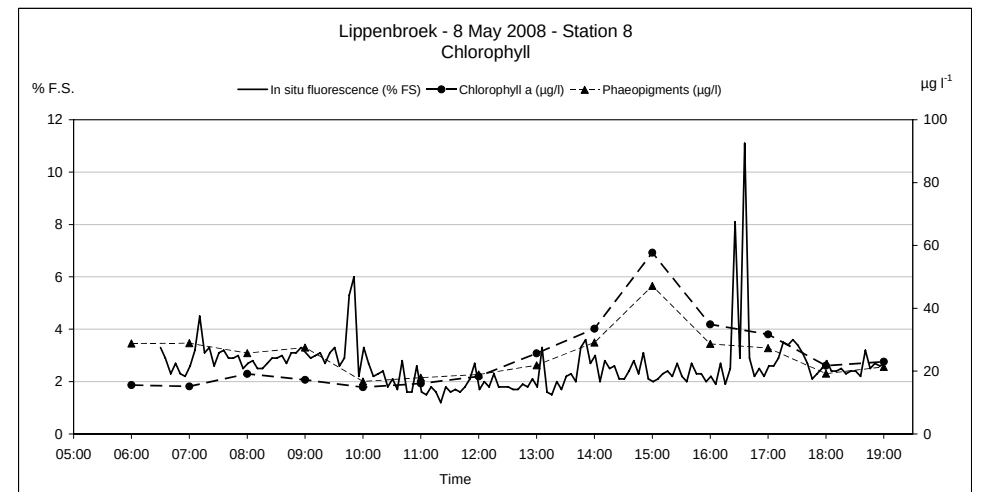


Figure 30

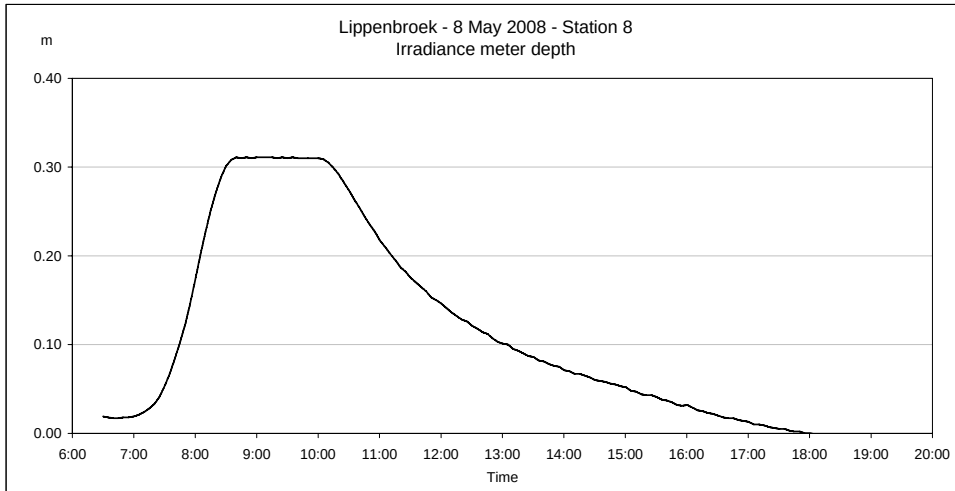


Figure 31

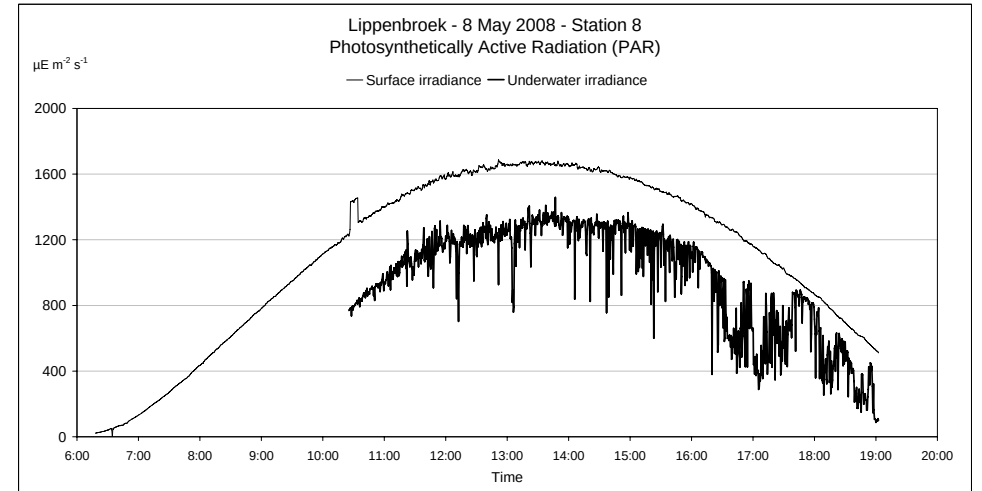


Figure 32

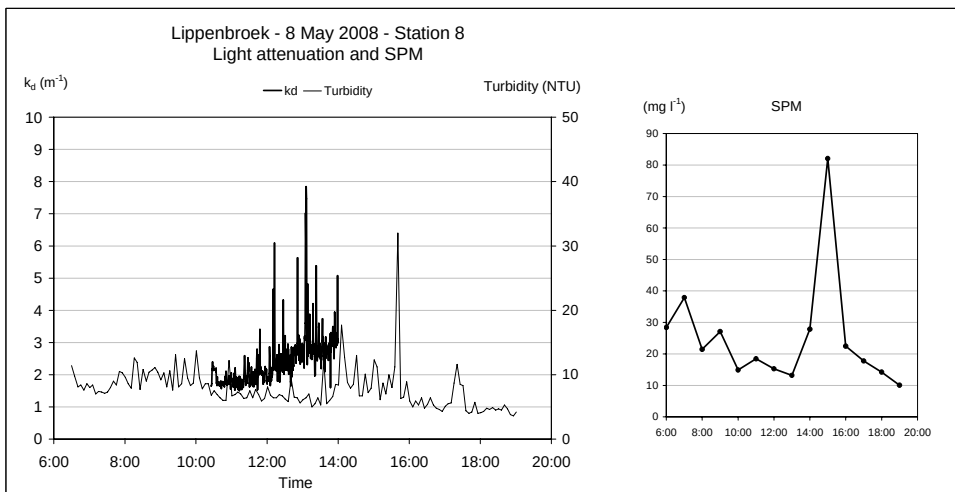


Figure 33

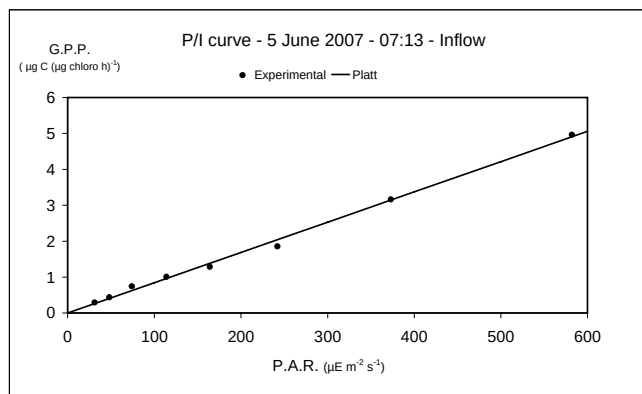


Figure 34

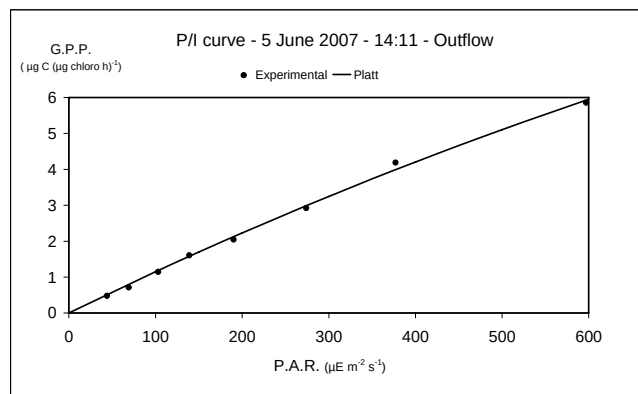


Figure 35

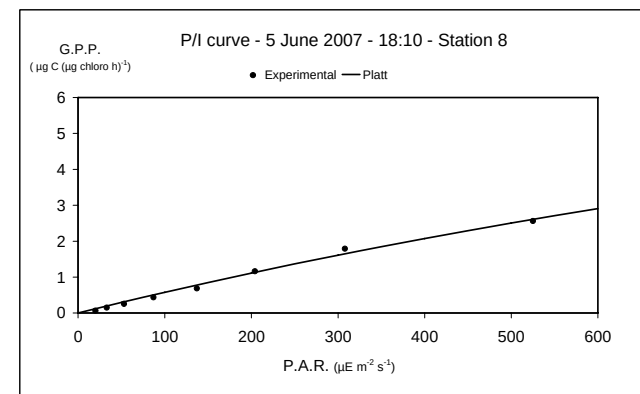


Figure 36

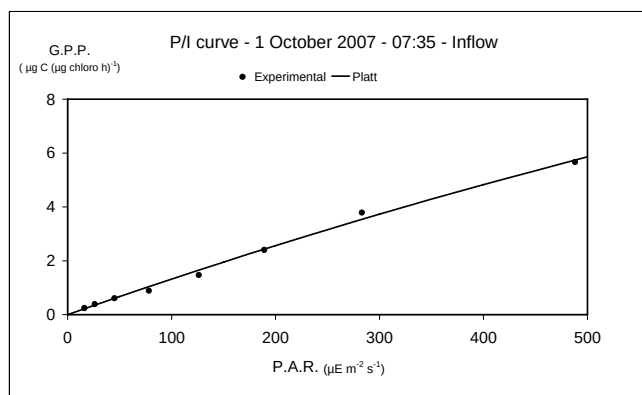


Figure 37

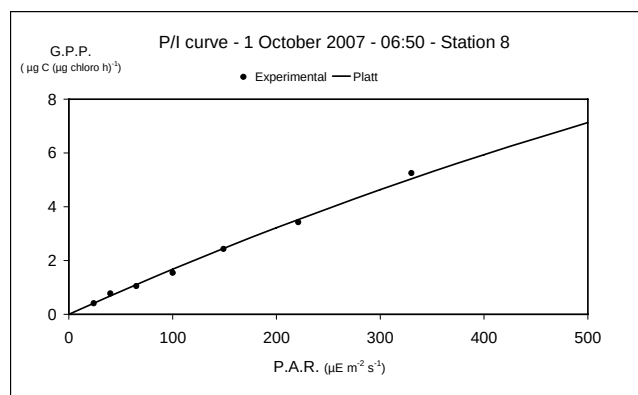


Figure 38

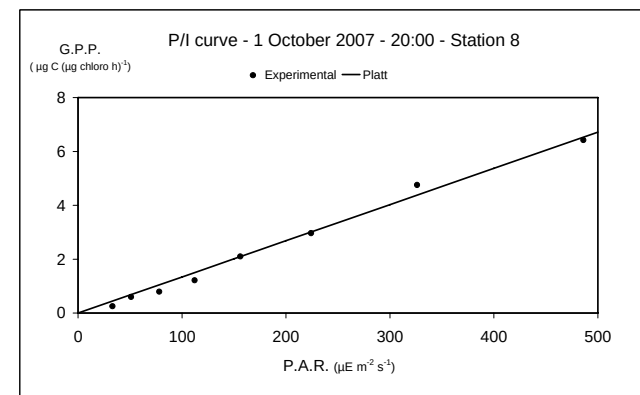


Figure 39

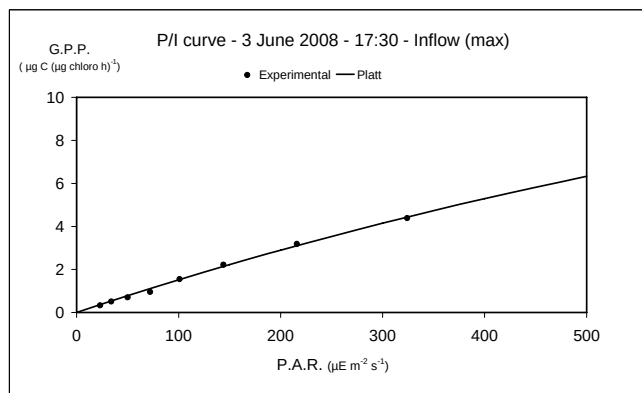


Figure 40

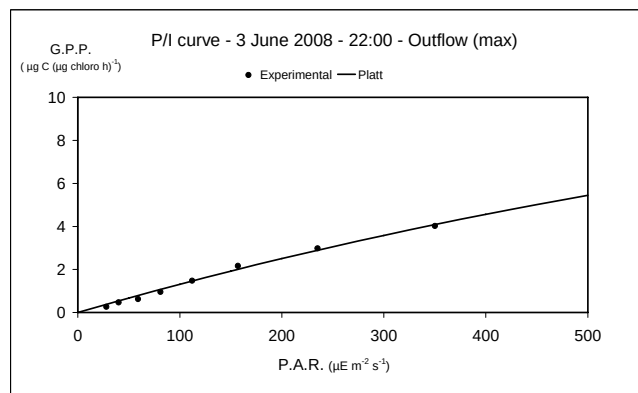


Figure 41

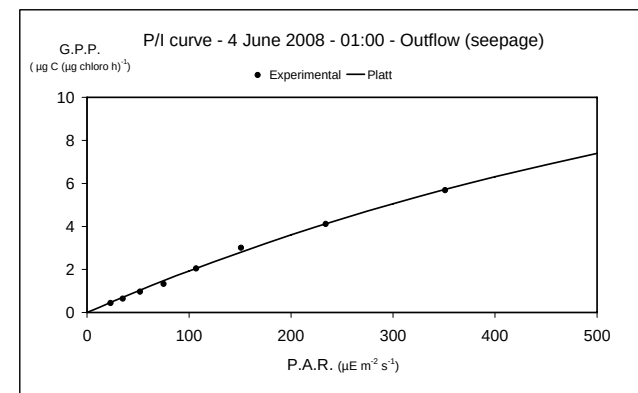


Figure 42

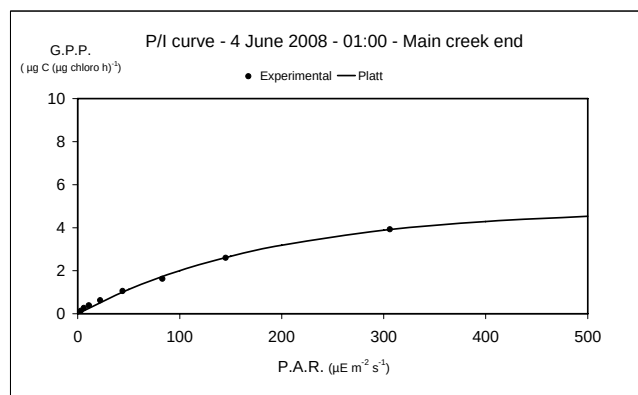


Figure 43

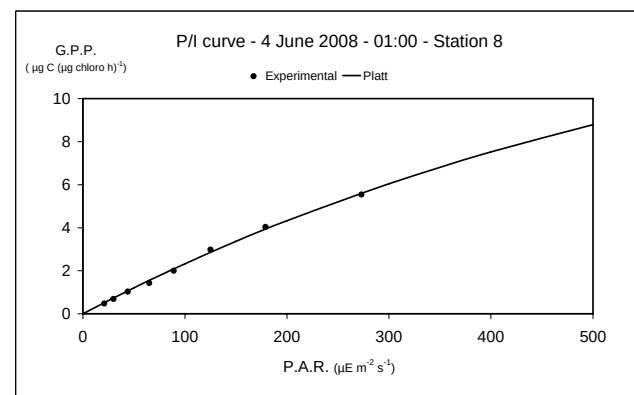


Figure 44

