

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**

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
07-107**

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,
Vrije Universiteit Brussel.

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

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

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

Hoofdstuk 9: Maris, T. & 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.), 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.

Inhoudstafel

Hoofdstuk 1.	Inleiding	1.1
1.1.	Omes: 10 jaar monitoring en onderzoek	1.1
1.2.	Inhoud van dit rapport	1.2
1.3.	Organisatie en coördinatie	1.3
1.3.1.	Monitoring 2006-2007	1.3
1.3.2.	Planning Omes 2007 - 2008	1.6
1.3.3.	Coördinatie: Omes meeting	1.7
1.3.4.	Datacollectie en kwaliteitscontrole	1.8
Hoofdstuk 2.	Omes synthese	2.1
2.1.	Beknopt overzicht van de voornaamste resultaten per deelstudie	2.1
2.1.1.	Deelstudie 1: Basiswaterkwaliteit	2.1
2.1.2.	Deelstudie 2: Koolstofcyclus	2.1
2.1.3.	Deelstudie 3: Sedimentologie	2.2
2.1.4.	Deelstudie 4: fytoplankton	2.2
2.1.5.	Deelstudie 5: Primaire productie	2.3
2.1.6.	Deelstudie 6: Micro- en mesozoöplankton	2.4
2.1.7.	Deelstudie 7: Opwaardering van de Omes Databank	2.4
2.1.8.	Deelstudie 8: Effecten van waterkwaliteit en getij op overstromingsgebieden.	2.5
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.	Algemene waterkwaliteit	3.3
3.5.	Specifieke conductiviteit	3.4
3.6.	Zuurstof	3.5
3.7.	Stikstof	3.7
3.8.	Chlorofyl a	3.8
3.9.	Silicium	3.8
3.10.	Biologische zuurstofvraag	3.9
3.11.	Rupel en Bovenschelde	3.12
3.12.	Conclusie basiswaterkwaliteit	3.12
3.13.	Kwaliteitscontrole chlorofyl a	3.13
3.13.1.	Achtergrond	3.13
3.13.2.	Noodzakelijke correcties in aangeleverde data	3.14
3.13.3.	Systematische fouten – verschillen in analysemethode	3.15
3.13.4.	Aanpassing van de spectrofotometrische methode (UA)	3.15
3.13.5.	Resultaten	3.16
3.13.6.	Onopgehelderde kwesties	3.18
3.14.	Surfers	3.20
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.	Sampling	4.1
4.2.2.	Analysis	4.2
4.3.	Results	4.3
4.3.1.	$\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ and $\delta^{13}\text{C}_{\text{POC}}$	4.3
4.3.2.	Total alkanility (Talk)	4.7
4.3.3.	POC and PN	4.7

4.4.	13hrs measurements	4.8
4.4.1.	Sampling	4.8
4.4.2.	Analysis.....	4.8
4.4.3.	Results.....	4.9
4.5.	References.....	4.9
Hoofdstuk 5.	Zwevende stof in het Vlaamse deel van het Schelde estuarium	1
5.1.	Introduction.....	1
5.2.	Methodology	2
5.2.1.	Field sampling of suspended matter	2
5.2.2.	Field measurement of water velocity	3
5.2.3.	Grain-size analyses	4
5.3.	Concentration and behavior of suspended matter	4
5.3.1.	Surface plots of monthly observations.....	4
5.3.2.	Longitudinal average concentrations of suspended matter	6
5.3.3.	Annual average of suspended matter concentration 2004-2006	9
5.4.	Lippenbroek	11
5.4.1.	Total suspended load and water velocity	11
5.4.2.	Total suspended load and water velocity for full tide measurements. .	14
5.5.	References.....	20
Hoofdstuk 6.	Fytoplankton en fyto benthos.....	6.1
6.1.	Monitoring phytoplankton biomass and community composition	6.2
6.1.1.	Methodology	6.2
6.1.2.	Phytoplankton biomass in the Schelde-estuary in 2006-2007	6.3
6.1.3.	Comparison between estuary and tributaries	6.5
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	6.9
6.2.	Monitoring phytobenthos biomass and community composition on intertidal flats	6.10
6.2.1.	Methodology	6.10
6.2.2.	Phytobenthos biomass.....	6.11
6.2.3.	Phytobenthos species composition	6.12
6.3.	Future studies	6.15
6.4.	References.....	6.15
Hoofdstuk 7.	Studie naar de primaire productie	7.1
7.1.	Introduction.....	7.1
7.2.	Synthesis of the results.....	7.2
7.2.1.	Light attenuation coefficient and euphotic depth.....	7.2
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	7.6
7.2.5.	Photosynthetic parameters	7.9
7.3.	References and related papers.....	7.11
7.4.	Summary of the available data files.....	7.12
Hoofdstuk 8.	Micro- en mesozoöplankton	8.1
8.1.	Introduction.....	8.2
8.2.	Material and methods.....	8.3
8.2.1.	Sampling microzooplankton	8.3
8.2.2.	Analysis microzooplankton	8.3
8.2.3.	Sampling and analysis mesozooplankton	8.3

8.2.4.	Analysis of the long –term data-series on <i>Eurytemora affinis</i> in the upstream Zeeschelde	8.3
8.3.	Results and discussion	8.4
8.4.	References	8.7
Hoofdstuk 9.	Opwaardering van de Omes Databank	9.1
9.1.	Inleiding	9.1
9.2.	Kritische evaluatie databank en mogelijke structurele en technische aanpassingen	9.2
9.3.	OMES Databank	9.3
9.3.1.	Documentatie databank: dataset beschrijving.....	9.3
9.3.2.	Inventaris OMES databank	9.5
9.4.	Kwaliteitscontrole	9.10
9.5.	Data beleid	9.10
9.6.	Communicatie	9.10
9.6.1.	Website	9.10
9.6.2.	OMES outreach.....	9.14
9.7.	Toevoegen van gegevens aan de databank	9.15
9.8.	Besluit	9.16
Hoofdstuk 10.	Effecten 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?.....	10.2
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 in de mesocosmosexperimenten te Wilrijk en Kruibeke	10.8
10.2.1.	Inleiding: zware metalen in overstromingsgebieden	10.8
10.2.2.	Invloed van bodem metaalcontaminatie op metaalopname en groei van <i>Phragmites australis</i> : Mesocosmos opstelling in Kruibeke	10.9
10.2.3.	Invloed van bodem metaalcontaminatie op metaalopname en groei van <i>Phragmites australis</i> : natuurlijk schor ‘Kijkverdriet’	10.11
10.2.4.	Invloed van bodem metaalcontaminatie op metaalopname en groei van <i>Phragmites australis</i> : vergelijking mesocosmos – natuurlijk schor.	10.14
10.2.5.	Invloed van overstromingsregime op de groei van <i>Phragmites australis</i>	10.15
10.2.6.	Conclusies	10.16
10.3.	Getij te Lippenbroek	10.17
10.3.1.	Inleiding	10.17
10.3.2.	Netwerk van tijmeters	10.18
10.3.3.	Resultaten getij.....	10.20
10.4.	Monitoring basiswaterkwaliteit te Lippenbroek	10.22
10.4.1.	Inleiding	10.22
10.4.2.	Concentratieprofielen tijdens een tijcyclus.....	10.22
10.5.	Siliciumpatronen in het Lippenbroek.....	10.26
10.5.1.	DSi (poriewater).....	10.26
10.5.2.	ASi (sediment)	10.27
10.5.3.	Dertienuursmetingen.....	10.28
10.6.	Monitoring zware metalen te Lippenbroek.....	10.31
10.7.	Vegetatiemonitoring	10.35
10.7.1.	Methodiek	10.35

10.7.2.	Resultaten.....	10.35
10.8.	Sedimentatie en erosie	10.41
10.8.1.	Inleiding	10.41
10.8.2.	Samenvatting.....	10.41
10.8.3.	Materials and methods	10.43
10.8.4.	Results.....	10.49
10.8.5.	Discussion and conclusions	10.59
10.8.6.	References.....	10.61
10.9.	Sediment en Zwevende Stof	10.63
10.9.1.	Inleiding	10.63
10.9.2.	Field measurements of suspended matter	10.63
10.9.3.	Measurements on May 16, 2006	10.64
10.9.4.	Measurements on July 3, 2006	10.65
10.9.5.	Measurements on September 11, 2006.	10.67
10.9.6.	Measurements on October 25, 2006.	10.68
10.9.7.	Measurements on March 21, 2007.....	10.71
10.9.8.	Physical properties of sediments.....	10.73
10.10.	Fytoplankton en fyto benthos.....	10.81
10.10.1.	Abstract.....	10.81
10.10.2.	Monitoring phytoplankton biomass and community composition 10.81	
10.10.3.	Monitoring phytobenthos biomass and community composition 10.91	
10.10.4.	References	10.97
10.11.	Primaire productie in het Lippenbroek	10.98
10.11.1.	Scope and achievements	10.98
10.11.2.	Methods.....	10.99
10.11.3.	Results.....	10.100
10.11.4.	Conclusions and perspectives	10.102
10.12.	Micro- en mesozöoplankton	10.118
10.12.1.	Samenvatting.....	10.118
10.12.2.	Introduction.....	10.118
10.12.3.	Material and methods.....	10.119
10.12.4.	Results.....	10.120
10.12.5.	Discussion.....	10.123
10.12.6.	References.....	10.123

Hoofdstuk 1. Inleiding

1.1. Omes: 10 jaar monitoring en onderzoek

Reeds meer dan 10 jaar volgt het monitorings- en onderzoeksprogramma Omes (Onderzoek Milieu-Effecten Sigmaplan) 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.

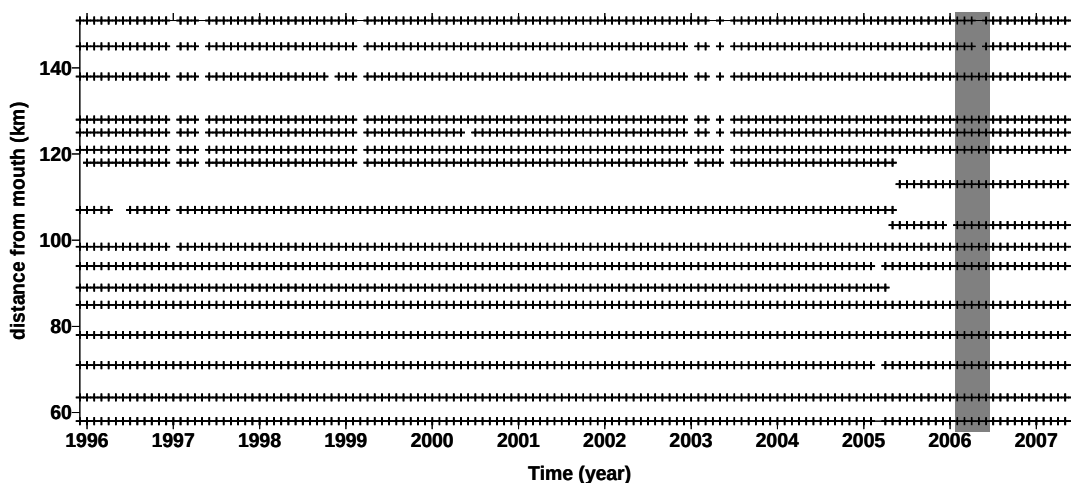
Omes werd opgestart om de effecten van het Sigmaplan op het milieu in kaart te brengen. De stormvloed van 3 januari 1976 en de eropvolgende overstromingen gaven aanleiding tot de uitvoering van dit omvangrijke plan dat het gehele Zeescheldebekken dient te beschermen tegen overstromingen. Na een nieuwe 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 ruim 10 jaar. Verderzetting van deze monitoring was cruciaal voor het verder uitbouwen van de kennis van de Zeeschelde. 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.

Monitoring wordt pas echt waardevol als de metingen systematisch, over lange periode worden volgehouden. Dan pas kunnen langetermijneffecten, trends onderscheiden worden van kortetermijnvariaties. Belangrijk is een dataset zonder grote hiaten. Omes kan terugblikken op een grote, consistente dataset. Tussen december 1995 en januari 2006 werd maandelijks op vaste plaatsen, volgens een vast schema bemonsterd (figuur 1). Op enkele punten na (ten gevolge van logistieke moeilijkheden met een van de monitoringsschepen) zijn er nooit onderbrekingen geweest in het staalnamepatroon. Begin 2005 werd een kleine optimalisatie van de staalnameplaatsen ingevoerd, waardoor de Rupel extra bemonsterd werd en er enkele beperkte verschuivingen optraden in de staalname op de Zeeschelde.

In januari 2006 liep het laatste Omes contract af. De verlenging kon pas gegund worden in juni 2006 (en kon niet met terugwerkende kracht ingaan), waardoor de monitoring gedurende 4 maanden (februari, maart, april, mei 2006) onderbroken zou worden (figuur 1.1). Geen Omes campagnes gedurende 4 maanden, waaronder de belangrijke voorjaarsmaanden, betekent een belangrijk verlies aan gegevens en een onvergeeflijk hiaat in de belangrijkste dataset over het ecosysteem van de Zeeschelde.

In de periode februari 2006 – mei 2006 hebben de Omes partners dan ook beslist de monitoring niet te onderbreken en de monitoring op eigen kosten, in de mate van het mogelijke, verder te zetten. Dankzij het vrijwillig verderzetten van de metingen, beschikt de Zeeschelde nu over een van de meest waardevolle datasets voor langetermijnanalyses.



Figuur 1.1 spatio-temporeel overzicht van de metingen van Omes tussen december 1995 en juni 2007. Elk kruisje vertegenwoordigt een staalname. De grijze band is een recente periode die niet wordt gedekt door Omes financiering, maar die door de Omes partners zelf financieel is gedragen.

1.2. Inhoud van dit rapport

Dit rapport bundelt de resultaten van de monitoringscampagne van het monitoringsjaar 2006-2007. 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 rapport omvat de monitoring verricht tussen juni 2006 en juni 2007. Omdat het vorige eindrapport de periode tot januari 2006 beslaat, waardoor de periode februari 2006 – mei 2006 dus ontbreekt in enige rapportage, hebben verschillende partners in dit eindverslag de bespreking van de resultaten niet beperkt tot de contractuele periode, maar uitgebreid tot gans 2006 en half 2007. De conclusies van de verschillende deelstudies staan geïntegreerd in dit eindrapport. Het 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.

1.3. Organisatie en coördinatie

1.3.1. 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 2006 - 2007 vormt op vele punten een voortzetting van de monitoring uit 2005 (Maris et al, 2006). 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 mesocosmosexperimenten 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.

Door verschuiving in de gunning van het Omescontract start meetjaar 2006 – 2007 start in juni. Zoals beschreven in paragraaf 1.1, zijn de data van januari 2006 tot en met mei 2006 ook (gedeeltelijk) opgenomen in dit rapport (tabel 1.2). Dit rapport bevat dus het jaaroverzicht van 2006 en half 2007.

In de periode juni 2006 - mei 2007 werden 12 maandelijks campagnes georganiseerd (tabel 1.2) voor het opnemen van het longitudinale profiel aan de hand van 20 stations (tabel 1.1). De stations Hansweert, Baalhoek en Bath, alledrie gelegen in Westerschelde, werden in 2006 en 2007 niet meer bemonsterd tijdens de Omes campagnes. Deze 3 stations werden slechts tijdelijk, aanvullend op het normale programma bemonsterd in de periode 2004-2005.

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. Aan de boundary stations werd wel een nieuwe lokatie toegevoegd: Zandvliet (tabel 1.1). Uit de monitoring van de voorbije jaren blijkt immers dat via deze sluis een belangrijk debiet aan water zijn weg vindt naar de Schelde; een reden dus om deze stroom mee te behandelen met de andere zijrivieren.

Voor een tidaal profiel in het estuarium werden 5 13-uurscampagnes georganiseerd (tabel 1.2 en 1.3). De 3 13-uursmetingen werden georganiseerd in een grote campagnes 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 maandelijks

campagne, om de 13-uursdata te kunnen kaderen in een longitudinaal profiel. De campagne werd geconcentreerd in de week van 9 oktober, volgens volgend schema dat de complexiteit van de onderneming illustreert.

Schema 13-uurscampagne

maandag 9 oktober

MS Parel II vaart naar Schellebelle

Materiaal voor 13uursmeting kan aan boord gebracht worden en geïnstalleerd worden.

Parel II overnacht in Schellebelle

dinsdag 10 oktober: 13uursmeting te Schellebelle met MS Parel II en Scaldis

HW Antwerpen : 06.21h - HW Schellebelle: ca. 09.15h

Parel II en Scaldis meten in Schellebelle van ca 9.00h tot ca. 22.00h Na de meting neemt Parel II materiaal over van Scaldis. Parel II blijft overnachten

woensdag 11 oktober: 13uursmeting op Rupel met MS Veremans

HW Antwerpen: 07.11h - HW Boom: ca.08.00h

MS Veremans vertrekt om ca.06h00 richting Boom, MS Parel II vertrekt richting Boom. Beide schepen gaan langszij in de omgeving van de Rupel: materiaal wordt van de Parel II overgezet op de Veremans. Veremans neemt wetenschappelijk personeel aan boord te Boom om 07.30h en vaart stroomopwaarts Boom. De dertienuursmeting start op MS Veremans rond ca 08.00h en loopt tot ca.22.00h.

donderdag 12 oktober: 13uursmeting te Kruibeke met MS Veremans

HW Antwerpen: 07:58h - HW Kruibeke ca.08.30h

Veremans ligt aan ponton Kruibeke vanaf 08.00h en metingen lopen vanaf ca.09.00 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 werden in de periode 2006-2007 vier dertienuurscampagnes georganiseerd, zoals aangegeven in de offerte. Aanvullend op de 13uurs uit het bestek, werd in mei 2006, kort na de inwerkingstelling van het Lippenbroek, een extra 13uurs georganiseerd. In maart 2007 werd de 13uursmeting verlengt tot 26 uren, om twee opeenvolgende getijden te bemonsteren (tabel 1.3).

Tabel 1.1: Omes monitoringsstations in 2006-2007 (de kilometerafstanden zijn afgeleid van de "kubatuurberekingen voor het Scheldebekken", Vlaams Waterbouwkundig laboratorium)

Station	description	Sampling	Station code	km from mouth
Grens	Boei 87, Zandvliet	Veremans	9.1	58
Liefkenshoek	Boei 92	Veremans	10.1	63.5
Melsele	Boei 105	Veremans	11.1	71
Antwerpen	Antwerpen Steen	Veremans	12.1	78
Kruibeke	Kruibeke veer	Veremans	13.1	85
Steendorp	Steendorp kerk	Veremans	14.1	94
Temse	Temse ponton	Veremans	14.2	98.5
Lippenbroek	Lippenbroek Hamme (Driegoten)	Veremans	15.1	103.5
Baasrode	Baasrode ponton	Scaldis I	15.3	113
Dendermonde	Dendermonde brug	Scaldis I	16.2	121
St. Onolfs	St. Onolfs Bocht "Van Damme"	Scaldis I	17.1	125
Appels	Appels veer	Scaldis I	17.2	128
Uitbergen	Uitbergen brug	Scaldis I	18.1	138
Wetteren	Wetteren baanbrug	Scaldis I	19.1	145
Melle	Melle brug	Scaldis I	20.1	151
Boom	Boom spoorbrug	Veremans	21.1	98
Bovenschelde	Bovenschelde	Boundary	22.1	
Durme	Durme	Boundary	23.1	
Dender	Dender	Boundary	24.1	
Zandvliet	Zandvlietsluis, dokzijde	Boundary	25.1	

Tabel 1.2: Uitgevoerde maandelijkse monitoring '06 – '07, met planning voor volgende Omes fase

maand	Beneden Zeeschelde Veremans	Boven Zeeschelde Scaldis I	Opmerking
<i>januari (2006)</i>	<i>10/01</i>	<i>11/01</i>	<i>vorige Omes periode (2005)</i>
<i>februari (2006)</i>	<i>14/02</i>	<i>15/02</i>	<i>buiten bestek Omes bemonsterd</i>
<i>maart (2006)</i>	<i>14/03</i>	<i>15/03</i>	<i>buiten bestek Omes bemonsterd</i>
<i>april (2006)</i>	<i>11/04</i>	<i>12/04</i>	<i>buiten bestek Omes bemonsterd</i>
<i>mei (2006)</i>	<i>09/04</i>	<i>10/05</i>	<i>buiten bestek Omes bemonsterd</i>
 juni (2006)	 13/06	 14/06	 staalname met Scheldewacht II i.p.v. Veremans
juli (2006)	18/07	19/07	
augustus (2006)	22/08	23/08	
september (2006)	12/09	13/09	
oktober (2006)	10/10	11/10	
november (2006)	07/11	08/11	
december (2006)	12/12	13/12	
januari (2007)	09/01	10/01	
februari (2007)	20/02	21/02	
maart (2007)	13/03	14/03	
april (2007)	10/04	11/04	
mei (2007)	22/05	23/05	
 juni (2007)	 19/06	 20/06	 <i>planning Omes 2007-2008</i>
juli (2007)	17/07	18/07	<i>planning Omes 2007-2008</i>
augustus (2007)	21/08	22/08	<i>planning Omes 2007-2008</i>
september (2007)	18/09	19/09	<i>planning Omes 2007-2008</i>
oktober (2007)	16/10	17/10	<i>planning Omes 2007-2008</i>
november (2007)	13/11	14/11	<i>planning Omes 2007-2008</i>
december (2007)	04/12	05/12	<i>planning Omes 2007-2008</i>

Tabel 1.3: Overzicht van de uitgevoerde 13-uurscampagnes 2006-2007, met planning voor volgende Omes fase.

Datum	lokatie	omschrijving
16/05/2006	Lippenbroek	buiten bestek Omes metingen van volledige tijcyclus in polder (start inwatering tot start volgende inwatering)
3/07/2006	Lippenbroek	profielen in estuarium met MS Parel II vanaf start inwatering Lippenbroek tot hoogwater na volgende inwatering simultane metingen van volledige tijcyclus (start inwatering tot start volgende inwatering)
11/09/2006	Lippenbroek	metingen van volledige tijcyclus in polder (start inwatering tot start volgende inwatering),
10/10/2006	Schellebelle	tijmeting vloed tot vloed (MS Parel II en MS Scaldis I)
10/10/2006	Rupel (Terhagen)	tijmeting vloed tot vloed (MS Veremans)
10/10/2006	Kruike	tijmeting vloed tot vloed (MS Veremans)
25/10/2006	Lippenbroek	profielen in estuarium met MS Veremans vanaf start inwatering Lippenbroek tot hoogwater na volgende inwatering simultane metingen van volledige tijcyclus (start inwatering tot start volgende inwatering)
20/03/2007	Lippenbroek	metingen van volledige tijcyclus in polder (start inwatering tot start volgende inwatering),
21/03/2007		buiten bestek Omes verlengt tot een 26uursmeting om dag/nacht fluctuaties te beschrijven
4/06/2007	Lippenbroek	PLANNING OMES 2007-2008 metingen van volledige tijcyclus (start inwatering tot start volgende inwatering) tijdens de nacht (monitoring dag/nacht variaties)
5/06/2007	Lippenbroek	verderzetting van de metingen van 4/6/2007 zodat 26 continue meting werd uitgevoerd (vergelijking dag/nacht) simultane profielen in estuarium met MS Parel II vanaf start inwatering Lippenbroek tot hoogwater na volgende inwatering
27/08/2007	Schellebelle	tijmeting vloed tot vloed (MS Parel II en MS Scaldis I)
28/08/2007	Rupel (Terhagen)	tijmeting vloed tot vloed (MS Scheldewacht II)
29/08/2007	Kruike	tijmeting vloed tot vloed (MS Scheldewacht II)
1/10/2007	Lippenbroek	profielen in estuarium met MS Parel II vanaf start inwatering Lippenbroek tot hoogwater na volgende inwatering simultane metingen van volledige tijcyclus (start inwatering tot start volgende inwatering)
2008	Lippenbroek	13uursmetingen 2008 moeten nog gepland worden

1.3.2. Planning Omes 2007 - 2008

In overleg met alle partners werd reeds de planning voor 2007 - 2008 gedeeltelijk uitgezet. Het betreft in grote mate een voortzetting van de huidige monitoring. De planning werd opgesteld voor de tweede helft van 2007 (tabel 1.2 en 1.3). De planning voor de eerste helft van 2008 dient nog opgesteld te worden. Dit zal vermoedelijk gebeuren in november 2007, wanneer de tijvoorspellingen gekend zijn en de kalenders (wetenschappelijk personeel, beschikbaarheid schepen) voor 2008 opgesteld kunnen worden.

1.3.3. Coördinatie: Omes meeting

In het kader van de kwaliteitscontrole werd op 18 en 19 december door perceel 1 een Omes meeting-workshop georganiseerd. Na 10 jaar Omes was een grondige doorlichting door een internationaal panel van estuariene wetenschappers aan de orde. Alle Omes percelen namen deel aan deze meeting. Samen met hen en de uitgenodigde externe wetenschappers werden de resultaten van de voorbije 10 jaar onder de loep genomen en werd het monitoringsprogramma doorgelicht. Elke partner heeft hiertoe zijn luik binnen het Omes project toegelicht, waarna discussie en kwaliteitscontrole volgde. Hieronder het programma van de eerste dag van de meeting:

10:00 Welcome

*10:30 introduction to OMES (Patrick Meire)
organisation and coordination (Tom Maris)*

11:10 Presentation of the different OMES research groups

- Basic water quality (S. Van Damme, Universiteit Antwerpen)
- Carbon Cycle (Frank Dehairs, VUB)
- Suspended matter (Stanislas Wartel, VUB)
- Phytoplankton (Jeroen Van Wichelen, UGent)
- Primary Production (Jean-Pierre Vanderborght, ULB)
- Zooplankton (Micky Tackx, Université Paul Sabatier Toulouse)

13:00 lunch break

14:00 Data collection and storage (Klaas Deneudt, VLIZ)

14:10 Lippenbroek (Tom Maris, Universiteit Antwerpen)

14:45 Lippenbroek: water and sediments (Jan De Schutter, WL)

15:00: coffee break

15:30 discussion about:

- 1) *The OMES project itself and the research strategies of the different topics*
- 2) *Possibilities for cooperation between estuaries*

19: 30 dinner at Elzenveld

De tweede dag van de meeting was gereserveerd voor samenwerkingsexploratie en excursies in de onderzoeksgebieden.

9:00 Departure from Elzenveld

9:30 Welcome at Kruibeke

- *Presentations on the Flemish approach of estuarine management*
- *Visit to the site*

12:30 Lunch at Tielrode

13:30 Visit to the freshwater tidal marshes of Durme

15:00 visit to Lippenbroek

Aan de meeting namen in totaal 35 wetenschappers deel.

Omes partners:

- voor perceel 1 & 8 (UA – ECOBE): Patrick Meire, Stefan Van Damme, Tom Maris, Eric Struyf, Sander Jacobs, Johny Teuchies
- voor perceel 2 (VUB): Frank Dehairs, Emilie Chevalier
- voor perceel 3 (UA – PLP & VUB): Wouter Vandenbruwaene, Stanislas Wartel, Margaret Chen
- voor perceel 4 (UGent): Jeroen Van Wichelen

- voor perceel 5 (ULB): Jean-Pierre Van der Borght, Michel Verbanck, Lei Chou
- voor perceel 6 (Université Paul Sabatier Toulouse): Micky Tackx
- voor perceel 7 (VLIZ) : Annelies Goffin, Klaas Deneudt

W&Z: Rita Van Ham

Waterbouwkundig laboratorium Borgerhout: Frank Mostaert, Tom De Mulder,
Patrik Peeters, Jan de Schutter

INBO: Erika Van den Bergh

externe wetenschappers

Mariet Hefting (Universiteit Utrecht), Riks Laanbroek (NIOO), Mike Elliot (Humber), Gilles Billen (Seine), Karline Soetaert (CEMO), Stephanie Moussard (Seine Aval), Jean-Paul Ducrotoy (Seine Aval), Caroline Freitag (Hamburg Port Authority), Sonja Wild-Metzko (Hamburg Port Authority), Schoel Andreas (Hamburg Port Authority), Jacky Peeters

De presentaties en bijdragen van de verschillende Omes partners zullen integraal te vinden zijn op de Omes website (in opbouw, meer details in hoofdstuk 9).

1.3.4. Datacollectie en kwaliteitscontrole

Perceel 1 (Universiteit Antwerpen – Ecobe) stond tijdens de vorige Omes perioden in voor datacollectie en beheer in de Omes Databank. Vanaf juni 2006, bij het ingaan van het nieuwe Omes contract, staat VLIZ (Vlaams Instituut voor de Zee) (perceel 8) in voor de datacollectie. Perceel 1 blijft als coördinator toezien op de correcte aanlevering van de data en houdt kwaliteitscontroles. Als voorbeeld van deze kwaliteitscontrole wordt de parameter “chlorofyl a” toegelicht. Deze parameter wordt gemeten door perceel 4 conform het bestek, maar ook de percelen 1 en 5 hebben deze parameter opgenomen in het analyses. In hoofdstuk 3 (Basiswaterkwaliteit) zullen de resultaten van deze kwaliteitscontrole worden toegelicht.

Hoofdstuk 2. Omes synthese

2.1. Beknopt overzicht van de voornaamste resultaten per deelstudie

Dit overzicht van de resultaten werd door perceel 1 (Universiteit Antwerpen) opgesteld. Voor integrale conclusies per deelstudie (perceel) wordt naar de afzonderlijke deelstudies verwezen (Hoofdstukken 3-10).

2.1.1. Deelstudie 1: Basiswaterkwaliteit

In 2006 en 2007 wordt de trend van de voorbije jaren bevestigd. Er is een belangrijke ommekeer merkbaar in de waterkwaliteit. In het begin van de Omes metingen, in de periode 1996-1998, kenmerken zeer lage zuurstofwaarden bijna de ganse Zeeschelde. Een grote vuilvracht passeert de Zeeschelde, de respiratie is dan ook zeer groot en de primaire productie beperkt. De jaren 1999-2000-2001 zijn jaren met sterk toenemende afvoerdebieten, ook in de zomer, met een recordafvoer in 2002. Verdunning van de vuilvracht wordt naar voor geschoven als mogelijke oorzaak van de verbeterende waterkwaliteit. Vanaf 2003 kent het estuarium terug veel lagere afvoerdebieten, vergelijkbaar met de periode 1996-1998. De waterkwaliteit blijft echter opvallend stijgen. Ook in 2006 en 2007 zet deze trend zich sterk voort, met voor het eerst oversaturatie in de vroege zomer van 2006 in de Boven-Zeeschelde. De verbetering van de algemene waterkwaliteit in de Zeeschelde kan wellicht toegeschreven worden aan de sterke algenbloei in het zoete deel van het estuarium. De vuilvrachten in de zijrivieren vertonen immers niet een even sterke daling als deze in het estuarium zelf. De hogere zuurstofwaarden ten gevolge van algenbloei zorgen voor een snellere verwerking van de vuilvracht in de Zeeschelde. Anderzijds zorgt deze algenbloei ook voor een snellere uitputting van de siliciumvoorraad, en treedt siliciumtekort nu jaarlijks op. Omdat de toevoer van stikstof vanuit de zijrivieren in het estuarium niet sterk is afgenomen, blijft de nitraatexport vanuit de Zeeschelde naar Westerschelde hoog.

Het is duidelijk dat de Zeeschelde structureel veranderd is ten opzichte van 10 jaar geleden. Deze veranderingen kunnen moeilijk verklaard worden door veranderingen in de zijrivieren of veranderingen in debieten. De oorzaak zit wellicht bij de primaire productie in het estuarium zelf, die nu veel sterker is dan 10 jaar geleden. Welke factoren 10 jaar geleden bloei onderdrukten, of nu bloei begunstigen, is nog niet opgehelderd.

2.1.2. Deelstudie 2: Koolstofcyclus

Voor een beter inzicht in de complexe koolstofcyclus in het estuarium is de verhouding $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ een belangrijke tool. Deze isotopenverhouding in de 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. De isotopenverhouding in de particuliere organische stof $\delta^{13}\text{C}_{\text{POC}}$ daalt parallel hieraan. Bij bacteriële activiteit daalt de $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$.

De hoogste waarden voor $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ worden het hele jaar rond teruggevonden in de zone 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. De $\delta^{13}\text{C}_{\text{POC}}$ daalt hier sterk 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 1996-2007 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.

De particuliere organische koolstoffractie en particuliere stikstoffractie vertonen in het zoete deel van de Zeeschelde (St. Onolfs) een sterk seizoenaal patroon in de periode 2006-2007, met maxima in de zomer. Aan de grens is dit patroon niet waarneembaar. De waarden liggen stevast lager aan de grens. De hogere waarden en de seizoenale schommeling in de Boven-Zeeschelde kunnen verklaard worden door de sterke algenbloei in dit deel van de zeeschelde.

2.1.3. Deelstudie 3: Sedimentologie

De concentratie aan zwevende stof (SMC) is in stijgende lijn in de Boven-Zeeschelde. De dieptegemiddelde SMC vertoont een duidelijke stijging in de het zoete deel sinds 2004. Dit vertaalt zich vooral in hoge maxima voor SMC nabij het wateroppervlak in 2007. In de Beneden-Zeeschelde worden nabij de bodem lagere SMC waarden opgemeten: in de periode 2002-2004 kwamen SMC waarden onder 100 of 200 mg/l hier amper voor, in de periode 2005-2007 oversteeg de SMC zelden 100 mg/l. De opwaartse verschuiving van zwevende stof maxima die sinds 2005 wordt waargenomen, zette zich in 2006 en het meest uitgesproken in de eerste helft van 2007 voort. De concentraties aan zwevende stof in het estuarium ter hoogte van Lippenbroek zijn ook in stijgende lijn sinds voorjaar 2005, de start van de metingen aan dit station.

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.

2.1.4. Deelstudie 4: fytoplankton

Bij de maandelijkse monitoring van het fytoplankton langsheen de Zeeschelde en de zijrivieren tussen januari 2006 en juli 2007 werden twee perioden van bloei geobserveerd. Beide periodes van algenbloei werden waargenomen in de zoetwaterzone van het estuarium, een eerste bloei in juli 2006, een tweede in oktober. De maxima van fytoplankton biomassa lagen een stuk lager dan in de bijzonder warme en droge zomers van 2003 en 2004. Afvoerdebieten blijken hier de bepalende factor te zijn voor bloeiontwikkeling. De bloei werd net als voorgaande jaren gedomineerd door centrische diatomeeën (vooral *Actinocyclus normanii*, *Cyclotella*

scaldensis en *Stephanodiscus hantzschii*). Chlorofyten (zoals *Desmodesmus* spp. en *Scenedesmus* spp.) speelden enkel in lente en zomer een rol in de zoetwaterzone.

Tussen mei 2006 en juli 2007 werden ook maandelijks fytobenthosstalen genomen op 5 verschillende slikken langsheen een transect over het Schelde-estuarium tussen Gent en de Belgisch-Nederlandse grens. De hoogste chlorofyl a concentraties werden waargenomen op het einde van de zomer van 2006 van de oligohaliene tot de zoetwaterzone op de slikken van Ballooi en Appels. In het uitzonderlijk warme voorjaar van 2007 werden op haast alle slikken hoge maxima waargenomen. Afvoerdebieten spelen een belangrijke rol in de ontwikkeling van de benthische algengemeenschappen, net zoals bij het fytoplankton. Als gevolg hiervan vielen de perioden van fytoplankton- en fytobenthosbloei samen in 2006. De lentebloei van fytobenthos in 2007 kon zich langsheen het ganse estuarium ontwikkelen, wellicht dankzij de uitzonderlijke weersomstandigheden in april 2007. Fytobenthos biomassa kon bijna waargenomen worden vanaf de hoogwaterlijn tot aan de laagwaterlijn. Diatomeeën waren steeds de dominante soort op de slikken in de brakke zone. In de zoetwaterzone werden meer diverse gemeenschappen waargenomen met ook groenalgen en euglenofyten.

2.1.5. 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.

In 2006 varieerde de eufotische diepte tussen 0.37 en 2.50 meter, met een mediane waarde van 0.85 m. Deze waarden voor 2006 komen overeen met de metingen uit de periode 2002-2004. De toename in eufotische diepte die werd waargenomen in 2005, herhaalde zich niet in 2006. De lage eufotische diepte in 2005 kon verklaard worden door lage zwevende stof concentraties, een fenomeen dat zich niet meer voordeed in 2006. Net als de voorbije 5 jaar, vertoont de eufotische diepte een dalende trend van de grens naar de Boven-Zeeschelde toe. Aan de grens bedraagt de eufotische diepte 1.7 m; deze neemt af naar gemiddeld 0.84 m in de zoet zone van de Zeeschelde (meer bepaald de zone tussen km 90 en 151).

De lichtextinctiecoëfficiënt k_d vertoont een lineair verband met de concentratie aan zwevende stof. In 2006 vertoonde de correlatierechte een helling die overeenstemt met deze uit 2002, maar beduidend lager lag dan de periode 2003-2005. De relaties tussen k_d en zwevende stof die wordt opgemeten tijdens de 13uursmetingen, stemde de voorbije jaren goed overeen met de relaties opgesteld tijdens de maandelijkse campagnes. In 2006 echter was dit niet zo. De oorzaak ligt waarschijnlijk bij de slechte lichtomstandigheden tijdens de 13uursmetingen, die in 2006 vrij laat op het jaar gehouden werden (oktober).

De fotosynthese parameters α and P^B_{max} werden in 2006-2007 bepaald voor 9 stations langsheen de Zeeschelde. De range aan parameterwaarden was vergelijkbaar met de voorbije jaren. De hoogste waarden voor α werden waargenomen in lente en zomer 2006 in de brakke zone van de Zeeschelde, en in mindere mate in de lente 2006 ter

hoogte van Melle. In april en mei 2007 lagen de waarden significant lager in de gehele Zeeschelde.

2.1.6. Deelstudie 6: Micro- en mesozoöplankton

De maandelijkse monitoring van micro – en mesozooplankton werd in 2006 - 2007 voortgezet. De taxonomische lijst bevat op momenteel 110 taxa waarvan 45 – bij ons weten – niet in de Schelde waren gerapporteerd voor de start van het OMES project in 1996. 3 rotiferen-taxa die niet eerder waren gerapporteerd in de Schelde werden waargenomen in het Lippenbroek.

Behalve de routine monitoring werd dit jaar bijzonder aandacht besteed aan de evolutie van het zoöplankton in het zoetwater - traject van de Schelde. De copepode *Eurytemora affinis*, die sinds meerdere jaren ‘terug’ is in dit traject, werd als model gebruikt. Gebaseerd op de volledige OMES dataset (1996 – 2005) werd aangetoond dat *E. affinis* aanwezig is stroomopwaarts van km 94 wanneer de gemiddelde abundantie van de soort over het volledige traject (km 71,5 – km 155), $> 800 \text{ ind. m}^{-3}$, de temperatuur $< 13 \text{ }^{\circ}\text{C}$, het debiet $< 200 \text{ m}^3 \text{ sec}^{-1}$, en de zuurstofconcentratie $> 2 \text{ mg l}^{-1}$ is.

Ondanks de verbetering van de zuurstofconcentratie in de Schelde gedurende de laatste jaren, is deze in het traject tussen km 78 en km 89 nog vaak $< 3 \text{ mg l}^{-1}$. Deze situaties blokkeren de ‘terugkeer’ van *E. affinis* stroomopwaarts, waardoor de soort dikwijls afwezig is stroomopwaarts km 94, zelfs als de bovenvermelde condities daar zijn vervuld. Deze bevindingen illustreren de noodzaak tot het beschouwen van het volledige Schelde - continuüm en in het bijzonder het transect km 78 –km 89 om tot realistische beleidsondersteunende modellen voor de Schelde stroomopwaarts van km 94 te komen.

2.1.7. Deelstudie 7: Opwaardering van de Omes Databank

De inhoud van de databank werd overgeladen in de IMERS databank van het VLIZ. Hieraan gekoppeld werd de databank onderworpen aan een kritische evaluatie en kwaliteitscontrole en werden gegevens aangevuld waar mogelijk. De databank werd uitvoerig beschreven aan de hand van gedetailleerde fiches voor de verschillende subsets.

Een OMES project website werd uitgewerkt en is te raadplegen op <http://www.vliz.be/projects/omes>. Deze website beschrijft de achtergrond en doelstellingen van het OMES project en geeft meer info over partners en activiteiten. Er werd een publiek en een restricted domein voorzien. De data system pagina van de publieke website geeft een overzicht van de betrokken personen en instituten, publicaties en een uitvoerige beschrijving van de datasets opgenomen in de databank. Een gebruiksvriendelijke website databank-interface maakt het mogelijk op geordende en gerichte manier gegevens op te vragen. Enkel gegevens die volgens de datapolicy vrijgegeven mogen worden, zijn hier beschikbaar. Op het restricted domein kunnen partners en eindgebruikers interne documenten raadplegen, maar hebben ze ook toegang tot de volledige set van meetgegevens van de OMES databank.

Voor de verdere opwaardering van de databank werden datasets, verzameld in het kader van OMES, geïdentificeerd en beschreven. Deze zullen in de toekomst opgenomen worden in de databank. Een lijst met bestaande datasets die een waardevolle aanvulling kunnen zijn voor de OMES databank werd samengesteld.

Om het belang van het OMES project in de opvolging van de ontwikkelingen van de Schelde te belichten, zal in juni 2008 een OMES-dag georganiseerd worden, waarin de verschillende componenten van het onderzoek en hun toepassingen naar voren komen en voldoende pers aandacht zal gecreëerd worden. Om een breder publiek aan te spreken wordt een videofragment rond de Schelde en het OMES project uitgewerkt.

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

Dit onderzoek bestaat uit 3 luiken. Een eerste en tweede luik bevatten de onderzoeken in de mesocosmosexperimenten te Wilrijk en Kruibeke. De opstellingen werden vernieuwd en aangepast aan nieuwe tijtsituaties. Rietgroei en de invloed van zware metalen werd er opgevolgd en vergeleken met natuurlijke, buitendijkse gebieden.

De meeste aandacht ging naar het 3^{de} luik: Lippenbroek. In een 10 ha grote polder wordt het concept GOG-GGG uitvoerig getest op functionaliteit naar veiligheid en ecologie. GOG-GGG staat voor gecontroleerd overstromingsgebied met gecontroleerd gereduceerd getij. Doel is om in een laaggelegen polder beperkte instroom van water toe te laten om een estuarien habitat te ontwikkelen, zonder te raken aan de veiligheidsfunctie van een GOG. Intensieve monitoring in het pilootproject Lippenbroek moet de functioniteit van het concept onderzoeken.

De gekozen sluisconfiguratie blijkt zeer goed het getij te reduceren tot het niveau van de polder, zonder te raken aan de vereiste springtij-doodtij variatie, noodzakelijk voor het estuariene ecosysteem. Het systeem heeft een duidelijk positieve invloed op de waterkwaliteit, met sterke aanrijking met zuurstof, ook nalevering van silicium op momenten van depletie in het estuarium werd waargenomen. In de polder zelf is een evolutie waarneembaar naar een ecosysteem met een duidelijke estuariene invloed.

Sedimentatiemetingen tonen grote verschillen in sedimentatiesnelheid, afhankelijk van tijomstandigheden, afstand tot kreek en afstand tot het sluizencomplex. De accretie gaat van enkele mm tot meer dan 10 cm. Anderzijds wordt ook erosie waargenomen in de centrale kreek en ontstaan er tal van nieuwe geulen. Tijdens dit eerste jaar GGG-werking zijn sterke veranderingen opgetreden. Voor het opmaken van een balans is het echter nog te vroeg. Voorspellingen over netto sedimentatie op lange termijn, op basis van deze initiële sedimentatie- en erosiesnelheden is niet mogelijk.

Hoofdstuk 3. Basiswaterkwaliteit

T. Maris
T. Cox
P. Meire

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

Onderzoeksgroep Ecosysteembeheer (ECOBEB), 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 Zeeschelde beschikt dankzij Omes over een dataset voor basiswaterkwaliteit van meer dan 10 jaar. Gedurende die 10 jaar tekenen zich duidelijke trends af. Net door de lange meetreeks, kunnen nu langetermijntrends onderscheiden worden van andere fenomenen zoals variërende debieten. In dit hoofdstuk wordt een overzicht gegeven van alle Omes resultaten (periode december 1995 – juni 2007). De meest recente data (periode januari 2006 – juni 2007) zullen iets meer in detail toegelicht worden.

3.2. Overzicht van de gemeten parameters

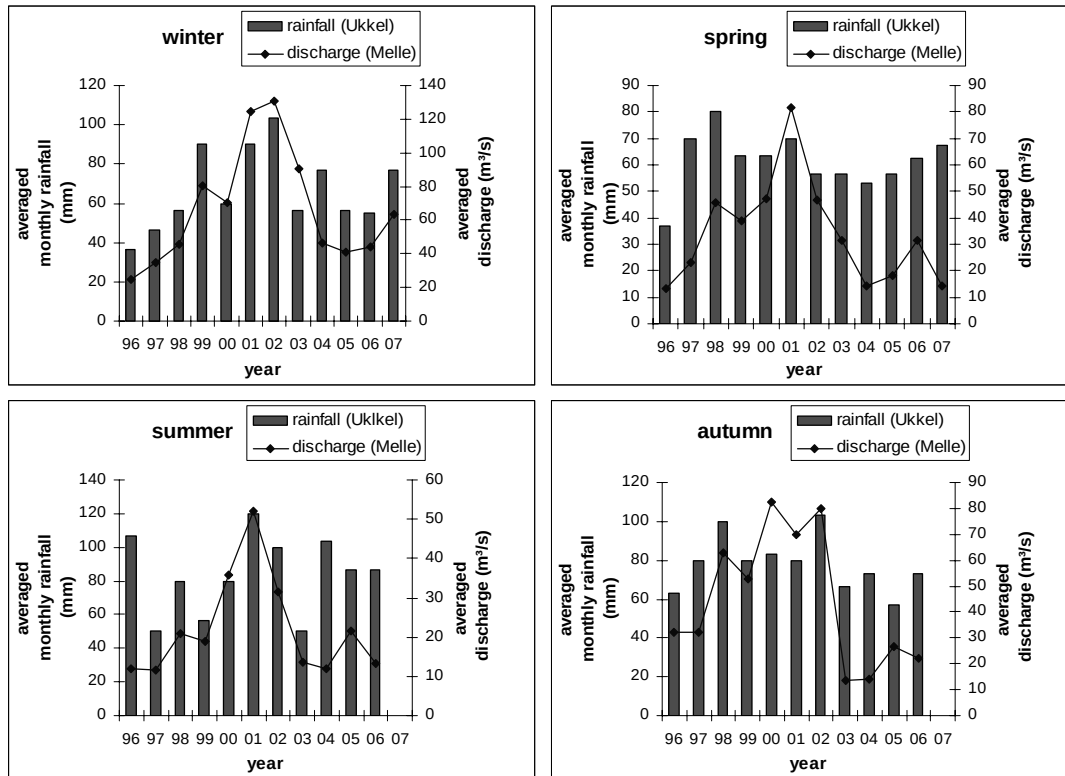
Vanaf de start van Omes in december 1995 werd basiswaterkwaliteit opgevolgd. De parameters binnen het luik basiswaterkwaliteit gemeten door Universiteit Antwerpen (en voorheen door INBO), zijn de voorbije jaren licht gewijzigd. Tabel 3.1 geeft een overzicht. Sommige parameters (turbiditeit, redox, stroomsnelheid) werden niet bij elke campagne bepaald, maar enkel tijdens 13uurscampagnes. De analysemethode voor Chl a werd in 2006 grondig aangepast. Paragraaf 3.3 gaat hier uitgebreid op in.

Tabel 3.1: overzicht van de gemeten parameters basiswaterkwaliteit (1995-2007)

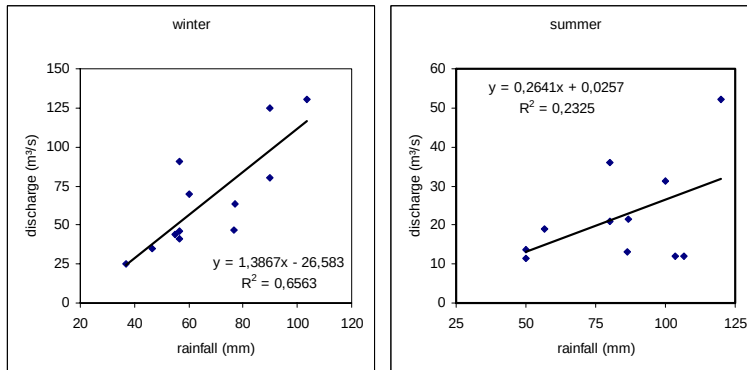
	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007
Specifieke geleidbaarheid	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
temperatuur	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Cloride	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
COD											x	x	
DOC		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
KJEHLN	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
NH4-N	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
NO2-N	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
NO3-N	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
Zuurstof (% verzadiging)	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
pH	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
redox			x	x	x	x		x	x	x		x	x
sulfaat	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
Biogeen Si (BSi)													x
spm						x	x	x	x	x	x	x	x
turbidity	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x	x	x
BOD5	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											x	x	x
phaeophytines												x	x
stroomsnelheid												x	x

3.3. Hydrologisch en klimatologisch overzicht

De invloed van afvoerdebieten op de basiswaterkwaliteit in de Zeeschelde is groot. Struyf et al. (2004) toonden reeds aan dat de sterke stijging van de debieten in de periode 1998 – 2002 significant gerelateerd is aan de afname van nutriëntconcentraties. Hoge debieten veroorzaken verdunning, maar daarom nog geen afname van de vracht. Vorige Omes rapporten meldden eerder een toename van de totale vracht. Een toename van de diffuse input wordt als voornaamste oorzaak naar voor geschoven. Door de lange datareeks die nu voorhanden is, worden deze trends duidelijker. Bovendien kan de huidige waterkwaliteit anno 2006-2007 vergeleken worden met perioden uit de jaren '90 met gelijkaardige debieten. 2006 en half 2007 waren jaren met gemiddelde tot lage afvoerdebieten, in dezelfde grootteorde als de jaren 1997-1998. Wel valt op dat er, op de winter na, weinig verband te leggen valt tussen neerslag en debieten (fig. 3.1). In de winter is de correlatie vrij goed (fig.3.2), maar tijdens de andere seizoenen ontbreekt elk verband. Wellicht heeft het sluisbeheer te Gent, waarbij water van de Bovenschelde wordt omgeleid naar de Gentse kanalen, een grotere invloed op de debieten dan de neerslag zelf. 2004, 2005 en 2006 kenden ondanks het natte voorjaar en de zomer met normale neerslag toch lage afvoerdebieten. Een grondige analyse van het sluisbeheer te Gent dringt zich op. Aangezien afvoerdebieten een directe invloed hebben op verblijftijd van nutriënten en algen, kan het sluisbeheer een determinerende impact hebben op het ecosysteem in de Zeeschelde.



Figuur 3.1: Neerslag te Ukkel (data KMI; www.kmi.be) en debieten te Melle (data WLH)



Figuur 3.2: correlatie tussen neerslag (Ukkel, data KMI) en debiet (Melle, data WLH) in de wintermaanden (januari-maart) en zomermaanden (juli-september) voor de periode 1996 – 2007

3.4. Algemene waterkwaliteit

De algemene waterkwaliteit in de Zeeschelde zal toegelicht worden 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 de belangrijkste parameters is telkens een plot opgesteld van de volledige omes dataset (december 1995- juni 2007), indien nodig illustreert een kleine plot de veranderingen van het voorbije omes jaar (periode jan 2006- juni 2007). De plots geven de temporele en ruimtelijke trends weer vanaf de Belgisch-Nederlandse grens (station “Grens”, km 58) tot aan Gent (station Melle, km 151). De grijswaardenschaal geeft de concentratie weer; om belangrijke verschillen bij lage concentraties extra in de verf te zetten, is

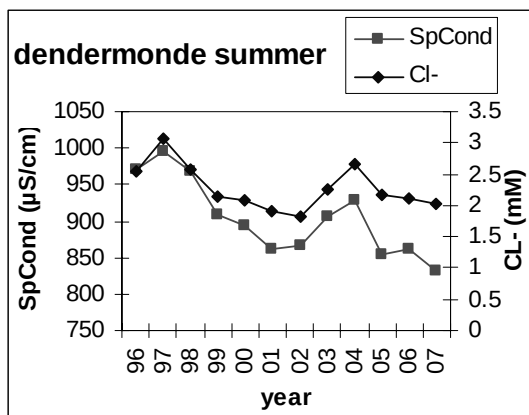
deze schaal niet steeds lineair. Alle surfergrafieken staan achteraan dit hoofdstuk gegroepeerd.

3.5. Specifieke conductiviteit

Specifieke conductiviteit (surfer 3.1) wordt hier gerapporteerd als maat voor de saliniteit. Aangezien op de Omes campagnes geen echte saliniteitsmetingen gebeuren, maar enkel geleidbaarheden worden gemeten, worden hier enkel de gemeten geleidbaarheden gerapporteerd. Vele meettoestellen kunnen deze meetwaarden wel automatisch om naar saliniteit omrekenen. Omdat de gebruikte omrekenformules niet algemeen gelden, verdient een rapportage van de gemeten geleidbaarheid de voorkeur.

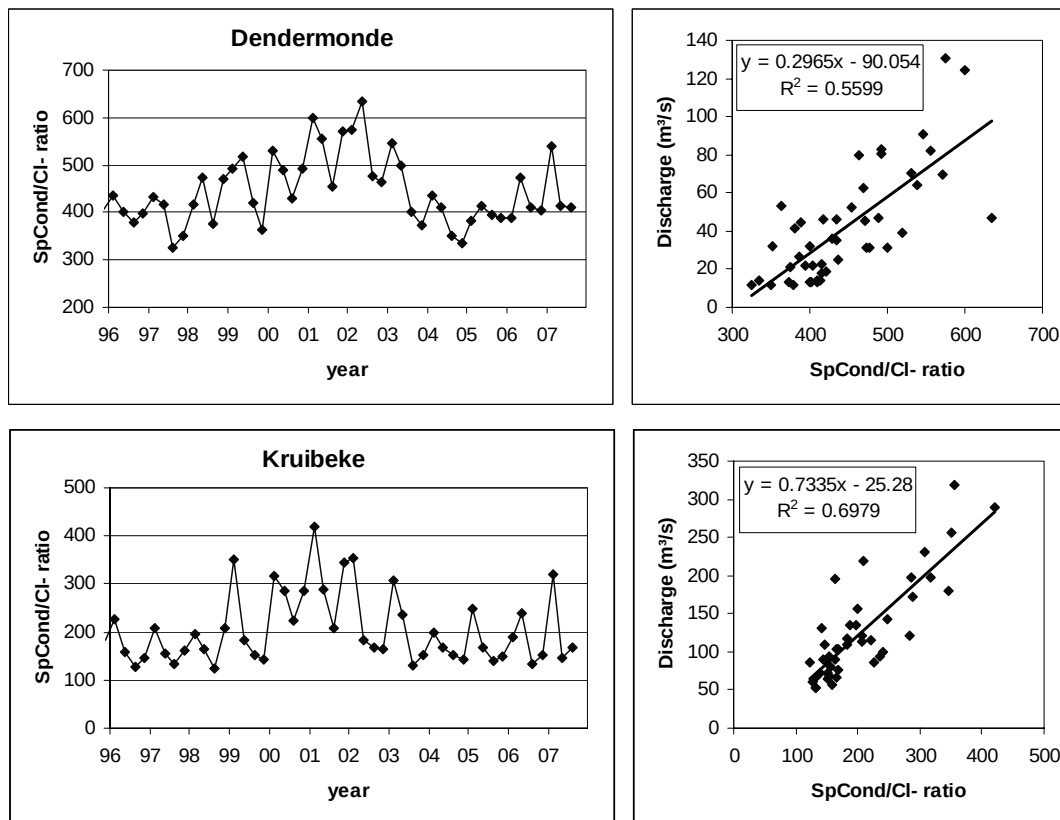
De specifieke geleidbaarheid volgt duidelijke seizoenale trends: tijdens lage zomerdebieten dringt de saliniteit zo'n 20 km dieper in het estuarium dan met hogere winterdebieten. De invloed van natte en droge jaren, meer bepaald de invloed van jaren met lage en hoge debieten, is ook duidelijk zichtbaar. De jaren 2000, 2001 en 2002 kennen door de hoge afvoerdebieten een lage geleidbaarheid.

In het zoete deel van de Zeeschelde kent de geleidbaarheid een dalende trend (fig. 3.3), vooral in de zomermaanden, die niet volledig verklaard kan worden door afnemende debieten. Verbetering van de waterkwaliteit, met afname van nutriënten, kan een daling in de geleidbaarheid veroorzaken. De concentratie Cl^- daalt evenwel ook.



Figuur 3.3: Specifieke geleidbaarheid en Cl^- gehalte te Dendermonde tijdens de zomermaanden (juni-juli-augustus).

De geleidbaarheid wordt in hoofdzaak bepaald door de chlorides (Cl^-) in het water. De ratio $\text{SpCond}/\text{Cl}^-$ is echter niet constant in de tijd (fig 3.4), maar toont een duidelijke debietsafhankelijkheid. Bij hoge afvoerdebieten, neemt het aandeel Cl^- in de geleidbaarheid af, zowel in het zoete Dendermonde, als in het brakkere Kruibeke, maar daar wel veel minder. Omrekenen van SpCond naar Cl^- (of naar saliniteiten) is dus geen evidentie.



Figuur 3.4: SpCond/Cl- ratio en de correlatie tussen deze ratio en het afvoerdebiet. Voor Dendermonde werden de afvoerdebieten te Melle gehanteerd, voor Kruibeke de afvoerdebieten van Schelle (debietsdata WLH).

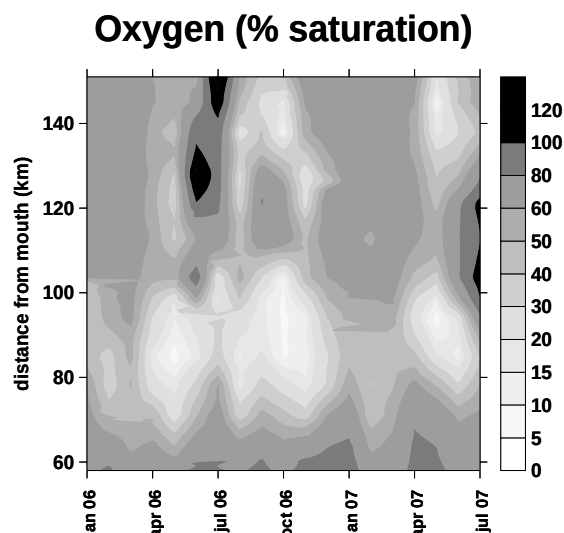
3.6. Zuurstof

In 2006 werd een historische grens overschreden: voor het eerst sinds de Omes metingen werd meer dan 100% zuurstofverzadiging gemeten in de Zeeschelde (surfer 3.2, fig. 3.5). Het is de eerste maal dat zuurstofproductie ten gevolge van algenbloei, gemeten in juni '06 (St. Onolf – Appels) en juli '06 (Wetteren – Melle), de bovenhand haalt op bacteriële respiratie, en dat de eutrofiëring van de Schelde zich uit in oversaturatie. In juli 2007 schieten de O₂-waarden weerom boven de 100%, te Lippenbroek en Dendermonde.

De zuurstofconcentraties zijn al jaren in stijgende lijn (surfer 3.2) in de Zeeschelde. Ter hoogte van de Belgisch-Nederlandse grens is de stijging minimaal; hier kende de Zeeschelde steeds waarden van 60% verzadiging of meer ten gevolge van uitwisseling met de zuurstofrijke Westerschelde. De zuurstofverzadiging is hier debietsafhankelijk: bij hoge debieten vermindert de invloed van de Westerschelde (geleidbaarheid wordt ook teruggedrongen) en neemt het zuurstofgehalte af.

Ter hoogte van de monding van de Rupel (km 92) is de stijgende trend van zuurstof zeer goed waarneembaar. Aan de Rupelmonding bevindt zich het zuurstofminimum van het estuarium. Via de Rupel kwam immers, tot voor kort, de grotendeels ongezuiverde vuilvracht van Brussel in de Zeeschelde. In 1996 en 1997 blijven de zuurstofwaarden bijna het ganse jaar onder de 20% nabij de Rupel, vanaf 1998

verbetert deze situatie en worden de zuurstofdepleties meer en meer een zomerprobleem. Tijdens de zomermaanden zal, ten gevolge van een hogere temperatuur, de bacteriële afbraak van de vuilvracht quasi alle O₂ in de waterkolom consumeren.



figuur 3.5: zuurstofverzadiging in de Zeeschelde (periode januari 1996- juli 2007) Zwart duidt perioden van oversaturatie aan.

Tussen 1998 en 2002 wordt de zuurstofdepletie minder intens en wordt ook de ruimtelijke spreiding van het zuurstoftekort kleiner. De steeds toenemende debieten kunnen hier een verdunnend effect gehad hebben op de vuilvracht en zo de verbetering mede verklaren. Maar de verbetering zet zich na 2002 verder bij afnemende debieten, zodat er sprake is van een structurele verbetering. Jaar na jaar stijgen de zuurstofwaarden rond de Rupelmonding, hoewel de vuilvracht in de Rupel zelf niet sterk gewijzigd is in de periode 1998-2006. Een toename van de primaire productie, meer stroomopwaarts in de Zeeschelde, ligt wellicht aan de basis van stijgende zuurstofwaarden aan de Rupel.

In het voorjaar 2007 is de langverwachte waterzuivering op de Zenne in werking getreden. Of dit mee aan de basis ligt van de hogere zuurstofwaarden aan de Rupelmonding is niet duidelijk. De hogere zuurstofwaarden in voorjaar 2007 passen mooi in de stijgende trend van de voorbije jaren. Bovendien is de vuilvracht komende vanuit de Rupel vooralsnog niet spectaculair gedaald (zie 3.12 Rupel). Ook in 2007 kan de stijging in O₂ wellicht toegeschreven aan toegenomen primaire productie in de Boven-Zeeschelde.

De stijging van het zuurstofgehalte in de Boven-Zeeschelde is spectaculair. Daar waar in de zomers van 1996 en 1997 de zuurstofverzadiging niet boven de 20% uitkomt, kan men in 2006 oververzadiging optekenen. Jaar na jaar zijn de zuurstofcondities verbeterd in dit deel van de Zeeschelde. Tussen 1998 en 2002 liggen de steeds toenemende debieten wellicht mee aan de bron van deze stijging door verdunning van de vuilvracht. De concentratie aan ammonium in de Bovenschelde lag in deze periode duidelijk lager. Hoewel gedeeltelijk een kip of ei probleem, betekent de continue daling van ammonium ook een daling van de zuurstofvraag door nitrificatie. Nochtans

vertoont de biologische zuurstofvraag (waarin nitrificatie vervat zit) geen duidelijke trend. Voorts is wellicht toenemende primaire productie in de Boven-Zeeschelde mee een verklarende factor in de stijgende zuurstofwaarden. De zuurstofproductie overtreft soms de consumptie, wat in mei en juni 2006 voor het eerst leidt tot oversaturatie tijdens de maandelijkse campagnes.

Waarom primaire productie de laatste jaren veel sterker speelt dan eind jaren negentig, blijft onduidelijk. Beide perioden kenden gelijke afvoerdebieten, zodat uitspoeling niet aan de basis kan liggen van de lagere primaire productie eind jaren negentig. In de periode 1998-2002 zou uitspoeling wel de oorzaak kunnen zijn van verminderde primaire productie, de chlorofylwaarden liggen ook duidelijk lager in deze periode. Dat de lagere productie zich niet vertaalt in lagere zuurstofwaarden, is wellicht het gevolg van de eerder beschreven verdunningseffecten.

3.7. Stikstof

De ammoniumconcentraties zijn spectaculair gedaald de voorbije 10 jaar (surfer 3.5). In 2006 blijven de ammoniumwaarden in bijna de ganse 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 nitraatwaarden stijging parallel met de daling van ammonium (surfer 3.4). 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 3.6). Weerom kunnen debieten een verdunnend effect gehad hebben. Vanaf 2003 blijft de TDIN constant, 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 aanvoer van TDIN vanuit Bovenschelde en zijrivieren is de voorbije jaren weinig afgenomen. 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 Bovenschelde en Rupel. Mogelijk werpt de inspanning naar tertiaire zuivering stilaan vruchten af, maar ook daling van de diffuse input onder impuls van het beleid kan een verklarende factor zijn. Op de Rupel was een spectaculaire daling verwacht in het voorjaar van 2007, ten gevolge van zuivering op de Zenne, maar de waargenomen daling is eerder beperkt. 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 tijdens de zomermaanden amper 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.

3.8. Chlorofyl a

De chlorofyl a concentratie is sterk toegenomen tussen 1996 en 2007 (surfer 3.3). De gevolgen hiervan op zuurstofconcentraties werden al eerder besproken. De oorzaak van deze toename in chl a en dus in algen ligt niet voor de hand. Debietschommelingen kunnen niet aan de basis liggen van deze toename. Tussen 1996 en 2001 wordt immers een stijgende chl a concentratie waargenomen, ondanks een toename van het zomerdebiet en dus meer kans op uitspoeling. Piekdebieten na perioden van hevige zomerregens verklaren vermoedelijk wel perioden van sterke terugval van de algenpopulatie. Zo kent de zomer van 2002, een zomer met hoge piekafvoer, lagere chl a concentraties. In juli 2005 en augustus 2006 wordt een dip in het chl a patroon ook voorafgegaan door een piekdebiet. De zomer van 2004, de zomer met de laagste afvoerdebieten van dit millenium (maar niet lager dan die van 1997) kende de hoogste chl a pieken. Door de zeer lage afvoerdebieten tijdens het zachte najaar, werden tot in oktober zeer hoge chl a waarden gemeten. Maar de duidelijke omslag van de jaren '90 naar nu kunnen niet met debietsgegevens verklaard worden. De periode 1996-1998 heeft gemiddeld veel lagere chl a waarden dan de periode 2003-2007, een periode met toch vergelijkbare afvoerdebieten.

Lichtklimaat en zwevende stof is de beschouwde periode ook niet dermate gewijzigd dat dit als oorzaak van de toegenomen primaire productie naar voren geschoven kan worden. Nutriëntlimitatie is er nooit geweest, behalve (wellicht in toenemende mate) door silicium. Dus hebben wellicht andere factoren een inhiberende werking gehad op de groei van algen.

De toegenomen chl a waarden zijn ook een fenomeen eigen aan het estuarium: de bloei wordt niet geïmporteerd vanuit de zijrivieren. De concentraties in het estuarium liggen immers bijna steeds hoger in het estuarium dan in de zijrivieren. De fytoplanktonbloei in de rivieren valt meestal voor de bloeipiek in het estuarium.

3.9. Silicium

Silicium vertoont duidelijke seizoenale en longitudinale trends (surfer 3.7). Siliciumconcentraties bereiken maxima in de winter, minima in de zomer. Op de surfer is weerom duidelijk de trendbreuk tussen de periode 1996-1998 en 2003-2007 te zien. Daar waar in de jaren '90 depletie sporadisch voorkwam, komt vanaf 2003 depletie jaarlijks voor, en spreidt de depletie zich uit over een veel groter deel van het estuarium.

In 2004 is de depletie aan Si het grootst. Wellicht spelen de lage zomerdebieten een rol. Diatomeeën, die de Si pool uitputten, zijn immers gevoeliger aan uitspoeling. Lage debieten begunstigen dus deze algengroep en kunnen dus leiden tot een totale uitputting van Si in de Boven-Zeeschelde. In 2006, een jaar met ook zeer lage

zomerdebieten, is de depletie niet zo sterk aanwezig als in 2004. Een piekdebiet in de zomer heeft wellicht een sterke diatomeebloei onderdrukt. In juli en augustus daalt de diatomeepopulatie (data UGent) en neemt het aandeel van andere algen toe. Hogere debieten zorgen bovendien ook voor een grotere aanvoer van Si uit het bovenbekken.

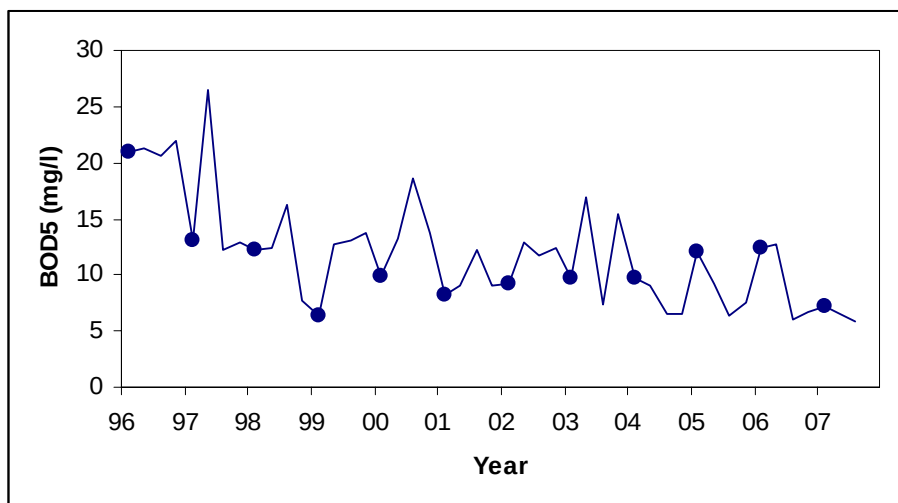
De Si depletie concentreert zich in hoofdzaak in de Boven-Zeeschelde. Ter hoogte van de Rupel neemt de depletie af. Omdat de Rupel, wegens het ontbreken van een normale diatomeeënpopulatie zelf geen Si consumeert, vormt deze zijrivier een belangrijke bron aan Si voor het estuarium. Eenmaal voorbij de Rupelmonding, neemt de concentratie terug af naar de Westerschelde toe, een verdunningseffect. Door de toegenomen primaire productie in de Zeeschelde, en dus de toegenomen consumptie van Si, is de export van Si naar de Westerschelde afgenomen in de periode 2003-2007 ten opzichte van de voorgaande jaren.

3.10. Biologische zuurstofvraag

De biologische zuurstofvraag (BOD_5) kent een grillig verloop (surfer 3.8). Toch is een duidelijk trend waarneembaar: de concentraties zijn in dalende lijn. De oorzaak kan gevonden worden bij een snellere afbraak in het estuarium zelf door de gestegen zuurstofwaarden. De BOD_5 -waarden in Rupel en Bovenschelde zijn de voorbije jaren immers niet afgenomen (zie ook 3.11).

Ter hoogte van de grens met Nederland is er weinig veranderd de afgelopen 10 jaar. De BOD_5 -waarden waren hier steeds laag, onder de 5 mg/l, met uitzondering van de winter. Ondanks een grotere verdunning en systematisch hogere O_2 -waarden, liggen de BOD_5 -concentraties 's winters steeds hoger. Bacteriële afbraak van de vuilvracht wordt in de winter geremd door lage temperaturen.

In de Boven-Zeeschelde, waar sinds 2003 een duidelijke ommekeer bezig is, wijzigt het BOD_5 -patroon sterk (fig 3.6). De dalende trend is hier het sterkst waarneembaar. Deze is vooral toe te schrijven aan een sterke daling van de BOD_5 -waarden in de zomer. Anders dan ter hoogte van de grens, kende de BOD ter hoogte van Dendermonde patroon met pieken in de lente of zomer, en dalen in de winter (fig. 3.6). De zeer lage zuurstofwaarden in de Boven-Zeeschelde in de zomer, lieten wellicht geen snelle en volledige afbraak van het organisch materiaal toe. In de winter kon deze afbraak wellicht ook niet doorgaan, maar zorgde verdunning voor een daling van de concentraties. Sinds 2004 is dit patroon geïnverteerd. De hoge zuurstofwaarden leiden in de zomer tot sterke afbraak van het organisch materiaal, met lagere concentraties aan BOD_5 tot gevolg. Afbraak in de zomer wordt belangrijker dan verdunning in de winter.



Figuur 3.6: Seizoensgemiddelde BOD₅-waarden te Dendermonde. De bolletjes markeren de winterperiode, in de jaren '90 een periode van minima, de laatste jaren echter maxima.

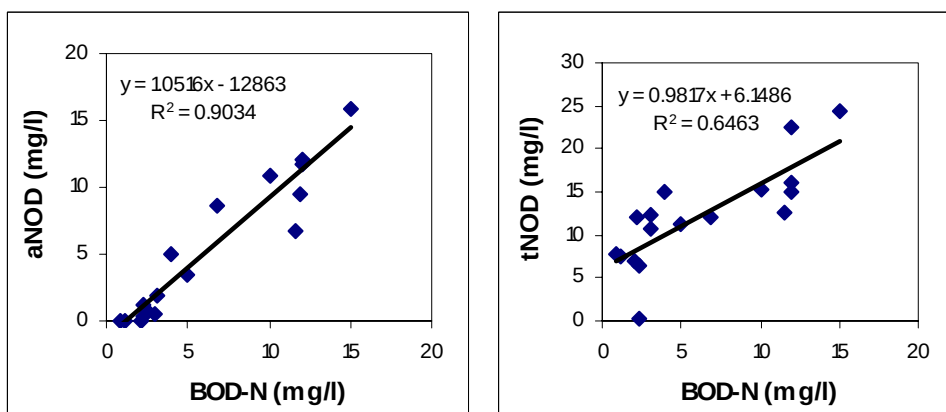
Dankzij de grote dataset van Omes wordt het mogelijk een inzicht te krijgen in welke fracties in de vuilvracht sneller afbreken en zorgen de zomerdaling in BOD₅. BOD₅ is op zich een complexe parameter: het is een maat voor de biologisch afbreekbare organische belasting, de zuurstofvraag, en wordt bepaald door een waterstaal donker te incuberen gedurende 5 dagen bij 20 graden. Het zuurstofverbruik gedurende die 5 dagen is de BOD₅. Mineralisatie van de vuilvracht en nitrificatie van alle NH_4^+ zijn de belangrijkste zuurstofconsummerende processen. Experimenten met nitrificatieremmers (BOD N-serve) in het BOD-staal, moeten toelaten 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 (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 NH_4^+ en NO_2^- en de zuurstof vereist om deze te oxideren tot NO_3^- . Figuur 3.7 toont voor de zomermaanden (juli-augustus-september) een goede correlatie tussen de experimenteel bepaalde BOD-N en de berekende aNOD. Op basis van deze correlatie kan voor de ganse Omes meetperiode de bijdrage van nitrificatie aan de BOD₅ ingeschat worden voor de zomermaanden (fig 3.8). Hieruit blijkt dat de dalende trend in de zomer vooral toe te schrijven is aan de zeer sterke daling van de aNOD, en in veel mindere mate aan een daling van de organische koolstof vracht (al is ook hierin een beperkte daling merkbaar).

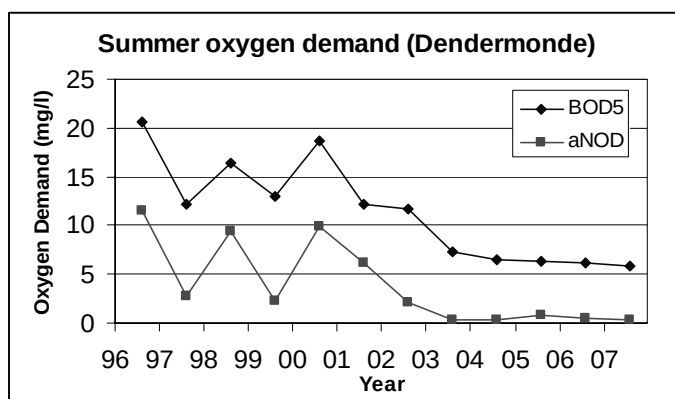
Voor de andere seizoenen kan deze oefening evenwel (nog) niet gemaakt worden; Enkel voor de zomermaanden vinden we een overeenkomst tussen de berekende aNOD en de gemeten BOD-N. Dit hoeft ons niet al te zeer te verbazen: nitrificerende bacteriën groeien traag en zijn sterk afhankelijk van temperatuur. Enkel in de zomermaanden in 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.

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 genitificeerd, 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 stikstoffractie. 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 stikstoffractie 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 3.7: 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 3.8: Gemiddelde zomerwaarden van biologische zuurstofvraag (BOD₅) en de berekende anorganische stikstof-zuurstofvraag te Dendermonde

3.11. Rupel en Bovenschelde

Ter hoogte van de Rupelmonding kent het estuarium een duidelijk dieptepunt in de waterkwaliteit. De Rupel met de grote vuilvracht van de Zenne, die tot voor kort het ongezuiverde afvalwater van Brussel vervoerde, was de oorzaak van de slechte waterkwaliteit in een brede zone, zowel stroomopwaarts als –afwaarts van de Rupel. De Rupel wordt daarom vaak als grootste bron aan nutriënten voor het estuarium beschouwd.

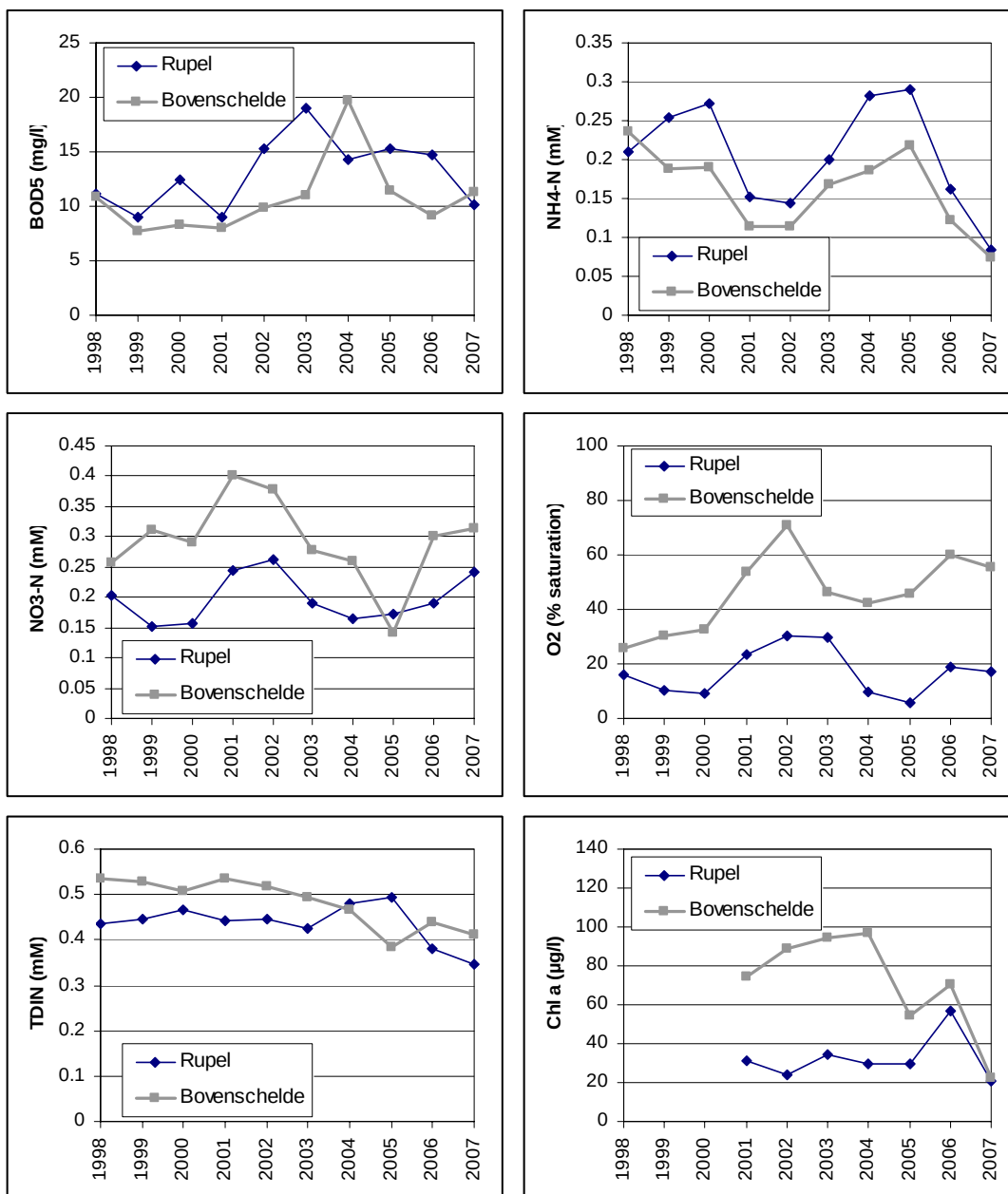
Sinds voorjaar 2007 is de waterzuivering op de Zenne in werking getreden. De verwachtingen voor de Schelde zijn hoog. Daarom worden hieronder de resultaten van het voorjaar 2007, het eerste voorjaar met waterzuivering op de Zenne, vergeleken met de lentes van de voorbije jaren (figuur 3.9).

In 2007 zijn de gevolgen van de waterzuivering op de Zenne nog niet duidelijk merkbaar in de Rupel. De waterkwaliteit lijkt licht verbeterd voor de meeste parameters, maar een onderscheid tussen toevallige schommelingen, bestaande trends en effecten van de waterzuivering. In het estuarium zelf is een duidelijke verbetering optekenbaar rond de monding van de Rupel, maar die lijkt meer een verderzetting van een bestaande trend, dan een rechtstreeks gevolg van zuivering op de Zenne.

Hoewel de zone rond de Rupelmonding de sterkst vervuilde zone in de Schelde is, zijn Rupel en Bovenschelde aan elkaar gewaagd betreffende de vuilvracht. Bovendien is de vuilvracht in beide rivieren niet significant gedaald de voorbije jaren. De verbetering van de waterkwaliteit in de Boven-Zeeschelde kan bijgevolg niet toegeschreven worden aan effecten in de bovenrivieren, maar zijn het gevolg van een verbeterde primaire productie in het estuarium zelf.

3.12. Conclusie basiswaterkwaliteit

Het is duidelijk dat de Zeeschelde structureel veranderd is ten opzichte van 10 jaar geleden. Deze veranderingen kunnen moeilijk verklaard worden door veranderingen in de zijrivieren of veranderingen in debieten. De oorzaak zit wellicht bij de primaire productie in het estuarium zelf, die nu veel sterker is dan 10 jaar geleden. Welke factoren 10 jaar geleden bloei onderdrukten, of nu bloei begunstigen, is nog niet opgehelderd.



figuur 3.9: Biologische zuurstofvraag (BOD5), Ammoniumstikstof (NH4-N), nitraatstikstof (NO3-N), zuurstofverzadiging (O2), totale anorganische stikstof (TDIN) en chlorofyl a (chl a) in Rupel en Bovenschelde tijdens het voorjaar (gemiddelden voor de maanden april-mei-juni).

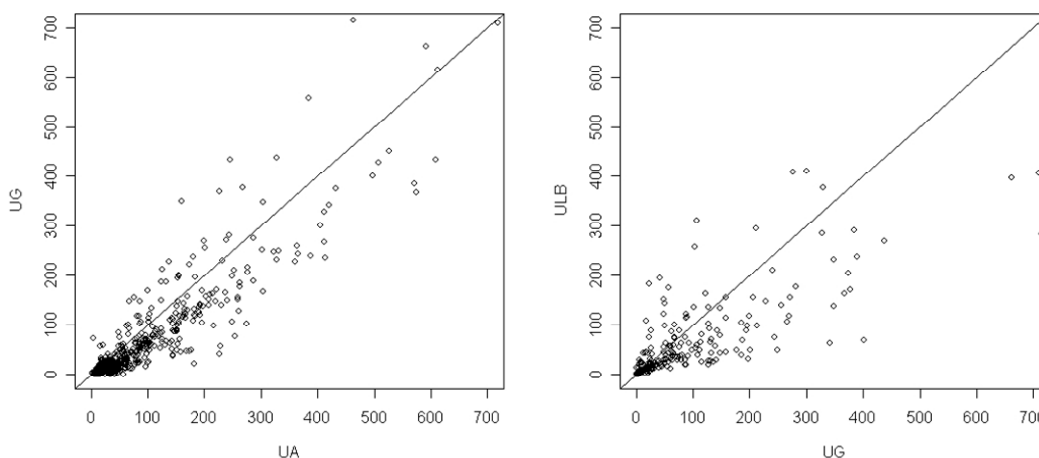
3.13. Kwaliteitscontrole chlorofyl a

3.13.1. Achtergrond

Vanaf 2002 worden in het kader van OMES door drie verschillende onderzoeksgroepen (UGent, ULB, Universiteit Antwerpen) chlorofyl a concentraties bepaald op de maandelijkse meetcampagne. Chl a is een elementaire parameter om de algenbiomassa in te schatten en dus cruciaal voor modellering van primaire productie. Kleine meetfouten op de chl a bepaling, kunnen tot grote verschillen leiden voor de

inschatting van primaire productie. Een doorlichting van resultaten van de verschillende onderzoeksgroepen is dus uitermate belangrijk.

UA en UGent nemen stalen uit hetzelfde volume geschept Scheldewater; ULB neemt rond hetzelfde tijdstip een ander waterstaal aan de andere zijde van de boot. De data werden doorgestuurd naar de UA om daar centraal beheerd te worden. Bij analyse van de data van 2002 t.e.m. 2005 werden echter discrepanties vastgesteld tussen de resultaten van de verschillende groepen zoals bekend bij de UA (fig 3.10).



Figuur 3.10: intercalibraties van de chl a data ($\mu\text{g/l}$), links tussen Universiteit Gent (UGent) en Universiteit Antwerpen (UA), rechts tussen Université Libre de Bruxelles (ULB) en Universiteit Antwerpen (UA)

3.13.2. Noodzakelijke correcties in aangeleverde data

Bij nazicht bleken zowel de data aangeleverd door de UGent als van de ULB fouten te bevatten.

Universiteit Gent

Door problemen met de calibratie waren door de UGent foute waarden gerapporteerd voor de september en oktober 2002 (Marie Lionard, pers. comm.). Gecorrigeerde waarden voor chlorophyll a werden doorgestuurd, de andere pigmenten werden correct gerapporteerd. Afwijkende waarden in andere maanden en jaren (zie verder) werden niet verklaard.

ULB

De ULB rapporteert steeds in verschillende databestanden, getiteld “Analyses - longitudinal profiles” en “photosynthetic parameters - transecten”. Bij nazicht bleken de getallen voor chlorophyll in het databestand “photosynthetic parameters – transecten 2004” fout voor de maanden juni-juli-augustus. Oorzaak was een menselijke fout: de geleverde getallen voor deze maanden waren de respectievelijke waarden voor phaeopigmenten. Bij nazicht bleken ook de fotosynthetische parameters berekend te zijn met deze foute chlorophyll waarden (Jean-Pierre Vanderborght, pers. comm.). Andere afwijkingen hebben waarschijnlijk met de methode te maken (zie verder).

3.13.3. Systematische fouten – verschillen in analysemethode

De verschillende instituten gebruiken elk hun eigen methode voor chlorophyll a bepaling

- UGent: HPLC analyse van alle pigmenten, na extractie met 90% aceton
- ULB: fluorometrische analyse van chlorophyll a en phaeopigmenten na extractie met 90% aceton.
- UA: spectrofotometrische analyse van chlorophyll a, na extractie met DMF.

Uit de data blijkt dat deze verschillende methoden aanleiding geven tot systematische afwijkingen. Zo blijkt er, vooral in range tussen 20 en 200 µg/l een systematische overschatting te zijn van de chl a data van de UA t.o.v. UG. Algemeen wordt aanvaard dat de HPLC-analyse (bij UG) de meest betrouwbare methode is voor de bepaling van chlorophyll omdat de verschillende pigmenten effectief gescheiden worden. Bij de spectrofotometrische en fluorometrische methoden moet gecorrigeerd worden voor de aanwezige phaeopigmenten (afbraakproducten van chlorophyll a) en de andere aanwezige pigmenten (vnl. Chlorophyll b). Reden is dat deze stoffen bij dezelfde golflengte absorberen of emitteren als chlorophyll a, en daardoor een over- of onderschatting van de chlorophyll a concentratie veroorzaken. Enkel bij de spectrofotometrische methode kan gecorrigeerd worden voor zowel phaeopigmenten als chlorophyll b. Bij **hoge waarden van chlorophyll b, is de fluorometrische methode (ULB) onbetrouwbaar**, en levert een onderschatting op van de chlorophyll a concentraties. Chlorophyll concentraties bereiken relatief hoge concentraties (5-15 microgram/l) in de late zomer (augustus-september) aan het station Melle. Relatief t.o.v. chlorophyll a worden de hoogste chlorophyll b concentraties bereikt in de zijrivieren, vooral in de Dender en de Bovenschelde. Er zijn grote jaarlijkse variaties in het relatief belang van chlorophyll b t.o.v. chlorophyll a.

Voor juli 2006 voerde **UA geen correctie uit voor phaeopigmenten**, enkel voor chlorophyll b en c, en niet voor de phaeopigmenten. Dit kan verklaren waarom UA systematisch hogere waarden uitkomt dan de andere instituten.

3.13.4. Aanpassing van de spectrofotometrische methode (UA)

Zoals beschreven in [Standard Methods] kan een correctie voor phaeopigmenten uitgevoerd worden bij de spectrofotometrische methode, door absorptie te meten voor en na aanzuring met HCl. Daarbovenop kan een correctie uitgevoerd worden voor de pigmenten chlorophyll b en c.

Deze methode werd voor het eerst toegepast op de meetcampagne van 3 juli 2006 en nadien verder verfijnd. De methode uit [Standard Methods] bestaat erin de absorptiecoëfficiënten te bepalen bij 665, 645, 630, 480 en 750 nm, en dit zowel voor als na aanzuring met HCl. De aanzuring doet de aanwezige chlorophyll a afbreken naar phaeopigmenten.

De absorptie bij 750 nm wordt gebruikt om te corrigeren voor troebelheid in het staal (absorptie die niet golflengte afhankelijk is), de absorptie bij die golflengte wordt in een eerste stap afgetrokken van alle andere absorptiecoëfficiënten.

Wanneer geen chlorophyll b of c in het staal aanwezig zijn worden de concentraties gegeven door (absorptiecoëfficiënten zijn al gecorrigeerd voor absorptie bij 750 nm):

$$\begin{aligned}\text{Chlorophyll a } [\text{mg}/\text{m}^3] &= 26.7 ([664]^{\text{voor}} - [665]^{\text{na}}) \times \text{Volumefactor} \\ \text{Phaeopigments } [\text{mg}/\text{m}^3] &= 26.7 (1.7 [665]^{\text{na}} - [664]^{\text{voor}}) \times \text{Volumefactor}\end{aligned}$$

De factor 1.7 is de experimenteel bekomen verhouding in absorptie wanneer zuiver chlorophyll wordt aangezuurd en dus volledig wordt omgezet naar phaeopigmenten. (na aanzuring is de absorptie 1.7 keer lager).

Standard methods geeft de volgende formule voor wanneer wel chlorophyll b of c in het staal aanwezig zijn maar geen phaeopigmenten:

$$\text{Chlorophyll a } [\text{mg}/\text{m}^3] = (11.85 [664] - 1.54 [647] - 0.08 [630]) \times \text{Volumefactor}$$

Deze factoren lijken op het eerste gezicht niet helemaal consistent, want $11.85 / (1 - 1/1.7) = 28.78$, wat niet gelijk is aan 26.7. Indien we echter van de laatste formule vertrekken, er vanuit gaan dat er wel phaeopigmenten aanwezig zijn én dat er geen interferentie is tussen de aanwezigheid van phaeopigmenten enerzijds en chlorophyll b en c anderzijds, dan bekomen we volgende formule voor correctie voor phaeopigmenten, chlorophyll b en chlorophyll c:

$$\text{Chlorophyll a } [\text{mg}/\text{m}^3] = (11.85 ([664]^{\text{voor}} - [665]^{\text{na}})/(1 - 1/1.7) - 1.54 [647] - 0.08 [630]) \times \text{Volumefactor}$$

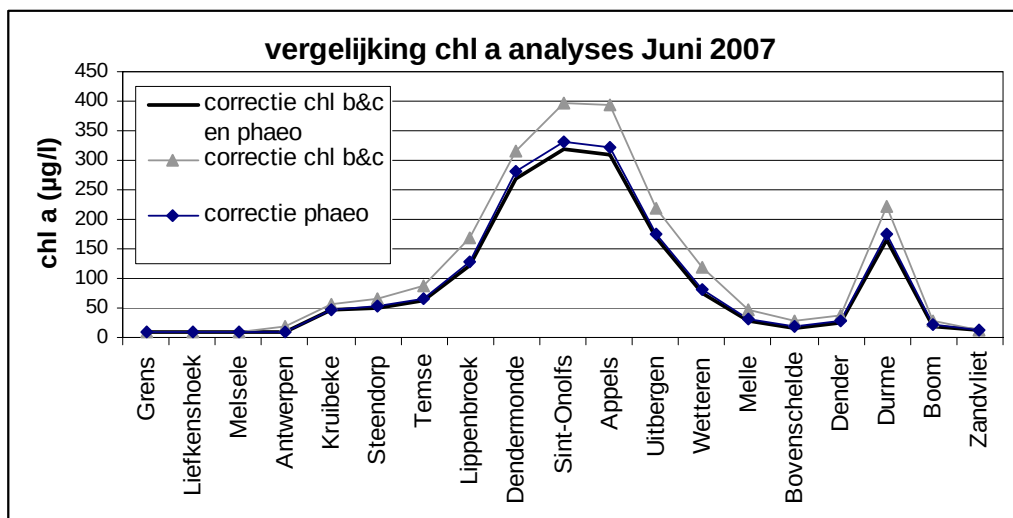
Indien we van de oorspronkelijke formule voor correctie voor phaeopigmenten zouden vertrekken, dan krijgen we:

$$\text{Chlorophyll a } [\text{mg}/\text{m}^3] = (26.7 ([664]^{\text{voor}} - [665]^{\text{na}}) - 1.54 [647] - 0.08 [630]) \times \text{Volumefactor}$$

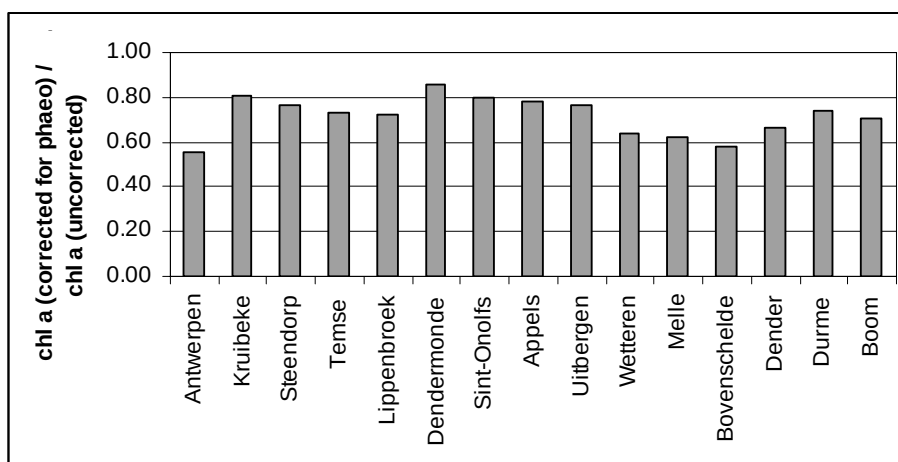
Er zijn ook nog andere coëfficiënten te vinden in de literatuur (vb. Parsons and Strickland, J. Marine Res., 21:155, 1963), als we met die coëfficiënten werken dan ligt de resultaten met de laatste aanpak het dichtst bij mekaar.

3.13.5. Resultaten

De analyseresultaten, gecorrigeerd voor phaeopigmenten bedragen ongeveer 75% van de ongecorrigeerde resultaten (zie figuren 3.11 en 3.12); bij lage chlorophyll concentraties mogelijk nog minder. DMF- en acetoneextractie geeft ongeveer hetzelfde resultaat. (data niet weergegeven).

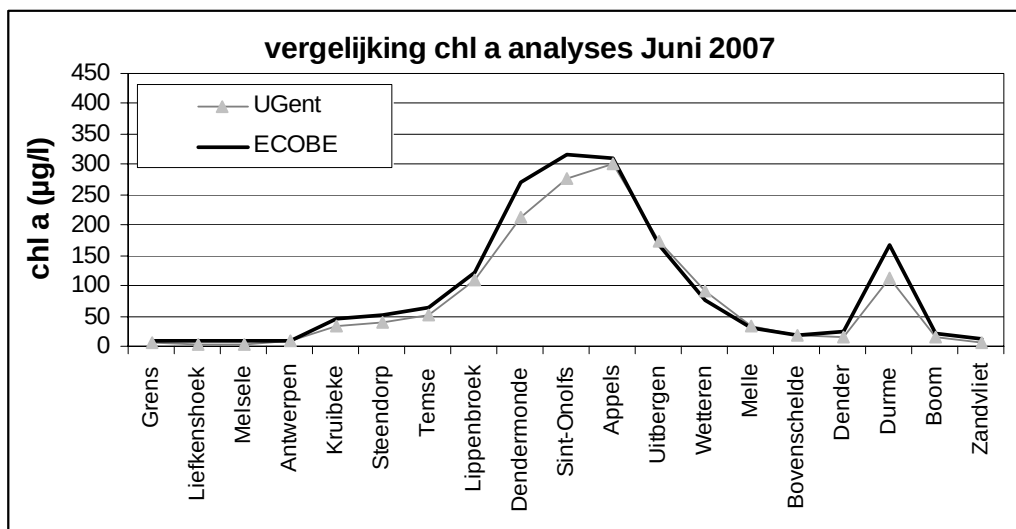


Figuur 3.11: Het analyseresultaat voor chlorophyll a, bepaald met de verschillende methodes zoals beschreven in de tekst. (OMES boottocht van juli 2007). Wanneer er enkel correctie is voor chlorofyl b&c is er duidelijk een sterke overschatting. Enkel correctie voor phaeopigmenten geeft een beperkte overschatting.



Figuur 3.12: Een correctie voor phaeopigmenten levert een waarde op van om en bij de 75% van de ongecorrigeerde analyse. Voor lage waarden kan de correctie relatief belangrijker zijn, zoals o.m. te zien bij Antwerpen of Bovenschede. Stations Grens, Liefkenshoek, Melsele en Zandvliet zijn niet opgenomen omdeze onder de detectielimiet ($10\mu\text{g/l}$) van de methode liggen. (OMES boottocht van juli 2007)

Vergelijking van de vernieuwde analysemethode van UA met de HPLC methode van UGent toont aan dat beide methoden elkaar goed benaderen (fig. 3.13). Vóór juli 2006 was er, wegens een ontbreken van een correctie voor phaeopigmenten, een systematische overschatting ten opzichte van UGent. Na het toepassing van een correctieterm (0.75) op de UA data (vóór juli 2006) voor phaeophytine benaderen de UA data de meetresultaten van UGent en ULB (fig. 3.14). Er blijven echter nog wel een aantal belangrijke afwijkingen tussen de verschillende datasets, die nog onopgehelderd zijn.



Figuur 3.13: vergelijking van de chl a waarden gemeten door Universiteit Antwerpen (Ecobe) (vernieuwde methode) en UGent (HPLC, na aanpassing ten gevolge van intercalibratie).

3.13.6. Onopgehelderde kwesties

Het jaar 2002

Er is nog geen verklaring voor het grote verschil in waarden voor 2002. UG rapporteert voor mei-juli waarden die veel lager zijn dan zowel UA als ULB waarden, maar zegt dat niets erop wijst dat naast de waarden voor september en oktober ook andere getallen fout zouden zijn.

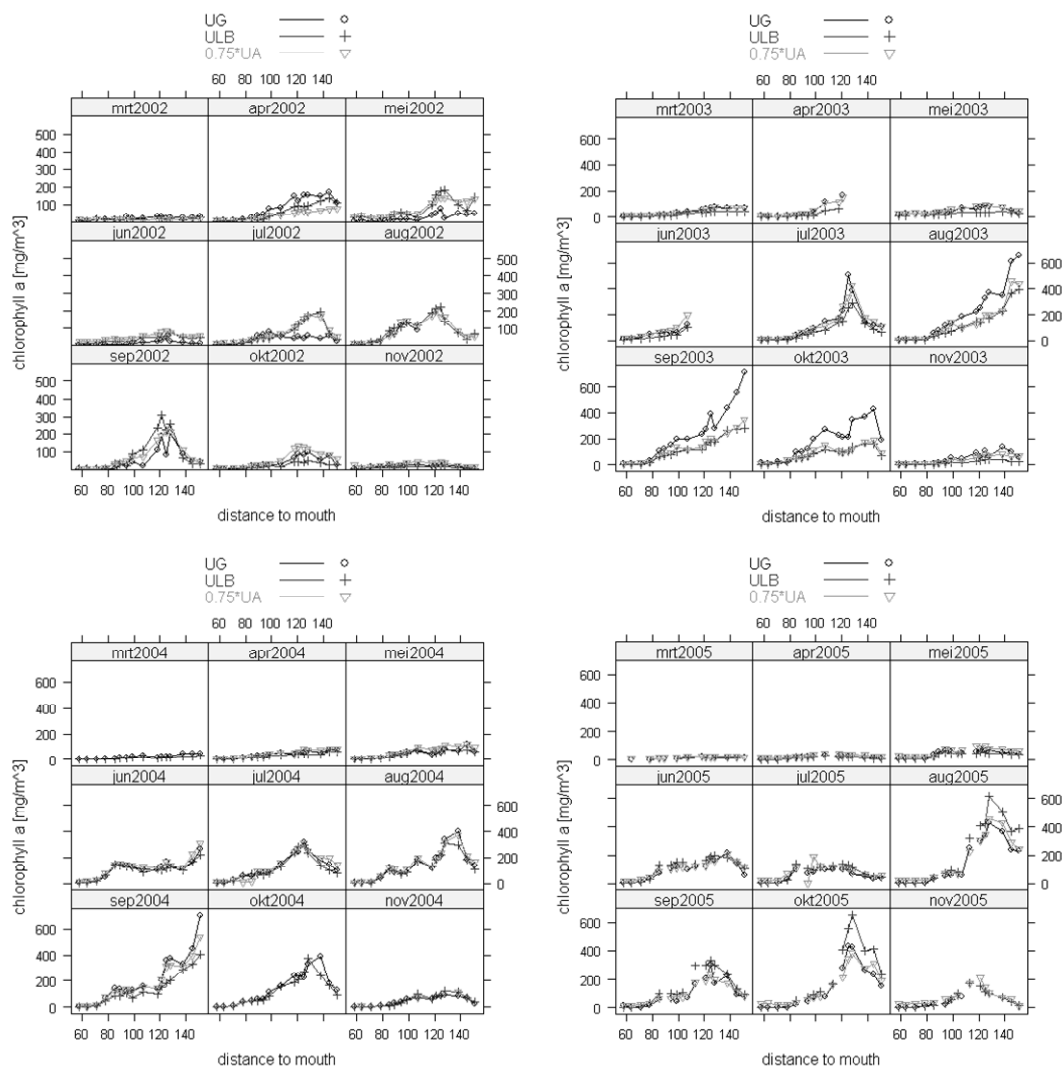
Het jaar 2003

Voor juli-oktober is het vreemd dat UG waarden rapporteert die *hoger* zijn dan de andere instituten. Vooral wanneer in rekening wordt gebracht dat na correctie voor phaeopigmenten de getallen van UA nog lager zouden uitvallen.

De jaren 2004-2005

De resultaten voor 2004 passen volledig in het plaatje van verklaringen van de discrepanties. UA overschat systematisch, ULB onderschat wanneer chlorophyll b belangrijk is (augustus, september).

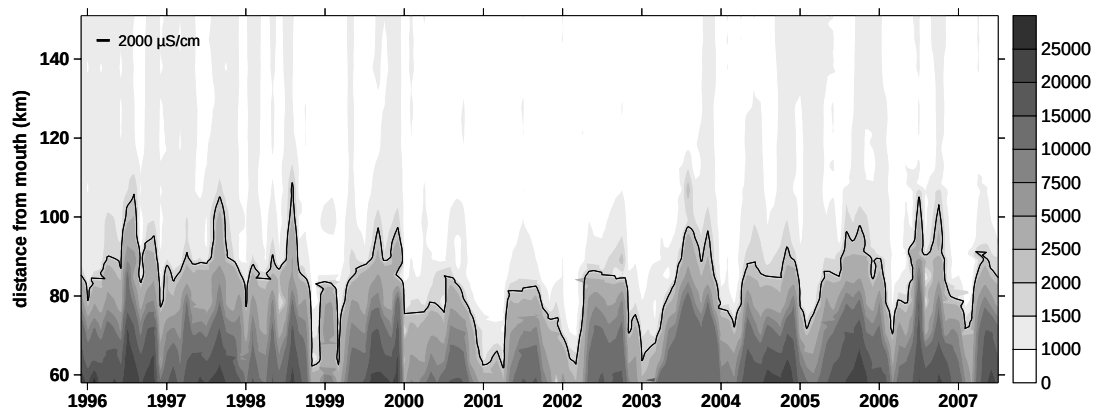
Ook 2005 past in het plaatje. In de aangeleverde bestanden door ULB werden evenwel geen phaeopigmenten gerapporteerd voor augustus en september. Bij navraag bleek dat de bepalingen van phaeopigmenten licht negatieve resultaten gaven (Vanderborght, per. comm.). Daardoor is ook geen correctie uitgevoerd op de chlorophyll a concentraties. Het is niet duidelijk of het om een analysefout gaat waardoor de chlorophyll a concentraties als incorrect moeten beschouwd worden. Dit zou wel verklaren waarom juist voor die maanden ULB samen met UA de waarden van UG overschat.



Figuur 3.14: Analyse resultaten van de verschillende instituten in de periode 2002 – 2005. UG: HPLC analyses van UGent; ULB: fluorimetrische analyses van ULB; 0.75*UA: spectrometrische analyses na correctiefactor 0.75.

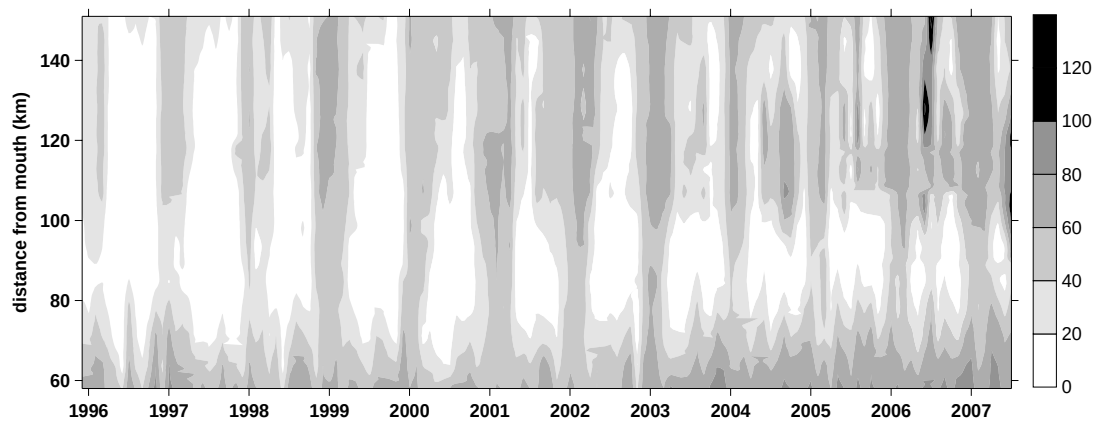
3.14. Surfers

Specific Conductivity ($\mu\text{S}/\text{cm}$)



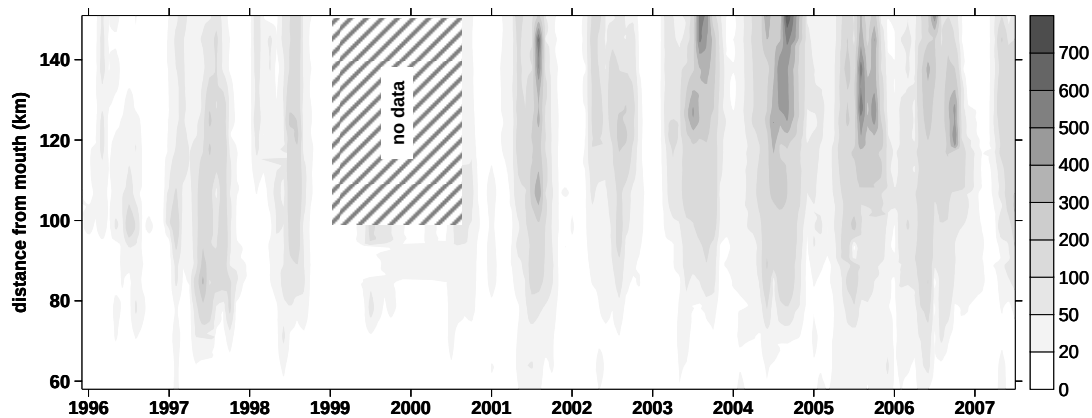
Surfer 3.1: Specifieke geleidbaarheid tussen stations Grens en Melle

Oxygen (% saturation)



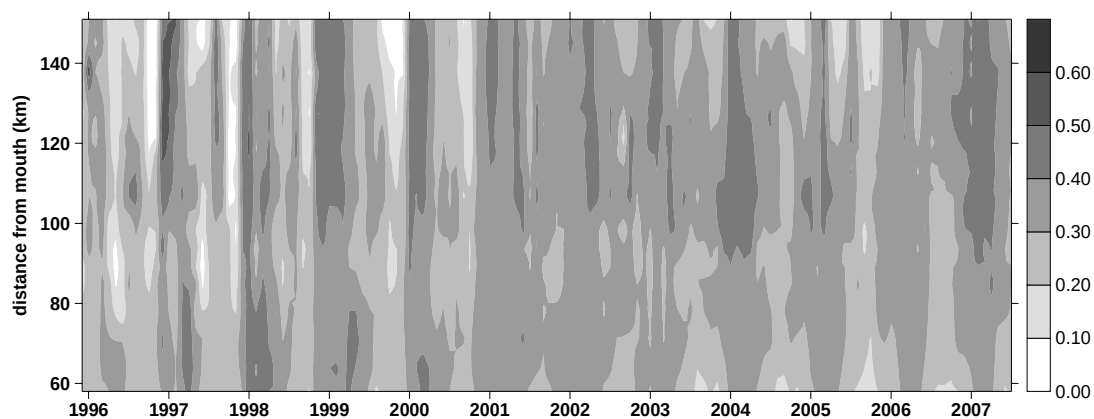
Surfer 3.2: Zuurstof (%verzadiging) tussen stations Grens en Melle

Chlorophyll a ($\mu\text{g}/\text{l}$)



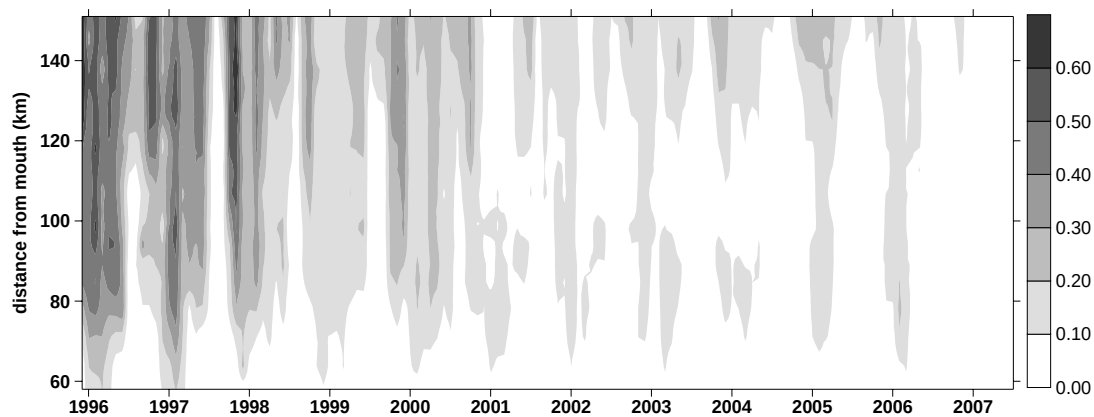
Surfer 3.3: Chlorofyl a tussen stations Grens en Melle

Nitrate (mM)



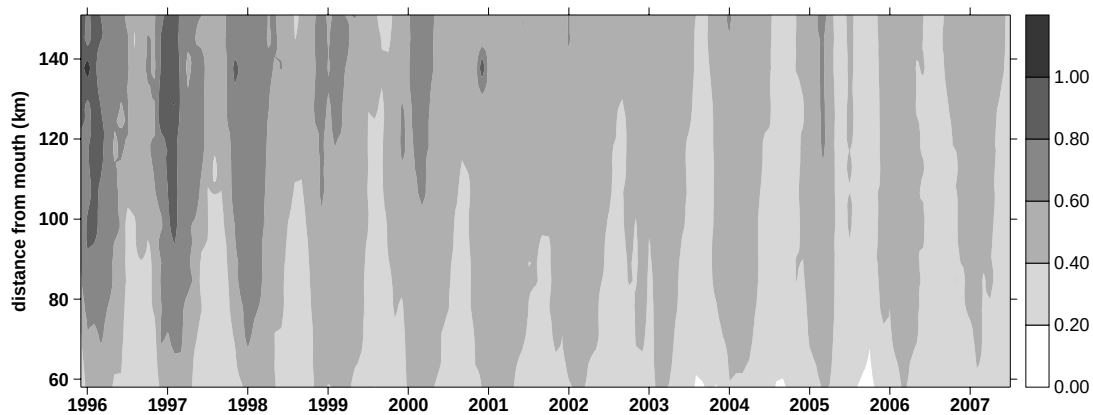
Surfer 3.4: Nitraat tussen stations Grens en Melle

Ammonia (mM)

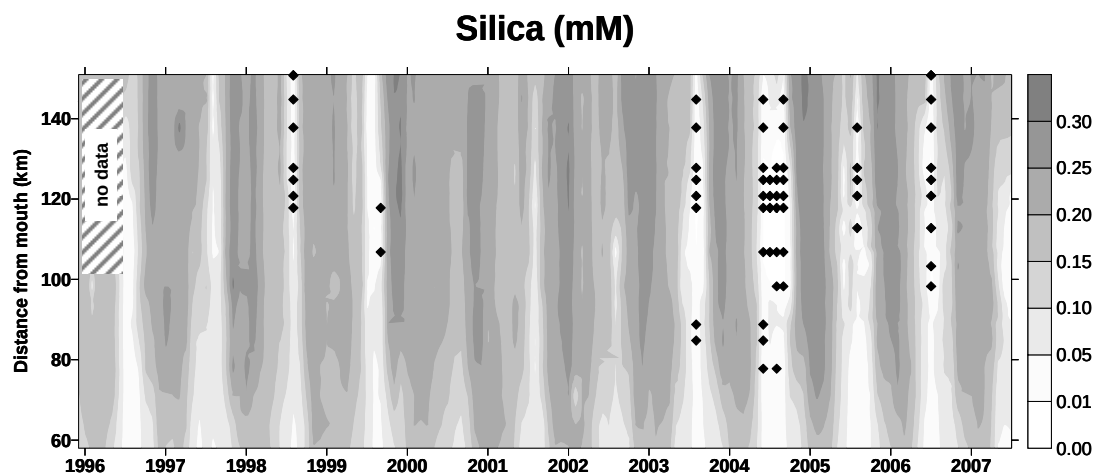


Surfer 3.5: Ammonium tussen stations Grens en Melle

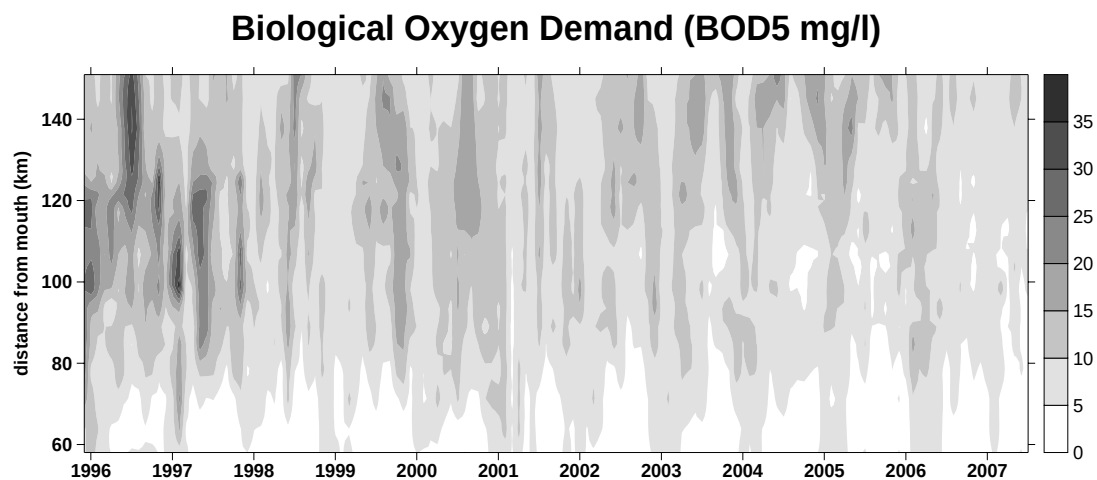
Total Dissolved Inorganic Nitrogen (TDIN mM)



Surfer 3.6: Totale opgeloste anorganische stikstof tussen stations Grens en Melle



Surfer 3.7: Opgelost silicium (DSI, Silica) tussen stations Grens en Melle. Zwarte stippen duiden de maanden met Si-depletie aan.



Surfer 3.8: Biologische zuurstofvraag (BOD5) tussen stations Grens en Melle

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

E. M. Chevalier
F. Dehairs
W. Baeyens

Eindverslag voor deelstudie 2 (perceel 2), periode januari 2006-juni 2007

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

4.1. Introduction

We report here on the seasonal evolution of different parameters sampled monthly along the Zeeschelde between the Dutch – Belgian border and Gent, from January 2006 till June 2007. These parameters include: particulate organic carbon (POC), particulate nitrogen (PN), total alkalinity (Talk), the isotopic signature of dissolved inorganic carbon (DIC) and dissolved organic carbon (DOC). For technical problems, the DOC samples are not analyzed yet.

4.2. Materiel and methods

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 January 2006 to June 2007. 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 exetainers 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 exetainers were then sealed with adapted stopper avoiding headspace formation. Subsamples for particulate organic carbon and nitrogen were taken in clean polyethylene (PE) containers, rinsed three times with the sampled surface waters. 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 first part of the filtrat was stored at 6°C in 100 mL PE vials with 20 μL of HgCl_2 for total alkalinity. A second part of the filtrat was filtrated again under clean conditions on $0.2\mu\text{m}$ filters and acidified with a solution of H_3PO_4 .

These samples were then stored in darkness at ambient temperature for later analysis of DOC content and isotopic signature.

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. Between 150 and 300 µL of He-CO₂ mixture were injected through a GC sample port mounted between the reduction oven and the water trap of the IRMS system (single inlet Finnigan Mat Delta+XL). Measurement was against CO₂ from a tank previous calibrated against Carrara marble work-standard and NBS 19 carbonate. 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:

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

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 10 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 a Elemental Analyser (EA) – Conflo – IRMS system (single inlet Finnigan Mat Delta+XL).

The quantification and isotopic signal of DOC will be measured on a Thermo HiperToc analyser coupled to a Thermo Delta+XL IRMS via a Conflo III interface (Bouillon et al. 2006).

4.3. Results

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

To study the spatial and temporal evolutions of the different parameters, it was more appropriate to consider that the sampled Zeeschelde section consists of different subsystems. Based on the physico-chemical characteristics the analysed transect along the Zeeschelde the transect was split up in the following zones: Zone 1 from Boei-87 (km 58) to Kruibeke (km 85); Zone 2 from Bazel (km 89) to Baasrode (km 113) (this section receives the Rupel tributary); Zone 3 from Vlassenbroek (km 118) to Melle (km 151); Zone 4 represents the tributaries Bovenschelde, Durme and Dender. Furthermore, the Rupel mouth is considered as a separate subsystem, what is justified by the specific physico-chemical characteristics of this tributary.

The monthly evolution of $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ within these zones are shown in Figure 1.

In the zones 2, 3, 4 and in the Rupel, the water has an average isotopic signature of about -13.5‰ in winter. 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‰). As in 2005, it appears from Figure 1 that the zones 2, 3 and 4 follow quite the same pattern. In 2006 and beginning 2007, the $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ values in the Rupel over the year are still lower compared to the other zones. The zone 1, which regroups the stations closest to the river mouth, is a mixing zone between riverine and marine waters. This results in higher $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ values all over the year compared to the other zones. The higher $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ values are observed in July 2006 and June 2007.

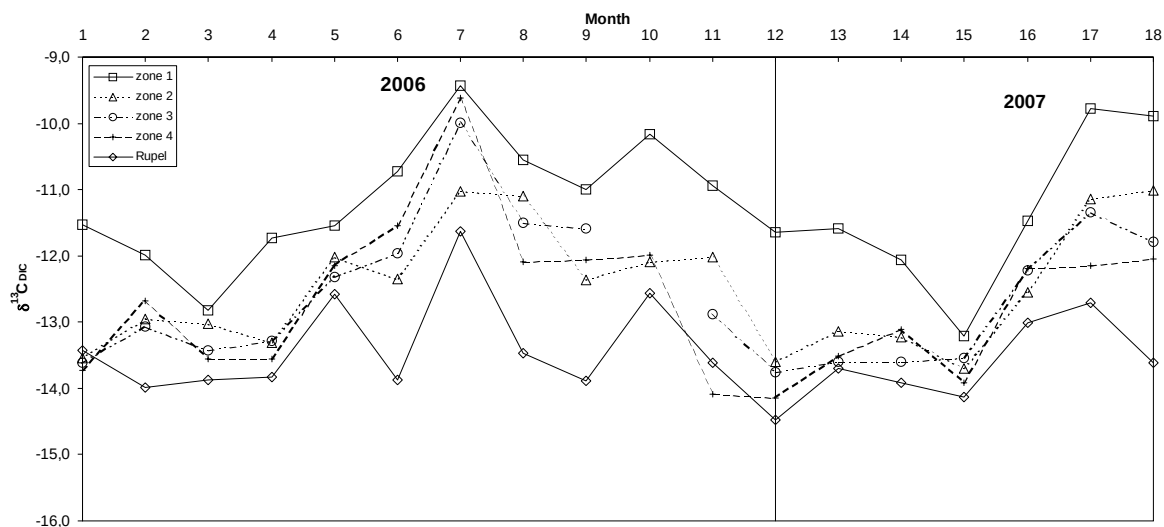


Figure 1. Monthly evolution of zonally average $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ (‰) from January 2006 till June 2007. Zone 1: km 58 – 85 (Boei 87 – Kruibeke); Zone 2: km 89 – 113 (Bazel – Baasrode); Zone 3: km 118 – 151 (Vlassenbroek – Melle); Zone 4: Tributaries (Bovenshelde, Durme, Dender); Rupel.

The isotopic signature of DIC in the estuary and river mainly varies according to:

- CO₂ input from heterotrophic breakdown of domestic sewage
- biological activities (Carbon uptake and release)

During the C-fixation by plants (photosynthesis), ^{12}C - CO_2 is preferentially incorporate. As a result, the DIC pool in the water becomes relatively enriched in ^{13}C . The latter effect is paralleled by the enrichment of ^{12}C in the POM pool. This phenomenon can be observed in Figure 2, in the freshwater zone (June 2006). In the zone 1, the less negative value of $\delta^{13}\text{C}_{\text{POC}}$ are probably due to the influence of marine phytoplankton which isotopic signature is higher than the freshwater one. Bacterial respiration products the opposite effect on $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$. Respiration is particularly strong in autumn and winter when phytoplankton activity is low to absent.

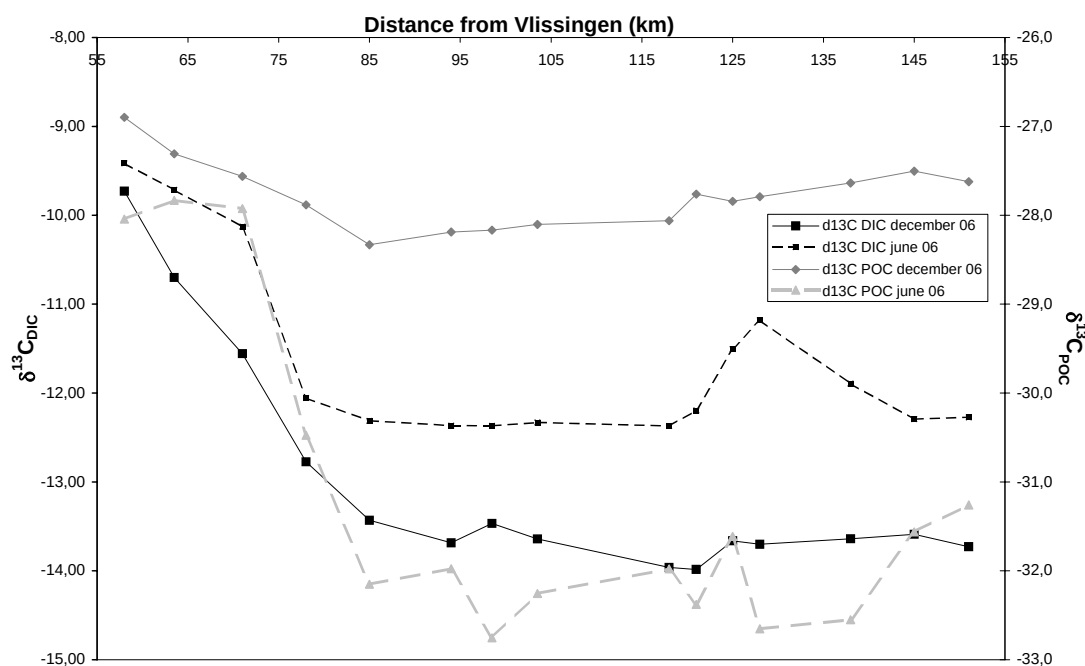


Figure 2. Spatial evolution of $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ and $\delta^{13}\text{C}_{\text{POC}}$ (‰) in June 2006 and December 2006.

Figure 3 represents an overview of the major potential sources of POC and DIC that can explain the isotopic signatures of these two carbon pools.

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).

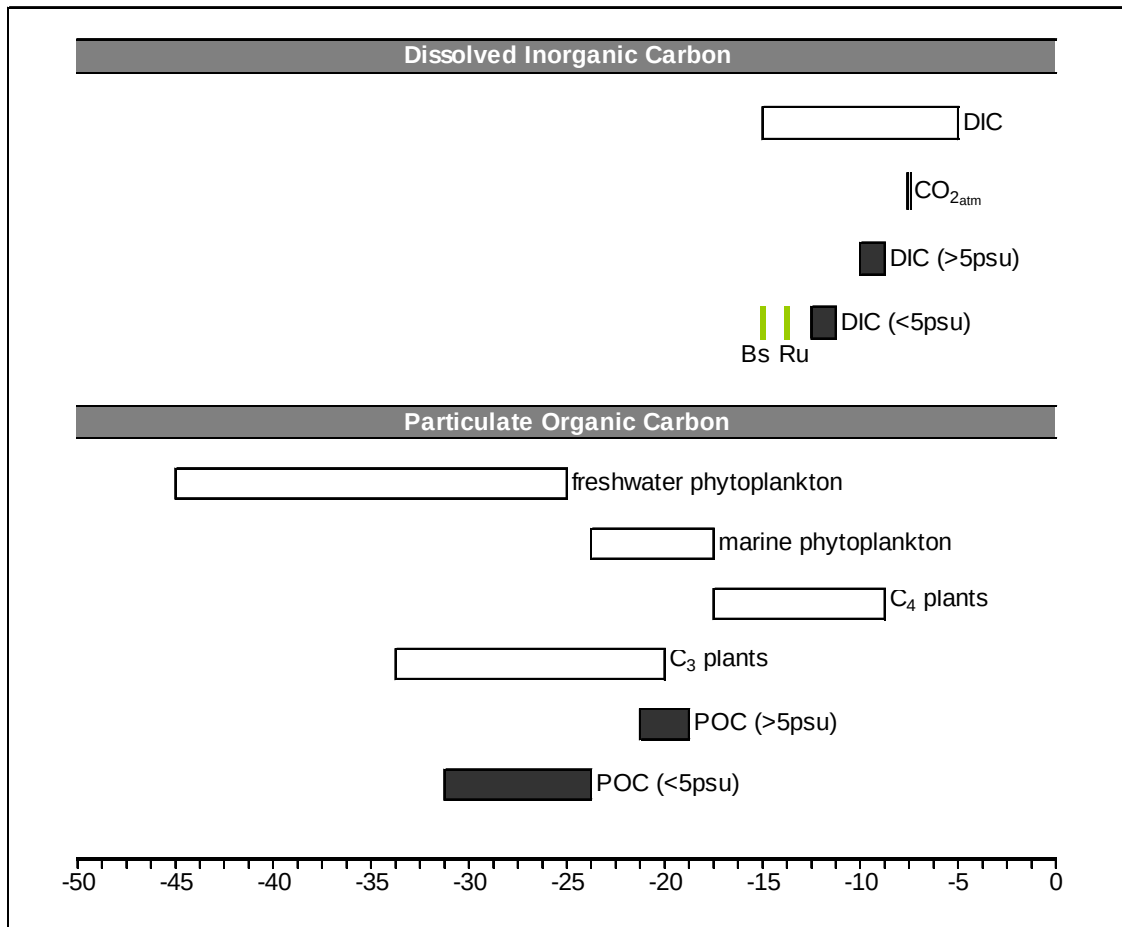


Figure 3. Values of $\delta^{13}\text{C}$ (‰) of possible sources of POC and DIC. Back bars: measured values. White bars: values for the literature.

The long term evolution of $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ between 2002 and June 2007 is shown in Figure 4A. Clear seasonal cycling of the DIC pool can be observed for zones identified previously. Figure 4B presents the long terms trends $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ since 1996 using results from OMES I program (Hellings, 2000; Hellings et al., 1999, 2001).

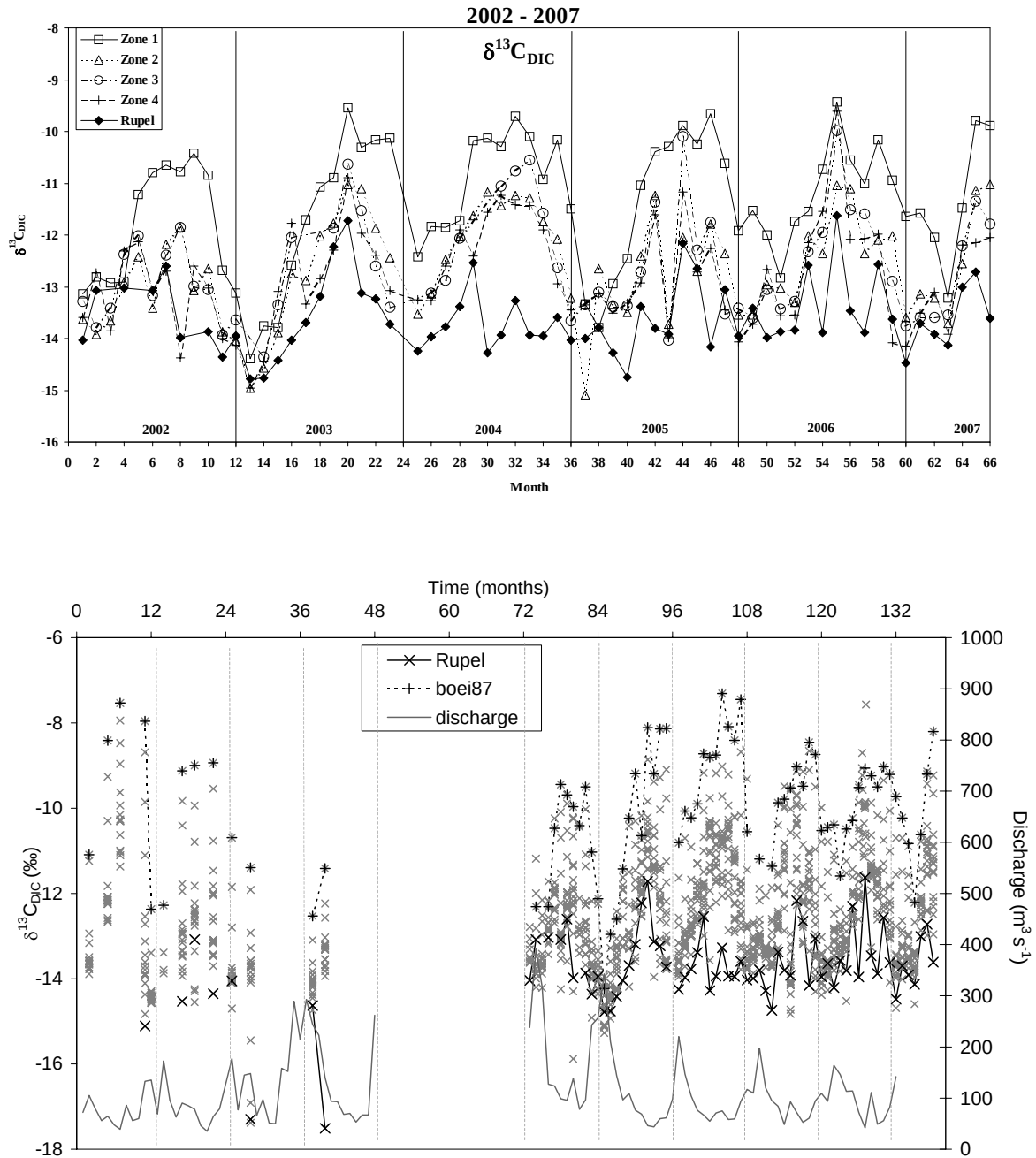


Figure 4A, B. Temporal evolution of $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ (‰) between (A) Jan. 2002 and Jun. 2007, and between (B) Dec. 1995 and Jun. 2007. The river discharge ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$) is also represents.

All data points are represented as well as the individual evolution of the $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ at the stations Rupel and Boei 87. The values obtained at station Boei 87 are amongst the highest, as well as those observed in the Rupel are amongst the lowest, whatever the season.

4.3.2. Total alkalinity (Talk)

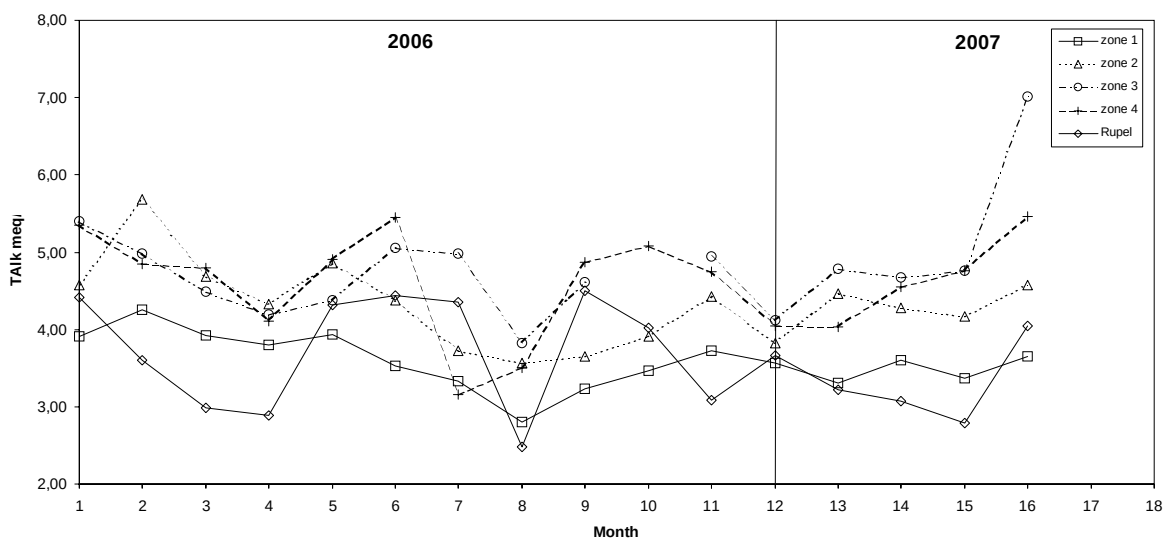


Figure 5. Monthly evolution of zonally average Talk (mmol L^{-1}) from January 2006 till June 2007. Zone 1: km 58 – 85 (Boei 87 – Kruibeke); Zone 2: km 89 – 113 (Bazel – Baasrode); Zone 3: km 118 – 151 (Vlassenbroek – Melle); Zone 4: Tributaries (Bovenschede, Durme, Dender); Rupel.

Figure 5 presents the temporal evolution of total alkalinity for the 5 zones identified previously. The minima are obtained in July-August 2006. However, no clear seasonal trend can be observed.

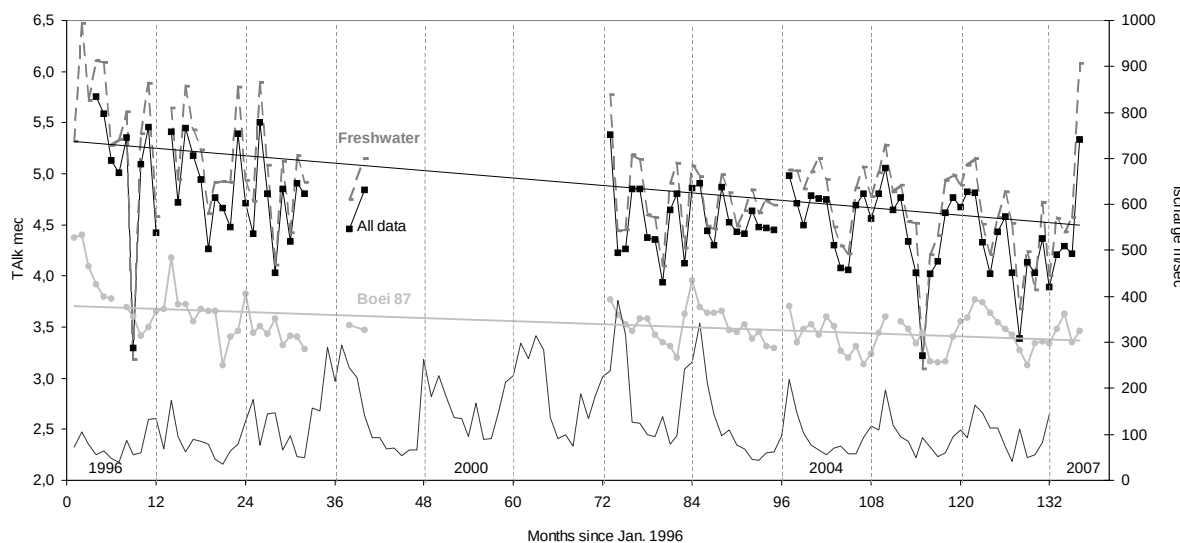


Figure 6. Temporal evolution of Talk (mmol L^{-1}) between Dec. 1995 and Jun. 2007.

The long term evolution of Talk in all zones show a slight trend of decreasing over the successive years.

4.3.3. POC and PN

Figure 7 presents the temporal evolution of POC and PN content in two stations, chosen for their different physico-chemical and biological characteristics. Boei 87 is

situated in the oligohaline zone, whereas StOnolfs is located in the freshwater part of the Scheldt, where high phytoplanktonic activities occurred in spring and winter.

In the freshwater zone, the highest POC and PN values are observed in summer (August and September 2006; June 2007). The difference between these values in summer and the ones in winter are certainly due to the development of phytoplankton in spring and summer, which increases the POM pool.

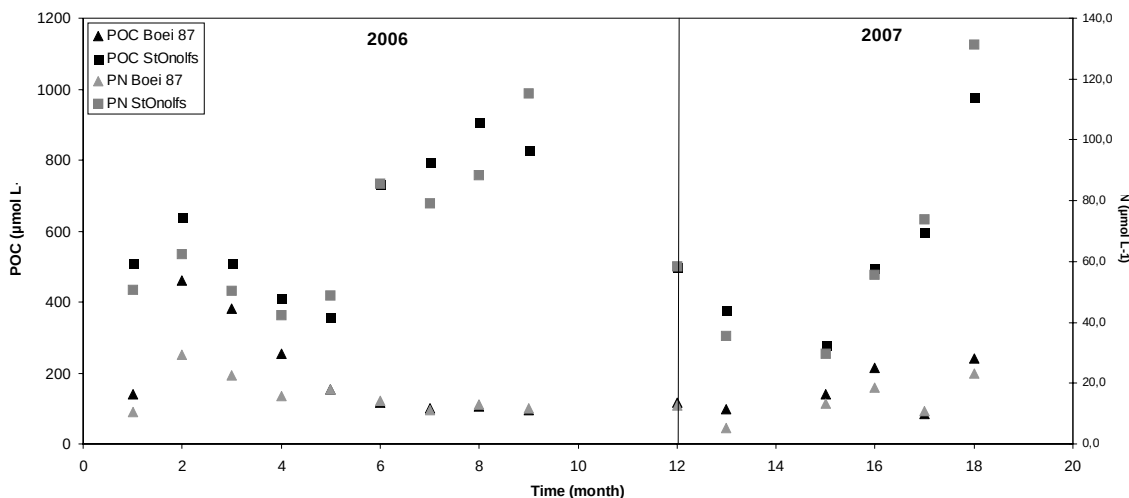


Figure 7. Temporal evolution of POC and PN content in 2 stations: Boei 87 (in oligohaline zone) and StOnolfs (in freshwater zone).

To complete these results, different data from the other OMES partners should be integrated to this present work. It should be interesting to see whether correlations exist or not between: (1) chlorophyll a content, particulate organic carbon and suspended particulate matter; (2) pH and $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$; (3) chlorophyll a content and $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$.

4.4. 13hrs measurements

4.4.1. Sampling

In October 2006, 13hrs experiments were carried out during three consecutive days respectively in Schellebelle, Boom and Kruike. During these experiments, several parameters were sampled at different times (10 replicates per time) of the tide. This aims to access the small scale (one tide) variability of these parameters in three different stations of the Schelde. These parameters include: the isotopic signature of DIC, POC, PN, the total alkalinity, the POC, PN and nitrate contents.

The sampling procedure is described in 4.2.1., except for nitrate. For this last parameter, filtered water (on $0.45\mu\text{m}$) was collected in clean plastic bottles, acidified with HCl solution and stored at 4°C until analysis.

4.4.2. Analysis

The concentrations of nitrate were determined using an autoanalyser (colorimetric method) the day following the sampling. The analysis of the other parameters are described in 4.2.2.

4.4.3. Results

Results are shown in Table 1. In Schellebelle, data concerning POC and PN are not available yet.

From the table, it appears that the standard deviation (SD) on the measurement of each parameter is always higher in Boom compared to Kruibeke. The difference between sites can be partly explained by the higher influence of the tide on the area of lower water volume (i.e. Boom compared to Kruibeke). However, the higher SD values observed in Boom can also be explained by a higher heterogeneity of the water in the column. The value of SD for the POC in Boom is not only due to the tide, as the SD measured for 10 replicates sampled in the same time (in 1 minute) reached a value of 170.

Table 1. Standard deviation on the different parameters sampled during the 13hrs experiments in Kruibeke, Boom and Schellebelle. The number of samples collected during each day are in brackets.

	KRUIBEKE	BOOM	SCHELLEBELLE
Talk (mmol L^{-1})	0.086 (40)	0.302 (36)	0.204 (49)
$\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ (‰)	0.25 (30)	0.69 (30)	1.05 (40)
NO_3^- ($\mu\text{mol L}^{-1}$)	7 (30)	33 (30)	7 (30)
POC ($\mu\text{mol L}^{-1}$)	47 (19)	276 (30)	-
PN ($\mu\text{mol L}^{-1}$)	7.5 (19)	31.0 (30)	-
$\delta^{13}\text{C}_{\text{POC}}$ (‰)	0.31 (19)	0.96 (30)	-
$\delta^{15}\text{N}_{\text{PN}}$ (‰)	0.60 (19)	2.15 (30)	-

4.5. References

- Cai W.J. and Y. Wang, 1998. The chemistry, fluxes and sources of carbon dioxide in estuarine waters of the Satille 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.
- Bouillon S., M. Korntheuer, W. Baeyens and F. Dehairs, 2006. A new automated setup for stable isotope analysis of dissolved organic carbon, *Limnology and Oceanography: methods*, 4, 216-226.

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 (January 2006 – June 2007)

Margaret Chen
Stanislas Wartel
Florimond de Smedt
Edward Van den Storme

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

Eindverslag deelstudie 3 (perceel 3). januari 2005– december 2005
Sedimentologie.

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 compartment
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
Bazel	veer	89	13.2	13
Steendorp	kerk	94	14.1	14
Temse	ponton	98.5	14.2	14
Lippenbroek	Hamme (Driegoten)	103.5	15.1	15
Mariekerke	veer	107	15.2	15
Baasrode	ponton	113	15.3	15
Vlassenbroek	kapel	118	16.1	16
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
Boom	Rupel, spoorbrug	98	none	none

Table 1. Measuring stations in the Zeeschelde and the Rupel.

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 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.

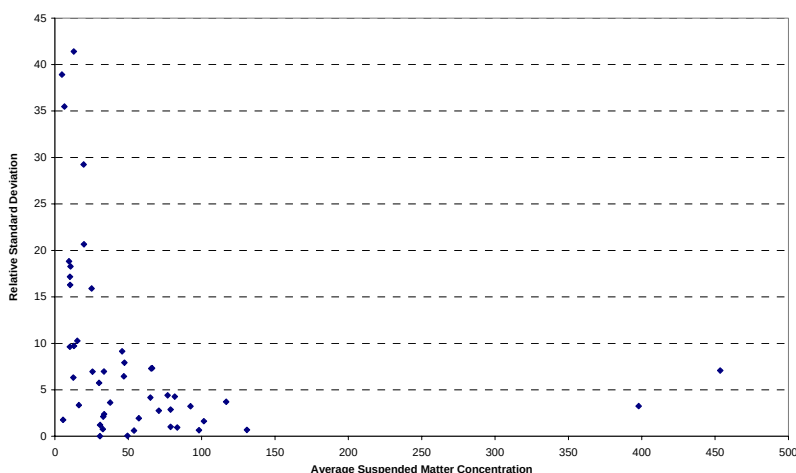


Figure 1. Percent standard deviation observed in test samples as a function of concentration of suspended particulate matter in g m^{-3} .

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 technique 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 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 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.

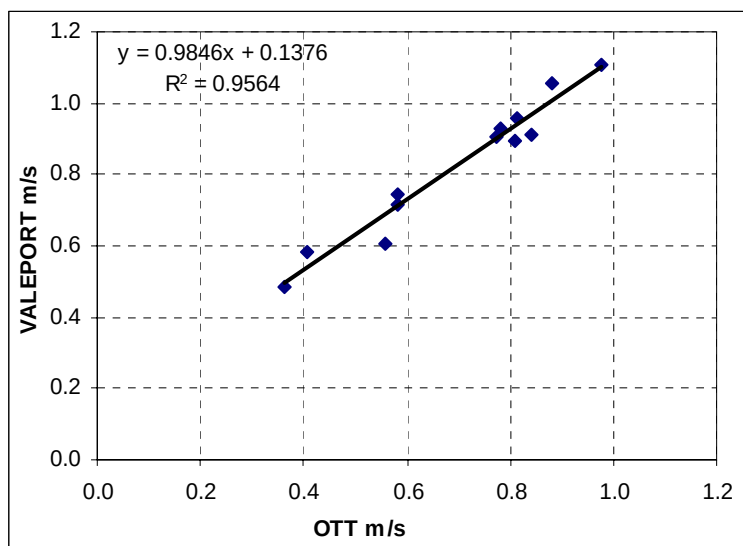


Figure 2. Comparison of the current velocity simultaneously recorded by an electromagnetic VALEPORT- (x-axis) and a propeller type OTT (y-axis) current meter. The full line is the linear regression of the data.

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 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).

5.2.3. 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 monthly suspended matter concentrations in the lowermost 10% of the water column for the period 2002 to 2007 versus distance from Vlissingen (NL) are given in the Figure 3. A zone with recurring high SMC exists between 58 km (Belgian-Dutch border) and 90 km (Rupel mouth) where SMC exceeding 500 mg l^{-1} was frequently observed for the period 2002-2004. However, from 2005 till early 2007, it is noted that the occurrence of high SMC in the upper part of the estuary became more frequent.

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 4. Between the Belgian-Dutch border (58 km) and the Rupel mouth (90 km) SMC exceeding 100 mg l^{-1} and even 200 mg l^{-1} were occasionally observed in the period 2002-2004. However, from 2005 till the first half of 2007 the SMC hardly exceed 100 mg l^{-1} . The opposite is observed in the upper part of the estuary where from the second half of 2004 till 2007 SMC were most of the time above 100 mg l^{-1} and sometimes even exceeded 500 mg l^{-1} in 2007.

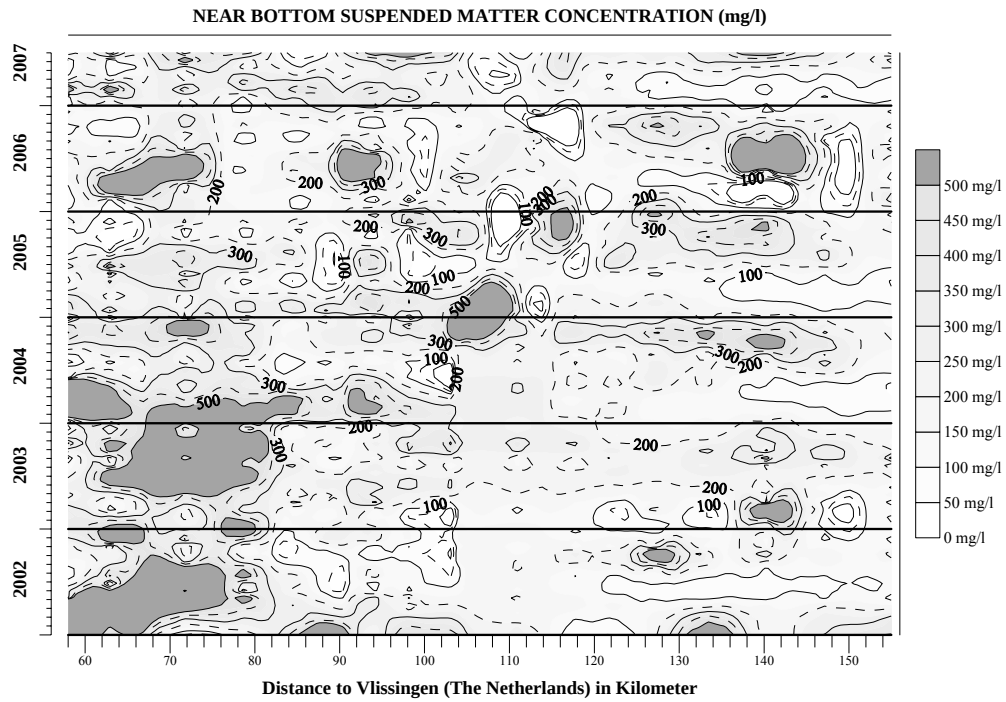


Figure 3. Monthly observation of suspended matter concentrations in the lower 10% of the water column as a function of distance from Vlissingen.

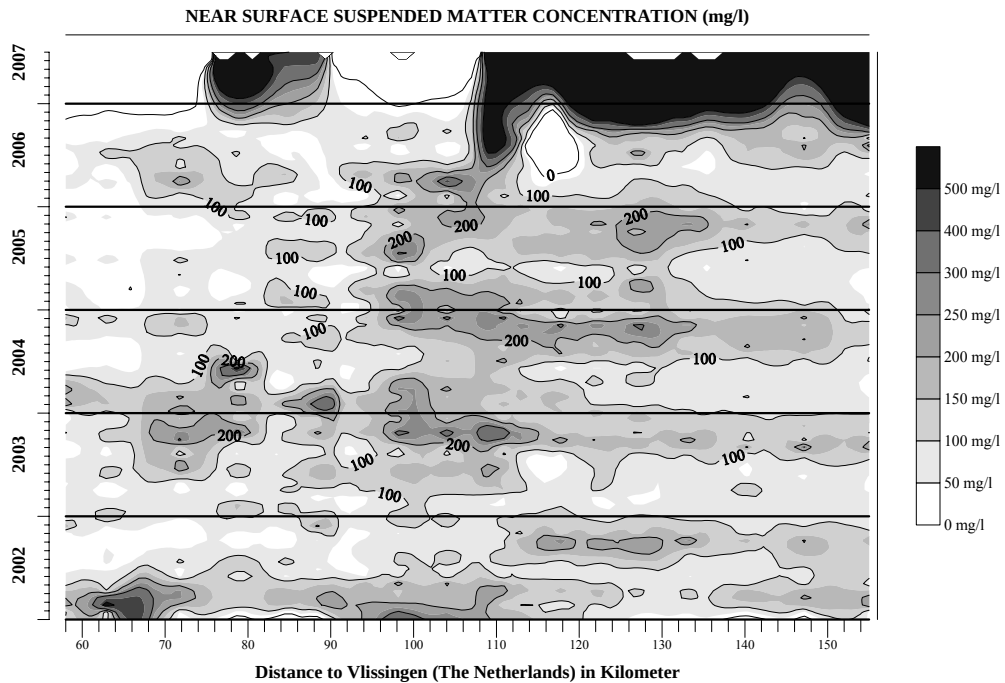


Figure 4. Monthly observation of suspended matter concentrations in the uppermost 10% of the water column as a function of distance from Vlissingen

Depth averaged suspended matter concentrations were calculated from the monthly observations. They vary from less than 50 mg l⁻¹ to more than 500 mg l⁻¹. A surface plot of the depth averaged suspended matter concentration as a function of distance from Vlissingen is given in the Figure 5. It confirms the suspended matter observations in the upper and lower parts of the water column (Figures 3 and 4). It is apparent that from 2004 there is a trend of SMC increment in the upper part of the Schelde estuary.

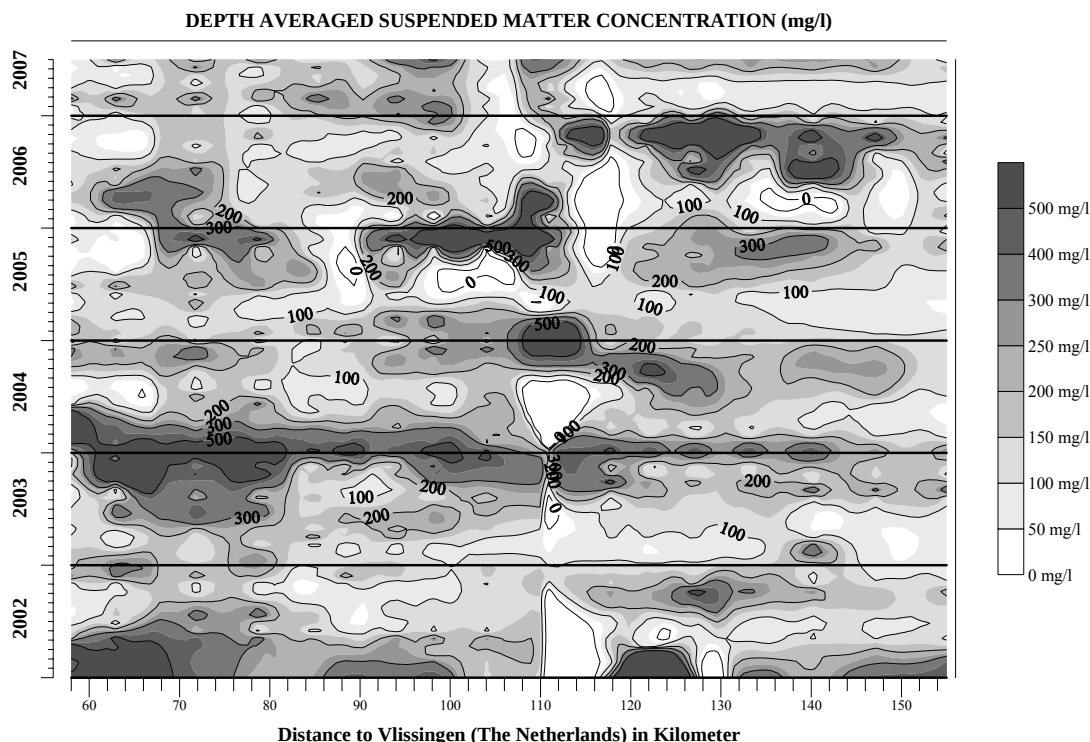


Figure 5. Depth averaged suspended matter concentrations as a function of the distance from Vlissingen.

5.3.2. Longitudinal average concentrations of suspended matter

A synopsis of the results of the monthly measurement of suspended matter concentration between June 2006 and June 2007 is computed. The average suspended matter concentrations over this time span for the near-bottom and the near-surface zones of the water column and for every sampling station are summarized in the Table 2 (near surface) and in the Table 3 (near bottom). For comparative purposes the averages of the values obtained from the data of monitoring campaigns from 2002 to 2005 are also listed in the tables 2 and 3.

station #	station	km	2006	2002-2005
9.1	Belgian-Dutch border	58	33	72
10.1	Liefkenshoek	64	42	67
11.2	Melsele	71	90	107
12.1	Antwerpen	78	81	101
13.1	Kruibeke	85	69	91
13.2	Bazel	89		115
14.1	Steendorp	94	93	101
14.2	Temse	99	128	149
15.1	Lippenbroek	104	141	155
15.2	Mariekerke	107		141
15.3	Baasrode	113	141	129
16.1	Vlassenbroek	118		124
16.2	Dendermonde	121	152	126
17.1	St. Onolfs	125	215	139
17.2	Appels	128	140	118
18.1	Uitbergen	138	131	106
19.1	Wetteren	145	112	110
20.1	Melle	151	108	102

Table 2. Average suspended matter concentrations in g.m^{-3} at the near-surface zone for 2006 and for the period 2002-2005. Stations Bazel, Mariekerke en Vlassenbroek were not sampled in 2006..

The averages of SMC near-surface between the Belgian-Dutch border and the Schelde-Rupel confluence are lower for the year 2006 than for the period 2002-2005. No significant change in SMC is observed between the Schelde-Rupel confluence and Lippenbroek. And from Lippenbroek to Melle, the SMC values were higher than the averages of SMC for the period 2002-2005. Exceptionally high values were observed at Sint-Onolfs (125 km). This high value is mainly due to the measurement of October when SMC values $> 500 \text{ mg l}^{-1}$ were recorded. This is not exceptional insofar as some high values of SMC (exceeding 350 mg l^{-1}) were recorded in the previous years at this station.

It is obvious from the data in the Table 3 that the averages of SMC near-bottom show a similar trend as the ones near surface. The averages of SMC near-bottom between the Belgian-Dutch border and the Schelde-Rupel confluence are lower for the year 2006 than for the period 2002-2005. No significant change in SMC is observed between the Schelde-Rupel confluence and Lippenbroek. And between Sint-Onolfs and Melle, the SMC values were higher than the averages of SMC for the period 2002-2005 at a few stations.

station #	station	km	2006	2002-2005
9.1	Belgian-Dutch border	58	136	374
10.1	Liefkenshoek	64	244	362
11.1	Melsele	71	343	426
12.1	Antwerpen	78	128	329
13.1	Kruikeke	85	169	203
13.2	Bazel	89		205
14.1	Steendorp	94	290	267
14.2	Temse	99	235	235
15.1	Lippenbroek	104	292	278
15.2	Mariekerke	107		230
15.3	Baasrode	113	194	222
16.1	Vlassenbroek	118		195
16.2	Dendermonde	121	185	193
17.1	St. Onolfs	125	470	284
17.2	Appels	128	214	219
18.1	Uitbergen	138	542	290
19.1	Wetteren	145	158	174
20.1	Melle	151	184	148

Table 3. Average suspended matter concentrations in g.m^{-3} at the near-bottom zone for 2006 and for the period 2002-2005. Stations Bazel, Mariekerke en Vlassenbroek were not sampled in 2006.

To illustrate the observed changes of the SMC, the averages of suspended matter concentrations, both near surface and near bottom, in the year 2006 are compared to the averages of SMC during the period 2002-2005. The results are presented in the Figure 6 (near-surface SMC) and the Figure 7 (near-bottom SMC).

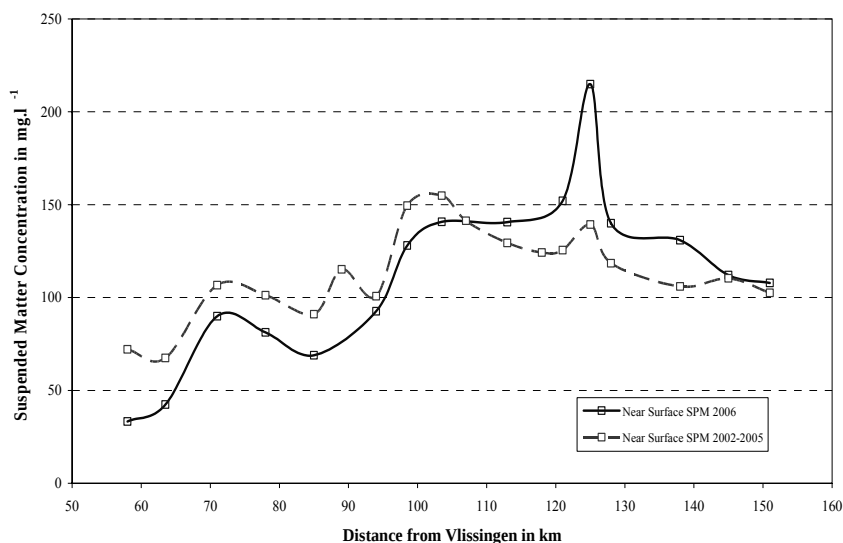


Figure 6. Near-Surface average suspended matter concentration in function of the distance from Vlissingen. Values for 2006 are given in full line; values for the period 2002-2005 are given in dashed line.

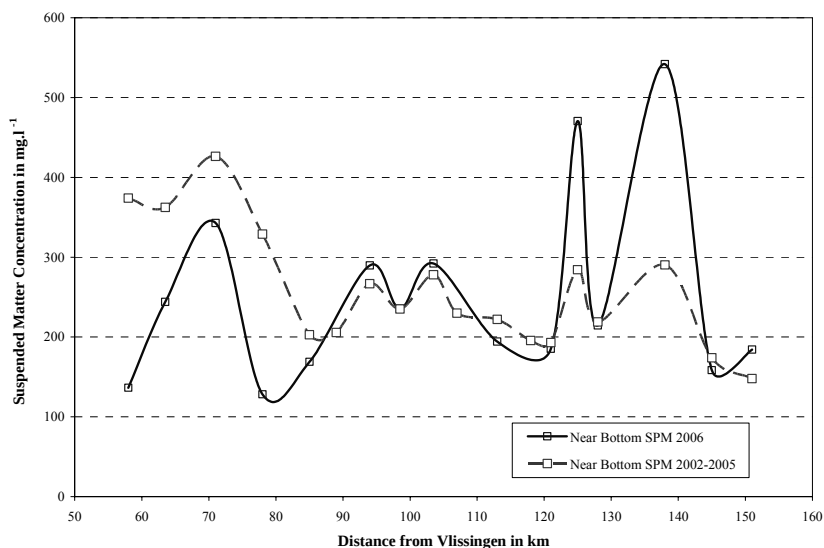


Figure 7. Near-bottom average suspended matter concentration in function of the distance from Vlissingen. Values for 2006 are given in full line; values for the period 2002-2005 are given in dashed line.

The figures 6 and 7 clearly show that the SMC observed in 2006, near-surface as well as near-bottom, are systematically below the average values of period 2002-2005 in the area between the Belgian-Dutch border and roughly around the Rupel mouth. However, further upstream of the Schelde, there is a tendency of an increased SMC in 2006 compared to the averages of SMC during the period 2002-2005. It is noted that the SMC at two stations, Sint-Onolfs and Uitbergen, showed notably high values for both 2006 and the period 2002-2005.

It can be concluded from these observations that the trend of upward shifting of an increasing suspended matter concentration was observed in 2005 and is even more pronounced in 2006.

5.3.3. Annual average of suspended matter concentration 2004-2006

In order to demonstrate the ongoing evolution of suspended matter concentration in the Zeeschelde during the last three years, the annual averages of near-surface SMC for every station in the years 2004, 2005 and 2006 respectively are plotted in the Figure 8. For all stations between the Belgian-Dutch border and Kruikebeke, a decrease of SMC is observed from 2004 to 2006. For all stations between Vlassenbroek and Melle an increase of SMC is observed. At the intermediate stations, the variations of the SMC are not significant.

Similarly, the annual averages of near-bottom SMC for every station in the years 2004, 2005 and 2006 respectively are plotted in the Figure 9.

It is clearly illustrated from both figures 8 and 9 that a trend of decreasing SMC values in the downstream of Zeeschelde could have been existing for the last three years (from 2004 to 2006).

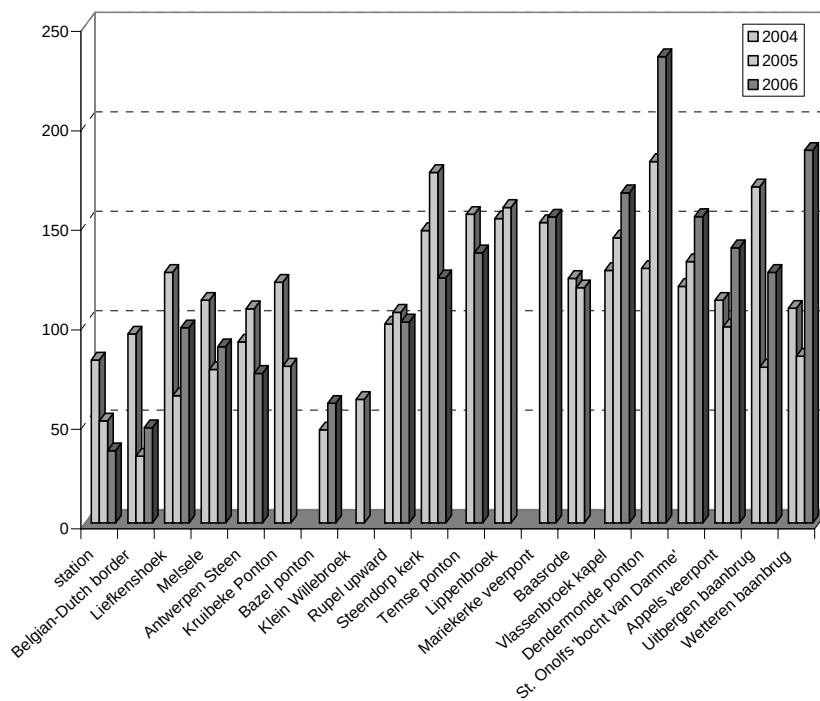


Figure 8. Yearly averages of near-surface suspended matter concentration for the period 2004-2006.

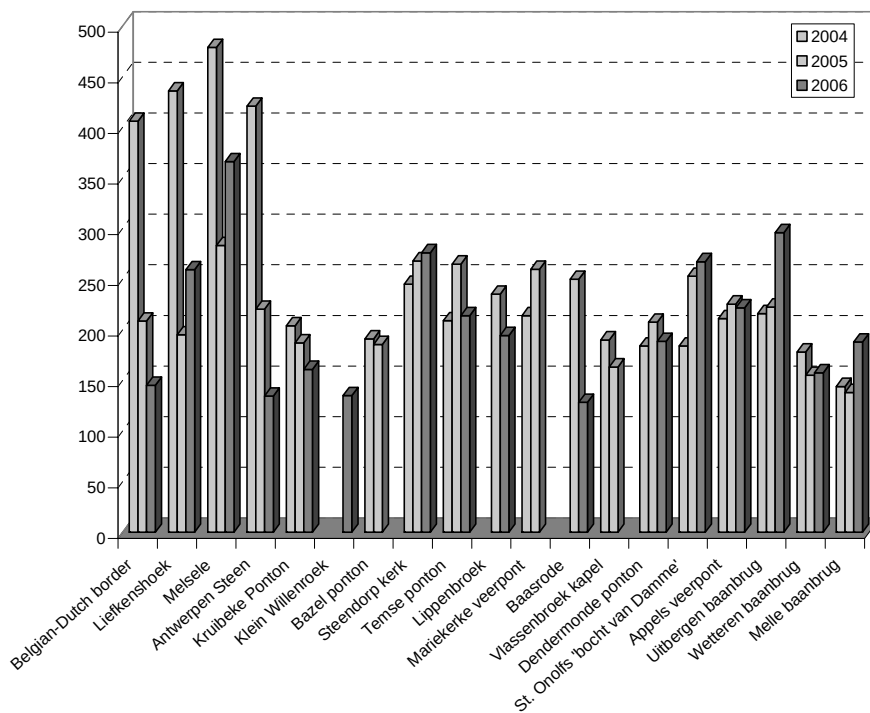


Figure 9. Yearly averages of near-bottom suspended matter concentration for the period 2004-2006.

5.4. Lippenbroek

Special attention is given to the suspended matter concentrations in the near-surface zone at station Lippenbroek (Figure 10). The suspended matter concentration fluctuates between 100 and 300 mg l⁻¹ with a few high values of SMC more than 300 mg l⁻¹. The average concentration of SMC at Lippenbroek is about 235 mg l⁻¹.

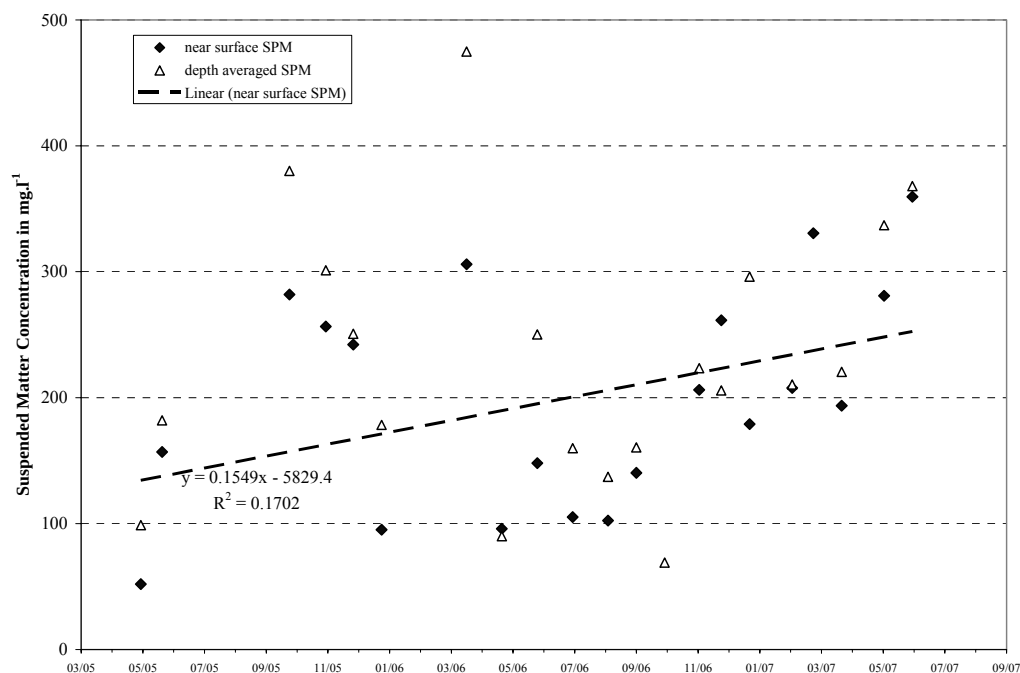


Figure 10. Suspended matter concentrations at the near-surface and depth averaged SMC between March 2005 and June 2007 at station Lippenbroek.

5.4.1. Total suspended load 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 total suspended load, expressed in kg m⁻¹ 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 behavior 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. Figures 11 (ebb) and 12 (flood) show the results based on observations made between 2002 and 2005 at the Kruike station. The values obtained in 2006 are also represented. Except for one value at 0.9 m s⁻¹, the measurements of 2006 for ebb tidal phase fit very well with the measurements of the previous period 2002-2005. This is also the case for the flood phase, the data obtained during the flood in 2006 fit to the 2002-2005 observations.

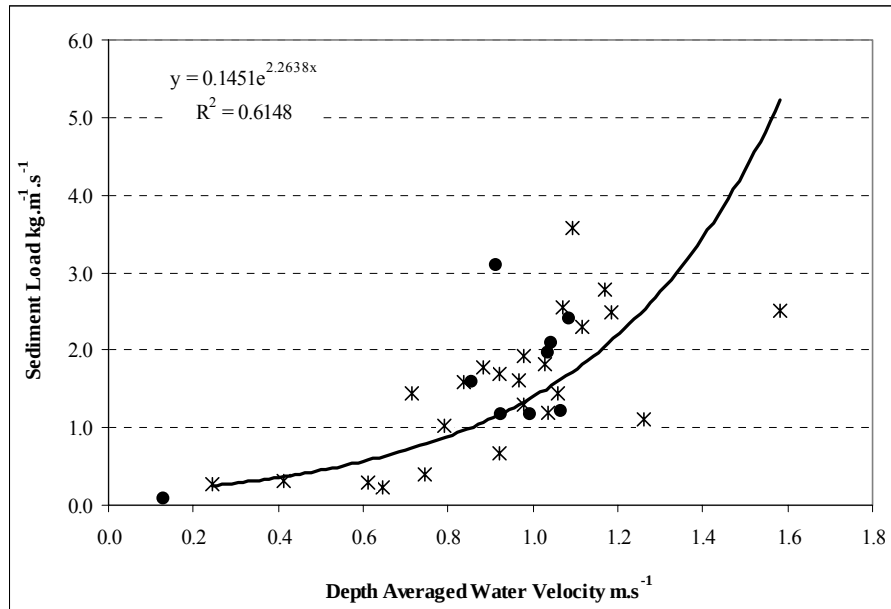


Figure 11. Evolution of the sediment load ($\text{kg m}^{-1} \text{s}^{-1}$) with the depth averaged water velocity (m s^{-1}) during ebb at Kruibeke (station 13.1) for the period 2002-2005. The values for 2006 are represented with bold dots.

Similarly, the data from the observations of all the stations, both for ebb and for flood, are presented in such type of figure as the ones shown in Kruibeke, Figures 11 (ebb) and 12 (flood). The parameters of equation are summarized in the Table 4. The relation between the measured suspended matter concentrations and the velocity is well represented by an exponential equation of $y = a e^{b \cdot x}$.

The parameter 'a', in $\text{kg m}^{-1} \text{s}^{-1}$ and at the slack of tide, 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 resuspension of bottom sediments. The change of 'a' and 'b' with the distance from Vlissingen is given in the Table 4 and plotted in the Figures 13 and 14. It can be observed that the suspended load behavior is different from ebb to 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 (Figures 13 and 14). The b-factor is high near the Belgian-Dutch border ($b = 4.6$) and fluctuates between 1.7 and 3.3 at the rest of the locations. During flood, the initial suspended matter load (a) is low (from 0.06 to 0.1) between the Belgian-Dutch border and the mouth of the Rupel mouth as well as upstream of Appels (Figures 15). Relative high values (a around 0.2) occur upstream of the Rupel till Appels (128 km). The b-factor varies between 1.5 and 2.5 and is lowest between the Rupel mouth and Appels. An extreme high value (6.2) is observed at Melle.

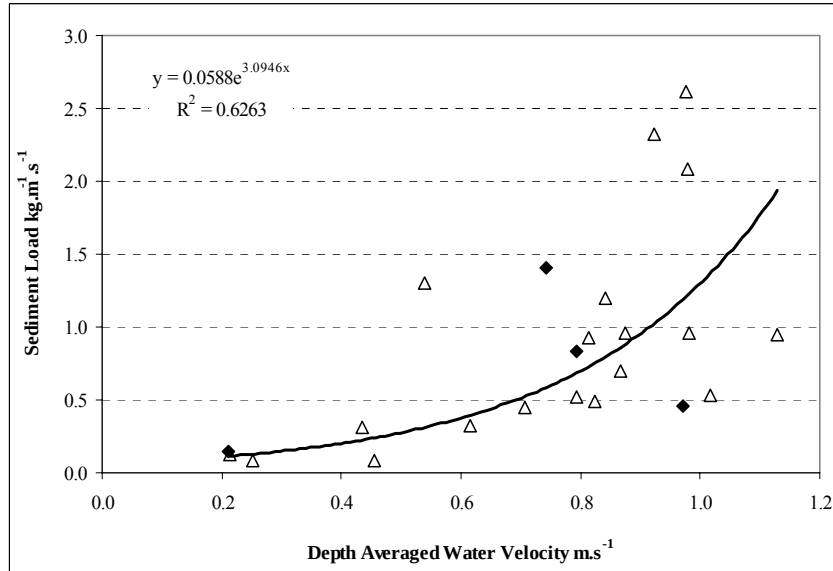


Figure 12. Evolution of the sediment load ($\text{kg m}^{-1} \text{s}^{-1}$) with the depth averaged water velocity during flood at Kruibeke (station 13.1). The values for 2006 are represented with bold diamonds.

station number	station	km	R^2 ebb	a ebb	b ebb	R^2 flood	a flood	b flood
9.1	Belgian-Dutch Border	58	0.50	0.05	4.60	0.42	0.06	3.54
10.1	Liefkenshoek	64	0.48	0.22	2.72	0.27	0.11	2.71
11.1	Melsele	71	0.44	0.34	1.68	0.57	0.08	2.86
12.1	Antwerpen	78	0.39	0.21	2.02	0.77	0.05	3.56
13.1	Kruibeke	85	0.67	0.12	2.51	0.60	0.07	2.87
14.1	Steendorp	94	0.21	0.14	2.22	0.65	0.08	3.13
14.2	Temse	99	0.51	0.07	3.04	0.66	0.10	2.75
15.2	Mariekerke	107	0.49	0.16	2.00	0.69	0.18	2.16
16.1	Vlassenbroek	118	0.64	0.08	3.10	0.58	0.14	1.98
16.2	Dendermonde	121	0.53	0.14	2.14	0.44	0.19	1.49
17.1	St.-Onolfs	125	0.34	0.12	1.87	0.45	0.20	1.55
17.2	Appels	128	0.34	0.17	1.60	0.54	0.12	1.89
18.1	Uitbergen	138	0.34	0.06	2.78	0.46	0.09	2.33
19.1	Wetteren	145	0.63	0.03	3.29	0.56	0.07	2.33
20.1	Melle	151	0.49	0.04	2.40	0.83	0.01	6.20
summary	<i>averages</i>		0.47	0.13	2.53	0.57	0.10	2.76
	<i>standard deviations</i>		0.13	0.08	0.77	0.14	0.06	1.15

Table 4. Correlation coefficient and parameters a and b for ebb and for flood data from the 16 stations obtained from the data between 2002 and May 2007.

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

L_t : total load at time t in $\text{kg m}^{-1} \text{s}^{-1}$

a_t : initial load at time of slack water in $\text{kg m}^{-1} \text{s}^{-1}$

b: constant

u_t : depth averaged water velocity at time t

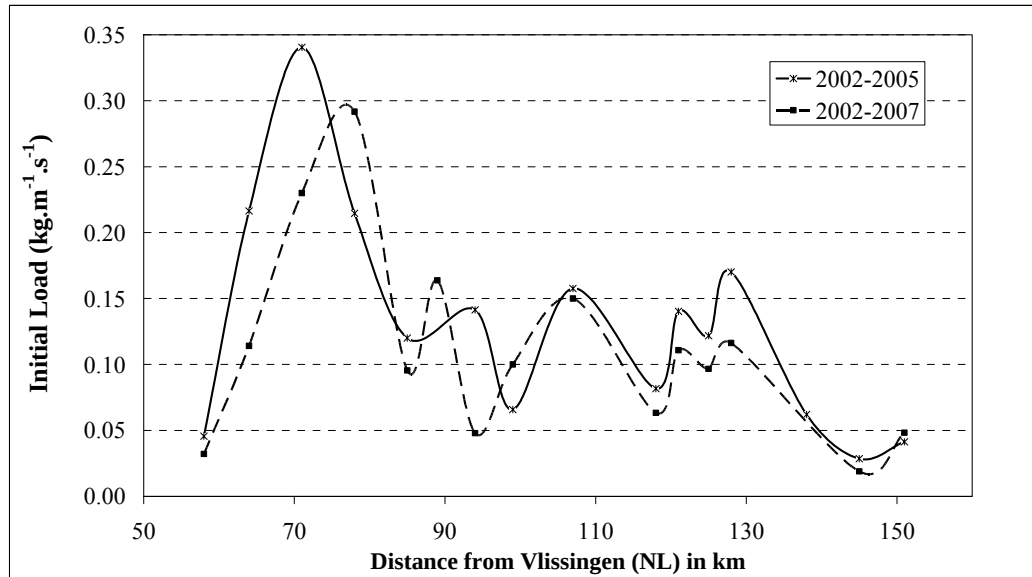


Figure 13. Variation of initial load (a-parameter) with the distance from Vlissingen (NL) for ebb data. For comparative purposes the data obtained during 2002-2005 are given.

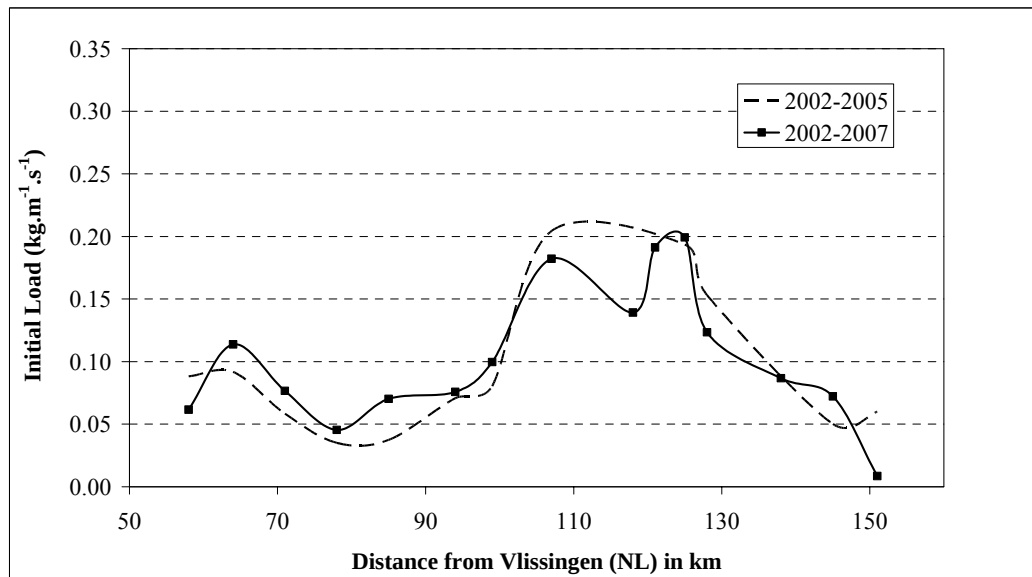


Figure 14. Variation of initial load (a-parameter) with the distance from Vlissingen (NL) for flood data. For comparative purposes the data obtained during 2002-2005 are given.

5.4.2. Total suspended load and water velocity for full tide measurements.

From 2002 to 2005 15 full-tide measurements were carried out mainly at three sections of the estuary: (1) near the Belgian-Dutch border, (2) near Kruibeke and (3) in the upstream reach of the estuary. In 2006, five supplementary full-tide measurements were carried out in the upper-estuary (two at Lippenbroek and one at Schellebelle), in the mid-estuary (one at Kruibeke) and in the Rupel (one at Boom).

The data obtained during the 2006 full tide measurements are compared to the previously obtained data.

The total suspended matter load at any given moment of the tide is compared to the depth averaged water velocity at that moment (Figures 15 to 20, and Table 5). It is 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 the Table 5. Data is grouped respectively for all ebb tide and for all flood tide at each location. The average values at each location shows a similar range for both a (0.06 to 0.15) and b (2.60 to 2.99) values. The trend in these data corresponds well with the results obtained from the 16 stations. However, in the figures 15 to 20, it is clearly demonstrated that the values obtained in 2006 during the ebb period are above the average values of the period 2002-2005 and often even exceed the maxima value observed during this period. During flood only at Kruibeke higher values are observed during 2006. In the upper estuary the observed values do not differ from the 2002-2006 values and in the Rupel no correlation is observed. It can be concluded that the full tide measurements confirm the observations made during the year at the monitoring stations.

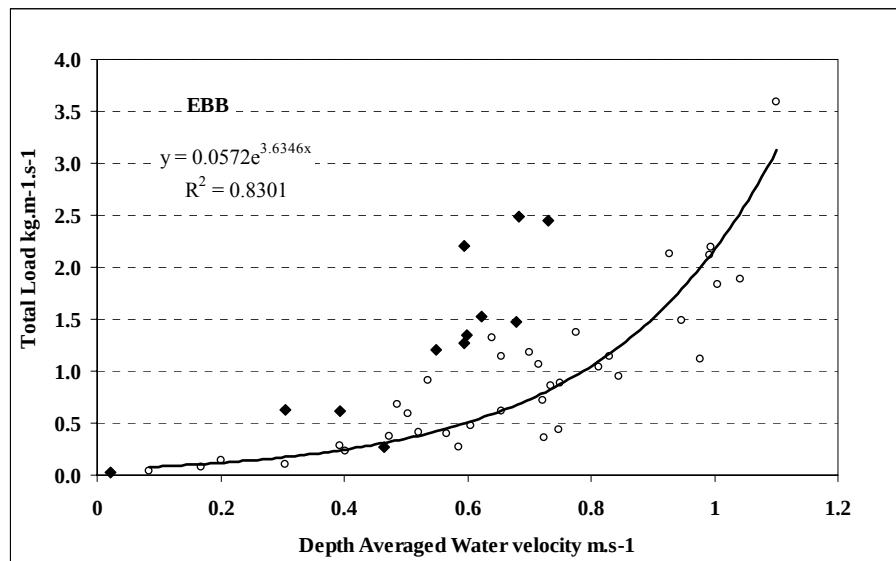


Figure 15. Evolution of the sediment load ($\text{kg m}^{-1} \text{s}^{-1}$) with the depth averaged water velocity during ebb at the upper-estuary stations Schellebelle and Lippenbroek. The values for 2006 are represented with bold diamonds. For comparative purposes the regression line for data obtained between 2002 and 2005 is represented.

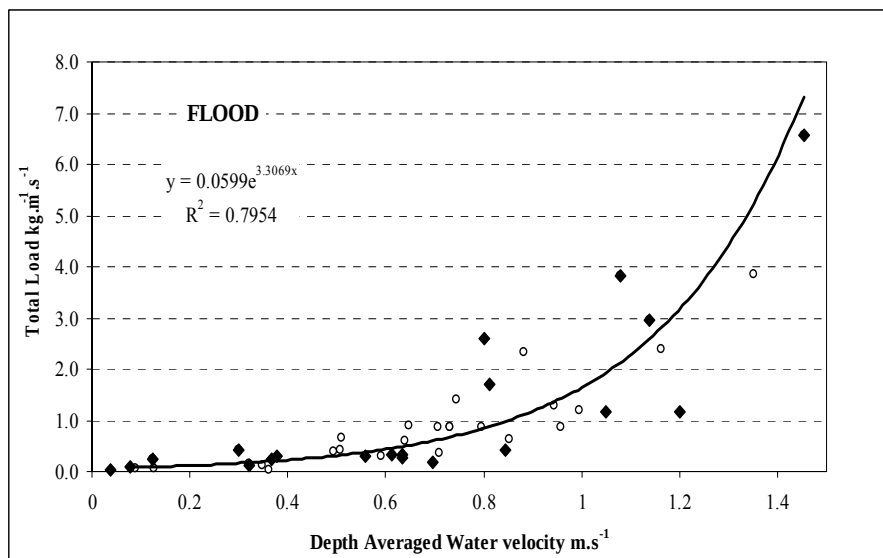


Figure 16. Evolution of the sediment load ($\text{kg m}^{-1} \text{s}^{-1}$) with the depth averaged water velocity during flood at the upper-estuary stations Schellebelle and Lippenbroek. The values for 2006 are represented with bold diamonds. For comparative purposes the regression line for data obtained between 2002 and 2005 is represented.

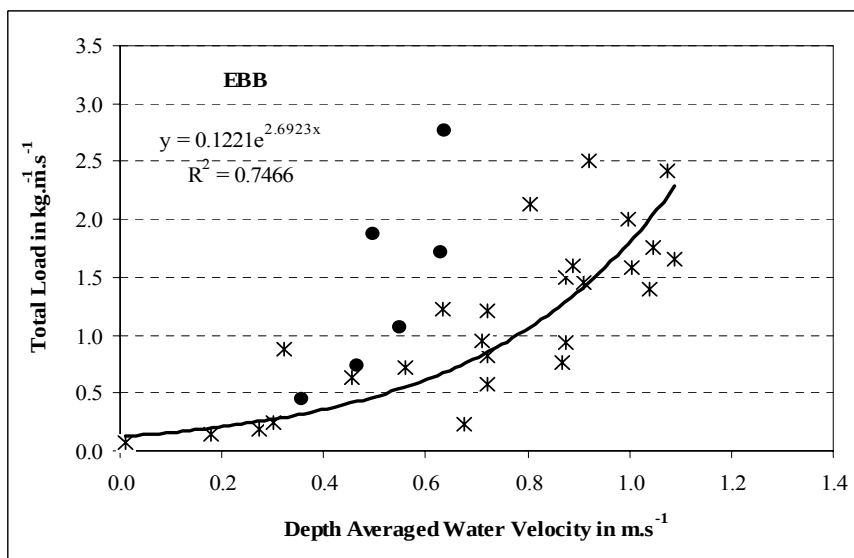


Figure 17. Evolution of the sediment load ($\text{kg m}^{-1} \text{s}^{-1}$) with the depth averaged water velocity during ebb at the mid-estuary station Kruibeke. The values for 2006 are represented with bold dots. For comparative purposes the regression line for data obtained between 2002 and 2005 is represented.

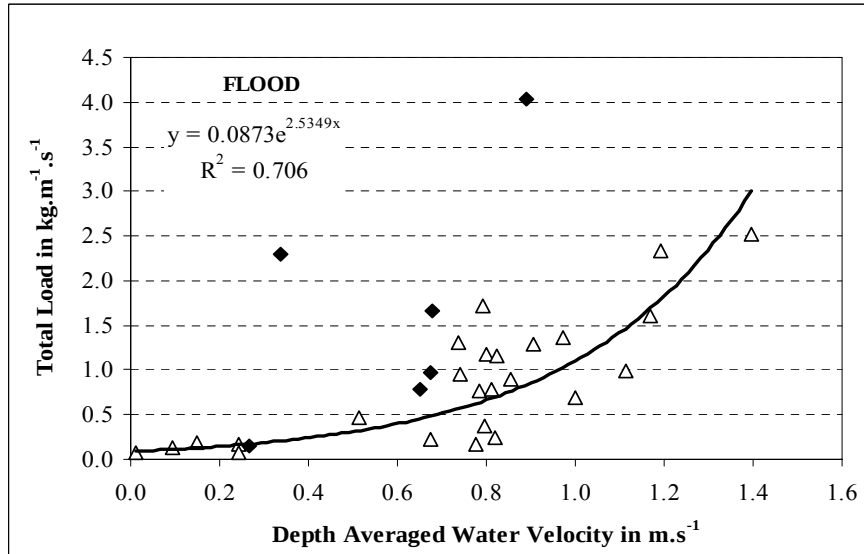


Figure 18. Evolution of the sediment load ($\text{kg m}^{-1} \text{s}^{-1}$) with the depth averaged water velocity during flood at the mid-estuary station Kruibeke. The values for 2006 are represented with bold diamonds. For comparative purposes the regression line for data obtained between 2002 and 2005 is represented.

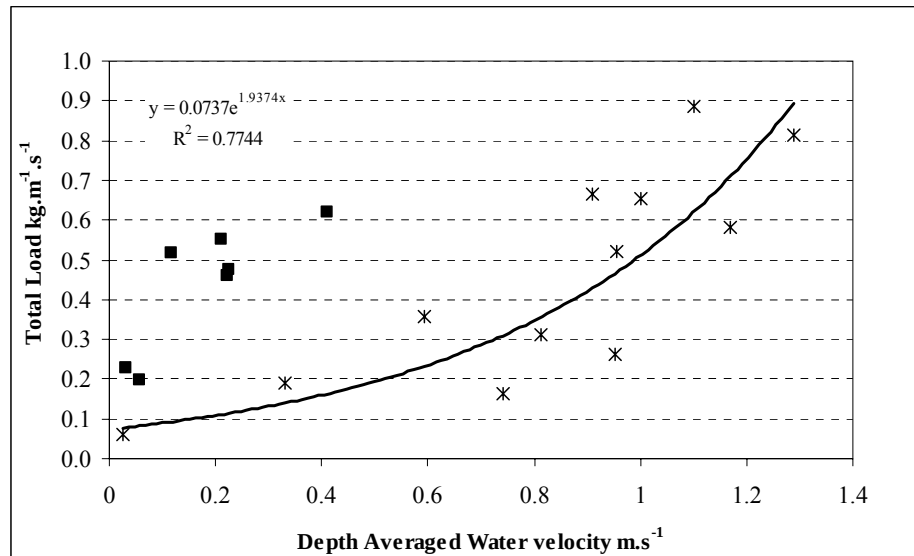


Figure 19. Evolution of the sediment load ($\text{kg m}^{-1} \text{s}^{-1}$) with the depth averaged water velocity during ebb at the Rupel stations Walem and Boom. The values for 2006 are represented with bold dots. For comparative purposes the regression line for data obtained between 2002 and 2005 is represented.

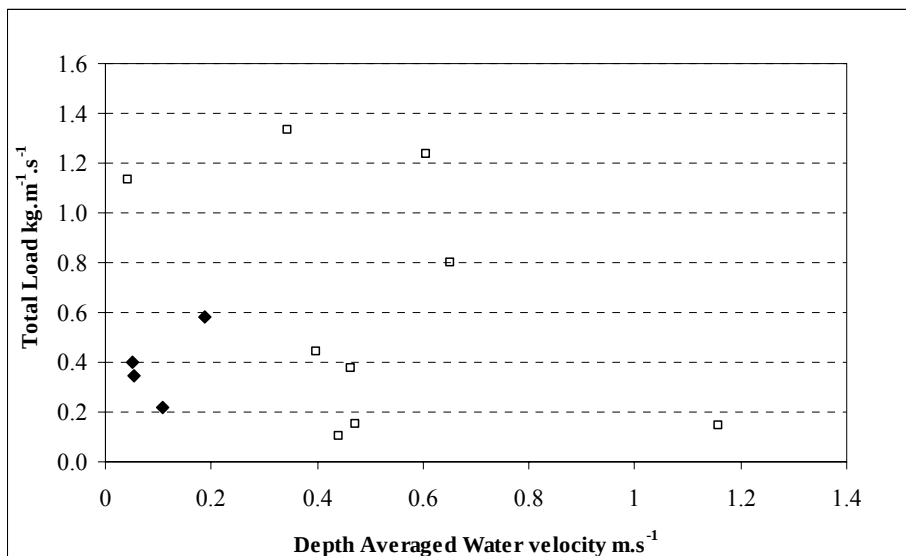


Figure 20. Evolution of the sediment load ($\text{kg m}^{-1} \text{s}^{-1}$) with the depth averaged water velocity during flood at the Rupel stations Walem and Boom. The values for 2006 are represented with bold dots. The data do not show any correlation.

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

L_t : total load at time t in $\text{kg m}^{-1} \text{s}^{-1}$
 a_t : initial load at time of slack water in $\text{kg m}^{-1} \text{s}^{-1}$
b: constant
 u_t : depth averaged water velocity at time t

station	date	R (all data)		a (all data)		b (all data)		R - ebb	a - ebb	b - ebb	R - flood	a - flood	b - flood
Zandvliet	12/09/2002	0.7	0.085	2.88									
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
Kruike	16/04/2002	0.75	0.192	2.187									
Kruike	7/05/2003	0.63	0.114	2.116									
Kruike	29/06/2004	0.87	0.08	3.062									
Kruike	21/09/2004	0.81	0.091	3.091									
Kruike	2/06/2005	0.55	0.11	1.713									
Kruike	17/10/2005 (2)												
Kruike	12/10/2006	0.71	0.084	4.457									
summary-2	averages	0.72	0.12	2.43				0.67	0.15	2.55	0.43	0.18	1.83
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	0.8	0.16	2.465									
Schellebelle	10/10/2006	0.88	0.036	5.716									
Lippenbroek	3/07/2006	0.5	0.165	1.534									
Lippenbroek	25/10/2006 (1)												
summary-3	averages	0.74	0.15	2.97				0.83	0.06	3.63	0.8	0.06	3.31
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									
Summary-3	averages	0.49	0.06	2.6				0.27	0.23	0.82	-2	-2	-2
summary all data	averages	0.65	0.11	2.77				0.58	0.12	2.68	0.62	0.1	2.76
	standard deviation	0.19	0.1	1.1				0.2	0.09	1.46	0.16	0.08	0.93

Table 5. Correlation coefficient (R) and value of parameters a and b for all data from the full tide measurements. (1) insufficient data; (2) unreliable data.

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.

Hoofdstuk 6. Fytoplankton en fyto benthos

Phytoplankton and phyto benthos dynamics in the Schelde-estuary in 2006-2007

Jeroen Van Wichelen
Renaat Dasseville
Els Van Burm
Wim Vyverman

Eindverslag voor deelstudie 4 (perceel 4) periode januari 2006 – juni 2007

Laboratory for Protistology & Aquatic Ecology, Biology Department, Ghent University

Abstract

From January 2006 to July 2007, phytoplankton was monitored monthly on 15 different stations along the Schelde continuum from Gent to the Belgian-Dutch border and in 5 main tributaries. Two blooms were observed in 2006, both in the freshwater zone, the first one in July, the second one in October, but the maximal phytoplankton biomass was much lower than during the exceptional warm and dry summers of 2003 and 2004. The water discharge seems to be the most discriminating character for bloom development. The phytoplankton species composition is dominated by centric diatoms like in previous years, especially by the species *Actinocyclus normanii*, *Cyclotella scaldensis* and *Stephanodiscus hantzschii*. Chlorophytes like *Desmodesmus* spp. and *Scenedesmus* spp. were only of importance in spring and summer, especially in the freshwater part.

From May 2006 to July 2007, phyto benthos samples were collected monthly along a transect at 5 selected intertidal flats in the Schelde estuary between Gent and the Dutch-Belgian border. Highest chlorophyll a concentrations were observed in late summer 2006 in the oligohaline to freshwater zone at the intertidal flats at Ballooi and Appels and in the exceptionally warm and dry spring of 2007 when on almost all flats maxima were observed. Water discharge plays an important role in the development of these communities just like for the phytoplankton. For this reason, the summer blooms of both phytoplankton and phyto benthos coincided in 2006 and a 7 phyto benthos spring bloom all over the estuary could develop as a result of the exceptional weather conditions in April 2007. Phyto benthos biomass almost always decreased from the high water line towards the low water line. Diatoms were dominant all the time at the flats in the brackish zone while more diverse communities with green algae en euglenophytes as well were observed towards the freshwater zone.

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 2006-2007

In 2006 two phytoplankton blooms were observed in the Schelde estuary (figure 1). The first bloom occurred in early summer in the most upstream stations of the estuary with maximal chlorophyll a concentrations in July reaching $386 \mu\text{g l}^{-1}$ in Melle. The second bloom occurred in autumn more downstream in the freshwater tidal parts of the estuary. Maximal chlorophyll a concentrations of $324 \mu\text{g l}^{-1}$ were found in October at the station in Appels. In 2007, a first bloom was observed in June and a maximum ($300 \mu\text{g chl a l}^{-1}$) was encountered in the middle of the freshwater zone of the estuary at the station in Appels.

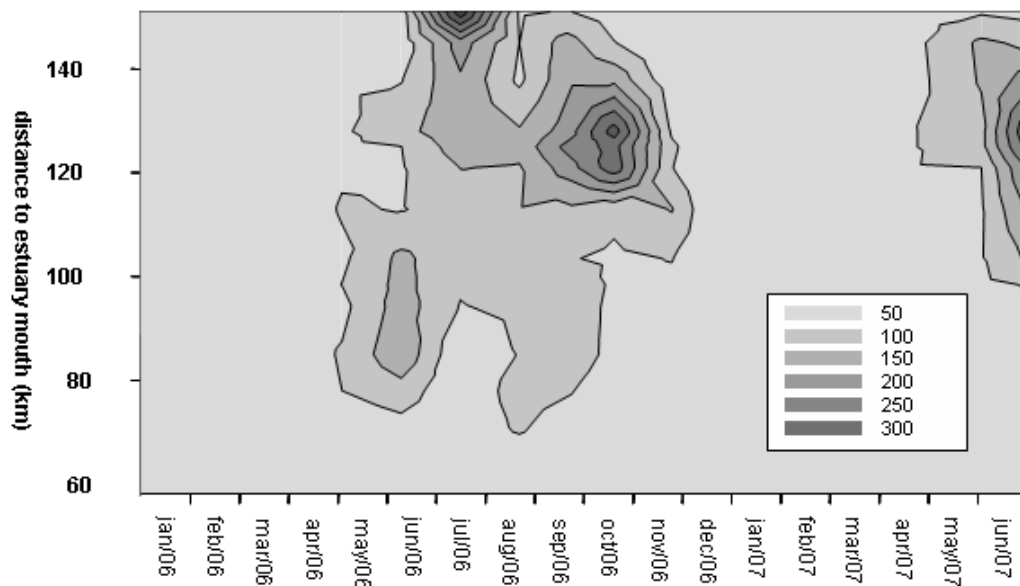


Figure 1: Chlorophyll a concentration ($\mu\text{g l}^{-1}$) between January 2006 and July 2007 along the Schelde estuary from the freshwater reaches towards the city of Gent (at about km 160) to the brackish water at the Belgian-Dutch border (at about km 60 km).

This general pattern was comparable with these from 2002, 2003 and 2005 when two blooms were more or less clearly separated from each other by a period of low phytoplankton biomass (figure 2). In comparison with the exceptionally warm and dry years of 2003 and 2004, the phytoplankton biomass maxima in 2006 were much lower. The development of blooms is largely dependent on the water discharges in the estuary (figure 3). The higher water discharges in August 2006 are most probably responsible for a temporal reduction in phytoplankton biomass, which lead to the presence of two separated blooms instead of 1 big bloom during the summer months. In the previous years of extreme climate conditions, the higher retention times of the water in addition with the higher temperatures had lead to a much higher primary production and a strong build-up of phytoplankton biomass. Maximal chlorophyll a concentrations of 715 and $709 \mu\text{g l}^{-1}$ were than observed in September 2003 and 2004 respectively.

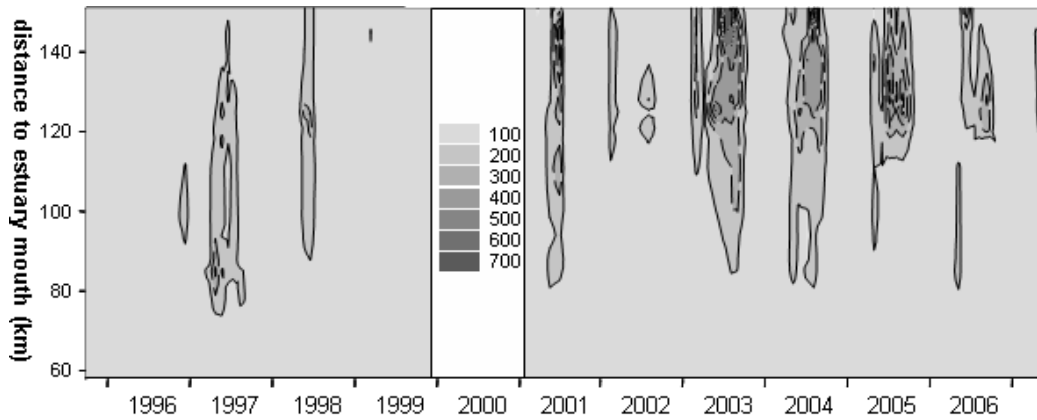


Figure 2: Phytoplankton bloom development in the Belgian part of the Schelde estuary over the last 10 years (no data from 2000) expressed as μg chlorophyll a l^{-1} .

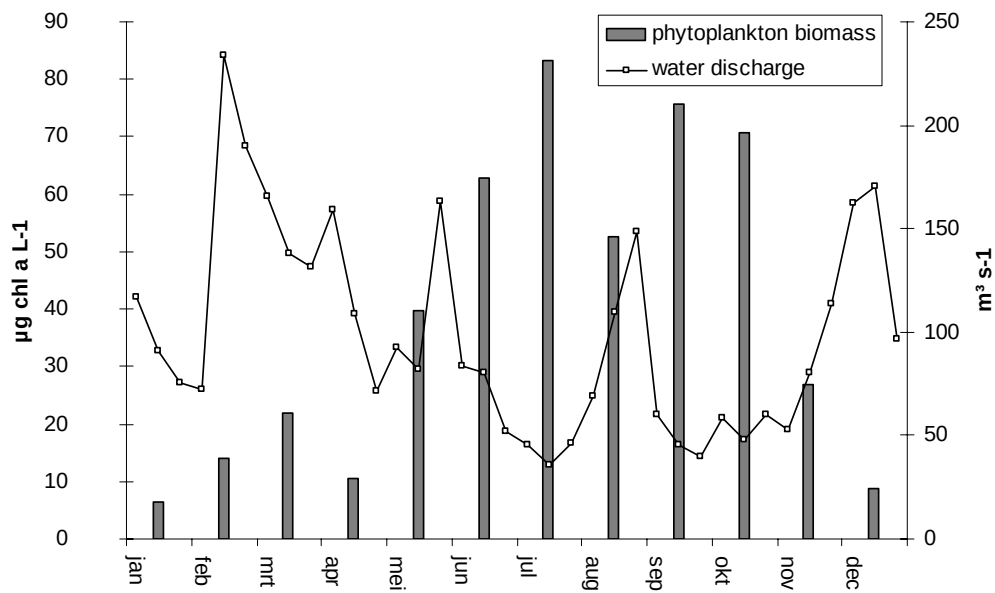


Figure 3: 10 days averages of water discharge from the Schelde at Schelle compared to the monthly averages of phytoplankton biomass (chlorophyll a) from the Schelde continuum between Gent and the Belgian-Dutch border for 2006.

Like in previous years, chlorophyll a concentrations decreased towards the brackish sampling stations all over the year (figure 4). This is most probably due to increased salinity stress and stronger light limitation. The rapid increase in salinity in the brackish stations can lead to an osmotic chock in phytoplankton cells. The stronger light limitation in this zone is mainly due to a combination of a higher water column depth and a higher turbidity. In general, the phytoplankton biomass is highest in the middle of the freshwater zone of the estuary between Baasrode and Uitbergen.

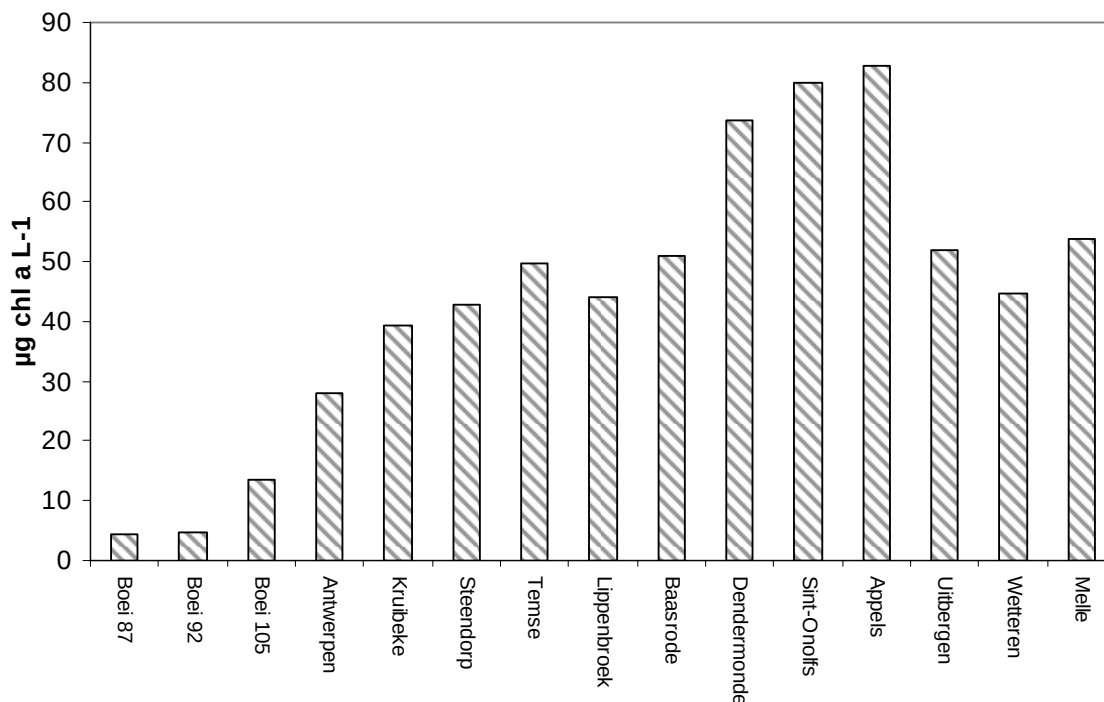


Figure 4: Averaged annual phytoplankton biomass (chlorophyll a) for each monitoring station in the Belgian part of the Schelde-estuary for 2006.

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 represents the amount of chlorophyll a in the tributaries of the Schelde estuary and in the upstream and downstream stations in 2006-2007.

In the river Bovenschelde, the phytoplankton bloom occurred in May-July while in the Schelde estuary the bloom was observed between May and September with maximal biomass ($386 \mu\text{g l}^{-1}$) in July. Thus, the river Bovenschelde could have been a source of phytoplankton for the Schelde estuary in early summer, where concentrations in Chla were comparable in the river and in the estuary, but not in late summer.

The phytoplankton concentrations in the Dender River were in general much lower than in the Schelde estuary with the exception of the early summer period (especially May and July) 2006 and spring 2007 (April) when the Dender could have been a phytoplankton source for the Schelde estuary.

In the river Durme, the pattern in phytoplankton biomass was very similar than the one from the Schelde estuary close to the mouth of the river Durme with the exception of the winter period when the biomass was higher in the estuary. The maximal biomass was observed in July and was substantially higher than the maximum in the Schelde estuary. The river Durme is shallow and phytoplankton can benefit from a better light climate, especially in summer, thus explaining the higher

concentrations. In general however, the phytoplankton population in this branch of the estuary, experience more or less the same physical-chemical environment as in the main channel of the estuary.

The phytoplankton biomass was always lower in the river Rupel than in the estuary itself except for some winter months and in May and July when they were comparable. Especially during the blooms in June and September the phytoplankton biomass was low compared to the estuary. A high discharge and high turbidity might have prevented the development of the phytoplankton in this branch of the estuary.

At Zandvliet, the chlorophyll a concentration was lower than in the Schelde estuary during winter and spring but in summer and autumn it was higher. Especially in June and July 2006, the phytoplankton biomass was substantially higher in the docks at Zandvliet when these could have functioned as a potential source of phytoplankton for the Schelde estuary.

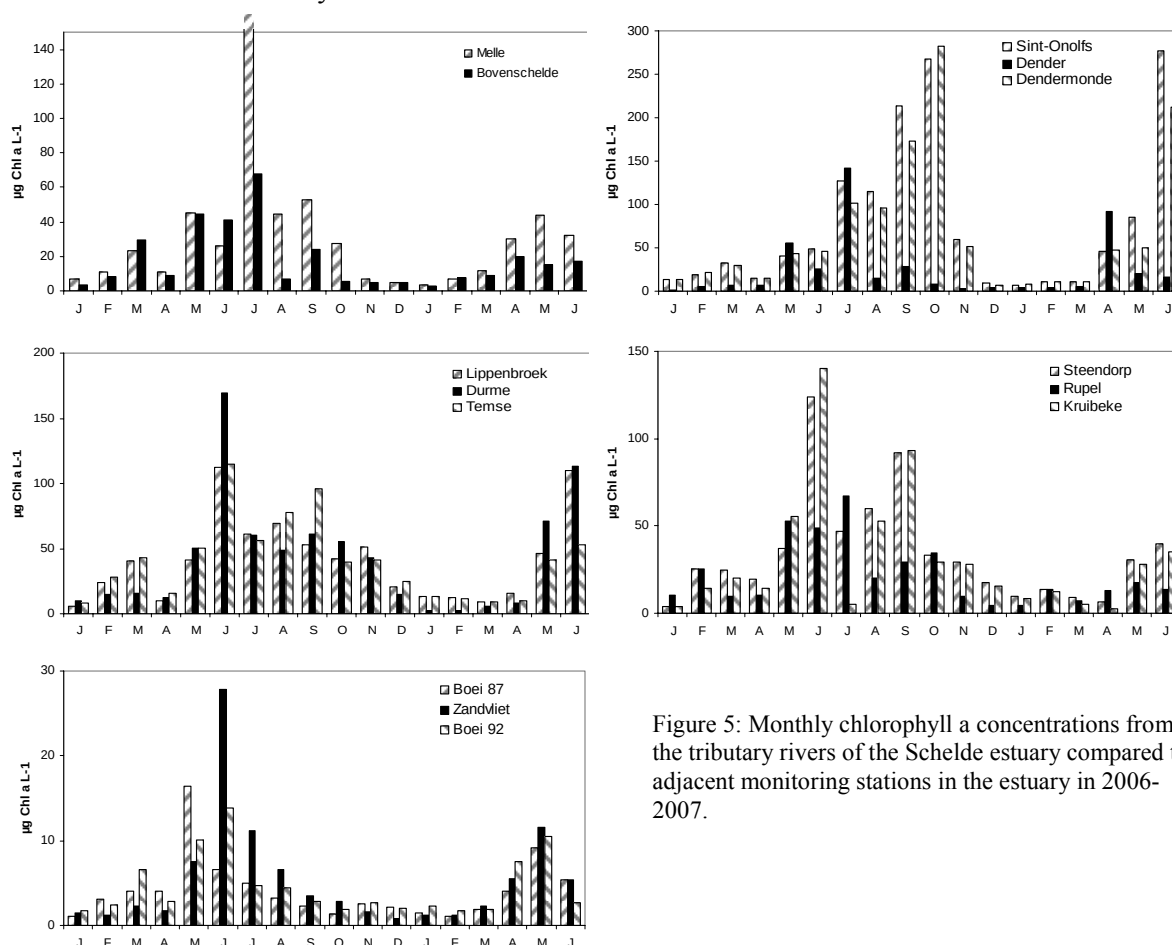


Figure 5: Monthly chlorophyll a concentrations from the tributary rivers of the Schelde estuary compared to adjacent monitoring stations in the estuary in 2006-2007.

6.1.4. Phytoplankton community composition in the Schelde estuary and tributaries

Pigment-analysis revealed that diatoms always dominated the phytoplankton biomass along the estuary in 2006-2007 as was shown by the amount of fucoxanthin (figure 6a). The three most abundant diatom species were *Actinocyclus normanii*, *Cyclotella scaldensis* and *Stephanodiscus hantzschii*. *A. normanii* dominated in terms of

biomass during late spring, summer and autumn along the Schelde continuum, with the exception of the freshwater zone where *C. scaldensis* dominated, especially in summer. *S. hantzschii* is a typical spring species which reached its highest biomass in the freshwater zones. Diatoms like *Aulacoseira granulata*, *Asterionella formosa* and *Navicula* sp. contributed significantly to the total phytoplankton biomass at times while other diatom species never attained a significant biomass. From these, *Thalassiosira* sp. was only observed in the brackish reaches while *Diatoma* sp. was only encountered in samples from the freshwater zones.

Chlorophytes were only of importance in spring and summer, 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 all observed but never attained a significant biomass.

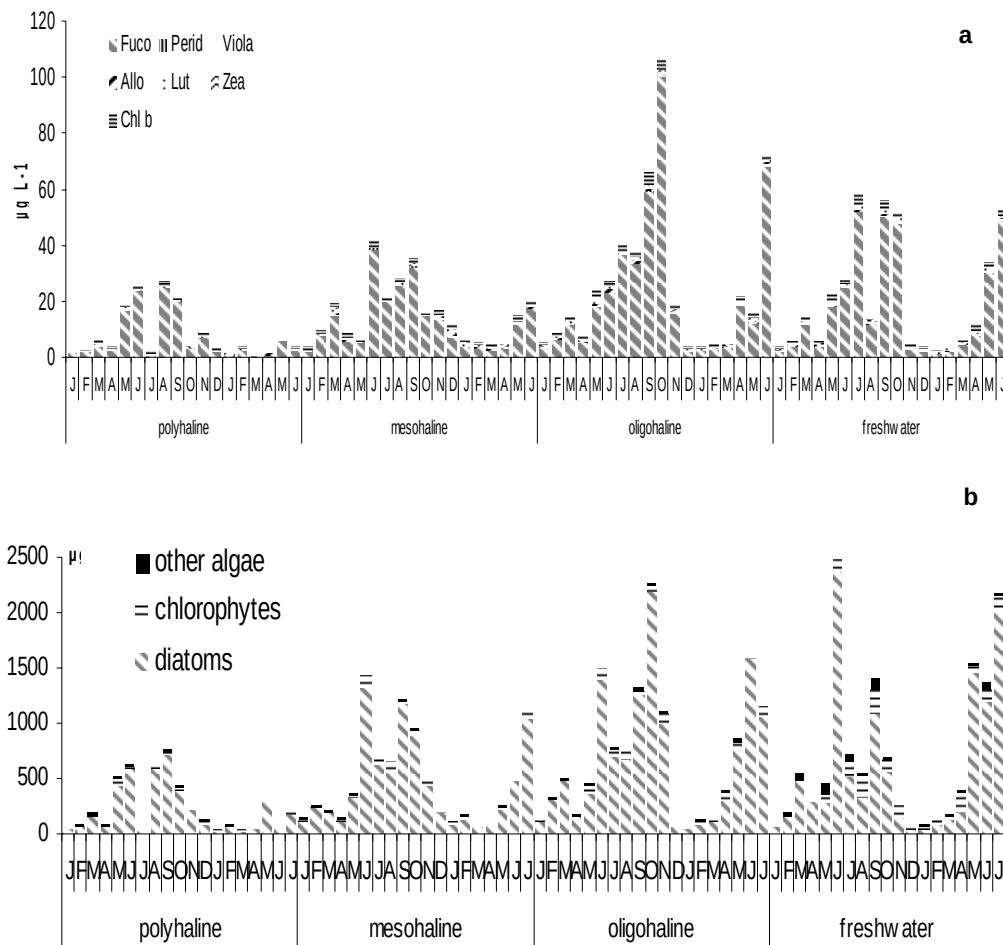


Figure 6: Phytoplankton pigment composition (a) and biomass in $\mu\text{g C L}^{-1}$ divided in diatoms, chlorophytes and other phytoplankton groups (euglenophytes, cryptophytes, chrysophytes, cyanobacteria and dinophytes) on the base of cell counts (b) in the different zones of the Schelde estuary in 2006-2007.

In the tributaries, fucoxanthin was always the dominant pigment, especially in the river Durme and Rupel, indicative for a dominance of diatoms (Figure 7a). In the rivers Dender and Bovenschelde, there was a higher contribution of chl b and lutein more typical for chlorophytes. Other pigments were only found in minor concentrations.

In the Bovenschelde (figure 7b), cell counts revealed that the diatom *S. hantzschii* was the dominant species in spring. In early summer, the diatom *C. scaldensis* dominated and reached a maximal biomass in June. Afterwards, chlorophytes like *Desmodesmus* spp, *Scenedesmus* spp., *Coelastrum* sp. and *Tetradesmus* sp. became more important and largely dominated the phytoplankton community. The average contribution of chlorophytes to total phytoplankton biomass was much larger (40 %) in comparison with the freshwater (17 %) and oligohaline (10 %) parts of the estuary.

In the river Dender, diatoms were dominant, with *S. hantzschii* as the most important species in spring (maximal biomass in April 2007) and especially *C. scaldensis* which bloomed excessively during summer (up to 67 mg C L⁻¹ in July 2006). Cryptophytes (*Cryptomonas* spp., *Rhodomonas* sp.) became dominant only shortly in June 2006. Chlorophytes dominated at certain times, especially *Pandorina* sp. in September 2006 and July 2007.

The phytoplankton populations in the river Durme were very similar to those from the estuary. Centric diatoms, especially *Actinocyclus normanii* and *Cyclotella scaldensis* were always dominant and reached high concentrations starting in May up to November. A small bloom of both species was observed in June 2006 (up to 3300 µg C L⁻¹) and also in November 2006 a maximum was observed, mainly containing cells of *A. normanii* at that time.

In the Rupel tributary, diatoms were dominant with a co-dominance of *Actinocyclus normanii* and *Stephanodiscus hantzschii* throughout the year and a dominance of *Cyclotella scaldensis* in September. Cryptophytes (*Cryptomonas* sp.) and chlorophytes (*Scenedesmus* spp.) became more important towards summer.

The phytoplankton communities in the docks at Zandvliet were very different from the communities at all the other places. Cryptophytes like *Cryptomonas* largely dominate the phytoplankton community except for August 2006 when a bloom of the Primmnesiophyte *Phaeocystis* was observed, for the spring of 2007 when the centric diatom *A. normanii* was dominant and for July 2007 when large colonies of the cyanobacterium *Microcystis flos-aquae* became abundant.

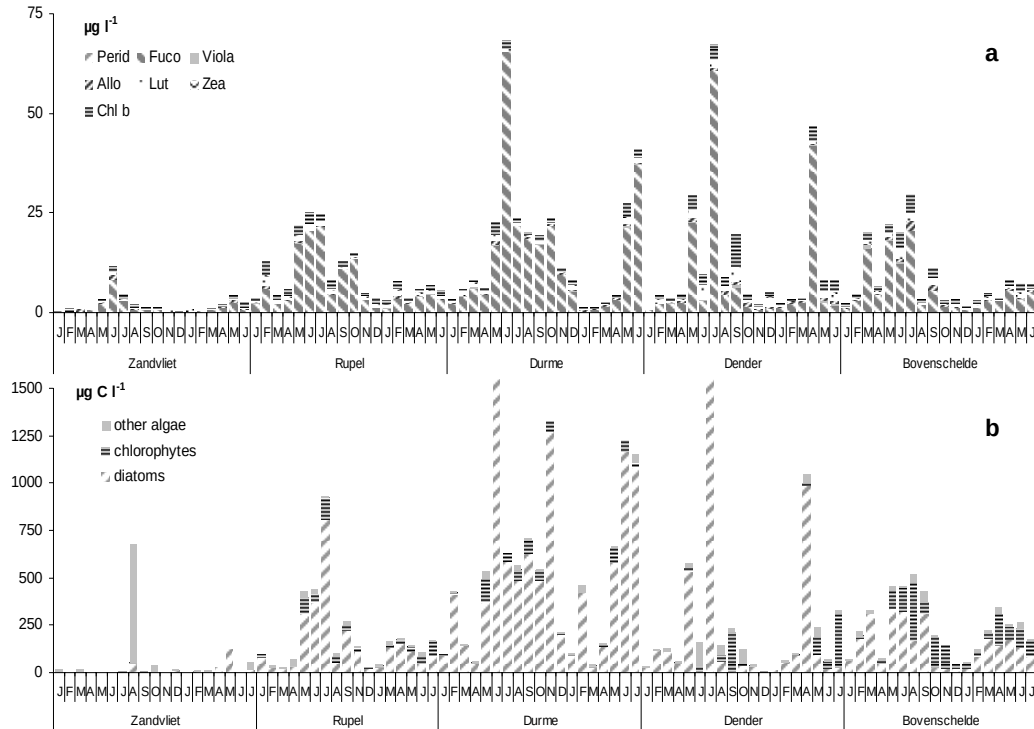
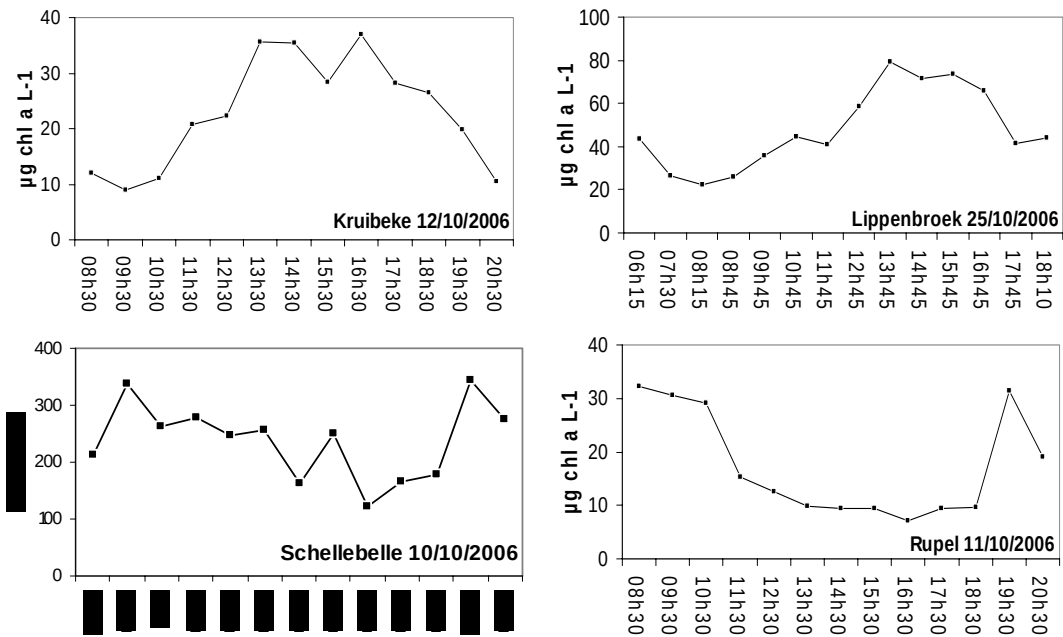


Figure 7: Phytoplankton pigment composition (a) and biomass in $\mu\text{g C l}^{-1}$ divided in diatoms, chlorophytes and other phytoplankton groups (euglenophytes, cryptophytes, chrysophytes, cyanobacteria and dinophytes) revealed with cell counts (b) in the tributaries of the Schelde estuary in 2006-2007.

6.1.5. Dynamics in chlorophyll a concentration during the tidal cycle

In October 2006, 13 hour measurements were carried out at four stations in the Schelde estuary to assess the impact of the tide on the phytoplankton populations. These measurements were carried out at Schellebelle (in the freshwater zone), at Lippenbroek (in the oligo-haline zone), at Kruikebe (in the brackish zone) and in the river Rupel, always from high tide to high tide. Chlorophyll a was measured with HPLC as described before.

At Schellebelle, a decrease in chlorophyll a was observed during low tide while at Kruikebe and Lippenbroek an increase was observed (figure 8). This difference in the timing of the chlorophyll a maximum suggests that the maximum chlorophyll a concentration in the estuary was situated upstream Kruikebe and Lippenbroek but downstream Uitbergen. At the Rupel station, we observed a decrease in the chlorophyll a concentration during low tide which might be explained by the high tide bringing phytoplankton from the Schelde estuary in the river Rupel, while water with much lower phytoplankton concentrations is coming from the rivers at low tide. These patterns confirm observations made during 13 hour measurements made in October 2005 at the same locations in the estuary.



Figuur 8: Dynamics in phytoplankton biomass (chlorophyll a) during the tidal cycle measured during 13 hours campaigns in autumn 2006 in the Schelde.

6.2. Monitoring phytobenthos biomass and community composition on intertidal flats

6.2.1. Methodology

From May 2006 onwards, samples were collected monthly at 5 selected intertidal flats in the Schelde estuary between Gent and the Dutch-Belgian border (figure 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.

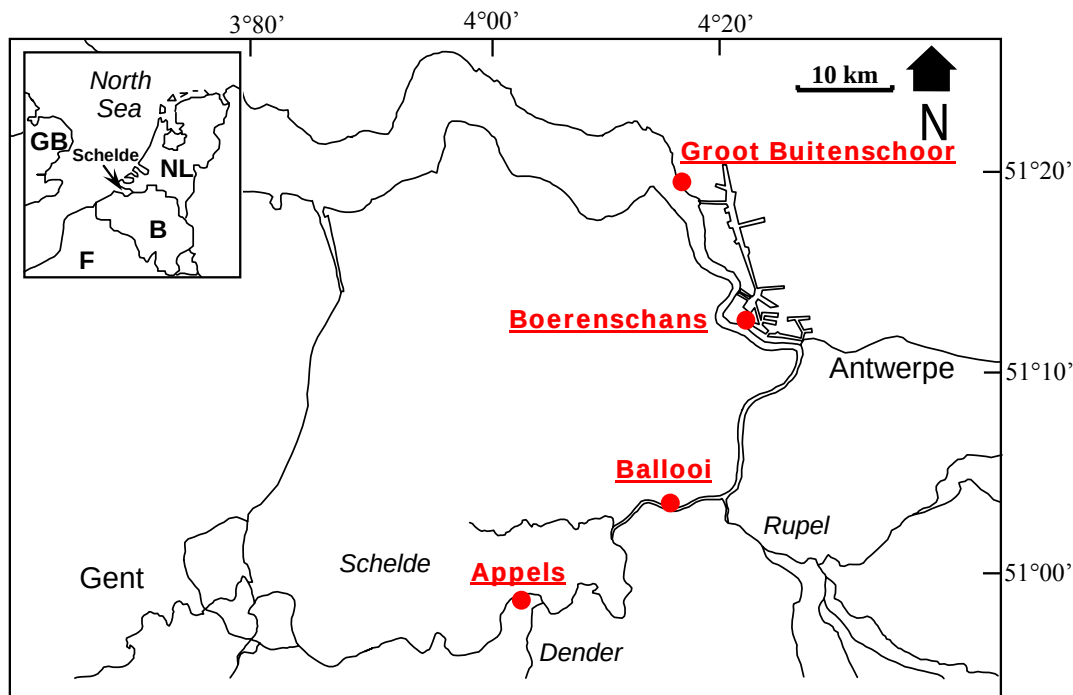


Figure 9: The Schelde estuary with location of the intertidal flats that were sampled for the study of the phytobenthos development in 2006 – 2007.

6.2.2. Phytobenthos biomass

Highest chlorophyll *a* concentrations were observed in late summer 2006 in the oligohaline to freshwater zone at the intertidal flats at Ballooi and Appels (average concentrations up to 270 mg chlorophyll *a* m⁻² in September in Appels) and in spring 2007, when on almost all flats maxima were observed (average concentrations up to 310 mg chlorophyll *a* m⁻² in April in Appels) (figure 10). Maxima were observed on localities on the high water mark at these flats like for September 2006, when the chlorophyll *a* concentrations reached 600 mg m⁻² at Ballooi 3 and for April 2007 when a maximum of 435 mg chlorophyll *a* m⁻² was observed at Appels 3. The summer phytobenthos bloom corresponded to the bloom in the plankton in the same part of the estuary and previous studies (Muylaert et al. 2002) have noted a strong similarity in species composition between the phytoplankton and phytobenthos in the freshwater tidal reaches of the Schelde estuary. The phytobenthos communities are most probably also influenced by the water discharge, just like the phytoplankton. For instance in the rainy month of August 2006, the phytobenthos biomass was low in comparison with the month before and after. The spring bloom in April was probably favoured by the exceptional warm and dry weather at that time. The difference between the silty and sandy flat at Groot Buitenschoor were of minor importance except for the bloom in April when the phytobenthos biomass was substantial higher at the sandy sites.

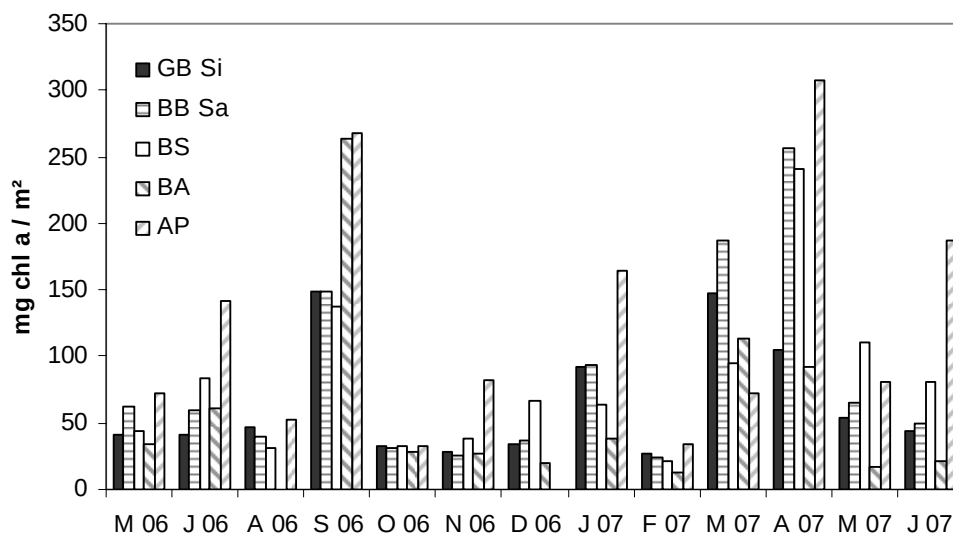


Figure 10: averaged phytoplankton biomass for each tidal flat sampled along the Schelde estuary in 2006-2007. Each column is the averaged biomass from 3 – 4 localities along a transect from the high water mark to the low water mark at each intertidal flat.

At all intertidal flats sampled, chlorophyll a concentration decreased in general from the high water line to the low water line (figure 11). This can probably be 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 phytoplankton receives no light. Also, sediments near the low water line are exposed to strong tidal currents which may result in losses of phytoplankton populations due to re-suspension.

6.2.3. Phytoplankton species composition

Pigment analysis revealed always a dominance of fucoxanthin, the characteristic pigment of diatoms (figure 12). The tidal flats at Groot Buitenschoor especially, rarely contain any other pigments in significant quantities. Towards the freshwater zone also other pigments become more important which is obvious for the tidal flat in Appels where elevated levels of lutein and chlorophyll b indicate the presence of green algae, but also neoxanthin, indicative for euglenophytes and zeaxanthin, indicative for cyanobacteria were present at certain times. Euglenophytes were especially present around the high water line at the tidal flats of Ballooi and Appels, which was clearly visible in the field and is shown in the pigment profiles as well by the higher amount of neoxanthin, for instance during the bloom in April 2007.

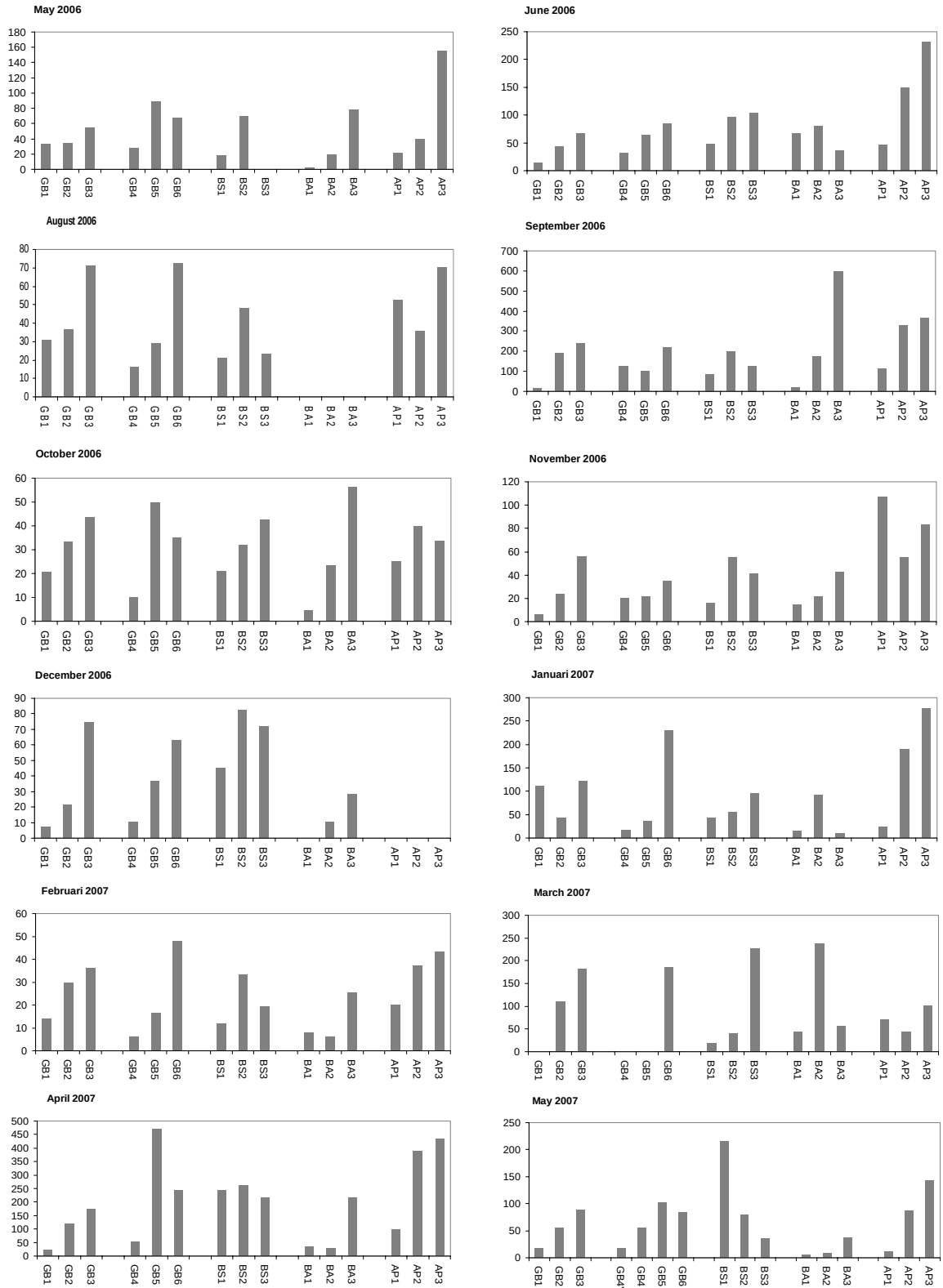


Figure 11: Spatial and temporal variability in phytobenthos biomass along intertidal flats from the Schelde estuary, sampled from May 2006 to May 2007 (GB: Groot Buitenschoor, BS: Boerenschans, BA: Ballooi, AP: Appels).

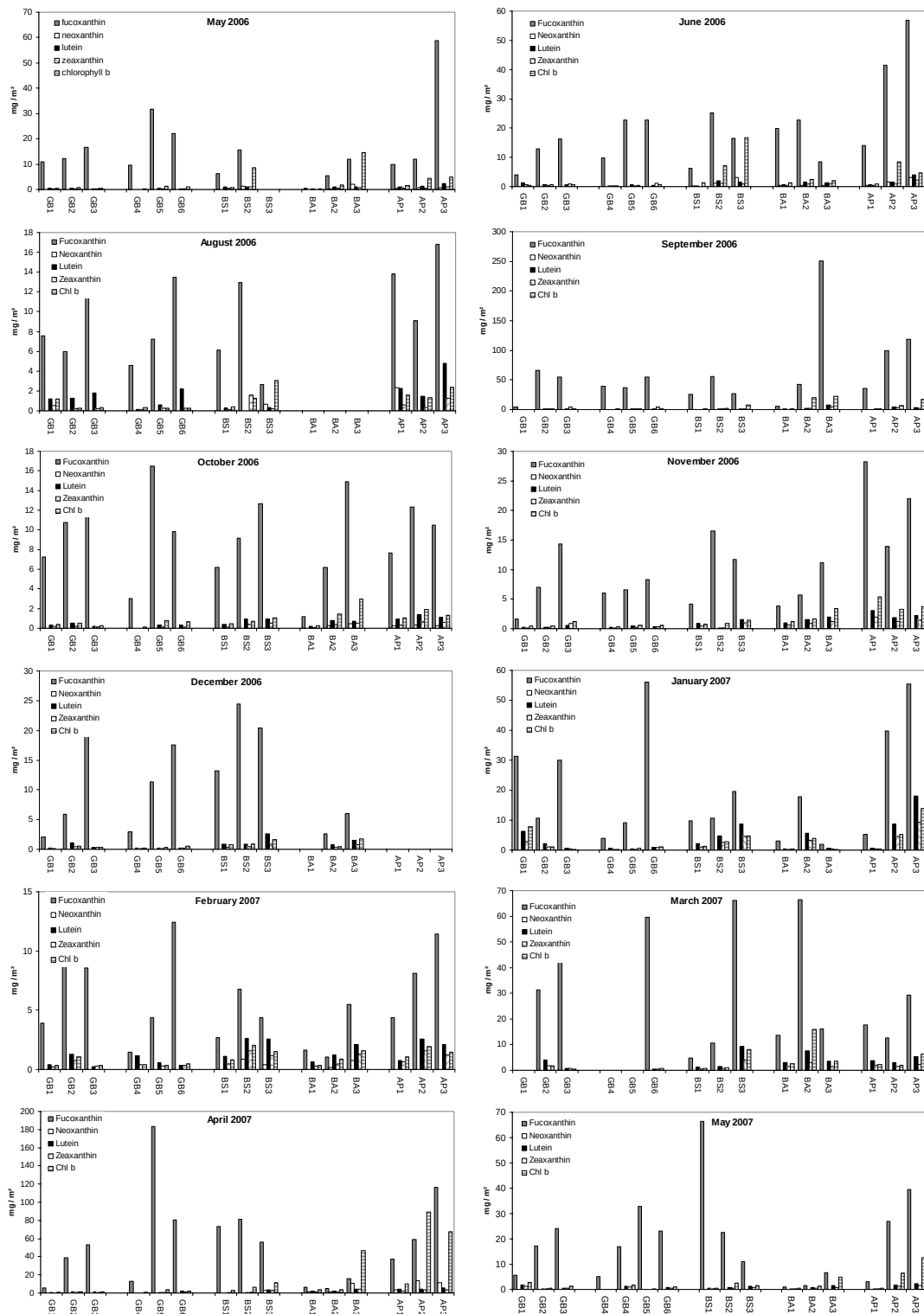


Figure 12: Spatial and temporal variability in phytobenthos pigment composition along intertidal flats from the Schelde estuary, sampled from May 2006 to May 2007 (GB: Groot Buitenschoor, BS: Boerenschans, BA: Ballooi, AP: Appels).

6.3. Future studies

- continued monitoring of phytoplankton pigments by HPLC analyses
- continued monitoring of species composition by microscopical counts at selected stations in the estuary and in the tributaries.
- continued monitoring of Schelde tributaries (Bovenshelde, Durme, Rupel, Dender and Zandvliet).
- continued monitoring Chla during 13h measurements at Lippenbroek and Kruikeke 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.
- Muylaert, K., L. Van Nieuwenburgh, K. Sabbe & W. Vyverman (2002). Microphytobenthos communities in the freshwater tidal to brackish reaches of the Schelde estuary (Belgium). *Belg. Journ. Bot.* (1-2): 15 -26.
- 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

J.P. Vanderborght

Eindverslag voor deelstudie 5 (perceel 5), periode april 2006 – mei 2007

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

Dir. Prof. Dr. Lei CHOU

7.1. Introduction

According to the objectives of the OMES monitoring program - Part 5 (“Deel 5: Studie naar de primaire productie”), in situ monitoring of water quality parameters, light-field measurements and laboratory analysis of phytoplankton primary productivity have been carried on between April 2006 and May 2007. This includes our participation to ten monthly cruises and the survey of three tidal cycles (“13-hour cycles”) at three different locations, two in the estuary (Kruibeke – Schellebelle) and one in the Rupel (Boom). In addition, our contribution to the Lippenbroek study is summarized in a specific section of this report.

During this period, no major methodological changes have been introduced as compared with the preceding years. Systematic measurements of the water quality parameters (temperature, conductivity/salinity, dissolved oxygen, pH) have been performed during monthly profiles and 13-hour cycles using a multi-parameter sensor (YSI Model 6600EDS). Light attenuation coefficient (k_d) has been routinely measured using the dual-sensor method, during monthly cruises as well as during the survey of tidal cycles. Since April 2007 however, scalar quantum sensors (hemispheric) have been replaced by downward irradiance sensors (horizontal), so that the coefficient of downward irradiance attenuation has actually been measured in 2007. (This new arrangement will continue to be used in the future, and it will be complemented by the measurement of the upward (back-scattered) irradiance). Turbidity data have also been collected using the same multi-parameter sonde. Both k_d and turbidity results have been compared to suspended particulate matter (SPM) concentrations determined on water samples.

For the measurement of photosynthetic parameters, ^{14}C incorporation under controlled irradiance has been used. Nine stations along the estuarine gradient have again been sampled during the monthly cruises and incubated in the laboratory for the determination of the photosynthetic parameters α and P^B_{max} . In parallel, chlorophyll a fluorescence has been measured in situ and pigment concentration (chlorophyll a and phaeopigments), together with alkalinity and dissolved inorganic carbon (DIC) have been determined 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 2006, the light attenuation coefficient for scalar irradiance k_d varied between 1.84 (at Melsele, September 2006) and 12.4 m^{-1} (at Melle, July 2006). The corresponding euphotic depths (*i.e.* depths at which irradiance is equal to 1% of the incident irradiance) thus varied between 2.50 and 0.37 m. The distribution of k_d values (based on all results) is given in Figure 1. About three quarter (74 %) of the values is comprised between 3 and 8 m^{-1} , which is a slightly narrower distribution than what has been observed before. The median value is equal to 5.33 m^{-1} (corresponding to a euphotic depth of 0.85 m).

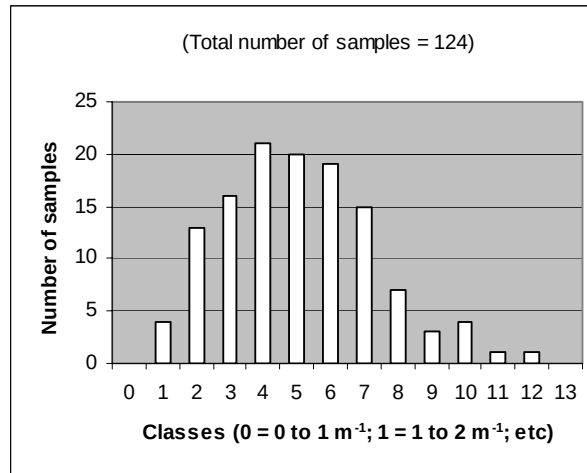


Figure 1: Distribution of measured k_d values

Compared with previous values, the results obtained in 2006 are in very close conformity with those obtained during the period 2002-2004 (Table 1). They do not reproduce the results of the year 2005 which was characterized by a significantly higher water transparency, as pointed out in the preceding report.

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
2002 - 2006	867	1.03	17.5	5.21	0.26	4.47	0.88

Table 1: Statistical parameters of the distribution of k_d values

In 2006, the light attenuation coefficient has displayed the usual seaward declining trend, corresponding to a longitudinal increase of the water transparency, and thus of the euphotic depth. The latter is shown below (Figure 2) and compared to the previously observed profiles, using yearly average for each of the sampling stations in the estuary (2006 in bold).

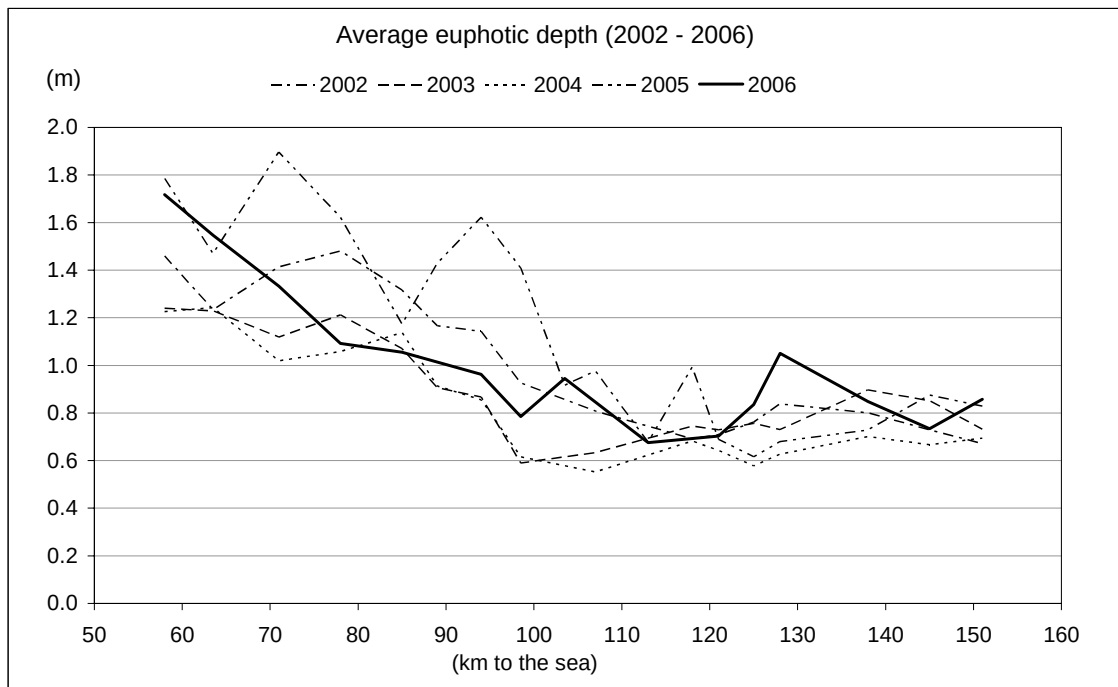


Figure 2

A mean euphotic depth fluctuating between 0.7 and +/- 1.0 m, with a mean value equal to 0.84 m, is observed in the upper reach of the estuary (between km 151 and km 90). It then increases regularly seawards and reaches 1.7 m at the Belgian-Dutch border (km 58). This is a very similar trend as the one observed during the period 2002-2004. Figure 2 also shows that the larger euphotic depth observed in 2005 can be mainly attributed to a higher water transparency in the downstream part of the estuary which is not repeated in 2006. Accordingly, the reduction in SPM concentration that was found in this area in 2005 is not observed in 2006: 38 % of all samples downstream of km 100 have SPM concentration above 50 mg l⁻¹ (14 samples out of 40); in 2005, SPM values were below 50 mg.l⁻¹ downstream of km 100 in all monthly profiles, with the exception of a few samples in June and November. This is in line with the observed k_d and euphotic depth profiles. (Note that April and May 2007 data are also given in annex).

7.2.2. k_d – SPM relationship

The relationship between the attenuation coefficient k_d and the SPM concentration deduced from the 2006 dataset is shown in Figure 3. Based on 124 couples of values, this relation may be expressed as follows:

$$k_d = 0.048 \text{ SPM} + 2.76 \quad (r^2 = 0.60)$$

with k_d in m⁻¹ and SPM in mg.l⁻¹.

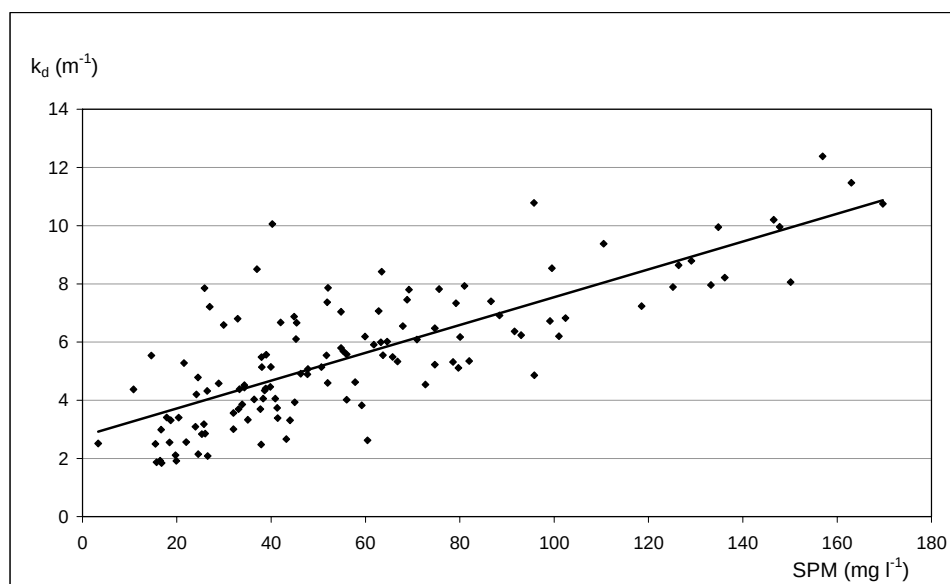
Figure 3: k_d – SPM correlation for 2006

Figure 4 illustrates the complete dataset for the period 2002 – 2006 and the regression line based on the 867 couples of k_d – SPM values available for the whole 5-year period.

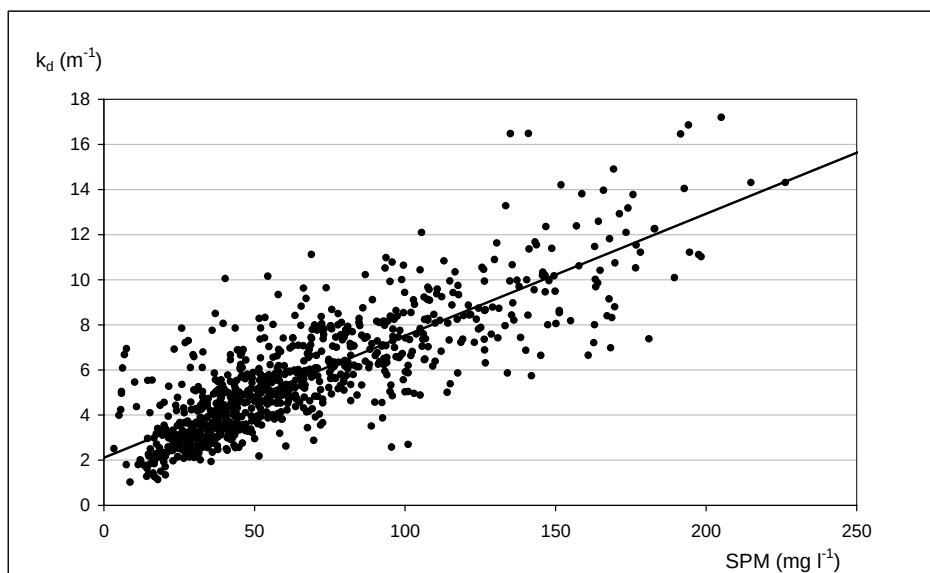
Figure 4: k_d – SPM correlation for the period 2002 – 2006

Table 2 synthesizes the relationships that have been observed between k_d and SPM since 2002, together with the linear regression obtained for the 5-year dataset. In 2006, the slope of the regression line shows a slightly reduced value as compared with

the period 2003-2005, but is equal to the 2002 value. Intercept is the highest observed until now, about 20 % higher than what was observed in 2002.

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	$k_d = 0.048 \text{ SPM} + 2.76$
2002 - 2006	$k_d = 0.054 \text{ SPM} + 2.11$

Table 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 cycle are shown below for the 3 campaigns performed in 2006: Schellebelle (Figures 5 - 6); Rupel - Boom (Figures 7 - 8); Kruibeke (Figures 9-10). For each experimental site, the first graph illustrates the temporal variation of the irradiance attenuation coefficient k_d (line) and turbidity (line + open circles) 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 the observations made during previous monitoring, the k_d results are generally far from good agreement with turbidity data, although the overall trend is more or less respected. The reason is probably linked to the fact that the 13-hour measurements have been performed relatively late in the season (October), under poor natural light conditions. As a consequence, direct measurements of the light attenuation using the “dual-sensor” method have been extremely difficult to carry out and the results are clearly affected by large instabilities, especially at Kruibeke (12 October). Moreover, daylight in mid-autumn is only present during a fraction of the 13-hour tidal cycle.

The monitoring of turbidity is fortunately not affected by the scarcity of solar irradiance; under the conditions encountered, it is therefore a more reliable indication of the water transparency and its relation with SPM dynamics. The process of settling at slacks followed by SPM re-saturation is observed at all stations; the latter process is strongly influenced by tidal asymmetries and temporal velocity gradients. Detailed time-series of the parameters (SPM, k_d and turbidity) are available in the annexed files for further joint interpretation.

As a result of the poor irradiance conditions, SPM and k_d values are not satisfactorily correlated. On the contrary, SPM and turbidity display a strong positive correlation, especially at the Rupel station and at Kruibeke (r^2 respectively equal to 0.91 and 0.79). The largest discrepancy occurs at Schellebelle, between 11:00 and 14:00, and may be attributed to the vertical SPM concentration gradients that are observed at this location during this period of the day (SPM analysis have been performed on surface samples, although turbidity has been measured at mid-depth during these 13-hours cycles – see in the annex the results of the vertical turbidity profiles).

7.2.4. Longitudinal chlorophyll *a* distribution

In 2006, chlorophyll *a* concentrations over $100 \mu\text{g l}^{-1}$ have consistently been observed in the upper estuary from June to September, with the highest values reached in July at station 20.1 (Melle) and in September at station 17.2 (Appels). From June to November (with the exception of July), the chlorophyll *a* concentration always increased between Melle (km 51) and a downstream point situated, depending on the month considered, between Uitbergen (km 138) and Baasrode (km 113). In all cases, the chlorophyll *a* concentration always decreases downstream of the Lippenbroek station (km 103.5). The strong phytoplankton blooms that have developed in the upper part of the tidal river, especially in July, but also in June, September and October, are associated with episodes of low freshwater input from the upper Scheldt (June, 1st decade: 23.1 ; July, 2nd decade: 5.8 ; September, 2nd decade: 7.3 ; October, 2nd decade: 7.3 ; all flows given in $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$). In contrast, flushing of the phytoplankton population seems to have occurred in August, linked to a significantly higher freshwater flow at Melle ($43.7 \text{ m}^3 \text{s}^{-1}$ during the 3rd decade). Once again, the residence time in the upper part of the tidal river appears to be the crucial factor controlling the dynamics of phytoplankton growth between km 150 and km 100 (for a detailed discussion of the linkage between phytoplankton growth and the physical forcings within the estuary, see Arndt et al 2007).

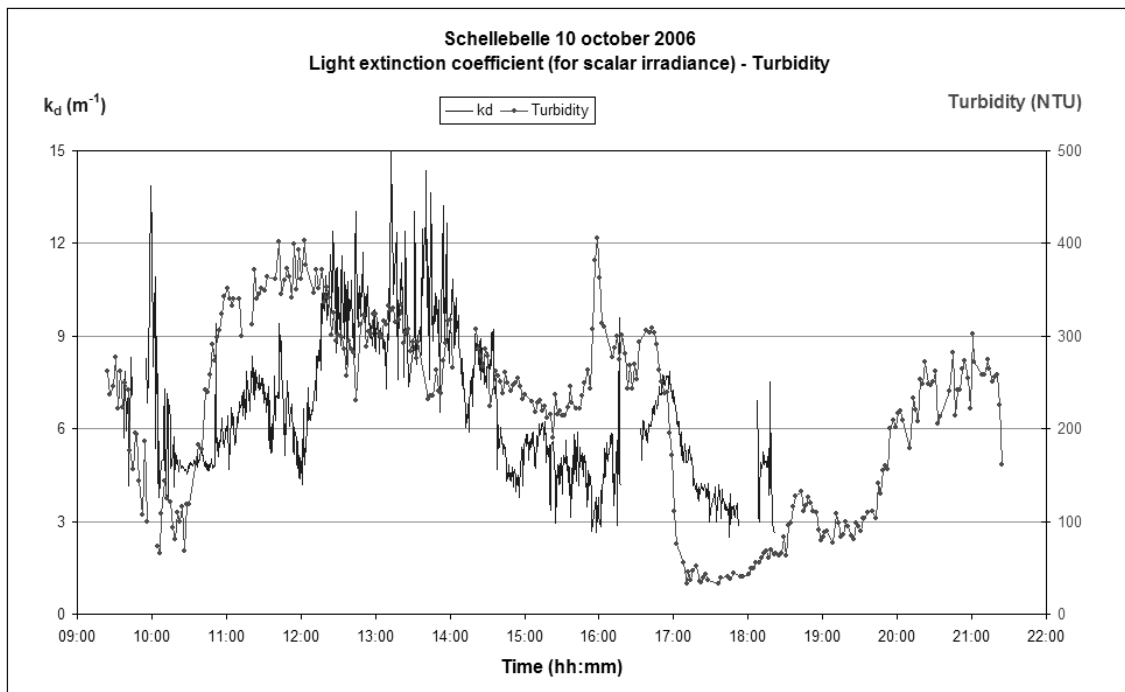


Figure 5

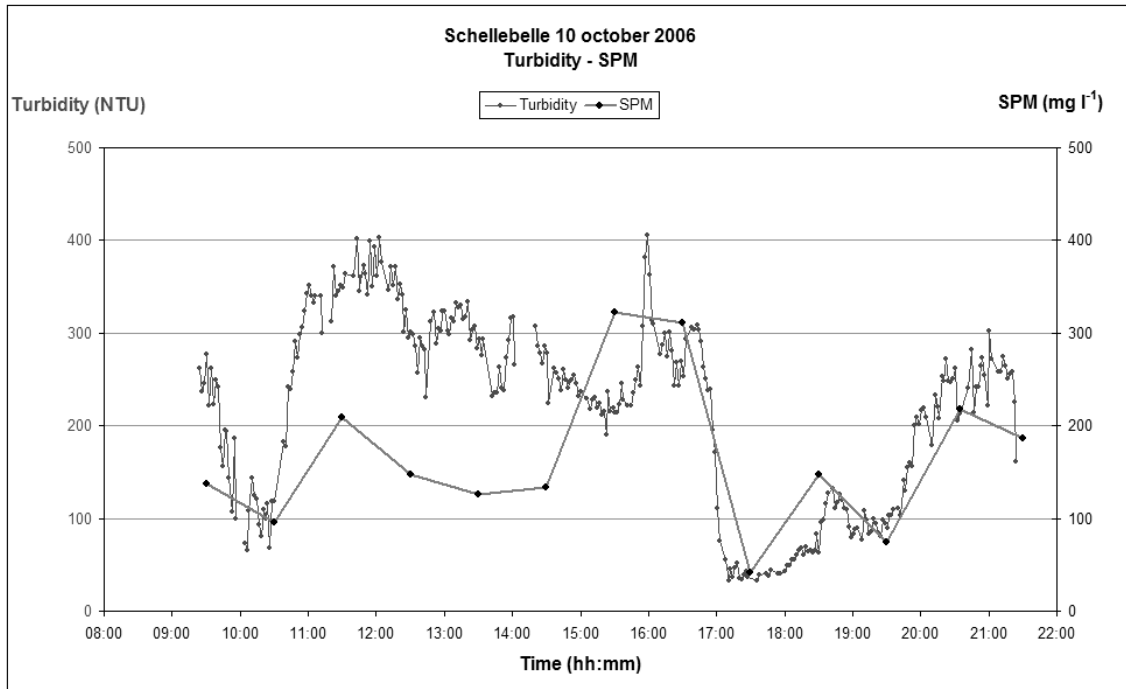


Figure 6

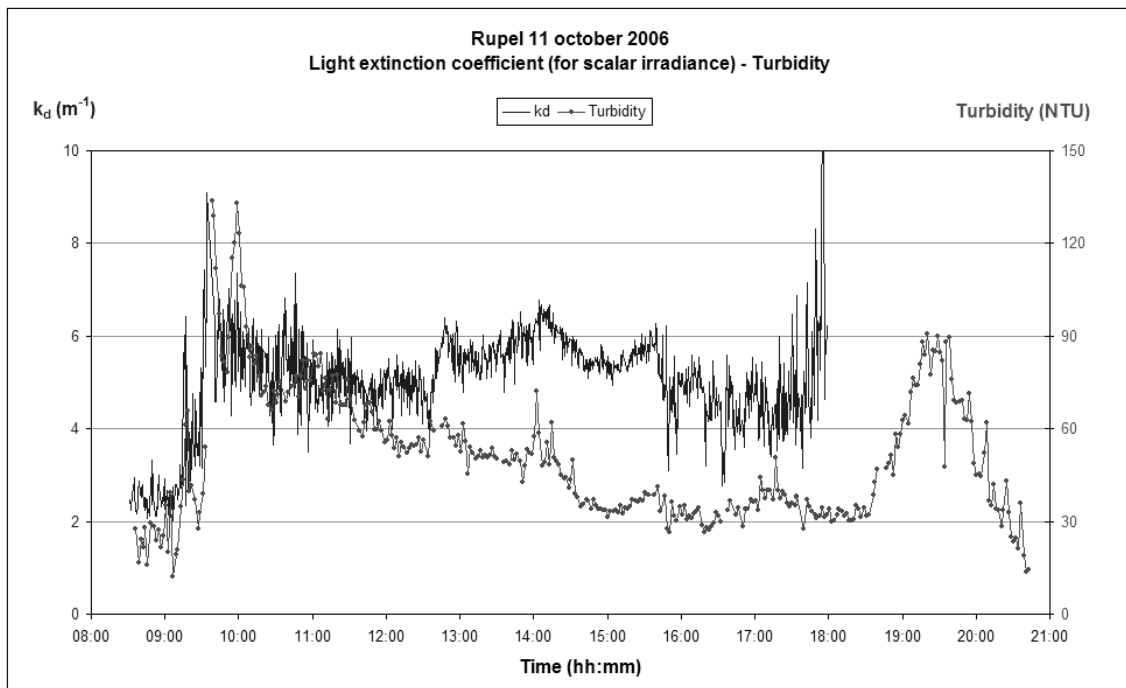


Figure 7

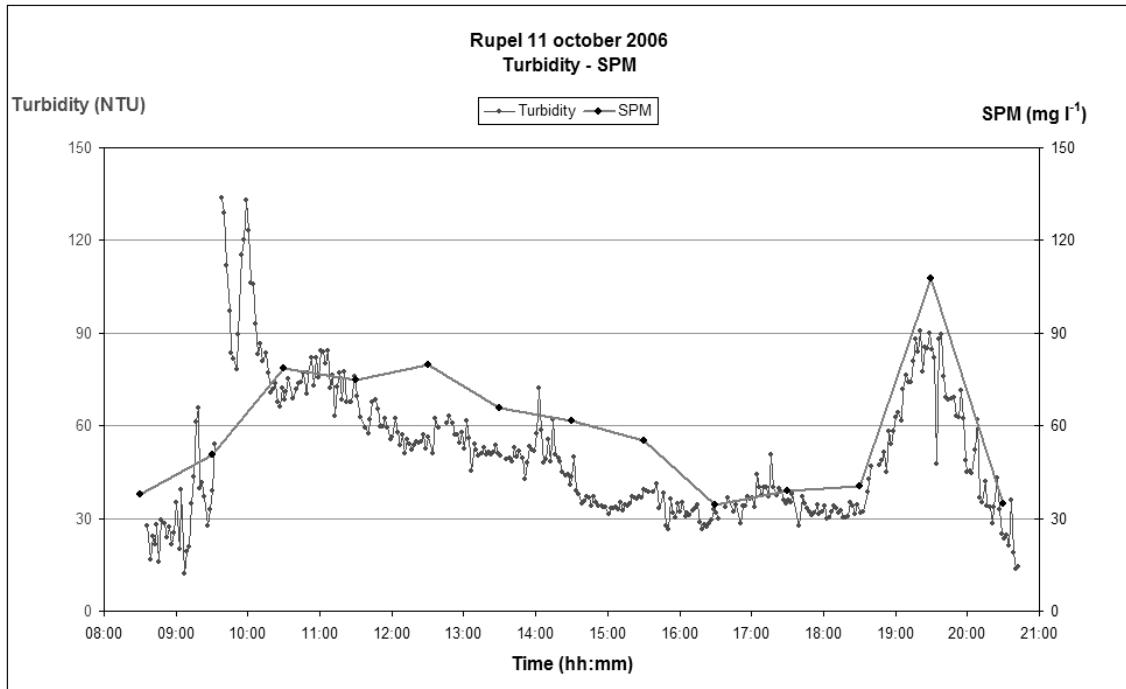


Figure 8

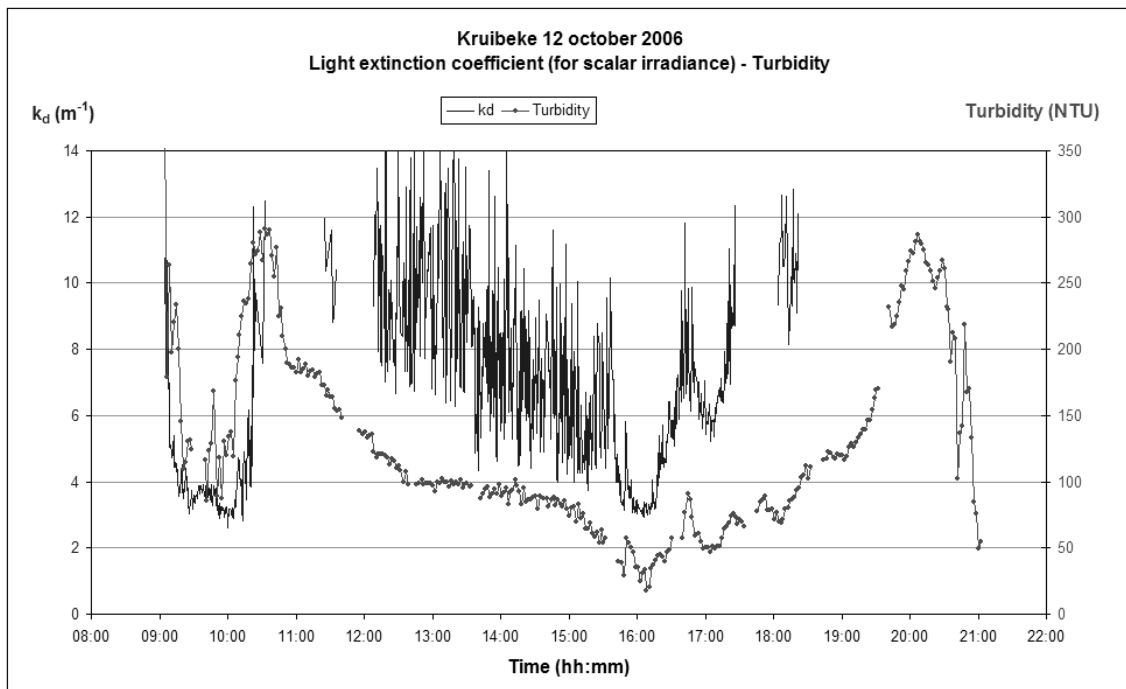


Figure 9

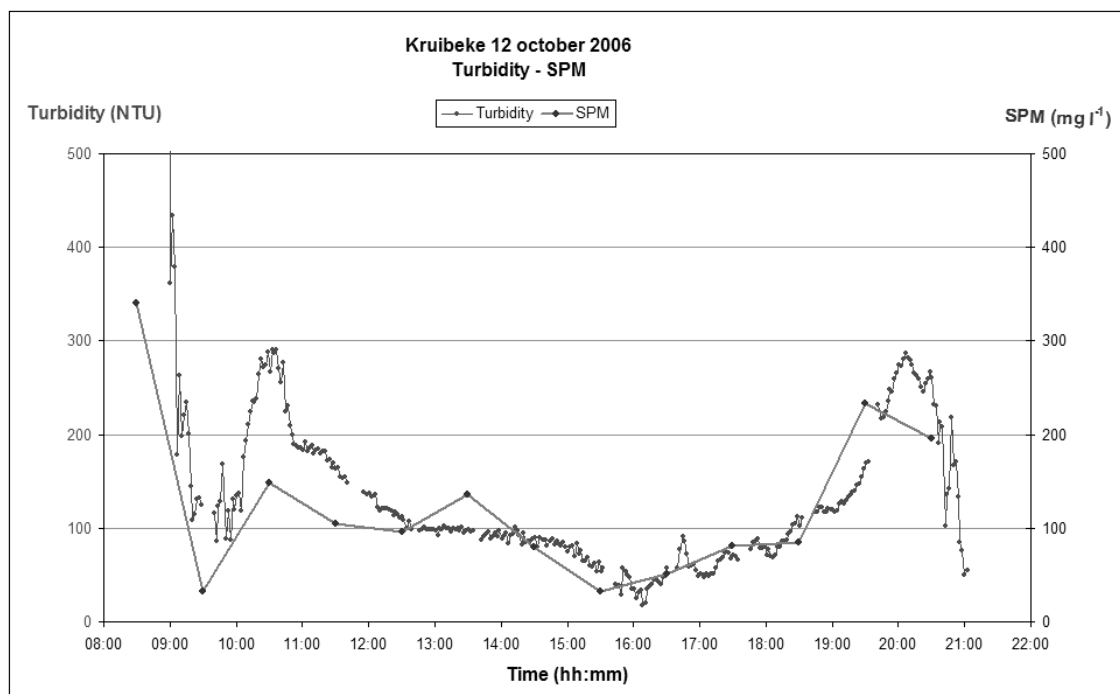


Figure 10

7.2.5. Photosynthetic parameters

The photosynthetic parameters α and $P_{\max}^B$ (photosynthetic efficiency and maximum specific rate of photosynthesis) have been determined from PE curves obtained by the ^{14}C -incorporation method. These determinations have been performed between April 2006 and May 2007 on water samples taken at 9 stations along the estuarine gradient. The detailed dataset, including all experimental PE curves, is available in the annexed files.

In 2006 and (spring) 2007, α values varied between 0.002 and 0.050 (expressed in $\mu\text{gC}\cdot\text{m}^2\cdot\text{s}/\mu\text{gChl}\cdot\text{h}\cdot\mu\text{E}$), with about 50 % of the values comprised between 0.04 and 0.016. This range of variation is very similar to previous observations, although the actual distribution is slightly narrower than what has been observed before. The distribution is shown in Figure 11, and the complete dataset for 2006-2007 is plotted in Figure 12. The higher values (0.020 to 0.050) were observed during the spring and summer months (April to October 2006) in the brackish part of the estuary, and to a lesser extent, in the spring months (April to June 2006) at Melle. Values were significantly lower (< 0.010) in April-May 2007 over the whole estuary.

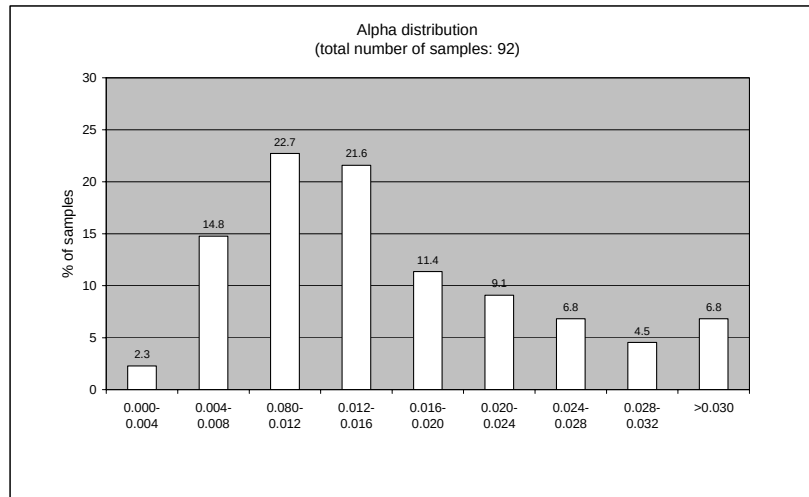


Figure 11: Distribution of α values (α expressed in $\mu\text{gC.m}^2.\text{s}/\mu\text{gChl.h.}\mu\text{E}$)

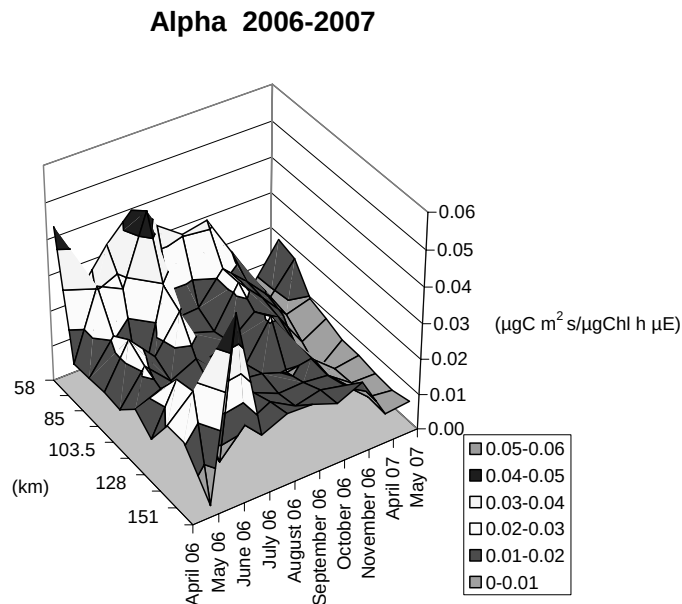


Figure 12: 3D-plot of α values

$P_{\max}^B$ values were mostly comprised between 1 and 20 $\mu\text{g C } (\mu\text{g Chl})^{-1} \text{ h}^{-1}$, again very close to previously observed ranges. The higher values (> 10) were observed in spring 2006 (April – May) at the most downstream location and in October 2006 downstream of km 100. A limited number of P-E curves displayed an almost linear behaviour over the whole range of irradiance used during laboratory incubations, with I_k value (saturation irradiance) larger than 1000 $\mu\text{E m}^{-2} \text{ s}^{-1}$. This situation occurred essentially in August 2006 and April 2007. In these cases, the $P_{\max}^B$ values have not been included in the dataset.

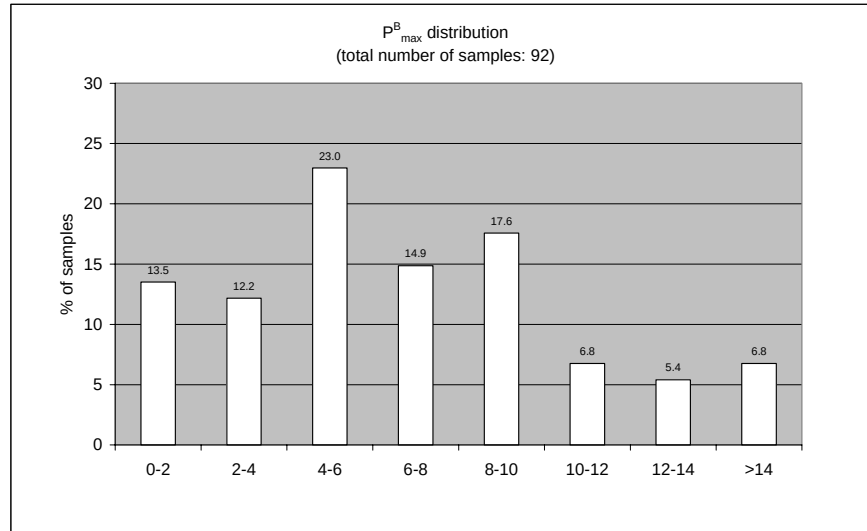


Figure 16: Distribution of P^B_{max} values (P^B_{max} expressed in µgC/µgChl h)

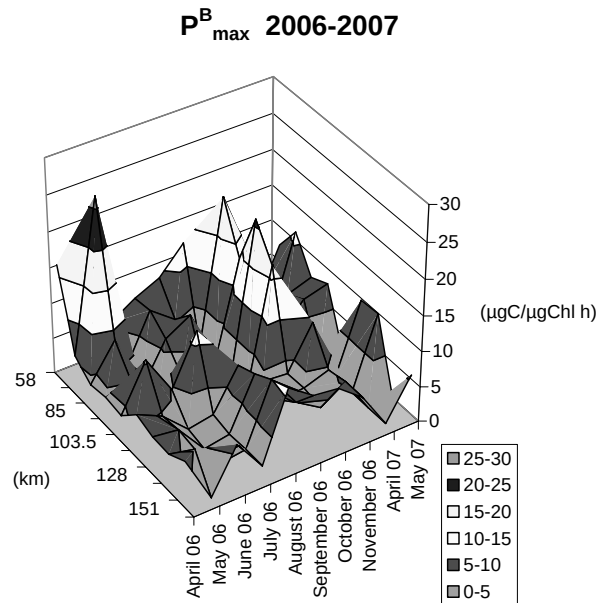


Figure 17: 3D-plot of P^B_{max} values

7.3. References and related papers

Vanderborcht, J.P., Folmer, I.M., Aguilera, D.R., Uhrenholdt, T., and Regnier, P., 2007. Reactive-transport modelling of C, N, and O₂ in a river-estuarine-coastal zone system: Application to the Scheldt estuary. *Marine Chemistry*, 106, 92-110.

Arndt, S., Vanderborcht J.P. and Regnier, P., 2007. Phytoplankton growth response to physical forcing in a macrotidal estuary: Coupling hydrodynamics, sediment transport and biogeochemistry. *Journal of Geophysical Research*, 112, C05045 (doi: 10.1029/2006JC003581).

7.4. Summary of the available data files

The following Excel files containing the complete set of data for 2006-2007 have been sent to the coordinator and will be stored by VLIZ.

Annex A – Parameters

13-hour cycles

1 - Schellebelle 2006 – Parameters.xls

2 - Rupel 2006 – Parameters.xls

3 – Kruibeke 2006 – Parameters.xls

Include numerical values and graphs of the temporal variation of temperature, conductivity, dissolved oxygen and pH, measured during one tidal cycle (multi-parameter probe).

Monthly profiles

Monthly profiles 2006 2007 – Parameters.xls

Includes numerical values and graphs of the spatial variation of temperature, conductivity, salinity, dissolved oxygen (concentration and % saturation), pH measured during the monthly profiles (multi-parameter probe). Also contains laboratory determination of alkalinity and computed DIC.

Annex B – Light climate

13-hour cycles

1 – Schellebelle 2006 Kd.xls

2 – Rupel 2006 Kd.xls

3 – Kruibeke 2006 Kd.xls

Include the following information:

Data Kd: numerical values of the following parameters: date, time, sub-surface irradiance (E_{0sup}), irradiance at 0.4 m depth (E_{0inf}), surface downward irradiance $E_d(0)$, light attenuation coefficient (k_d in m^{-1}). In addition, SPM concentrations (on-board filtration) and the corresponding values of k_d at the time of the sampling are reported.

Data Turbidity: numerical values of the following parameters: date, time, turbidity.

$E_d(0)$: graph of the temporal evolution of the surface downward irradiance $E_d(0)$.

Kd-turb: graph of the temporal evolution of the light attenuation coefficient k_d (in m^{-1}) and of the turbidity (in NTU).

Kd-SPM(1): graph of the temporal evolution of the light attenuation coefficient k_d (in m^{-1}) and of the SPM concentration.

Kd-SPM(2): linear correlation between the light attenuation coefficient and SPM concentration.

Kd-turb(1): graph of the temporal evolution of the light attenuation coefficient k_d (in m^{-1}) and of the turbidity.

Kd-turb(2): linear correlation between light attenuation coefficient and turbidity.

1 – Schelebelle 2006 - Turb profiles.xls

2 – Rupel 2006 - Turb profiles.xls

3 – Kruibeke 2006 - Turb profiles.xls

Includes the data and graphs of vertical turbidity profiles measured at regular time intervals during a tidal cycle (multi-parameter sensor).

Monthly profiles

Monthly profiles 2006 2007 – SPM Turbidity.xls

Includes numerical values and graphs of the spatial variation of turbidity measured during the monthly profiles (multi-parameter probe). Also contains laboratory determination of SPM concentration.

1 - April 2006 – Light.xls

....

to

....

10 – May 2006 – Light.xls

Include results of light attenuation coefficient measurements at 16 stations for each monthly cruises; graphs of the spatial distribution of light attenuation coefficient k_d - turbidity (from multi-parameter sensor) and SPM concentration; correlation observed between the light attenuation coefficient and SPM concentration; data and graphs of surface downward irradiance for the 2 days of the profile.

Monthly profiles 2006 - Light climate.xls

Includes a synthesis of the spatial distribution of k_d and euphotic depth measured at 16 stations during the monthly cruises. Synthesis of the results for the period 2002 to 2006 (yearly average per station).

Monthly profiles 2007 (partim) - Light climate.xls

Same as above for the April and May 2007 cruises.

All data

kd - SPM all data 2006.xls

kd - SPM all data 2002-2006.xls

Numerical values and graph of the correlation between k_d and SPM values for the 2006 dataset, and for the complete (2002-2006) dataset.

Annex C – Photosynthesis

13-hour cycles

1 – Schellebelle 2006 - Pigments.xls

2 – Rupel 2006 - Pigments.xls

3 – Kruibeke 2006 - Pigments.xls

Numerical values and graphs of the temporal variation of chlorophyll fluorescence (and turbidity) measured during one tidal cycle. Results of laboratory determinations of chlorophyll *a* and phaeopigments performed on the samples taken during one tidal cycle.

Monthly profiles

Monthly profiles 2006 2007 – Pigments.xls

Includes numerical values and graphs of the spatial variation of chlorophyll a and phaeopigments (laboratory determinations on samples taken during the monthly profiles).

1 - April 2006 – PP.xls

....

to

....

10 – May 2007 – PP.xls

Include detailed results of ^{14}C incorporation experiments (PE curves) and evaluation of the photosynthetic parameters at 9 stations for each monthly cruises; numerical values of the following parameters: photosynthetic efficiency α , maximum specific rate of photosynthesis $P_{\text{max}}^{\text{B}}$, saturation irradiance I_k , chlorophyll a

Monthly profiles 2006 2007 - Photosynthetic parameters.xls

Synthesis of α and $P_{\text{max}}^{\text{B}}$ values measured in 2006 and 2007. Includes graphs of spatial distribution, 3-D plots and analysis of the statistical distribution.

Hoofdstuk 8. Micro- en mesozoöplankton

M. Tackx
B. Mialet
C. Sousosu Akoko
F. Azémar

Eindverslag voor deelstudie 6 (perceel 6), periode januari 2006 – juni 2007

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)

Summary

During 2006 - 2007, monthly sampling for micro – and mesozooplankton was continued. Besides the routine monitoring, special attention was given this year to evaluating the trends of zooplankton evolution in the freshwater stretch of the Schelde. The copepod *Eurytemora affinis* was used as a model because this organism has been observed to 'return' to the upstream part of the estuary since several years. Its presence and distribution upstream is however very fluctuating. Our analysis. Based on the entire OMES dataset (1996 - 2005), it is shown *E. affinis* is only present upstream of km 94 (Steendorp) when the average population size over the entire sampling transect (km 71, 5 – km 155) $> 800 \text{ ind. m}^{-3}$, temperature $< 13 \text{ }^{\circ}\text{C}$, discharge is $< 200 \text{ m}^3 \text{ sec}^{-1}$, and oxygen concentration $> 3 \text{ mg l}^{-1}$. Despite a considerable improvement of oxygen concentration in the freshwater stretch of the Schelde in recent years, oxygen conditions in the transect between km 78 and km 89 are still often below 3 mg l^{-1} . These conditions block the upstream distribution of *E. affinis*, which results in absence of the species upstream of km 94, even when the above mentioned conditions are fulfilled in this area. This finding illustrates the importance of considering the entire Schelde continuum and especially the km 78 – km 89 stretch in order to arrive at realistic management – supporting models for the upstream Schelde.

Aknowledgements

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, and Marie Lionard provided us with a pre - treated runoff data-set. Discharge data were obtained from the Flemish AWZ.

8.1. 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.

In 2006 - 2007, special attention was given to the zooplankton abundance in the freshwater stretch of the Schelde. This part of the Schelde suffered most from pollution in the past (Heip, 1988) and has in recent years shown considerable improvement in water quality conditions (Van Damme et al., 2005). During the last decade, the zooplankton community in the Schelde (considering rotifera, cladocera and copepoda) has been increasing in abundance in recent years as compared to previous reports from the end of the 60ties and the early 90ties (De Pauw 1975, Soetaert *et al.* 1993, Tackx *et al.* 2005a). The copepod *Eurytemora affinis*, a typical euryhaline organism occurring in most temperate estuaries (Castel & Feurtet, 1986, Sautour & Castel, 1995) has responded in a specific way to the improving water quality in the freshwater stretch of the Schelde estuary. While it was restricted to the brackish water zone of the Schelde in the 1980 – 90ties (Soetaert & Van Rijswijk, 1993, Sautour & Castel, 1995), it was observed around Antwerp since the start of the OMES monitoring in 1996 (Appeltans et al., 2004). While the bulk of the population is since then generally found in between km 63,5 (boei 92) and km 85 (Kruibeke) *E. affinis* is also repeatedly observed in the upstream part of the Zeeschelde going as far upstream as km 128 (Appels) occasionally even till km 145 (Wetteren). However, when observing its spatial distribution during the period February – May, when *E. affinis* is most abundant, its occurrence upstream is very irregular.

E. affinis has been advanced as a potential ‘bio-indicator’ for estuarine systems (Souissi, 2006; Tackx et al., 2006). In order to investigate if its irregular appearance in the upstream Schelde is related to natural causes or is indeed a response to specific environmental conditions – or both- the complete 1996 -2005 OMES dataset on zooplankton and environmental variables was analysed.

The following hypothesis were put forward.

1. *E. affinis* stretches its population towards the upstream reaches if its abundance gets to high in the brackish – freshwater fringe.
2. The upstream spreading of the *E. affinis* population is hindered by too high runoff.
3. The occurrence of *E. affinis* upstream is a seasonal phenomenon. To test this hypothesis, the relation between *E. affinis* upstream abundance and temperature was looked at.
4. *E. affinis* occurs upstream only when environmental conditions in this area are favourable. Oxygen concentration was used as a first proxy for ‘environmental conditions’, as *E. affinis* has been shown to respond to this variable in the Schelde estuary (Appeltans et al., 2004).

8.2. Material and methods

8.2.1. Sampling microzooplankton

Samples are taken by the ECOBE laboratory of the University of Antwerp (UIA). Transport to the 'Laboratoire d'Ecologie des Hydrosystèmes' (LEH) of University of Toulouse III is done by courier or by LEH personnel.

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

8.2.2. 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.

8.2.3. 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 $50 \mu\text{m}$ 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, Karayutug 1999, Ueda 2003.

8.2.4. Analysis of the long –term data-series on *Eurytemora affinis* in the upstream Zeeschelde

The data-set used covers the zooplankton data for the years 1996 – 2005, 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.

Because classical multivariate analysis do not show any correlation between the spatio-temporal distribution of *E. affinis*, the model organism used in this analysis, and any other environmental factors than clorinity and oxygen concentration (Tackx *et al.*, 2006), a step by step approach was used in order to understand the occurrence pattern of this organism in the upstream Zeeschelde. The software used was Exel and

Minitab. For runoff data, the total runoff at km 58 (boei 87) was used. Only adult and copepodite V stages of *E. affinis* were taken into account.

Fig 1. shows the clorinity range at each sampling station in the OMES transect observed in the period 1996 -2005. As can be seen, clorinity decreases gradually upstream and reaches until km 85- km 94, depending on the tidal phase at sampling. This stretch corresponds to the area in which, since 1996, the bulk of the *E. affinis* population is usually observed. To avoid tide - driven fluctuations in the data in this zone, we concentrated our analysis of the *E. affinis* abundance data on the zone upstream of km 94. This zone will be called 'upstream' in the following.

8.3. Results and discussion

The results are presented in relation to the 3 hypothesis put forward in material and methods.

1. *E. affinis* stretches its population towards the upstream reaches if its abundance gets to high in the brackish – freshwater fringe.

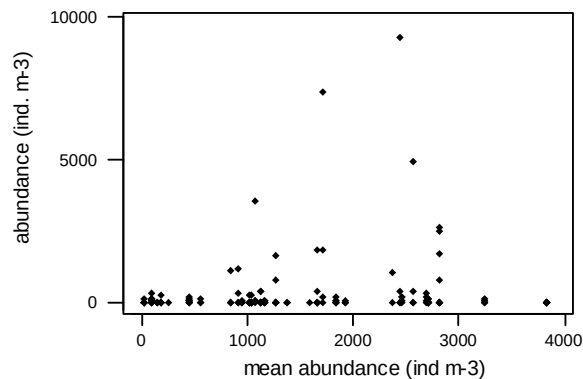


Fig. 3. 2. Abundance of *E. affinis* upstream as a function of the mean abundance over the entire sampling transect (km 58 - km 155).

Fig 3.1. shows the *E. affinis* abundance at the upstream stations as a function of the mean abundance of *E. affinis* over the entire sampling zone (km 58 – km 155). *E. affinis* does not occur in considerable abundance ($> 50 \text{ ind. m}^{-3}$) upstream when the average population abundance is $< 800 \text{ ind m}^{-3}$. This graph also shows an increase of the maximum *E. affinis* abundance observed upstream with average population abundance. Nevertheless, many lower values and zero abundance values are observed over the entire mean abundance range. This suggests that the population indeed tends to 'stretch out' towards the upstream area as it increases in abundance, but that this movement is limited by some factor.

Hypothesis 2. The upstream spreading of the *E. affinis* population is hindered when the runoff is too high.

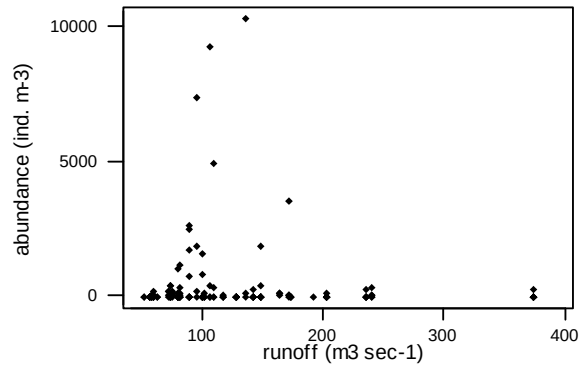


Fig. 3. 2. Abundance of *E. affinis* upstream as a function runoff at boei 87 (km 58)

As can be seen from fig. 3.2., *E. affinis* does not occur in considerable abundance upstream when runoff $> 200 \text{ m}^3 \text{ sec}^{-1}$. This shows that high runoff hinders the upstream occurrence of *E. affinis*.

Hypothesis 3. The upstream occurrence of *E. affinis* is a seasonal phenomenon.

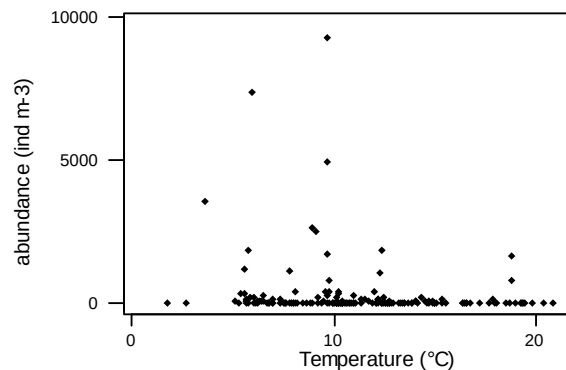


Fig. 3. 3. Abundance of *E. affinis* upstream as a function of temperature

Fig 3. 3. shows that *E. affinis* does not occur in considerable abundance upstream at temperatures above 13 °C. In the upstream reach of the Schelde, this temperature is reached from May onwards. So the upstream spreading of *E. affinis* only takes place between February and April and can in this sense be considered as a seasonal phenomenon. We further considered only the data at temperatures $< 13 \text{ °C}$ for analysis.

Hypothesis 4. *E. affinis* occurs upstream only when environmental conditions in this area are favourable. Oxygen concentration was used as a first proxy for 'environmental conditions', as *E. affinis* has been shown to respond to this variable in the Schelde estuary (Appeltans et al., 2004).

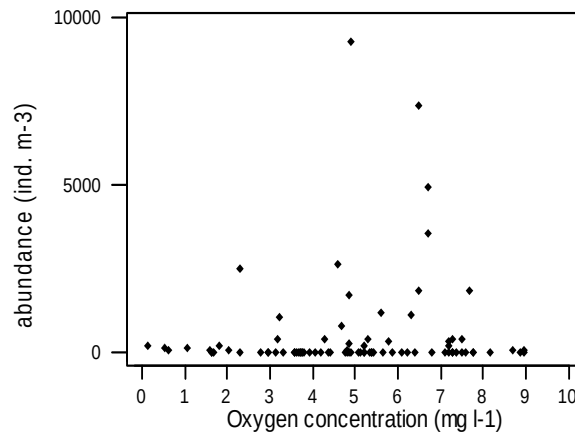


Fig. 3.4. Abundance of *E. affinis* upstream as a function of oxygen concentration.

Fig 3. 4 shows that, with one exception, *E. affinis* abundance upstream exceeds a few ind m⁻³ only when oxygen concentration is > 3 mg l⁻¹. Yet, even at oxygen concentrations > 3 mg l⁻¹, *E. affinis* is absent or present in low abundance at many occasions.

Most of these occasions are associated with oxygen concentrations < 3 mg l⁻¹ upstream of the station considered. Indeed, as can be seen from fig. 3.5., oxygen concentration upstream of km 94 falls below 3 mg l⁻¹ more frequently than at the upstream stations. This sometimes results in situations where the oxygen concentration upstream km 94 is sufficient for *E. affinis*, but the species is apparently blocked in its upstream distribution/movement by low oxygen concentrations in the stretch between where the bulk of the population is situated (downstream km 85) and km 94.

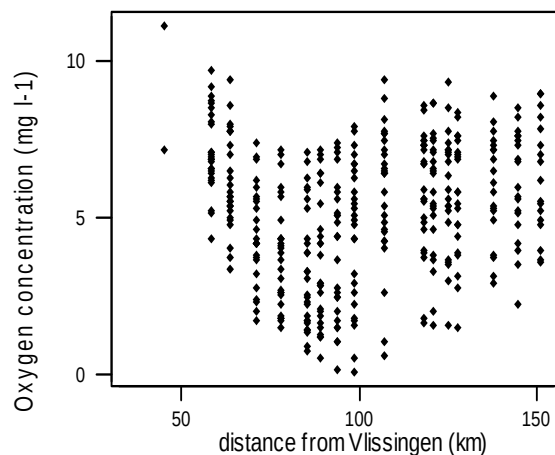


Fig. 3.5. Oxygen concentration (1996 - 2005) along the entire OMES sampling transect.

In several temperate estuaries, with better water quality than the Schelde, such as the Gironde (France) and the Eems (The Netherlands), *E. affinis* is found around the zero salinity fringe (Sautour & Castel, 1995). In the 1980_90ties, the *E. affinis* in the Schelde was absent from this zone, and its abundance peaked around 10 PSU salinity. This was explained by the very bad oxygen concentrations around this area, coinciding with the positioning of Antwerp and the import of high organic matter concentrations from the Rupel tributary (Soetaert & Van Rijswijk, 1993). The occurrence of *E. affinis* at Antwerp, noticed beginning 2000 was interpreted as a 'return' to its salinity optimum around the 0 salinity fringe, as a consequence of improving water quality (Appeltans et al., 2003). The fact that *E. affinis* occurs sporadically upstream of Antwerp suggest that the species is well adapted to freshwater conditions. Lee (1999) reports a tendency for *E. affinis* to invade freshwater systems in the USA and Europe. Our analysis of the OMES data shows that the occurrence upstream of *E. affinis* is evidently dependant on various environmental factors, but that some show a 'threshold' effect: runoff, temperature and oxygen concentration. It is difficult to determine the exact threshold values for these variables. For example, for oxygen concentration, Appeltans et al., 2003 mention a threshold between 0,6 and a value of 1,6 mg l⁻¹, while our fig 3.4 suggest a value of 3 mg l⁻¹. A more precise determination of these critical values may not be really necessary in the frame of management – supporting models of the Schelde functioning. More interesting is the fact that it is clear that water quality conditions in the stretch between km 78 and km 89 influence the presence of *E. affinis* upstream of km 94. This illustrates the need for improving oxygen concentrations in between the Rupel and Antwerp in order to arrive at conditions allowing *E. affinis* to be present upstream.

The next step in the analysis will be to look at correlations between the abundance of *E. affinis* and other zooplankton organisms, considering the community diversity as well. This will allow to further evaluate the feasibility of using *E. affinis* as a bio-indicator

8.4. 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.
- 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.
- Karaytug, S. (1999) Genera Paracyclops, Ochridacyclops 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., 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.
- 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 2006-2007

Flanders Marine Instituut / 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.

Verder zal het VLIZ ervoor zorgen dat de OMES databank actueel wordt gehouden door het toevoegen, kwaliteitscontroleren en integreren van de nieuw gegenereerde gegevens uit de lopende monitoring van 2006-2007.

Om de uitstraling en toegankelijkheid van de databank te vergroten werd een gebruiksvriendelijke webinterface uitgewerkt, op een aan de OMES databank gedediceerde website. Via deze interface wordt online selectie en opvragen van de OMES data mogelijk.

De volgende werkzaamheden werden doorlopen om tot het eindresultaat te komen:

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

9.2. Kritische evaluatie databank en mogelijke structurele en technische aanpassingen

De OMES databank in zijn huidige vorm werd grondig en kritisch geëvalueerd. De huidige databankstructuur werd onder beschouwing genomen en hierbij werden de nodige aantekeningen gemaakt met betrekking tot de aanwezige tabellen, velden, sleutels en relaties. Mogelijke verbeteringen en uitbreidingen aangaande de databankstructuur en technische aspecten van de databank werden geformuleerd en overeenkomsten en verschillen met het 'Integrated Marine Environmental Readings and Samples' of 'IMERS' databanksysteem werden nagegaan.

De voornaamste bemerking hierbij betreft het gebruikte relationeel database management systeem (MS ACCESS), dat niet voldoende performant is om vlot om te kunnen gaan met de hoeveelheden data die momenteel in de databank staan opgeslagen. Daarnaast is er structureel te weinig basis voor een duidelijke verwijzing naar originele bronnen, data leveranciers en gerelateerde literatuur en is er te weinig ruimte voorzien om de vaak complexe parameters en methodieken ondubbelzinnig en met voldoende detail te kunnen beschrijven. Bovendien zou de OMES databank gebaat kunnen zijn bij een structuur die meer nadruk legt op de administratie van de gegevens en hun originele context (staalnames).

Op basis van bovenstaande argumenten en wegens grote parallellen in opbouw en gewenste functionaliteiten werd geopteerd de OMES databank op te nemen als collectie in het IMERS databank systeem. Door alle OMES data te labelen als behorend tot de OMES collectie behoudt de OMES databank haar afzonderlijke integriteit binnen het groter geheel.

IMERS databankstructuur:

De huidige databankstructuur werd aangepast aan de IMERS 'Integrated Marine Environmental Readings and Samples' structuur. Dit hield in dat indien mogelijk alle meetgegevens werden ondergebracht in de volgende structuur:

TRIP ofwel campagne, hieraan is een tijdsrange gekoppeld
vb: Scaldis I (07/05/1996-08/05/1996)

VISIT ofwel station, hieraan zijn de geo-coördinaten gekoppeld
vb: Vlassenbroek-kapel ; X-Y coordinates; beschrijving

EVENT activiteit uitgevoerd op station: Niskin – Bucket – Alfa flow
vb: Niskin bottle; startsample:7/05/1996 7:24/00; reference depth: surface

SAMPLE produkt van activiteit: per instituut of component
vb: samplename: OMESwater 7/05/1996 Vlassenbroek-kapel

READINGS: eigenlijke meetwaarde; gekoppeld aan een event of een sample
vb: value:0,0238; LODsign:=; 7/05/1996 7:24:00; readingtypeID: 484

READINGTYPE: omvat beschrijving van de parameter waaraan waarde gekoppeld is: parameter, matrix en method
vb: ID 484: Concentration of orthophosphate {o-PO4} in the water column by Segmented flow analyser SFA; unit: mMol

Het gedeelte van de data waarvoor onvoldoende metadata beschikbaar was om de bovenstaande structuur efficiënt te kunnen invullen, werd ondergebracht in een parallelle vereenvoudigde structuur. Meetwaarden die onvolledig zijn in hun beschrijving zijn hoofdzakelijk de bijkomende historische gegevens en niet de monitoring gegevens afkomstig van de OMES-campagnes. Voor deze gegevens ontbraken vaak cruciale metadata zoals coördinaten, meet- of staalname instrument, methode,... In de mate van mogelijk werden deze gegevens opgezocht in rapporten en literatuur en aangevuld.

9.3. OMES Databank

9.3.1. Documentatie databank: dataset beschrijving

Zowel aangaande de technische aspecten als omtrent de inhoud van de databank werd de nodige documentatie uitgewerkt. Een grondige beschrijving van de inhoud van de OMES databank geeft een overzicht van de verschillende datasets die in de databank werden opgenomen. Een dataset kan uit subdatasets bestaan die eveneens grondig werden beschreven.

OMES: Monitoring fysico-chemical water quality

[Meld een fout in dit record](#)

Details:

[Verantwoordelijken](#) | [Parameters](#) | [Fysische datasets](#) | [Project](#) | [Collecties](#)

Originele titel: OMES: Monitoring fysico-chemische waterkwaliteit

Type: Monitoring

Status: Gestart

Restrictieregel: Restricties beschikbaar bij contactpersoon

Abstract: Semi-continue fysico-chemische kwaliteit van het oppervlaktewater: vanaf Belgisch/Nederlandse grens tot Melle, verspreid over 16 locaties, onafhankelijk van de stand van het getij . Dit is een monitoring (gestart in 1995) in het kader van het OMES-project.

Habitat: Brak water, Zoet water

Thema's: Fysisch, Milieu-kwaliteit / vervuiling, Watersamenstelling, Watersamenstelling > Andere anorganische chemie, Watersamenstelling > Nutrienten, Watersamenstelling > Opgeloste gassen, Watersamenstelling > Zwevende stof - turbiditeit

Sleutelwoorden: Ammonium, BOD, Brakwater, Conductivity (electrical), Fosfaten, In situ temperature, Nitraten, Nitrificatie, Nitriten, Opgeloste organische stof, Opgeloste zuurstof, Orthophosphate, Oxygen content, Phosphorus, Saliniteit, Waterkwaliteit, Zwevende stof

Verantwoordelijken (3)

[Top](#) | [Parameters](#) | [Fysische datasets](#) | [Project](#) | [Collecties](#)

- Maris, Tom [[ECOB](#): Universiteit Antwerpen; Departement Biologie; Onderzoeksgroep Ecosysteembeheer, details]
- Meire, Patrick, coördinator [[ECOB](#): Universiteit Antwerpen; Departement Biologie; Onderzoeksgroep Ecosysteembeheer, details]
- Van Damme, Stefan, data verzamelaar [[ECOB](#): Universiteit Antwerpen; Departement Biologie; Onderzoeksgroep Ecosysteembeheer, details]

Spreading in de tijd:

- Vanaf 1995 [Gestart]
Periodiciteit: Maandelijks

Geografische spreading:

- België: Zeeschelde
Station: Antwerpen
GeoDatum: BD72, **Projectie:** Lambert 72/50
Coördinaten: Long: 4,3928; Lat: 51,2238 [WGS84]
Coördinaten: X: 151768; Y: 212592
- België: Zeeschelde
Station: Appels
GeoDatum: BD72, **Projectie:** Lambert 72/50
Coördinaten: Long: 4,0399; Lat: 51,0301 [WGS84]
Coördinaten: X: 127022; Y: 191088

Parameters:

[Top](#) | [Verantwoordelijken](#) | [Fysische datasets](#) | [Project](#) | [Collecties](#)

- **Matrix:** Water, **Parameter:** 5-day biochemical oxygen demand with N-serve
- **Matrix:** Water, **Parameter:** 5-day biochemical oxygen demand without N-serve
- **Matrix:** Water, **Parameter:** Ammonium
- **Matrix:** Water, **Parameter:** Biochemisch Zuurstofverbruik (BZV)
- **Matrix:** Water, **Parameter:** Chloriniteit
- **Matrix:** Water, **Parameter:** Conductiviteit
- **Matrix:** Water, **Parameter:** Opgeloste organische koolstof
- **Matrix:** Water, **Parameter:** Opgeloste zuurstof
- **Matrix:** Water, **Parameter:** EGV
- **Matrix:** Water, **Parameter:** Kjedal stikstof
- **Matrix:** Water, **Parameter:** Nitraat
- **Matrix:** Water, **Parameter:** Nitriet
- **Matrix:** Water, **Parameter:** Particulare organische koolstof
- **Matrix:** Water, **Parameter:** pH-zuurtegraad
- **Matrix:** Water, **Parameter:** Fosfaat
- **Matrix:** Water, **Parameter:** Totaal Fosfor
- **Matrix:** Water, **Parameter:** Silica
- **Matrix:** Water, **Parameter:** Sulfaat
- **Matrix:** Water, **Parameter:** Temperatuur
- **Matrix:** Water, **Parameter:** Totale zwevende stof

Ouder dataset:

- OMES opgevaardeerde databank 2007, [details](#)

Fysische datasets (2)

[Top](#) | [Verantwoordelijken](#) | [Parameters](#) | [Project](#) | [Collecties](#)

Medium: PC - Hard disk

Opslaginstituut: **ECOB**: Universiteit Antwerpen; Departement Biologie; Onderzoeksgroep Ecosysteembeheer, [details](#)

Contact: Van Damme, Stefan [**ECOB**: University of Antwerp; Department of Biology; Ecosystem Management Research Group, [details](#)]

Medium: Server

Locatie: IMERS database

Opslaginstituut: **VLIZ**: Vlaams Instituut voor de Zee, [details](#)

Contacten:

- Deneudt, Klaas [**VLIZ**: Vlaams Instituut voor de Zee, [details](#)]
- Hernandez, Francisco [**VLIZ**: Vlaams Instituut voor de Zee, [details](#)]

Project:

[Top](#) | [Verantwoordelijken](#) | [Parameters](#) | [Fysische datasets](#) | [Collecties](#)

- OMES (4) deelproject: Studie naar de basiswaterkwaliteit in het Vlaams gedeelte van het Schelde-estuarium, [details](#)

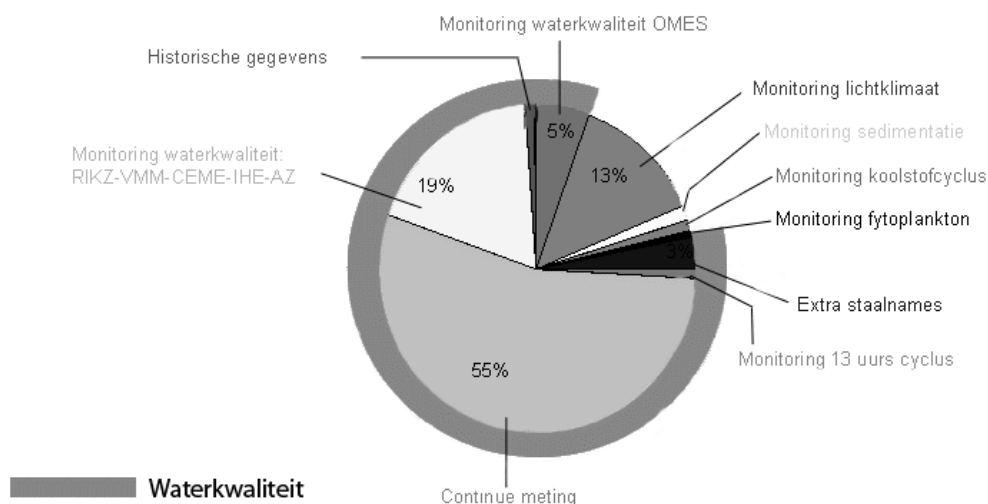
De beschrijvingen van de OMES datasets kunnen geraadpleegd worden op de VLIZ website onder de module IMIS - Integrated Marine Information System (<http://www.vliz.be/vmdcdata/imis2/>) maar eveneens op de data system pagina van de OMES website onder "Datasets" (<http://www.vliz.be/projects/omes/data.php?section=das&show=search>).

De technische aspecten van de databank, zoals veldnamen, veldeigenschappen, relationele databankstructuur, relatie staan uitgebreid beschreven in de technische handleiding. Deze handleiding wordt aangeboden op de databank webpagina's.

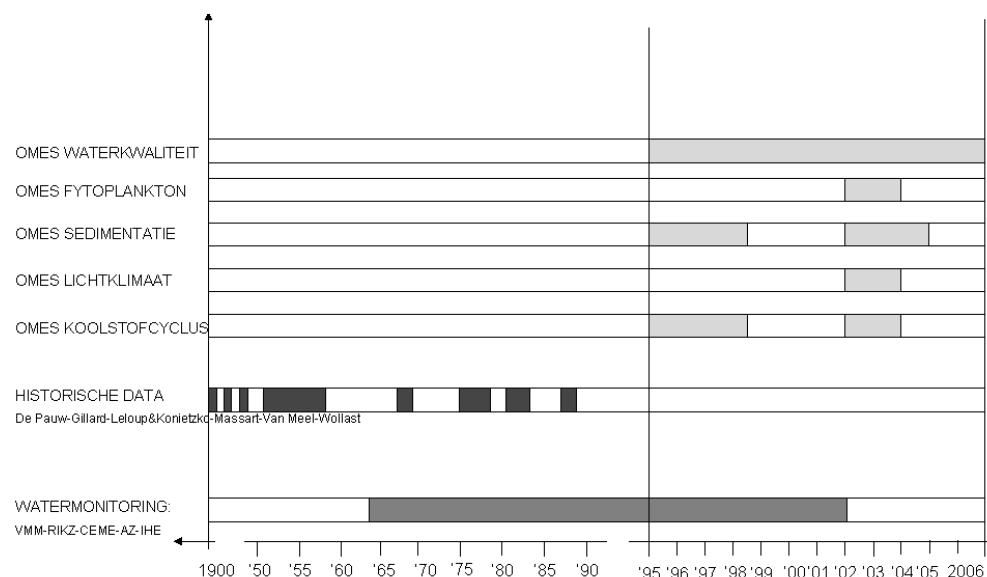
9.3.2. Inventaris OMES databank

De OMES databank telt 892.165 meetgegevens of readings. Het overgrote deel hiervan zijn waterkwaliteitsgegevens voor het oppervlaktewater van de Schelde (711952 records):

- Continue meting (462.325 records)
- Monitoring waterkwaliteit OMES (46.825 records)
- Monitoring waterkwaliteit: RIKZ-VMM-CEME-IHE-AZ (163.260 records)
- Extra staalnames (28.228 records)
- Monitoring 13 uur cyclus deel UA (481 records)
- Historische gegevens (10.833 records)



Een algemene voorstelling van de temporele spreiding van de gegevens:



De data van de OMES databank kan momenteel opgesplitst worden in vier groepen:

1. OMES MONITORING: vanaf 1995, hierbij wordt een vaste set van parameters genomen op een aantal vastgelegde stations (194894 readings)
 Datasets:
 - OMES: Monitoring fysico-chemische waterkwaliteit
 - OMES: Studie naar de koolstofcyclus in het Vlaams gedeelte van het Schelde-estuarium
 - OMES: Studie naar de primaire productie in het Vlaams gedeelte van het Schelde-estuarium
 - OMES: Studie naar het fytoplankton in de Zeeschelde
 - OMES: Studie van de sedimentologie in het Vlaams gedeelte van het Schelde-estuarium

2. OMES EXTRA staalname: naast de vaste monitoring werden extra stalen genomen
 - continue metingen met datasonde (462325 readings)
 - 13-uurs metingen door ULB (2003) en UA (1997) (10486 readings)
 - andere parameter of station dan binnen monitoring (28228 readings)

3. WATER MONITORING: Waterkwaliteitsgegevens van VMM, RIKZ, CEME, AZ en IHE. Deze data werden niet verzameld in kader van OMES, maar vormen wel een belangrijke aanvulling op de OMES monitoringsgegevens voor waterkwaliteit. (163260 readings)

4. HISTORISCHE data uit literatuur (10833 readings): basis waterkwaliteitsparameters van case-studies & 13 uursmetingen (*) uit:
 - De Pauw: Milieu en plankton in het Westerschelde estuarium.,
De Pauw, C. (1975). *Bijdrage tot de kennis van milieu en plankton in het Westerschelde-estuarium [Contribution to the knowledge of the environment and plankton of the Westerschelde estuary]. PhD Thesis. Rijksuniversiteit Gent. Faculteit der Wetenschappen: Gent, Belgium. 380, 3 vol. Pp (*)*
 - Gillard : De microorganismen van de Leie en de Schelde ter hoogte van Gent
Gillard, A. (1950). *Contribution à l'étude des microorganismes de la Lys et de l'Escaut à Gand [Contribution to the study of micro-organisms from the Leie and Schelde in Gent]. Biol. Jb. Dodonaea 17: 112-161*
 - Leloup & Konietzko: Biologische studie van de Zeeschelde tussen B/NL grens en Doel
Leloup, E.; Konietzko, B. (1956). *Recherches biologiques sur les eaux saumâtres du Bas-Escaut [Biological research on the brackish waters of the Lower Schelde]. Mémoires de l'Institut Royal des Sciences Naturelles de Belgique = Verhandelungen van het Koninklijk Belgisch Instituut voor Natuurwetenschappen, 132. Koninklijk Belgisch Instituut voor Natuurwetenschappen: Brussel, Belgium. 100, 5 plates pp (*)*
 - Van Meel: Hydrobiologie van de Zeeschelde thv Liefkenshoek
Van Meel, L. (1958). *Etudes hydrobiologiques des eaux saumâtres de Belgique: 1. L'Escaut à Liefkenshoek (Doel). Med. K. Belg. Inst. Nat. Wet. 34(4): 1-60 (*)*
 - Wollast: historic dataset on water quality (1975-1978 and 1982-1983)

OMES eindrapport 2006-2007

1. OMES MONITORING

Stationnaam	'95	'96	'97	'98	'99	'00	'01	'02	'03	'04	'05	'06
Antwerpen-Boei92	xCS	xCS	xCS	xCS	x	x	x	xCSfl	xCSfl	xS	x	X
Antwerpen-Steen	xCS	xCS	xCS	xCS	x	x	x	xCSfl	xCSfl	xS	x	X
Appels-veer	xCX	xCS	xCS	xCS	x	x	x	xCSfl	xCSfl	xS	x	X
Baalhoek		x								xS	x	
Baasrode-veer											x	x
Bazel-veer	xCS	xCS	xCS	xCS	x	x	x	xCSfl	xCSfl	xS	x	
Beveren-Boei 105	xCS	xCS	xCS	xCS	x	x	x	xCSfl	xCSfl	xS	x	x
Bovenschede-sluizencomplex Merelbeke			x	x	x	x	x	xCSfl	xCSf	xS	x	x
Dendermonde-ponton	xCS	xCS	xCS	xCS	x	x	x	xCSfl	xCSfl	xS	x	x
Dender-tijhut Scheldesluis Appels				x	x	x	x	xCSfl	xCSf	xS	x	x
Durme-voetveer Tielrode			x	x	x	x	x	xCSfl	xCSf	xS	x	x
Hansweert-Geul										xS	x	
Klein Willebroek-brug											x	x
Kruike-veer	xCS	xCS	xCS	xCS	x	x	x	xCSfl	xCSfl	xS	x	x
Lippenbroek-GOG-GGG											x	x
Mariekerke-veer	xCS	xCS	xCS	xCS	x	x	x	xCSfl	xCSfl	xS	x	
Melle-brug	xCS	xCS	xCS	xCS	x	x	x	xCSfl	xCSfl	xS	x	x
Rumst-loskade											x	
Rupel-veerpont klein Willebroek				x	x	x	x	xCSfl	xCSf	xS	x	
Steendorp-kerk	xCS	xCS	xCS	xCS	x	x	x	xCSfl	xCSfl	xS	x	
St-Onolfs-bocht van Damme	xCS	xCS	xCS	xCS	x	x	x	xCSfl	xCSfl	xS	x	x
Temse-brug	xCS	xCS	xCS	xCS	x	x	x	xCSfl	xCSfl	xS	x	x
Uitbergen-brug	xCS	xCS	xCS	xCS	x	x	x	xCSfl	xCSfl	xS	x	x
Vlassenbroek-kapel		xCS	xCS	xCS	x	x	x	xCSfl	xCSfl	xS	x	
Wetteren-brug	xCS	xCS	xCS	xCS	x	x	x	xCSfl	xCSfl	xS	x	x
Zandvliet-dok										xS	x	x
Zandvlietsluis-Boei87	xCS	xCS	xCS	xCS	x	x	x	xCSfl	xCSfl	xS	x	x

x= waterkwaliteit (UA-Ecobe)
c= carbon (VUB- ANCH)
s= sedimentologie (VUB+KBIN)
f= fytoplankton (Ugent-pae)
l=light (ULB)

OMES eindrapport 2006-2007

WATERKWALITEIT:

Universiteit van Antwerpen, Ecobe

Parameter	'95	'96	'97	'98	'99	'00	'01	'02	'03	'04	'05	'06
BOD5	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
BODwith				x	x	x	x	x	x	x		
Conductivity	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Chlorophyll a						x	x	x	x	x	x	x
Chlorophyll b											x	x
Chlorinity (CL)	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
DIC					x							
DOC		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
DTC				x	x							
KJEHLN	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
NO2-N	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
OX	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
OX%	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
P tot	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
PO4-P	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
redox				x	x	x						
SO4	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
SiO2		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
spm						x	x	x	x	x	x	x
TEMP	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
turbidity	x	x	x	x	x	x	x					
COD											x	x

FYTOPLANKTON:

Universiteit van Gent, pae

Parameter	02	03
Alloxanthine	x	x
b-caroteen		x
Canthaxanthine		x
Chlorophyll a	x	x
Chlorophyll b	x	x
Chlorophyll c1+2		
Chlorophyll c2	x	
Chlorophyllide a		x
Diadinoxanthine	x	x
Diatoxanthine	x	x
DOC	x	x
Echinenone		x
Fucoxanthine	x	x
Luteine	x	x
Lycopene		x
Neoxanthine		x
Peridinine	x	x
Phaeophorbide a		x
Pheophytine a		x
Pheophytine a'		
Pheophytine b		x
Violaxanthine		x
Zeaxanthine	x	x
Chlorophyll c		x

SEDIMENTOLOGIE:

Vrije Universiteit van Brussel en KBIN

VUB staalname van 1995-1998

KBIN staalname van 2002-2004

Parameter	95	96	97	98	02	03	04
Chlorophyll a	x	x	x	x			
Chlorophyll b	x	x	x	x			
Chla/POC	x	x	x	x			
fytoC%POC	x	x	x	x			
PIC	x	x	x	x			
POC	x	x	x	x			
POC%DW%	x	x	x	x			
POC%PTC%	x	x	x	x			
PTC	x	x	x	x			
PTC%DW%	x	x	x	x			
spm	x	x	x	x			
DEPTH					x	x	x
SAL					x	x	x
spm					x	x	x
current speed					x		

KOOLSTOF CYCLUS: Universiteit van Brussel, ANCH

Parameter	'95	'96	'97	'98	'02	'03
C/N	x	x	x	x	x	x
CO2		x	x	x		
d13c					x	x
DIC		x	x	x		
HCO3		x	x	x		
NH4-N		x	x	x		
NO2-N	x	x	x			
NO3-N	x	x	x			
OX	x	x	x	x		
pCO2						
pH	x	x	x	x	x	x
PN	x	x	x	x	x	x
POC	x	x	x	x	x	x
POC%DW%	x	x	x	x		
SAL	x	x	x	x		
spm	x	x	x	x	x	x
Talk					x	x
TEMP	x	x	x	x		

LICHTKLIMAAT:

Université libre de Bruxelles

Parameter	02	03
Chl a	x	x
E0	x	x
E0/Ed(0)	x	x
Kd	x	x
pH	x	x
Phaeo	x	x
SiO2		x
spm	x	x
TEMP	x	x
TALK	x	x
TcO2	x	
DIC		x
cond		x

2. OMES EXTRA SAMPLING

a. 13 uur cyclus metingen

stationsnaam	Instituut	tijdspanne
Temse-durmemonding *	UA, ecobe	1/07/1997
	UA, ecobe	7-8/10/1997
Kruikebe veer	ULB	7/05/2003
Baasrode-veer	ULB	1/09/2003
Rilland-pas	ULB	2/09/2003
Zandvliet	ULB	28/04/2003

Parameters		
UA, Ecobe	ULB	
NH4-N	Phaeopigments	*
NO2-N	Chlorophyll a	*
NO3-N	Kd	*
OX	Ed(0)	*
OX%	spm	*
Chlorinity (CL)	PH	
DOC	Conductivity	
KJEHLN	redox	
SO4	OX	
SiO2	OX%	
PO4-P	TEMP	
TEMP		
pH	* Zandvliet & Kruikebe-veer	
Conductivity		
P tot		
Baarde veer		

b. continue metingen

parameters
Conductivity
OX
OX%
redox
pH
TEMP
turbidity

stationnaam	tijdspanne	frequency
Baasrode-veer	2002-2003	every 2 min
Zandvlietluis-Boei87	2002-2003	every 2 min
Dendermonde-ponton	2002-2003	every 2 min
Kruikebe-veer *	2002-2003	every 2 min
	1997-2003	every 30 min
Rilland-pas	2002-2003	every 2 min

3. WATER MONITORING DATA

* OMES monitoring stations

stationsnaam	VMM	RIKZ	CEME	AZ	IHE
Antwerpen-Boei101	x			x	
Antwerpen-Boei89	x				
Antwerpen-Boei92	x				
Antwerpen-Steen	*	x	x	x	
Bazel-veer	*	x			
Beveren-Boei98	x				
Dendermonde-ponton	*	x	x		x
Doel-Boei 93	x				
Fort Lillo-Boei95	x		x		
Hemiksem	x			x	x
Mariekeke-veer	*	x			
Melle-brug	*	x			x
St-Amands-kerk	x				
Temse-brug	*	x	x		x
Temse-Durmemonding	x				
Uitbergen-brug	*	x			x
Wetteren-brug	*	x			x
Zandvlietluis-Boei87	*	x	x	x	
Zelee	x				
Bath-Boei71		x	x		
Borssele-kerncentrale		x	x		
Breskens-SSvh		x	x		
Hansweert-Geul	*	x	x		
Hoedekenskerke-Boei10H		x	x		
Honte-nabij Boei 9		x	x		
Lamswaarde-Boei 59		x			
Sas van gent		x			
Schaar van ouden Doel-tssnBoei85a&87		x			
Scheur west		x			
Terneuzen-W20		x	x		
Wielingen		x			
zuidergat-Boei 44		x	x		
Antwerpen-Boei 99			x		
Baalhoek			x		
Beveren-Boei 105			x		
Borsele-Ellewoutsdijk			x		
Burcht-kerk			x	x	
Griete-Boei26			x		
Hemiksem-HoboRupel			x		
Kruikebe-veer *			x		
O'Kappel			x		
OVHA-Boei34A			x		
Perkpolder			x		
Ritthem-BoeiSS&1			x		
Rupelmonde-Rupelmonding			x		X
Sloehaven-W5			x		
Vlissingen			x		
Merelbeke				x	
Antwerpen Boei114				x	
Rupelmonde-steiger					X
Rupel-Interscaut					X
Hoboken-veerpont					X
Schoonaarde					X
Baasrode-vaatwasserij					X

VMM data: 1989-1996 maandelijks (+_ 8 maanden per jaar)

RIKZ data: 1964-1998 maandelijks

CEME data: 1982-2002 maandelijks (soms 2 à 3 keer/maand)

AZ data: 1971-1986 om de 2 weken

IHE data: 1977-1979 om de 2 maanden

Parameters	VMM	RIKZ	CEME	AZ	IHE
BOD5	x	x			x
chl a		x	x		
Chlorinity	x	x	x	x	x
Conductivity	x	x	x	x	x
DOC		x	x	x	
KjehlN	x	x		x	
NH4-N	x	x	x	x	x
NO2	x	x	x	x	x
NO3	x	x	x	x	x
O2 mM	x	x	x	x	
O2%			x	x	x
totP	x	x	x		
PH	x	x	x	x	x
PO4	x	x	x	x	
SO4	x	x	x	x	
SiO2		x	x		
spm	x	x	x	x	
temp	x	x	x	x	x
turb			x		
sal		x	x	x	
TOC	x	x		x	x
COD	x			x	x
NO3 + NO2		x			
total P bound		x			
total P dry		x			
total P filtr		x			
POC%DW%		x			
POC		x			
Secchi			x		
PAR 400-700nm SBE 1			x		
C/N			x		
WDHP, µmol P /l			x		
Chl b			x		
Chlorophyll a+			x		
Feo			x		

9.4. Kwaliteitscontrole

De kwaliteitscontroles beschreven in “het plan van aanpak” werden uitgevoerd. Er werd zodoende gecheckt op vlak van duplicate data, onmogelijke waarden, afwijkende eenheden, lege velden....In overleg met de partner werden de gegevens aangepast. Ontbrekende of onvolledige metagegevens werden eveneens opgespoord. Deze werden mee geïntegreerd in een questionnaire die zal besproken worden met de partners om meer inzicht te krijgen in ontbrekende gegevens, vreemde data, enz...

Naast de controle van de meetgegevens, werden ook op verschillende niveau's (staalname, meetgegevens,..) quality flags aangebracht. Deze labels zijn bruikbaar als criteria bij de selectie voor het opvragen van data.

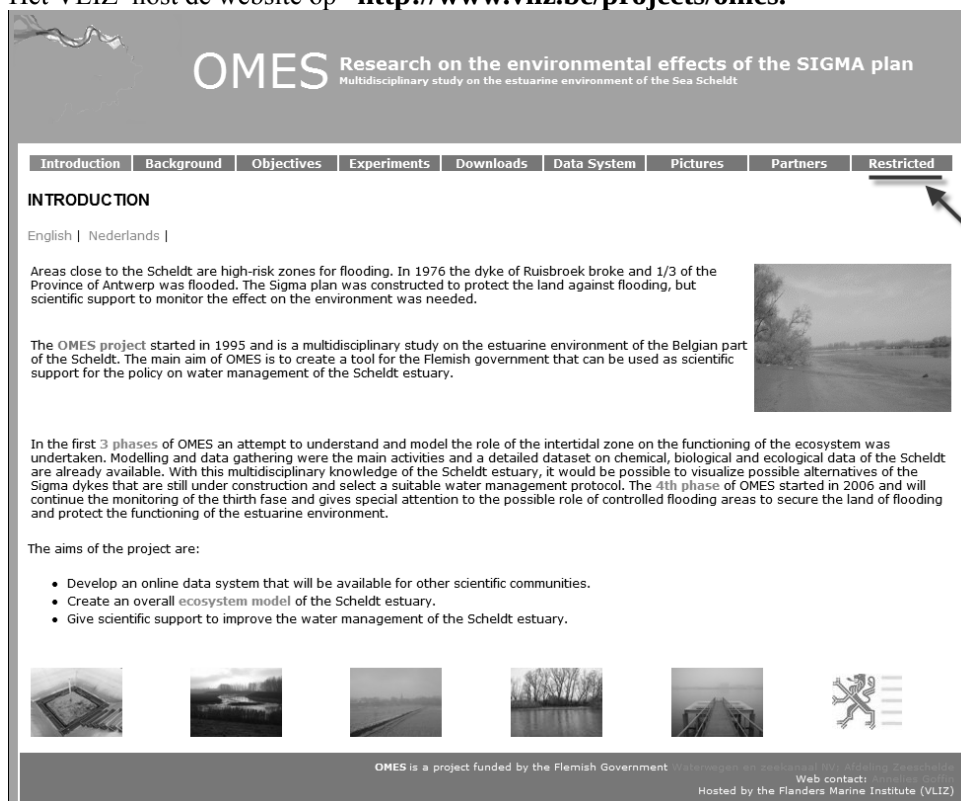
9.5. Data beleid

Met de betrokken partners wordt een databeleid opgesteld en finale afspraken gemaakt omtrent het beschikbaar maken van de meetgegevens verzameld binnen het OMES project. De nodige functionaliteiten werden uitgebouwd om toegang tot data op verschillende niveau's mogelijk te maken: een *gepersonaliseerde login-beveiligde toegang tot de gegevens*. Momenteel zijn slechts enkele historische gegevens, die via literatuur reeds werden vrijgegeven, publiekelijk beschikbaar. De meerderheid van de projectdata zijn nog steeds “restricted” tot de OMES partners en eindgebruikers en kunnen enkel via een login en paswoord op de restricted pages van de website opgevraagd worden.

9.6. Communicatie

9.6.1. Website

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



De website is opgebouwd uit een public en restricted area.

De publieke website omvat:

- *inleidende en beschrijvende* pagina's die het project en zijn achtergrond belichten: Background, Objectives, Partners,...
- een pagina gewijd aan de *experimenten* binnen het project waaronder ruim aandacht voor het Lippenbroek experiment
- *datasystem* pagina's waar via een gebruiksvriendelijke *webinterface*, *metagegevens* en de publiekelijk vrijgegeven *meetgegevens* of *readings* kunnen opgevraagd worden.
- *pictures* pagina: fotogalerij waar door de partners zelf foto's kunnen opgeladen en gedownload worden.

Naast deze publieke pagina's werden ook restricted pages voorzien die toegang geven tot interne documenten en de gehele (publieke + niet publieke gegevens) OMES-dataset. Deze pagina's zijn beschermd en enkel raadpleegbaar via een *login* en *paswoord* die aan de OMES partners en eindgebruikers werden toevertrouwd. Naargelang de specifieke rechten die aan een gebruiker worden toegekend, zal hij/zij toegang krijgen tot bepaalde niet-publieke gegevens.

Datasystem webinterface

Via een 'data system' webinterface kunnen gegevens op een gebruiksvriendelijke manier opgevraagd worden. De interface werd zo opgebouwd dat een koppeling van selecties mogelijk is. De verschillende selectiemogelijkheden zorgen ervoor dat op een gerichte en geordende manier de gewenste records kunnen opgevraagd worden.

Bij iedere selectiestap wordt bovenaan het aantal beschikbare records weergegeven (5). Op de publieke interface verwijst dit cijfer naar het aantal *beschikbare* records, niet naar het effectieve aantal records in de databank.

(5) Number of readings with this combination: 6020

(1) **What?**

Parameter	All
Substance	All
Compartment	water column

(3) **Where?**

☒ Fixed Station	All
☐ Draw area on map	

(4) **When?**

☒ All dates	
☐ Select a range	Between 1 January 1904 And 1 January 1969

(2) **Optional**

Items per page	25
----------------	----

Search

Via de “[advanced search](#)” kan data opgevraagd worden door:

directe selectie van parameter (1)

Geeft een keuzelijst van alle parameters die binnen de OMES databank aanwezig zijn. Na selectie worden alle records getoond die een waarde hebben voor deze parameter.

selectie op taxonomisch niveau

Door keuze van een taxon of species, worden alle gegevens gekoppeld aan dit taxon of species beschikbaar. Selectie van parameters is nu enkel mogelijk voor de parameters genomen voor dit taxon. De selectie voor station is nu ook beperkt tot de station waar deze soort geregistreerd werd.

selectie via tijdsrange (2)

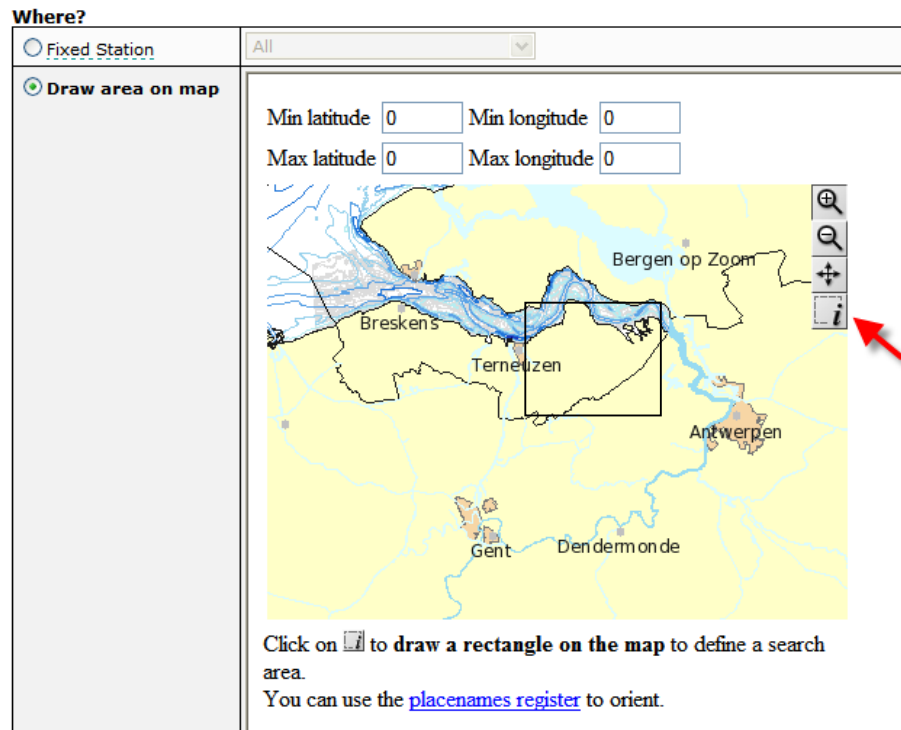
Door keuze van een tijdsrange, worden alle records binnen deze range gefilterd. Verder selectie op station, species, parameters is nu enkel mogelijk voor deze specifieke tijdsspanne.

selectie op station (3)

Door keuze van station, worden alle gegevens gekoppeld aan dit station beschikbaar. Bij verdere selectie van de parameters binnen het station, is de lijst gelimiteerd tot de parameters die op dit station genomen werden.

een geografische selectie via actieve kaart (4)

Op een overzichtskaart van de Schelde kan een gebied geselecteerd worden: klik  en selecteer daarna een gebied op de kaart. Door deze actie komt een webinterface beschikbaar specifiek gericht op dit gebied.



Na de selectieprocedure wordt een overzicht gegeven van de records die voldoen de opgegeven zoekcriteria.

Deze lijst kan gedownload worden in excel of tab-delimited text format. Een geografische plot van de overeenkomstige stations kunnen als jpg-kaartje geëxporteerd worden.

Go to page 1 2

Id	Compartment	Parameter	Substance	Value	Taxon	Date/time
832975	water column	Electrical conductivity	-	6600 uS/cm	-	23/05/1967 09:30
833074	water column	Electrical conductivity	-	7200 uS/cm	-	27/12/1967 10:00
833361	water column	Electrical conductivity	-	2050 uS/cm	-	30/03/1967 08:30
833368	water column	Electrical conductivity	-	1050 uS/cm	-	30/03/1967 14:45
833374	water column	Electrical conductivity	-	1910 uS/cm	-	23/05/1967 08:10
833384	water column	Electrical conductivity	-	1100 uS/cm	-	06/06/1967 08:00
833390	water column	Electrical conductivity	-	4800 uS/cm	-	06/06/1967 16:15
836075	water column	Electrical conductivity	-	800 uS/cm	-	27/12/1967 08:20
836086	water column	Electrical conductivity	-	1200 uS/cm	-	27/12/1967 14:00
844014	water column	Electrical conductivity	-	1320 uS/cm	-	30/03/1967 14:00
848273	water column	Electrical conductivity	-	850 uS/cm	-	10/05/1967 12:00
850674	water column	Electrical conductivity	-	2000 uS/cm	-	23/05/1967 08:30
851681	water column	Electrical conductivity	-	640 uS/cm	-	06/06/1967 11:00
851806	water column	Electrical conductivity	-	870 uS/cm	-	10/05/1967 10:00
856111	water column	Electrical conductivity	-	770 uS/cm	-	06/06/1967 08:45
1338603	water column	Electrical conductivity	-	3560 uS/cm	-	30/03/1967 09:00
1338610	water column	Electrical conductivity	-	1950 uS/cm	-	30/03/1967 14:10
1338616	water column	Electrical conductivity	-	2800 uS/cm	-	23/05/1967 08:45
1338654	water column	Electrical conductivity	-	2150 uS/cm	-	27/12/1967 09:00
1339199	water column	Electrical conductivity	-	725 uS/cm	-	06/06/1967 09:15
1339205	water column	Electrical conductivity	-	1450 uS/cm	-	06/06/1967 15:30
1339646	water column	Electrical conductivity	-	8400 uS/cm	-	30/03/1967 10:30
1339652	water column	Electrical conductivity	-	3650 uS/cm	-	23/05/1967 09:00
1339658	water column	Electrical conductivity	-	9000 uS/cm	-	23/05/1967 15:00
1339735	water column	Electrical conductivity	-	3000 uS/cm	-	27/12/1967 09:25

Go to page 1 2

Depth
Depth reference
Stadium
Gender

Add one or more columns

Export complete list of text searchresults (left click): Excel (xls) | Tabbed textfile (txt)
Export all graphical searchresult (left click): Geographical map (jpg)

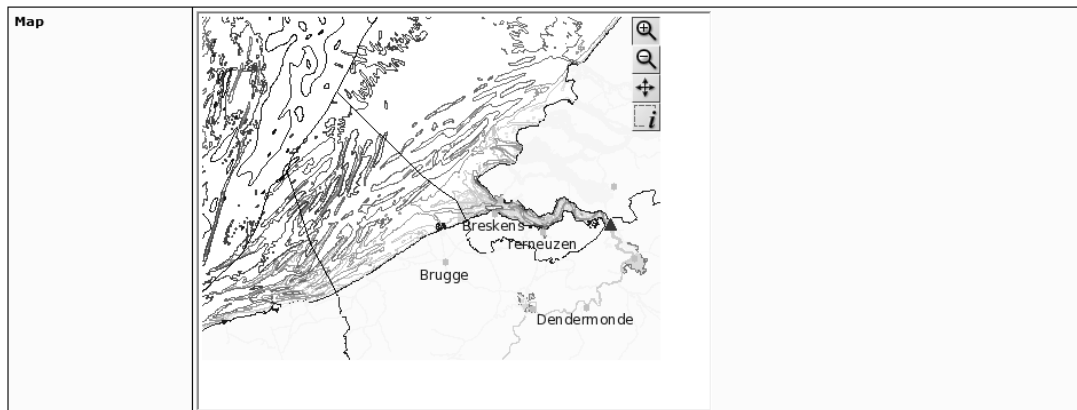
Na doorklikken op een record, wordt meer informatie gegeven: geografische coördinaten en maps, de methodologie, eventueel data authorities en relevante literatuur.

Full Parameter	Electrical conductivity of the water column by in-situ conductivity cell
Value	6600 us/cm
Method	DE PAUW De Pauw, C. (1975). Bijdrage tot de kennis van milieu en plankton in het Westerschelde-estuarium. [Contribution to the knowledge of the environment and plankton of the Westerschelde estuary]. PhD Thesis. Rijksuniversiteit Gent. Faculteit der Wetenschappen: Gent, Belgium. 380, 3 vol. pp All methods are also detailed in Standard Methods for the examination of water, sewage and industrial wastes, 1960 and 1965 Am Publ Hlth Ass(1965) surface water samples for physico-chemical investigation were taken with a bucket (10-12l) T was measured with a mercury temp-meter (detectionlimit=0,1°C) PH: portable PH-meter (detectionlimit:0,05units) Chlorinity was measured using titrimetric MOHR-KNUDSEN method with AgCl deposition and K₂CrO₄ as indicator (standard methods 1965 or Strickland and Parsons 1965). For low concentrations <2gCl²/m³ titration 2gCl²/m³ titration with 0,1N AgNO₃ solution Dissolved Oxygen (mg/l and saturation%) by titrimetric Na-thiosulphate following Winkler method(modified by ALSTENBERGS (fixatives are MnSO₄ and Alkali IodideAzide) BOD₅ : following Deutsche Einheitsverfahren zur Wasseruntersuchung (1960):Winklerbottles are incubated in dark at 20°C for 5 days NH₄-N: colometric after Nesslerisatie (with HCL, KI and NaOH) N03-N: colometric following Brucine-Method N02-N: colometric with Sulfanilacid and a-naphtylaminehydrochloride P04-P and totP: colometric with ammoniummolybdate and Tinchloride before and after hydrolyse with sulfuracid. Execution on filtered sample(Gelman-glassfibre type A) and not filtered sample. SiO₂: colometric following Molybdosilicate method GILLARD Gillard, A. (1950). Contribution à l'étude des microorganismes de la Lys et de l'Escaut à Gand. [Contribution to the study of microorganisms from the Leie and Schelde in Gent]. Biol. Jb. Dodonaea 17: 112-161 LELOUP&KONIEZKO Leloup, E.; Konietzko, B. (1956). Recherches biologiques sur les eaux saumâtres du Bas-Escaut. [Biological research on the brackish waters of the Lower Schelde]. Mémoires de l'Institut Royal des Sciences Naturelles de Belgique = Verhandeligen van het Koninklijk Belgisch Instituut voor Natuurwetenschappen, 132. Koninklijk Belgisch Instituut voor Natuurwetenschappen: Brussel, Belgium. 100, 5 plates pp. Surface samples: 15 cm depth: cylindric bottles 100cm²: samples were fixated in formol 4% ou alcohol 70° WOLLAST Wollast, R.; Duinker, J.C. (1982). General methodology and sampling strategy for studies on the behaviour of chemicals in estuaries. Thalassia Jugosl. 18: 471-491
Context	OMES: Research on the environmental effects of the SIGMA plan
IMIS dataset	De Pauw: The environment and plankton of the WesterScheldt estuary.

Visit

All readings from this visit

Fixed Station	Zandvlietsluis-Boei87
Coordinate	51.34774, 4.26315

**9.6.2. 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, zal in juni 2008 een OMES-dag georganiseerd worden, waarin de verschillende componenten van het onderzoek en hun toepassingen naar voor komen, alsook voldoende persaandacht zal gecreeërd worden. De inrichting van deze dag zal gebeuren in samenspraak met de coördinator van het OMES project.

Door het VLIZ wordt in het kader van het takenpakket ‘wetenschappelijke communicatie’ gewerkt aan een videogalerij waarin wetenschappelijk onderzoek belicht wordt. In het kader van het OMES project wordt een kortfilm gemaakt rond de Schelde. Hiervoor werd reeds een 13 uur cyclus campagne te Lippenbroek opgenomen.

Het filmpje geeft een visuele voorstelling van het OMES onderzoek en de Schelde en kan gebruikt worden op als illustratiemateriaal op de OMES website, voor educatieve doeleinden,.. Met dit filmpje wordt ook een ander publiek dan het wetenschappelijk milieu benaderd.

Voorbeelden van reeds afgeronde filmpjes zijn momenteel beschikbaar op de VLIZ website (http://www.vliz.be/NL/Infoloket/Infoloket_De_zee_in_beeld).

9.7. Toevoegen van gegevens aan de databank

Gegevens die behoren tot de OMES monitoring, maar nog niet werden geïntegreerd in de OMES databank, werden opgespoord en zullen prioritair in de databank opgenomen worden.

Het betreft hier:

- OMES: Studie naar zoöplankton in de Zeeschelde (meer info op <http://www.vliz.be/projects/omes/data.php?section=das&dasid=1073>)
- 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 oplijsting 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.

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. WSCHELDT - 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 macrobentos van het Schelde-estuarium (België en Nederland) - Vanaf 1988
6. Microphytobenthos van het schelde estuarium (België/Nederland)
7. Vegetatie-ecologie in de polders van Kruibeke-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 Kruibeke-Bazel-Rupelmonde: vegetation
14. Monitoring van het Linkerscheldeoevergebied
15. Ecologische epibentische data van het Schelde-estuarium, ENDIS-RISKS data (2002-2005) & historische data (1988-2001)
16. Ecologische hyperbentische 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

9.8. Besluit

De inhoud van de databank werd overgeladen in de IMERS databank van het VLIZ. Hieraan gekoppeld werd de databank onderworpen aan een kritische evaluatie en kwaliteitscontrole en werden gegevens aangevuld waar mogelijk. De databank werd uitvoerig beschreven aan de hand van gedetailleerde fiches voor de verschillende subsets.

Een OMES project website werd uitgewerkt en is te raadplegen op <http://www.vliz.be/projects/omes>.

Deze website beschrijft de achtergrond en doelstellingen van het OMES project en geeft meer info over partners en activiteiten. Er werd een publiek en restricted domein voorzien. De data system pagina van de publieke website geeft een overzicht van de betrokken personen en instituten, publicaties en een uitvoerige beschrijving van de datasets opgenomen in de databank. Een gebruiksvriendelijke website databank-interface maakt het mogelijk op geordende en gerichte manier gegevens op te vragen. Enkel gegevens die volgens de datapolicy vrijgegeven mogen worden, zijn hier beschikbaar.

Op het restricted domein kunnen partners en eindgebruikers interne documenten raadplegen, maar hebben ze ook toegang tot de volledige set van meetgegevens van de OMES databank.

Voor de verdere opwaardering van de databank werden datasets, verzameld in het kader van OMES, geïdentificeerd en beschreven. Deze zullen in de toekomst opgenomen worden in de databank. Een lijst met bestaande datasets die een waardevolle aanvulling kunnen zijn voor de OMES databank werd samengesteld.

Om het belang van het OMES project in de opvolging van de ontwikkelingen van de Schelde te belichten, zal in juni 2008 een OMES-dag georganiseerd worden, waarin de verschillende componenten van het onderzoek en hun toepassingen naar voor komen en voldoende persaandacht zal gecreëerd worden.

Om een breder publiek aan te spreken wordt een videofragment rond de Schelde en het OMES project uitgewerkt.

Hoofdstuk 10. Effecten 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 deelstudie 8 (perceel 8), periode 2006-2007, met inbegrip van het onderzoek verricht in Lippenbroek van:

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

Perceel 3: W. Vandenbruwaene & S. Temmerman (UA-PLG)

M. Chen, S. Wartel, F. de Smedt & E. Van den Storme (VUB-HYDR)

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

Perceel 5: J.P. Vanderborght (ULB)

Perceel 6: M. Tackx, F. Azémar & B. Mialet (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. Daarom start dit hoofdstuk met een uitgebreidere situering van dit nieuwe projectgebied binnen het onderzoek van perceel 8 en binnen het ganse estuariene onderzoek van Omes.

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).

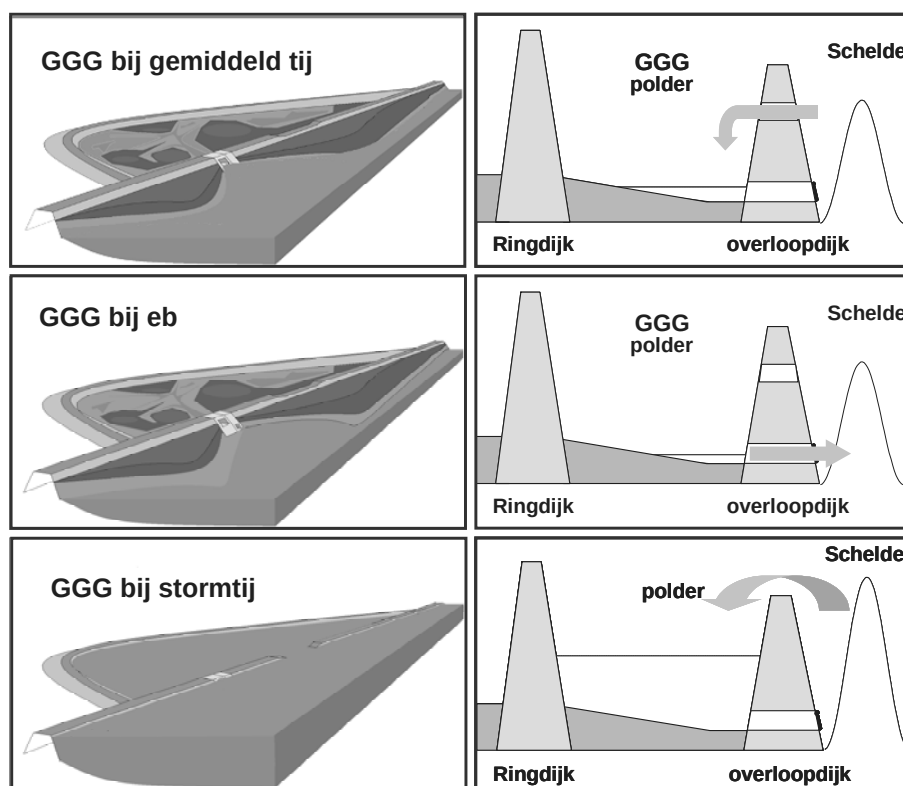
In de meeste Europese estuaria is het areaal slikken en schorren de voorbije eeuw drastisch ingekrompen. Het Schelde-estuarium vormt hierop geen uitzondering: tussen 1900 en 1990 kromp de Zeeschelde met 781 ha in tot 4923 ha (Meire et al., 2005). Deze verliezen, in hoofdzaak door inpolderingen en dijkwerken, 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 overlooppdijk. Tijdens een stormtij, wanneer in het estuarium gevaarlijk hoge waterstanden dreigen, wordt het peil van de overlooppdijk overschreden en vult de polder zich met vloedwater (fig. 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 doottij slechts een beperkt deel van de polder overspoelt; bij springtij staat quasi de ganse polder blank. Tussen het spring- en doottijniveau 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 overlooppdijk 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 overstroomen 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 overstroomen 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-doodtij variatie grotendeels teniet gedaan. Een systeem met hoge inlaatsuizen en lage uitlaat kan het getij reduceren mét behoud van de springtij-doodtij variatie. Dat is het basisprincipe van een GGG: een Gecontroleerd Gereduceerd Getij met behoud van springtij-doodtijvariatie zodat de overstromingsfrequentie op het polderoppervlak vergelijkbaar is met deze in de natuurlijke slik- en schorgebieden (Cox et al., 2006, Maris et al., in press). De werking is eenvoudig (fig. 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 (fig 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.

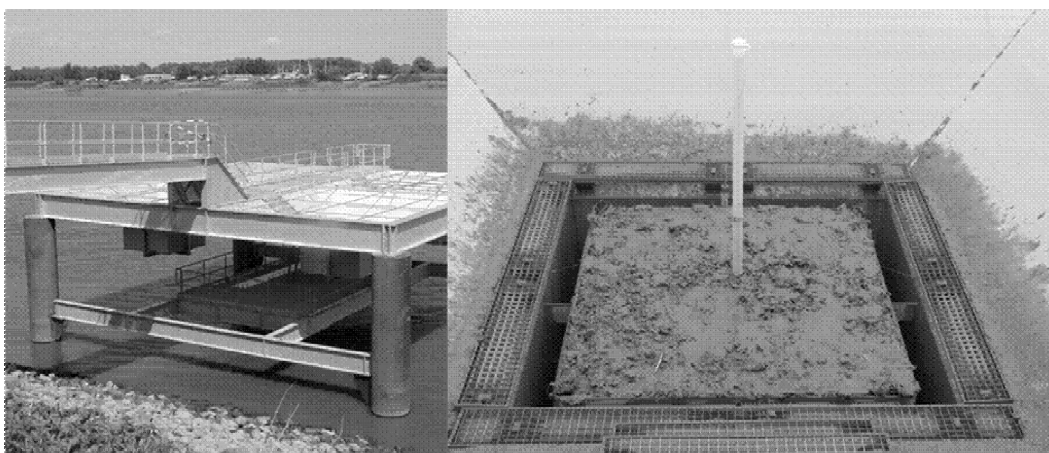


Figuur 10.2: mesocosmosopstelling te Wilrijk

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 (fig. 10.3) wordt naast de effecten van getij en bodemtextuur, gekeken naar het gedrag van zware metalen. Vele polders langs 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: Pilotproject voor een GOG-GGG te Lippenbroek

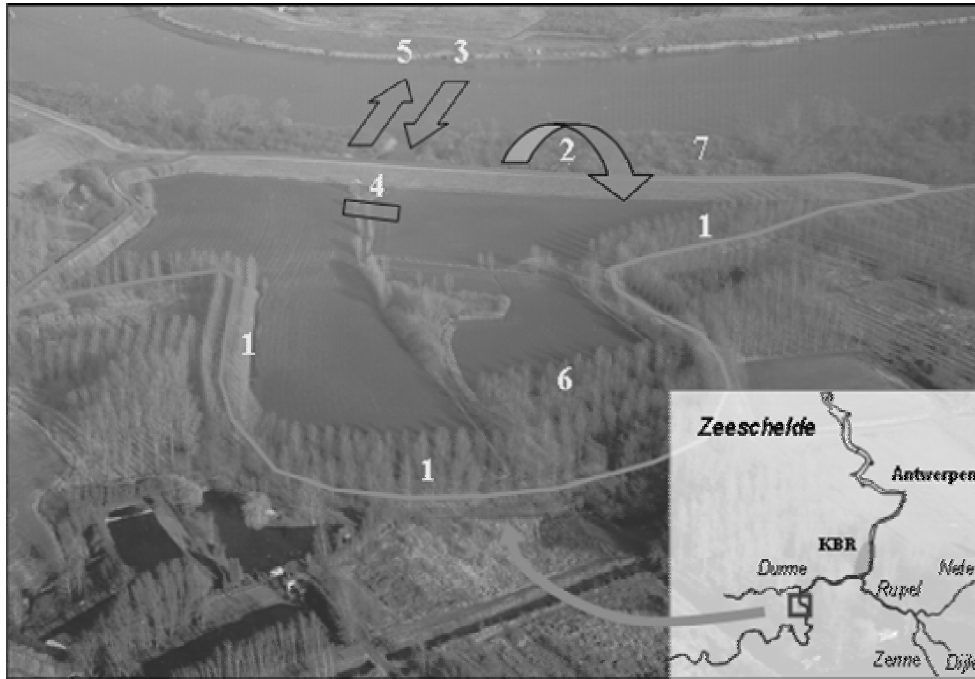
Onderzoek naar het ecosysteemfunctioneren van een GOG-GGG in de Zeeschelde op een pilotschaal van 10 hectare

In het pilotproject Lippenbroek te Hamme (fig. 10.4) wordt het GOG-GGG-principe sinds maart 2006 uitvoerig opgevolgd. Dit pilotproject 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.



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), overlooppdijk (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

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 overloofdijk 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 in de mesocosmosexperimenten te Wilrijk en Kruibeke

Onderzoek uitgevoerd door perceel 8 (J. Teuchies, T. Maris & P. Meire)

10.2.1. Inleiding: zware metalen in overstromingsgebieden

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 leiden 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 (Baeyens, 1998; Teuchies et al. submitted). Door sporadische overstromingen in de ingepolderde gebieden zijn ook hier metaalgehalten antropogeen verhoogd, in concentraties afhankelijk van de overstromingsgeschiedenis. 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.

Het effect van verschillende overstromingsregimes op de groei van *Phragmites australis* werd verder opgevolgd in het mesocosmos experiment aan de universiteit van Antwerpen. Het wederzijdse effect van rietgroei en metaalverontreiniging werd opgevolgd in het mesocosmos experiment in Kruibeke. De eerste verkennende staalnamen omtrent metaalcontaminatie in het pilootproject voor GGG's, het Lippenbroek, werden uitgevoerd.

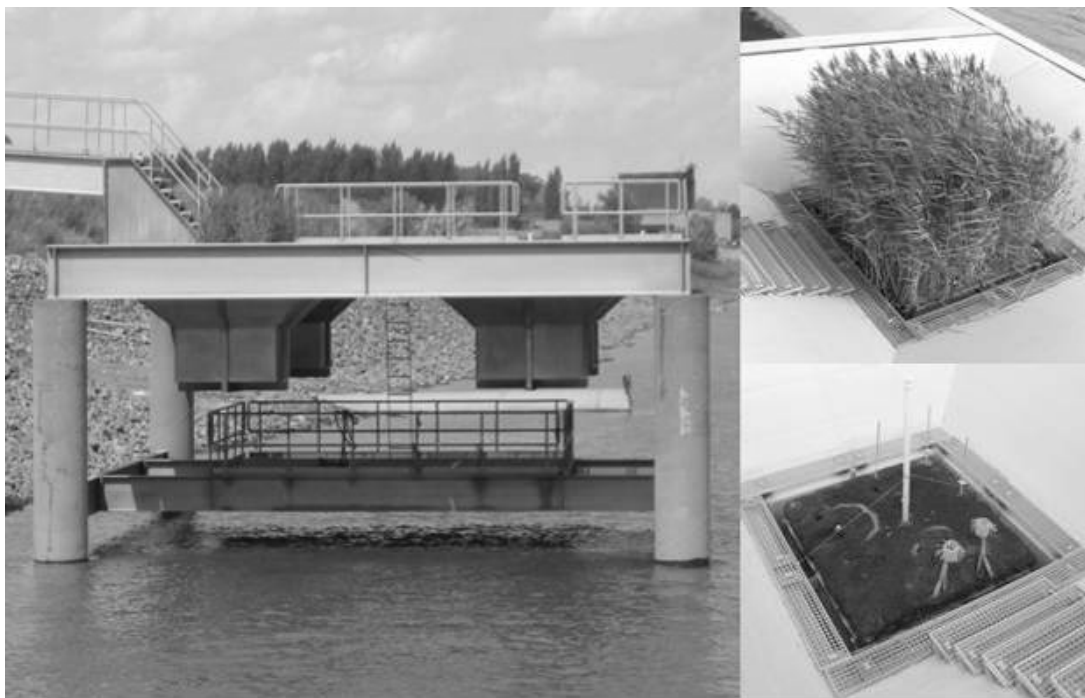
Omdat wegens technische problemen met de mesocosmosopstelling te Kruibeke en te Wilrijk niet alle geplande onderzoeksactiviteiten konden worden uitgevoerd, is beperkt afgeweken van het monitoringsschema zoals vermeld in het bestek. Omdat wegens technische problemen, die verder beschreven zullen worden, het tijregime grondig werd verstoord in de opstelling te Wilrijk, en omdat de peepers voor poriënwaterbemonstering ernstige defecten vertoonden, werd het uitvoeren van analyses op zware metalen weinig zinvol in de mesocosmos. Daarom werden deze analyses uitgevoerd in referentiegebieden. Er werden metaalgehalten bepaald in het sediment, poriënwater en onder en bovengrondse delen van rietplanten in het natuurlijke overstromingsgebied 'het Kijkverdriet'. Dit om de natuurlijke situatie te vergelijken met resultaten uit de mesocosmos in Kruibeke en het Lippenbroek.

10.2.2. Invloed van bodem metaalcontaminatie op metaalopname en groei van *Phragmites australis*: Mesocosmos opstelling in Kruibeke

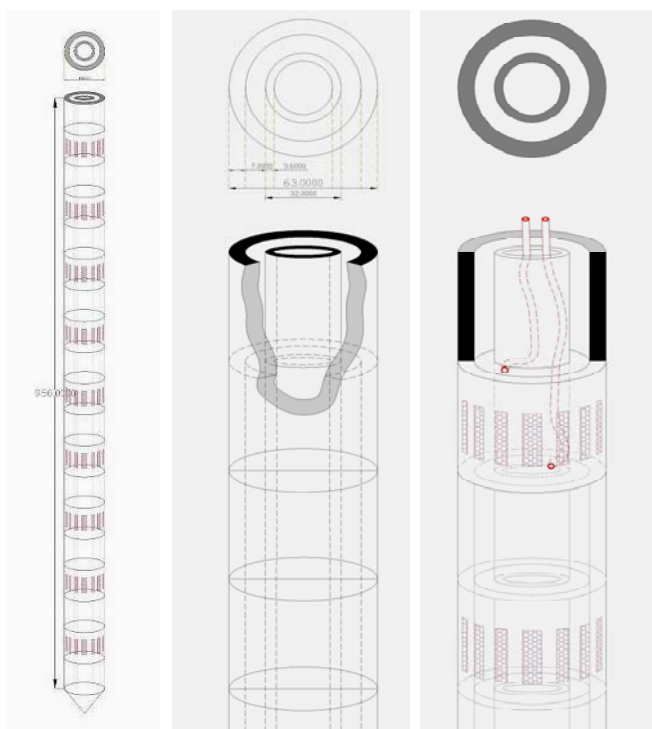
De groei van riet bij verschillende bodemcontaminatie werd verder opgevolgd in de mesocosmos opstelling in Kruibeke. Hierbij werd riet aangepland in twee containers met vervuilde en niet vervuilde bodem. Om de invloed van riet op de metaalbeschikbaarheid in de bodem na te gaan werden ter vergelijking ook twee containers met dezelfde grond gevuld zonder hier riet aan te planten. De containers overstromen 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.

De peepers (poriënwater bemonsteringstoestellen) die in de containers werden geplaatst (zie OMES eindrapport 2005) zijn niet meer werkzaam door slijtage. Er werd een nieuwe versie ontworpen (fig. 10.6). De nieuwe peepers worden nu aangemaakt en zullen november 2007 terug in de containers worden geplaatst. Dan zullen metaalgehalten en nutriënten in het poriënwater van de opstelling weer continu worden opgevolgd.



Figuur 10.5. Foto's van de mesocosmos opstelling in Kruibeke.



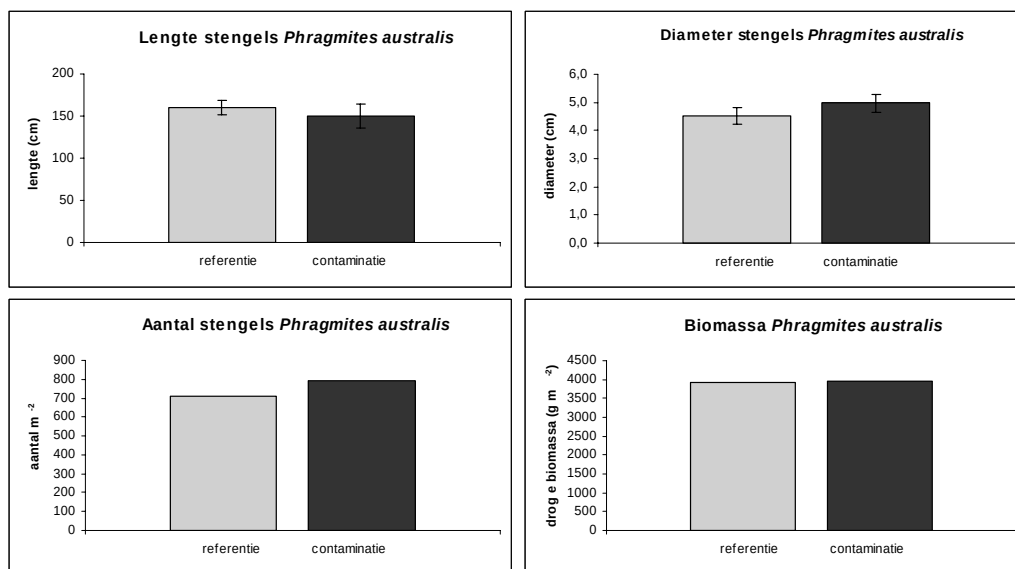
Figuur 10.6: Schema van de nieuwe peepers die worden aangemaakt.

Resultaten en discussie

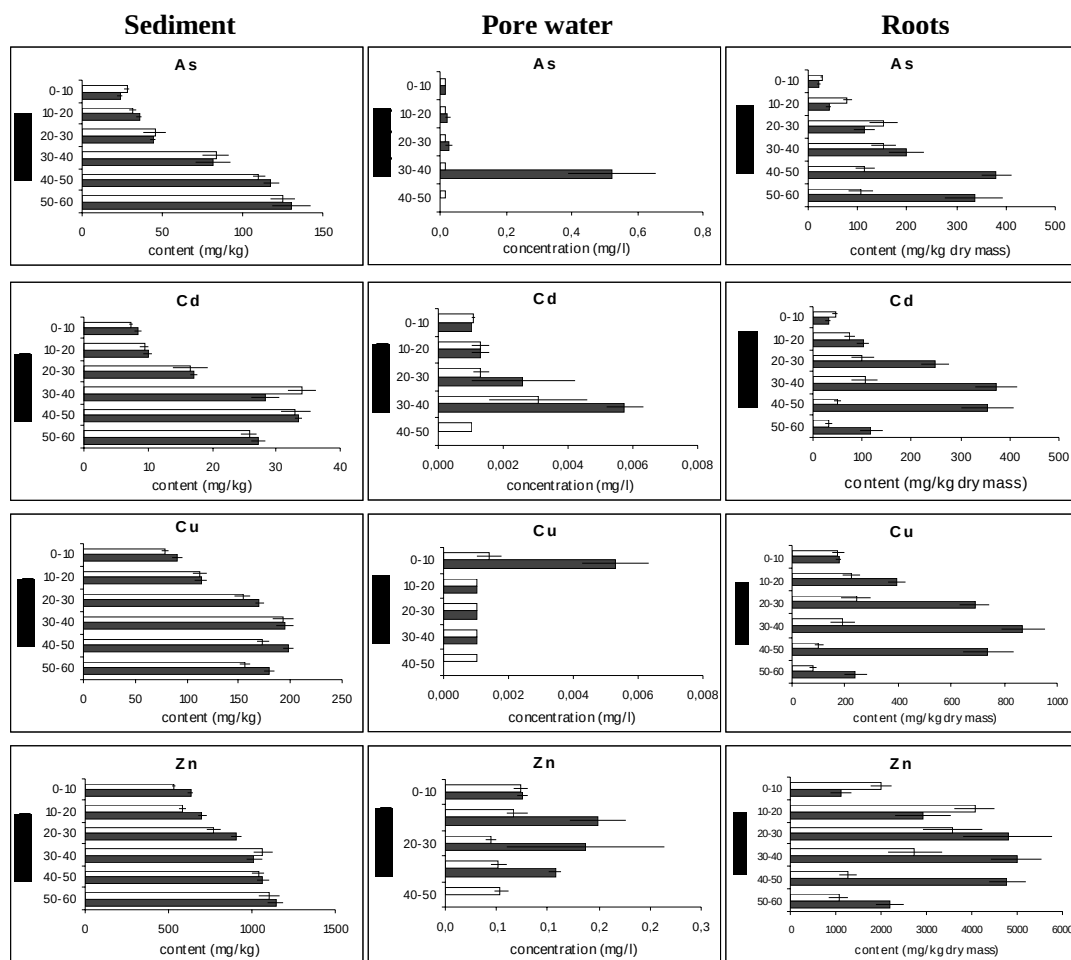
De gemiddelde lengte van de rietstengels in de referentie container is ongeveer 10 cm groter dan de gemiddelde stengellengte in de gecontamineerde container. De dikte van de stengels en het aantal rietstengels zijn echter groter in de gecontamineerde container. Dit heeft een grotere totale bovengrondse biomassa in de gecontamineerde container tot gevolg. 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 biobeschikbaarheid afneemt. Daarenboven wordt riet beschouwd als een excluder, en zal dus weinig metalen uit de bodem opnemen.

10.2.3. Invloed van bodem metaalcontaminatie op metaalopname en groei van *Phragmites australis*: natuurlijk schor 'Kijkverdriet'.

Het effect van overstroming op de metaalverdeling in bodem, poriewater en ondergrondse en bovengrondse biomassa van riet werd onderzocht in een natuurlijk schor, het Kijkverdriet, aan de Schelde in Steendorp, Temse. Dit onderzoek werd buiten het bestek van Omes aangevat, om het metaalonderzoek te kunnen verder zetten tijdens de herstellingswerken aan de mesocosmosopstellingen.



Figuur 10.7: Groeikarakteristieken van *Phragmites australis* geoogst in november 2006 in een referentie container en een met metaal gecontamineerde bodem. De lengte en de diameter van de stengels zijn een gemiddelde waarde (n=15) met standaardfout.

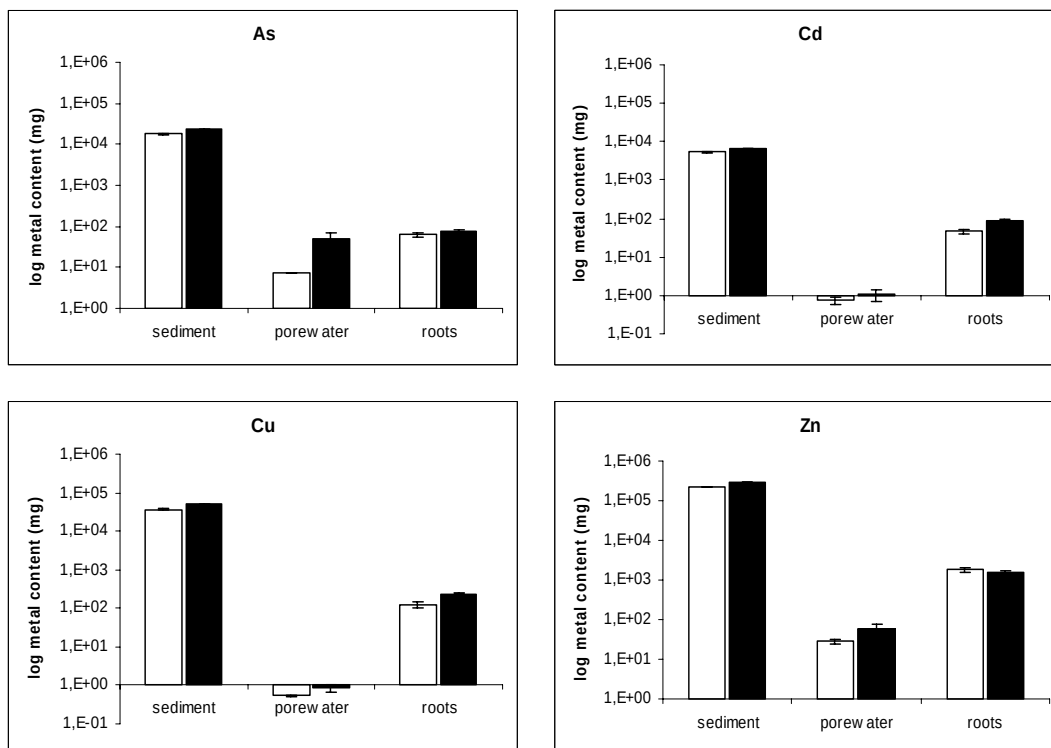


Figuur 10.8. Total As, Cd, Cu and Zn contents (mean over time $\pm$ standard error, root and sediment $n = 10$, pore water $n =$ minimum 5, maximum 15) in sediment, pore water and roots for depth sections of 10 cm. $\square$ = site 1, higher inundation frequency, $\blacksquare$ = site 2, lower inundation frequency. Pore water detection limits: As = 0.03 mg l⁻¹, Cd = 0.002 mg l⁻¹, Cu = 0.002 mg l⁻¹, Zn = 0.001 mg l⁻¹. Half of the detection limit is used as an approaching value for concentrations lower than the detection limit.

Sediment metaalconcentraties in het schor nemen toe met de diepte. Bij vergelijking met de resultaten van Zwolsman et al. (1993) blijkt dit een weerspiegeling te zijn van de vervuilinggeschiedenis. Sedimentatie van metaal aangerijkt materiaal op de schorren heeft hoge metaalwaarden in het sediment tot gevolg. De hoge concentratie op een diepte van ongeveer 40 cm geeft het vervuilingmaximum van de jaren 70 weer. Dalende waarden naar het oppervlak toe duiden op de graduele verbetering van de waterkwaliteit wat zware metalen betreft. Er is hierbij geen verschil bij verschillende overstromingsregimes.

Er is een zwakke trend van hogere metaalgehalten in het poriewater van de drogere site 2. Dit kan te wijten zijn aan de vorming van ijzersulfiden onder de meer gereduceerde omstandigheden in de meer overstroomde bodem. Op deze ijzersulfiden zullen andere zware metalen co-precipiteren zodat de concentratie in het poriënwater afneemt. Een lager concentratie in het poriënwater zou kunnen duiden op een lagere metaalbeschikbaarheid.

Voor de meeste gemeten metalen is de concentratie geassocieerd met de wortels hoger dan deze in het sediment. Door verlies van zuurstof uit de wortels van de rietplanten slaan metalen neer onder de vorm van hydroxiden. Er wordt een 'ijzerplaque' gevormd waarop andere metalen adsorberen en precipiteren. In de drogere site zijn de gehalten aan de wortels hoger. Dit zou te wijten kunnen zijn aan het hogere gehalte sulfiden in de natte site, vooral op grotere diepte. Metalen zullen preferentieel binden aan de sulfiden en de concentratie in de ijzer en mangaan hydroxiden rond de wortels zal minder hoog zijn.

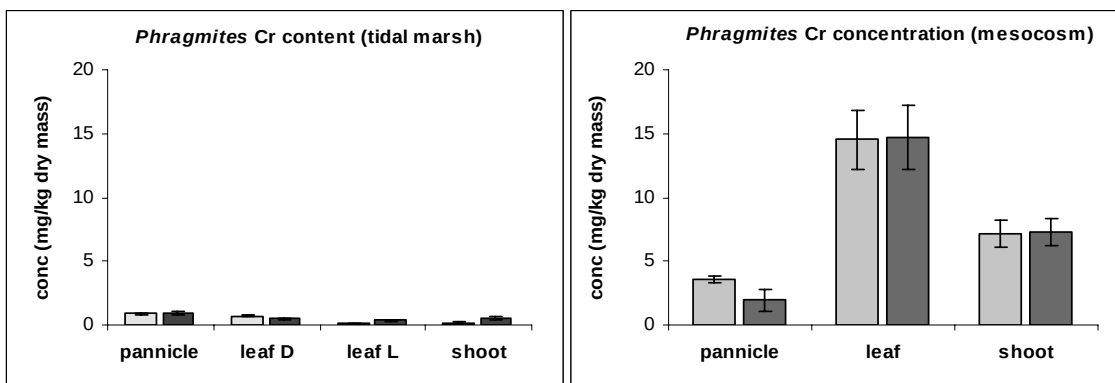


Figuur 10.9. The calculated total content of heavy metals and their partitioning between sediment pore water and roots in the 60 cm top layer of the marsh soil (per m²). □ = site 1, higher inundation frequency, ■ = site 2, lower inundation frequency. All error bars are shown but very small on this logarithmic scale.

Ondanks de hoge concentraties aan metalen geassocieerd met de wortels van de rietplanten bevinden de meeste metalen zich nog steeds in het sediment. Door de kleine massa van de wortels in het totale schor zijn er gemiddeld een 100 keer meer metalen met het sediment geassocieerd. Het totale gehalte aan metalen in het poriënwater is klein.

10.2.4. Invloed van bodem metaalcontaminatie op metaalopname en groei van *Phragmites australis*: vergelijking mesocosmos – natuurlijk schor.

In de mesocosmos en in het ‘Kijkverdriet’ werden metaalgehalten gemeten in de bovengrondse delen van de rietplanten. Dit gebeurde voor de stengels, bladeren en pluimen afzonderlijk.



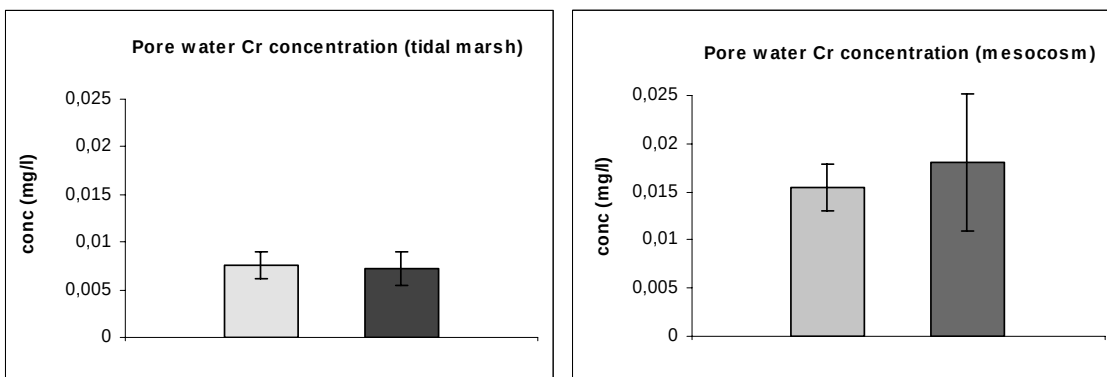
Figuur 10.10: De concentratie aan Cr in bovengrondse plantendelen in het tidal marsh ‘Kijkverdriet’ (links) en in de mesocosmos opstelling te Kruiebek (rechts). Links: □ = site 1, meer overstroming in het schor, ■ = site 2, minder overstroming in het schor; rechts: □ = niet gecontamineerde container; ■ = gecontamineerde container.

Overstroming heeft geen significant effect op metaalgehalten in de bovengrondse plantendelen. Ondanks zeer hoge gehalten geassocieerd met de wortels zijn bovengrondse metaalgehalten in de rietplanten die in het natuurlijke schor groeiden gemiddeld een 100 keer lager dan metalen aan de wortels.

Het verschil tussen metaalgehalten in de bovengrondse delen van de rietplanten geoogst in de gecontamineerde en niet gecontamineerde containers van de mesocosmos zijn klein. In deze opstelling zijn metaalgehalten in de bladeren het hoogst, in vergelijking met de planten in het schor waar de hoogste waarden werden terug gevonden in de pluim.

Het is opmerkelijk dat de metaalgehalten sterk verschillen tussen rietplanten in het natuurlijk schor en de mesocosmos (Figuur 10.10). Het natuurlijk schor en de mesocosmos zijn immers maar 15 km van elkaar verwijderd. De rhizomen die werden aangeplant in de mesocosmos opstelling zijn afkomstig uit het zelfde natuurlijke schor ‘Kijkverdriet’. Ondanks de hogere metaalgehalten in het sediment van het natuurlijke schor zijn de metaalgehalten in de rietplanten veel lager. Een verschil in biobeschikbaarheid tussen de systemen zou dit verschil kunnen verklaren. De hogere concentratie Cr in het poriënwater (Figuur 10.11) zou hiervan een aanduiding kunnen zijn. Aan de andere kanten blijken grote spatiale verschillen in atmosferische metaal depositie een belangrijke input te kunnen zijn. Uit metingen van de VMM blijkt namelijk dat de gemiddelde looddepositie in Vlaamse natuurgebieden $9 \mu\text{g m}^{-2}$ per dag is en in het industriegebied aan Hoboken, nabij de mesocosmos opstelling is dit $1421 \mu\text{g m}^{-2}$ per dag. Het is momenteel niet duidelijk welke factor (depositie of beschikbaarheid) de verschillen tussen de metaalgehalten in de rietplanten kan verklaren. Het dient ook verder

onderzocht te worden of atmosferisch afgezette metalen ook worden opgenomen door de bladeren en zo een toxisch effect kunnen veroorzaken.



Figuur 10.11: Poriënwater concentraties Cr in het natuurlijk schor (links) en in de mesocosmos (rechts). Links: □ = site 1, meer overstroming in het schor, ■ = site 2, minder overstroming in het schor; rechts: □ = niet gecontamineerde container; ■ = gecontamineerde container.

10.2.5. 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 te wilrijk op de campus Drie Eiken van de Universiteit van Antwerpen. Voor een uitgebreide beschrijving van de opstelling zie OMES eindrapport 2005 hoofdstuk 9.4.

Door technische problemen met de besturing van de overstromingskleppen en slijtage op de besturingskleppen is het tijregime gedurende 2006-2007 regelmatig ontregeld. Een overzicht van de technische problemen, en de acties ondernomen door het Waterbouwkundig Laboratorium Borgerhout (WL), dat instaat voor het beheer en onderhoud van de technische installatie van de mesocosmosopstellingen:

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 10.12).

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

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 door WL.

Maart 2007; Alle besturingskleppen en de PVC buizen worden vervangen door WL.

April 2007; Lekken aan alle koppelingen. Water terug uit de bakken voor de reparatie.

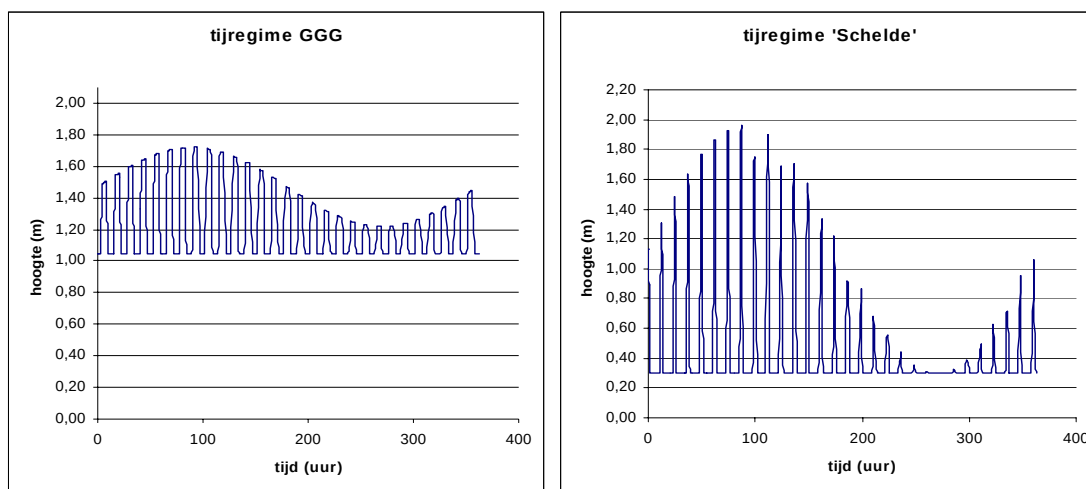
April 2007; Manuele besproeiing tegen uitdrogen.

April 2007; Reparatie van de lekken door WL.

April 2007; Geprogrammeerde getij en effectieve tij lopen niet samen bij hoge waterstanden. Door een te grote bypass worden hoge waterstanden niet gehaald.

WL voorziet een volledige herstelling van de mesocosmos medio augustus.

In november 2006 werd al het riet gemaaid. Het aantal stengels werd geteld en de totale droge biomassa per behandeling werd bepaald. Door de continue ontregeling van het getij zijn de resultaten zeer moeilijk interpreteerbaar en slechts beperkt bruikbaar.



Figuur 10.12: nieuw ingesteld tijregimes in de mesocosmosopstelling te Wilrijk. Tijregime GGG bootst het getij na met verlengde overstromingsduur zoals wordt waargenomen in een GGG. Tijregime 'Schelde' simuleert het getij waaraan natuurlijke schorren ter hoogte van Kruibeke onderhevig zijn.

10.2.6. Conclusies

Hoewel metaalconcentraties de laatste decennia afnemen in het oppervlaktewater zijn de concentraties in het sediment van overstromingsgebieden van de Schelde nog steeds zeer hoog. In natuurlijke schorren neemt de concentratie aan metalen af naar de oppervlakte toe. De metaalgehalten in de slikken zijn over de gehele diepte lager dan in de schorren. Metaalgehalten in ingepolderde gebieden zijn zeer verschillend en afhankelijk van de data van inpoldering en overstromingen na inpoldering. In gebieden die werden ingepolderd voor de belangrijke contaminatie van het Scheldewater zijn metaalgehalten zeer laag. Enkel gehalten aan lood zijn verhoogd omdat dit element een belangrijke atmosferische aanrijking kent. In polders die nog wel regelmatig werden overstroomd na de inpoldering zijn metaalgehalten nog hoger dan in de natuurlijke overstromingsgebieden. In de gecontamineerde polders bevinden de hoge metaalconcentraties zich ook dicht bij het bodem oppervlak. Hierdoor verhoogt het risico op opname door planten. Na het in gebruik treden van het Lippenbroek als GGG werden gecontamineerde bodems 'begraven' door sediment met lagere metaalgehalten (zie hoofdstuk 10.6). Een GGG kan zo een positieve invloed hebben op een verlaging van het ecologische risico van de metaalgecontamineerde polders. Een snelle sedimentatie bij de startperiode van een GGG kan er voor zorgen dat metaalvervuilde bodems onder een minder metaalrijke laag sediment komen te liggen. Het is afhankelijk van de contaminatiegraad, en dus overstromingsgeschiedenis en ligging van de polder, of sedimentatie met Scheldeslib met huidige metaalgehalten al dan niet voor een verbetering van de kwaliteit zal zorgen. Naast totale metaalgehalten dient er nog verder onderzocht te worden in welke mate de implementatie van GGG's een effect hebben op de beschikbaarheid van de aanwezige metalen.

Uit de resultaten van de metingen in het natuurlijke schor 'Kijkverdriet' blijkt dat het overstromingsregime geen effect heeft op de opname in bovengrondse plantendelen van

Phragmites australis. Dit heeft waarschijnlijk eerder te maken met de strategie van riet als excluder dan met een afwezigheid in verschil in metaalbeschikbaarheid. Overstroming heeft echter wel een effect op ondergrondse metaalgehalten en beschikbaarheid met een zwakke trend van een lagere beschikbaarheid in meer overstroomde omstandigheden. Ook dit zou kunnen wijzen op de bijdrage van de implementatie van GGG's in afname van metaalbeschikbaarheid. De mesocosmos opstelling in Kruibeke bevestigt dat het totale gehalte aan metalen in het sediment meestal geen effect heeft op metaalgehalten in bovengrondse delen van rietplanten. Ook de groei wordt niet beïnvloed door de aanwezige metalen.

Referenties

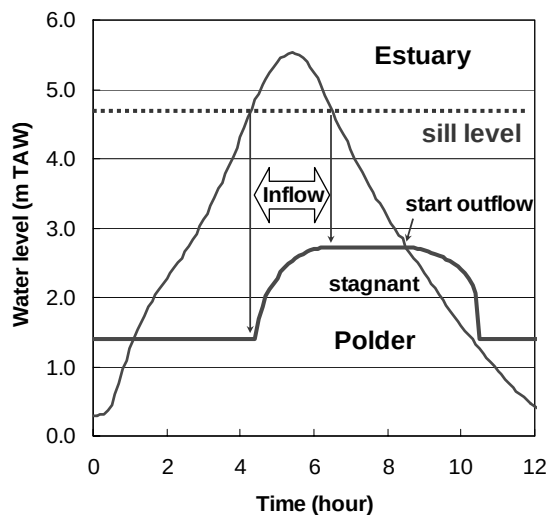
zie referentielijst zware metalen in hoofdstuk 10.6

10.3. Getij te Lippenbroek

Onderzoek uitgevoerd door perceel 8 (T. Maris & P. Meire)

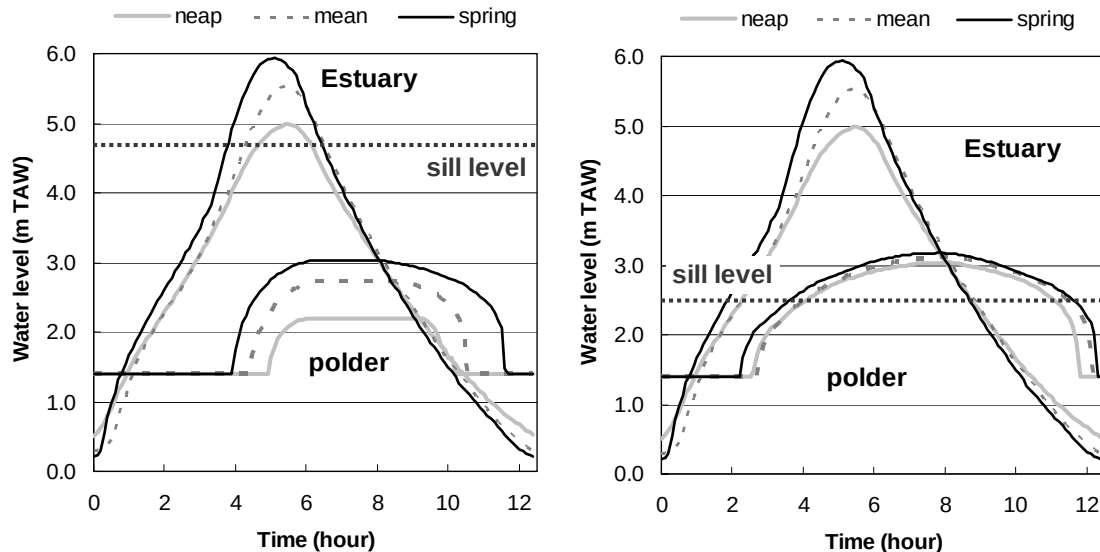
10.3.1. Inleiding

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 10.13 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 10.13: 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 figuur 10.14. Enkel met een hoge inlaatconstructie ontstaat er een groot verschil in duur van de instroom tussen springtij en doottij. Met een lage inwatering (bijvoorbeeld een gecombineerde inlaat-uitlaatkoker) verschilt de instroomduur bij springtij en doottij 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 10.14: 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.

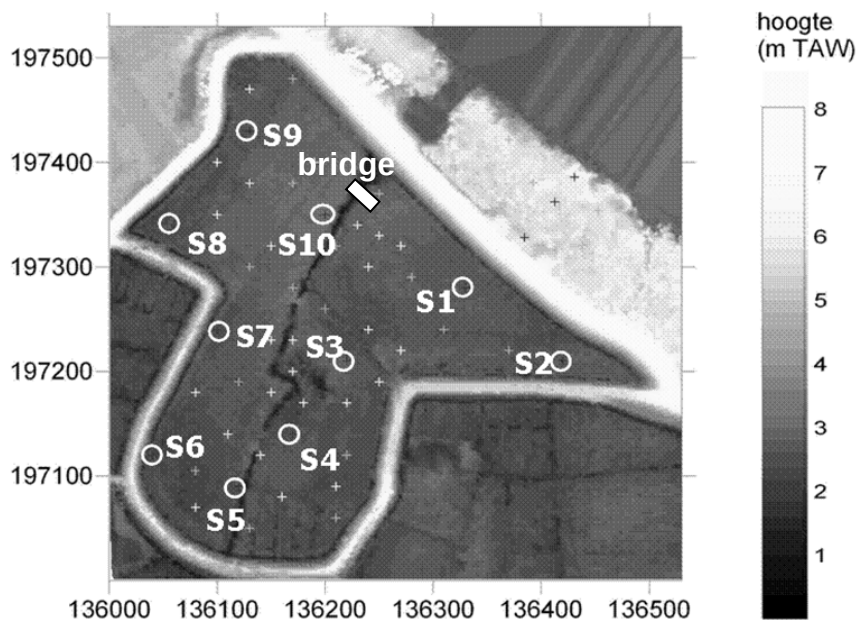
Op de 10 sites voor intensieve monitoring (fig. 10.15 en fig. 10.16) wordt daarom de waterstand elke 5 minuten geregistreerd met een tijmeter. Aanvullend wordt ter hoogte van de in- en uitlaatconstructie aan de monitoringsbrug het waterpeil van de gracht en woelkom permanent opgevolgd.

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,

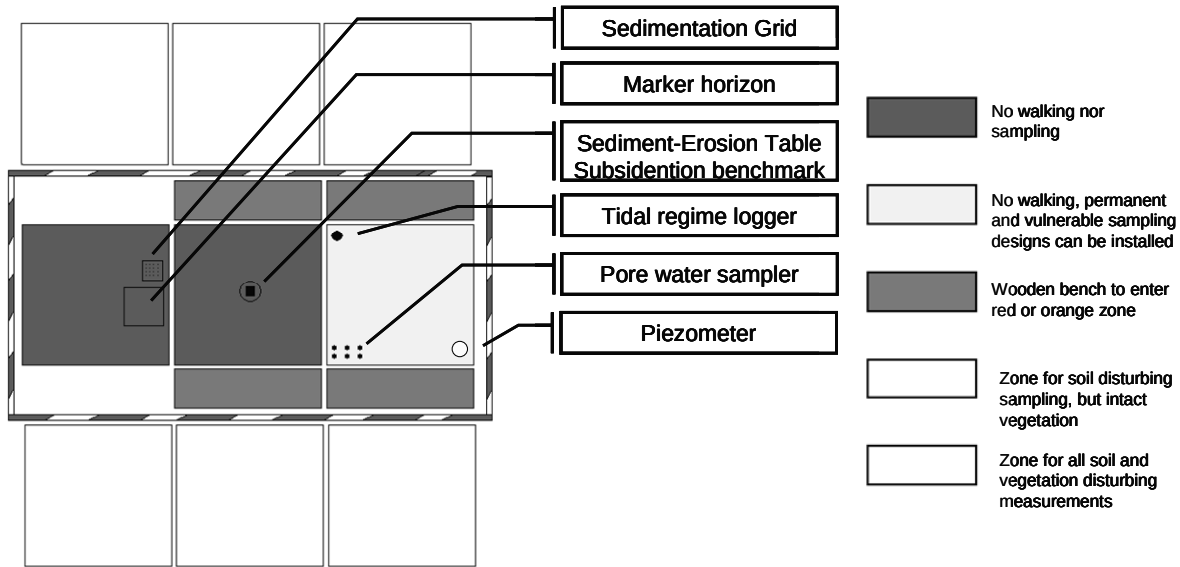
voorzien van een filterkous om dichtslibbing van de buis te voorkomen. De diver registreert de waterstanden aan de hand van verschillen in waterdruk. Met behulp van een barometer-diver, die continu de luchtdruk meet in het Lippenbroek, worden drukschommelingen ten gevolge van veranderingen in atmosferische 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.



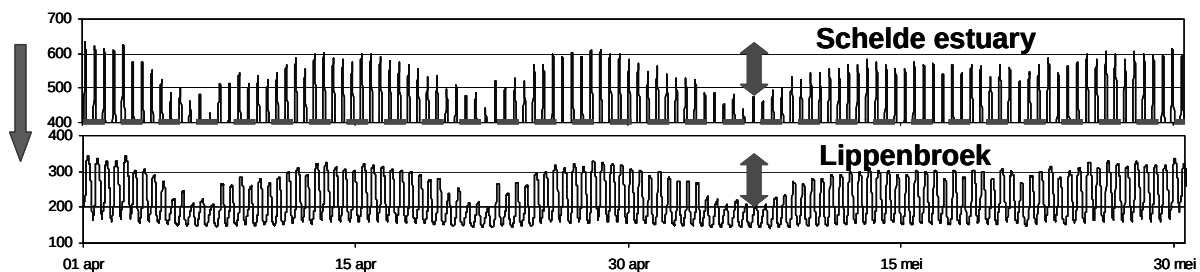
Figuur 10.15: Kaart met hoogteligging, voor aanvang van de dijkwerken en sluisconstructie, met aanduiding van de 10 sites voor intensieve monitoring (S1 tot S10) en de monitoringsbrug (bridge).



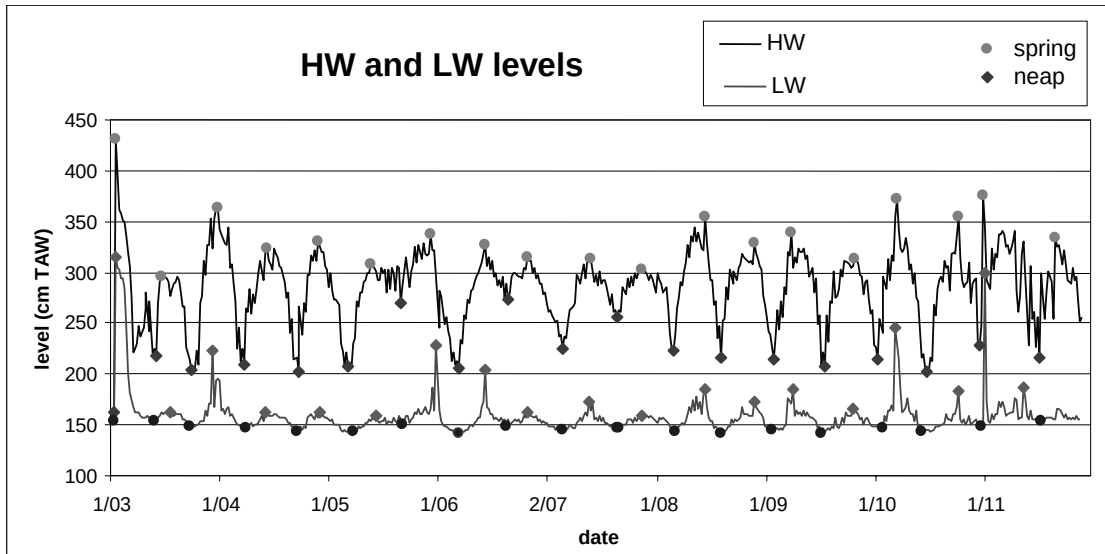
Figuur 10.16: Schema van de intensieve monitoringssite (S1 tot S10), met aanduiding van de tijmeter (Tidal regime logger). Elk van de 9 kwadranten binnen een site meet 2 bij 2 meter.

10.3.3. Resultaten getij

Uit de modelberekeningen 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 doortij en springtij (fig. 10.17). Figuur 10.18 toont de opeenvolging van alle hoog- en laagwaterstanden in het Lippenbroek over een langere periode, met een duidelijk springtij-doodtij patroon. De hoogste laagwaterstanden komen in een GGG, in tegenstelling tot het buitendijkse Scheldegetij, niet voor bij doortij maar bij springtij.

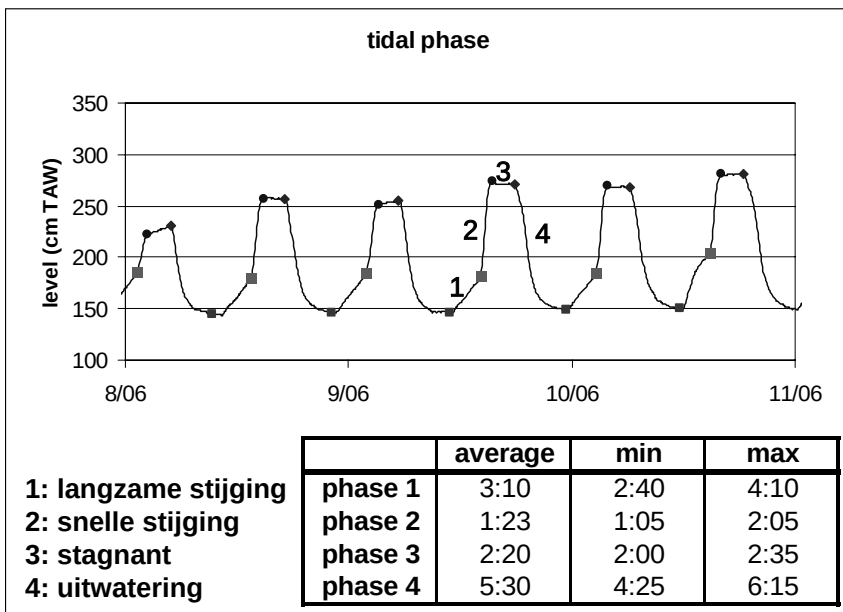


Figuur 10.17: Waterstanden (in cm TAW) in Schelde (schor “De Plaat”) en Lippenbroek (brug) in de maanden april en mei 2006. Voor de estuarium is enkel dat deel van de tijcurve weergegeven dat de 400 cm TAW overschreidt. De hoogwaterstand in Lippenbroek is duidelijk met ca 300 cm verlaagd (lange pijl); de variatie tussen springtij hoogwater en doortij hoogwater blijft behouden (korte pijlen).



Figuur 10.18: Opeenvolging van alle hoogwaterstanden en laagwaterstanden in het Lippenbroek voor de periode maart – december 2006, met aanduiding van springtij en doottij.

Inzoomen op 1 tijdcyclus toont wel, zoals de modellen al aangaven, dat de vorm van het getij gewijzigd is (fig. 10.19). Een tijclus in het GGG kent duidelijk 4 fazen. Eerst stijgt het water in de kreek langzaam (faze 1). Dit is het gevolg van twee fenomenen: aanvoer van nasijpelingswater dat niet meer via de sluizen kan uitstromen en accumuleert in de kreek, plus een langzame inspijeling van Scheldewater via de uitwateringssluis. Vanaf het moment dat het water via de hoge inwatering de polder binnen stroomt, stijgt het waterpeil in de kreek snel (faze 2). Na de inwatering treedt de stagnante faze (faze 3) in, welke 2 à 2.5 aanhoudt. Tijdens de uitwatering (faze 4) daalt het water aanvankelijk zeer snel, om dan langzaam af te nemen tot het moment van laagwater.



Figuur 10.19: Tijcurve te Lippenbroek, met aanduiding van verschillende fazen in de tijdcyclus met gemiddelde, minimale en maximale duur van elke faze (data juni 2006).

10.4. Monitoring basiswaterkwaliteit te Lippenbroek

Onderzoek uitgevoerd door perceel 1 (T. Maris & P. Meire)

10.4.1. Inleiding

Perceel 1 nam deel aan alle 13uursmetingen die in Lippenbroek werden georganiseerd. Er werden door dit perceel nog extra metingen verricht, bovenop deze vermeld in het bestek. Een overzicht met alle campagnedagen staat opgenomen in hoofdstuk 2 (Organisatie en Coördinatie).

Aanvullend op de metingen aan de brug werden bijkomende stalen genomen. Het betreft 2 maal een campagne met simultane staalname vanop een schip voor het Lippenbroek. Tijdens andere campagnes werden in de polder meer ruimtelijk gespreid extra stalen genomen.

10.4.2. Concentratieprofielen tijdens een tijcyclus

Tijdens alle 13uurscampagnes werd ter hoogte van de brug de basiswaterkwaliteit van het instromende en uitstromende water opgevolgd, met minstens 1 staalname per uur, en hogere staalnamefrequentie tijdens de piekdebieten van in- en uitwatering. Stroomsnelheid, turbiditeit, geleidbaarheid, temperatuur, pH, zuurstofgehalte en fluorescentie (als maat voor chlorofyl a) werden telkens continu gemeten tijdens deze campagnes. Figuur 10.20 toont enkele typerende concentratieprofielen tijdens een tijcyclus in het Lippenbroek. De stroomsnelheid in de centrale kreek weerspiegelt het typische getijdepatroon van een GGG. Van zodra de inwatering start en de fase van snelle waterpeilstijging begint, neemt de stroomsnelheid snel toe in kreek, met een maximum rond hoogwater in de Schelde. De stroomsnelheid neemt daarna even snel weer af. Na de stagnante fase volgt de sterke uitstroom, zij het meestal minder sterk dan de instroom. De ebstroom in de kreek neemt langzaam af.

De geleidbaarheid in het estuarium kent een typisch tidaal patroon, met een maximum bij hoogwater. Hoewel Lippenbroek reeds meer dan 100 km verwijderd is van de monding, en de zoutinvloed dus minimaal is, kan nog steeds een tijschommeling in geleidbaarheid worden gemeten, zij het minimaal. De schommeling rond hoogwater in het estuarium, wordt ook gemeten tijdens de instroom in het Lippenbroek: de geleidbaarheid klimt naar een maximum bij maximale instroom, en daalt terug tegen het einde van de inwatering. Tijdens de eerste fase van de uitwatering, wanneer met hoge stroomsnelheden de bulk watermassa terug buiten stroomt, wordt het geleidbaarheidspatroon in omgekeerde volgorde waargenomen. Dit wijst op een slechts zeer beperkte mening van het bulkwater, de watermassa's die laatst instroomden, stromen eerst terug uit. Geleidbaarheid zal daarom als tracer gebruikt kunnen worden om te trachten waterbewegingen in de polder in kaart te brengen. Dit gebeurt best in de zomer tijdens een droge periode, omdat dan de tidale verschillen in geleidbaarheid het grootste zijn.

Het zuurstofgehalte kent een spectaculair verloop. Tijdens de zomermaanden vertoont de zuurstofverzadiging in de Schelde ter hoogte van Lippenbroek regelmatig zeer lage

waarden. De minima komen voor bij hoogwater, omdat dan de invloed van de stroomafwaarts gelegen Rupel maximaal is. Figuur 10.20 toont bij aanvang van de inwatering een zuurstofverzadiging van ca 30%. Wanneer de instroomsnelheid toeneemt, neemt de zuurstofverzadiging toe: het turbulent binnenstorten via de inwateringssluis zorgt voor een onmiddellijke stijging van het zuurstofgehalte tot ca 60% bij maximale instroom. Tijdens de stagnante fase wordt ter hoogte van de brug weinig verandering waargenomen. Tijdens de uitstroom, wanneer het bulkwater vanuit de polder onder de meetbrug passeert, wordt een tweede sterke stijging waargenomen. Twee oorzaken liggen wellicht aan de basis: door het grote contact van een dunne waterlaag met de atmosfeer is er goede fysische uitwisseling van zuurstof mogelijk. Bovendien kan in die dunne waterlaag licht goed doordringen zodat in de zomer primaire productie de zuurstofgehalten boven de 100% kan liften. Het stijgende pH verloop is een duidelijke indicatie van primaire productie in het Lippenbroek.

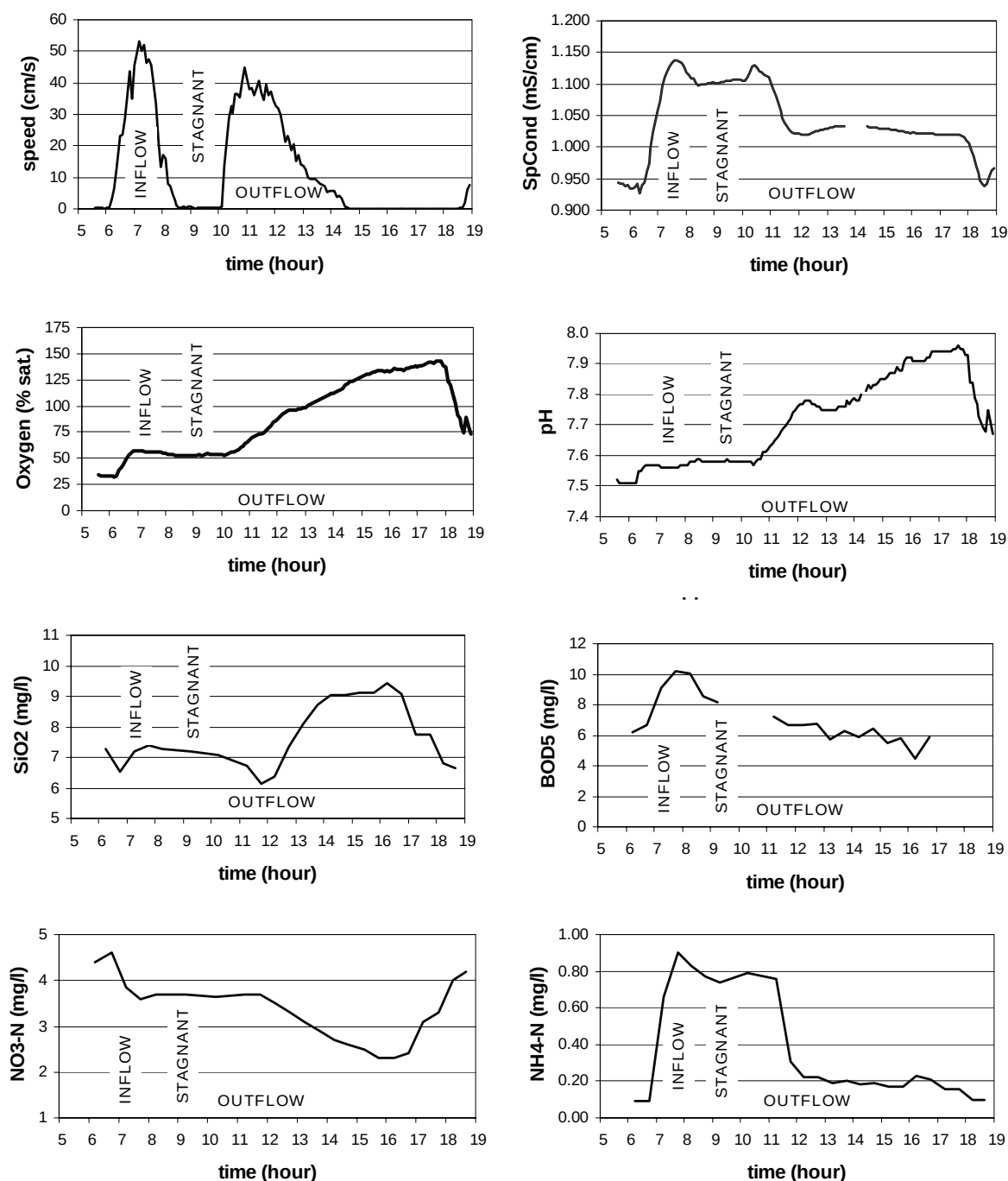
De opgelost siliciumconcentraties kennen tijdens de bulkfase een duidelijk dalend verloop. Tijdens het verblijf in het Lippenbroek wordt veel SiO_2 onttrokken aan het Scheldewater, opname van SiO_2 door diatomeepopulaties ligt voor de hand. Tijdens de laatste fase van de uitwatering, wanneer enkel nasijpeling vanuit de polder naar de sluizen stroomt, neemt de siliciumconcentratie sterk toe. Net als natuurlijke schorren, kan een GGG een belangrijke bron aan SiO_2 zijn. Wanneer er in de Schelde zelf geen depletie is aan SiO_2 , zoals tijdens de campagne van 16/5/2006 (fig. 10.20), kan Lippenbroek een duidelijke sink worden van silicium. Wanneer in de Schelde depletie optreedt, zal Lippenbroek echter zijn rol vervullen als bron aan Si (fig. 10.22). Hoofdstuk 10.5 zal uitvoeriger ingaan op het gedrag van Si in GGG's.

Lippenbroek kan als sink voor andere nutriënten fungeren (fig. 10.20). De concentraties aan ammonium en nitraat wijzigen niet sterk tijdens de eerste fase van de uitstroom, wanneer het bulkwater de polder verlaat. Het nasijpelingswater, dat een langere verblijftijd en een grotere interactie met de polderbodem kent, vertoont wel een duidelijk dalende trend voor zowel ammonium als nitraat. De ammoniumconcentratie daalt spectaculair: in de zuurstofrijke omgeving zal nitrificatie wellicht de belangrijkste oorzaak zijn van de sterke afname. Ook nitraat neemt af, waarbij opname door algen en vegetatie of benthische denitrificatie een mogelijke verklaring bieden.

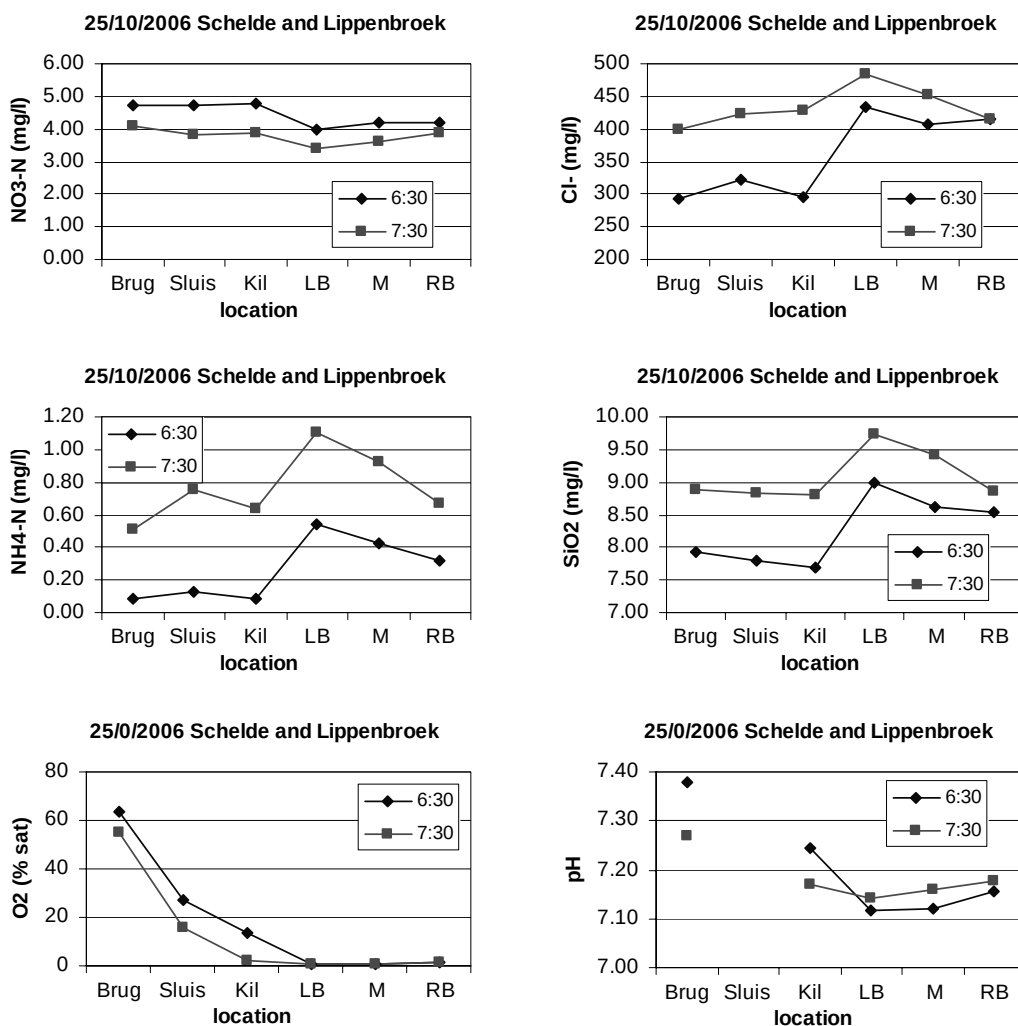
Tijdens simultane metingen in Lippenbroek en Schelde, werd waterkwaliteit opgevolgd langsheen een transect van de polder doorheen de sluizen, van de ene oever van de Schelde naar de andere (fig. 10.21). Voor verschillende parameters is een duidelijke concentratiegradient waarneembaar. Voor zuurstof ligt de verklaring voor de hand: de passage doorheen de sluizen zorgt voor een sterke aanrijking in O_2 .

Langsheen het transect is voor de meeste parameters een duidelijke verschil meetbaar tussen het midden van Schelde en de kil voor het Lippenbroek. De inwatering van Lippenbroek bevindt zich in een kil die duidelijk niet steeds dezelfde waterkwaliteit vertoont als het midden van de stroom. Ook tussen linker- en rechteroever kunnen kwaliteitsverschillen opgemeten worden. Dit kan belangrijke gevolgen hebben voor

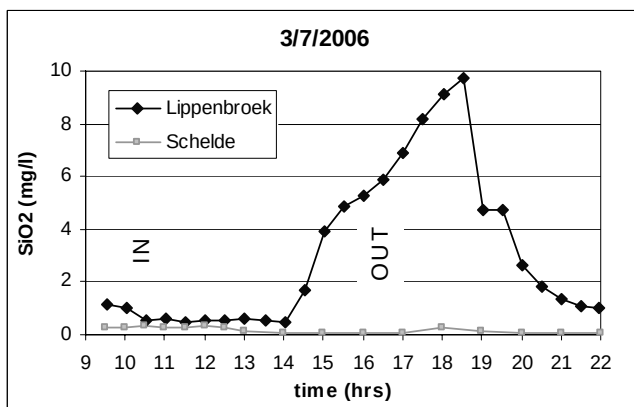
modellering van GGG's, waarbij vaak de waterkwaliteit gemeten in het midden van het estuarium wordt genomen als de kwaliteit van het instromende water.



Figuur 10.20: stroomsnelheid en concentratieprofielen gedurende een volledige tijcyclus, opgemeten tijdens de campagne van 16/5/2006. De grijze banden duiden de periode van in- en uitstroom aan.



Figuur 10.21: concentratiegradient tijdens een inwatering (25/10/2006) in Lippenbroek vanaf de monsternamebrug (Brug), door de inwateringsconstructie (Sluis) en kil voor het Lippenbroek (Kil), vervolgens de linkeroever (LB) midden van de vaargeul (M) en rechteroever (RB).



Figuur 10.22: Siliciumconcentratie (SiO₂) gedurende een tijdcyclus in Lippenbroek en estuarium op 3/7/2006.

10.5. Siliciumpatronen in het Lippenbroek

Onderzoek uitgevoerd door perceel 8 (S. Jacobs, E. struyf, J. Teuchies, O. Beauchard, T. Maris & P. Meire)

Op de 10 monitoringssites in het Lippenbroek (fig. 10.15) en 6 referentielocaties werd Silicium bemonsterd in poriewater en sediment. Bijkomend werden massabalansen voor silicium opgesteld voor de 13-uurs en 26-uursmetingen.

Monsters werden 10 cm onder het wateroppervlak genomen, en opgeslagen in donkere incubator op 5°C voor een maximum van 24h. Opgelost Si (DSi) werd spectrofotometrisch geanalyseerd op een Thermo IRIS ICP (Inductively Coupled Plasma-spectrofotometer) (Iris®). ASi werd geanalyseerd met de sequentiële alkalische extractieprocedure van De Master (1981), welke de enige methode is die ook BSi uit phytolieten oplost (Saccone et al. 2006).

10.5.1. DSi (poriewater)

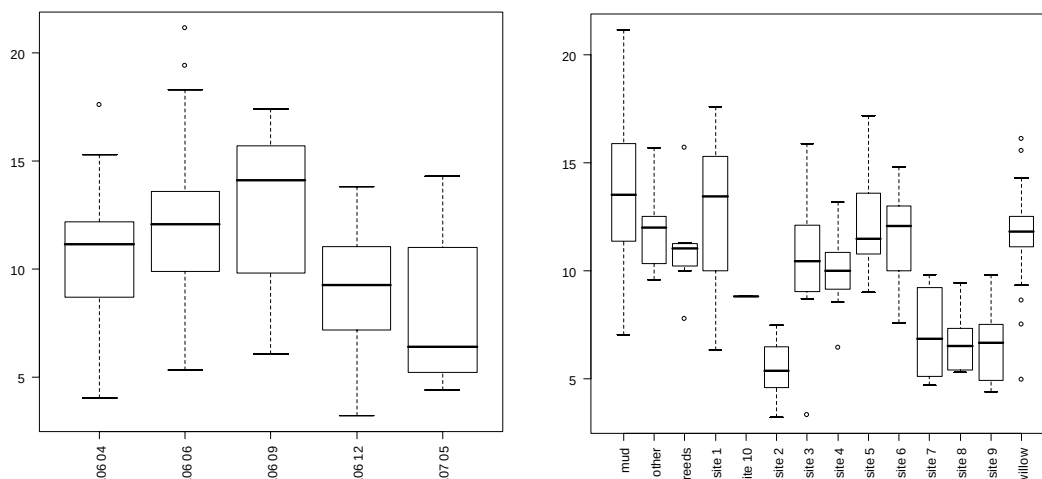
De gemeten concentraties variëren tussen 4 en 25 g/m³. Verschillen tussen seizoenen en vegetaties (Slik, Riet, Ruigte en Wilg) zijn significant (resp 24.2% en 50.9% van variatie verklaard). Er is geen significant verschil tussen locaties (referentieschorren De Plaat en Appels, GGG Lippenbroek), maar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

DSi-concentraties stijgen significant tussen april en september, 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) (fig. 10.23A). Significante verschillen tussen vegetaties vinden we enkel in het Lippenbroek: site 2, 7, 8 en 9 verschillen hier zo goed als steeds significant van andere (fig. 10.23B). Wat de schorren betreft, vinden we in rietvegetaties gemiddeld de laagste waarden en de kleinste variatie, gevolgd door de ruigtes. Slikken en Wilgenvloedbos vertonen grotere variaties, en gemiddeld hogere waarden (fig. 10.23B). 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).

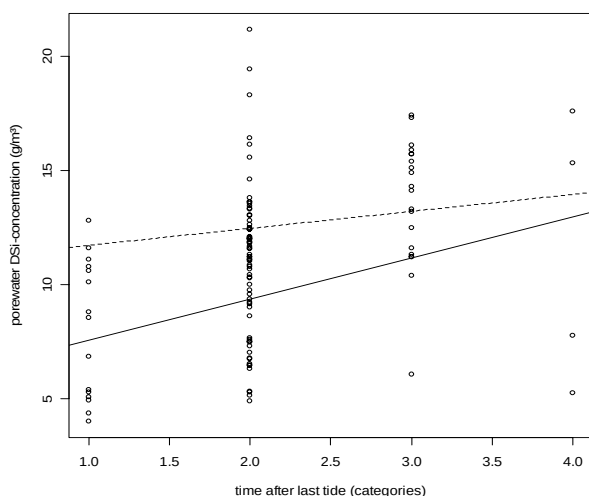
De redenen hiervan wordt momenteel verder onderzocht. In de permanent overstroomde kunnen lokale diatomeeënculturen de aanwezige DSi consumeren. Ofwel is hier, omdat het gaat het om de minst frequent met scheldewater overstroomde gebieden, de depositie van diatomeeën misschien niet afdoende om een stock 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 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 in DSi-concentraties met de tijd. Verschillen tussen de categorieën zijn ook significant. 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 10.24) dan in de referentieschorren (stippellijn

op 10.24), maar dat het verloop ervan steiler is. Dit wijst erop dat de getijgestuurde processen in het Lippenbroek eveneens, en in sterkere mate, plaatsvinden.



Figuur 10.23: DSi-concentratie in het poriewater ($\mu\text{g/l}$) (A) doorheen de seizoenen voor alle bemeten sites en (B) van de verschillende sites voor alle seizoenen (box-whisker plot)



Figuur 10.24: DSi-concentratie in poriewater ($\mu\text{g/l}$) voor alle sites, gerangschikt volgens tijd na laatste getij (1 = net drooggevallen; 4 = net voor overstroming)

Algemene conclusie DSi

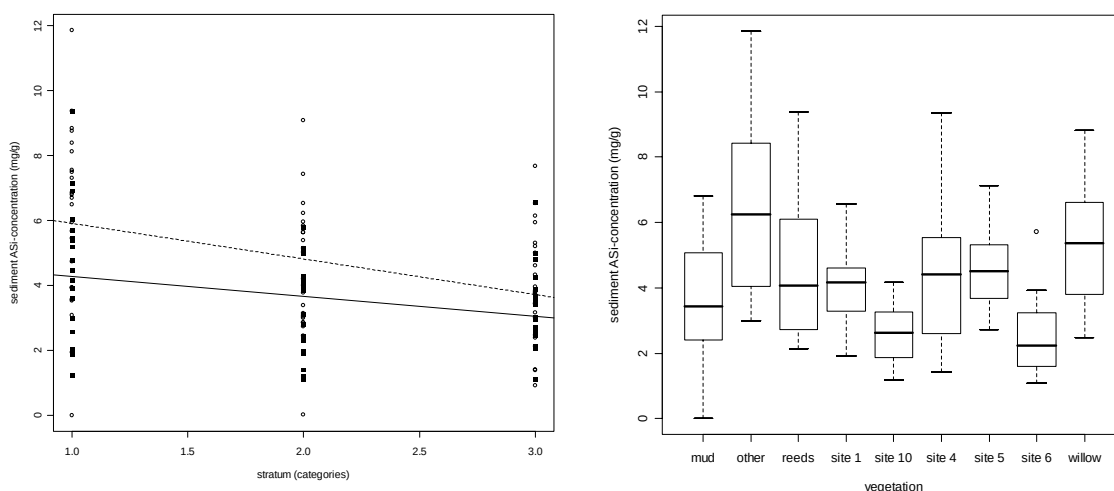
Het Lippenbroek vertoont meer variatie in DSi-poriewaterconcentraties dan de referentieschorren, en de concentraties zijn op enkele plaatsen lager. De vegetatie-seizoenale en getijgestuurde patronen zijn echter duidelijk aanwezig. Vermoedelijk zal een evenwichtsituatie worden bereikt, waarvan moet worden 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 variatie 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 variatie werd berekend uit multiple lineair model ($R^2 = 0.7922$, $p < 0.001$).

ASi neemt af met toenemende diepte (fig. 10.25A). 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”) er 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 (fig. 10.25B). Enkel site 4 valt op door de grote variatie en hoge concentraties. Dit is één van de meest geëvolueerde sites, met een uitgesproken estuarien karakter door de sedimentatie van nieuw scheldeslib.



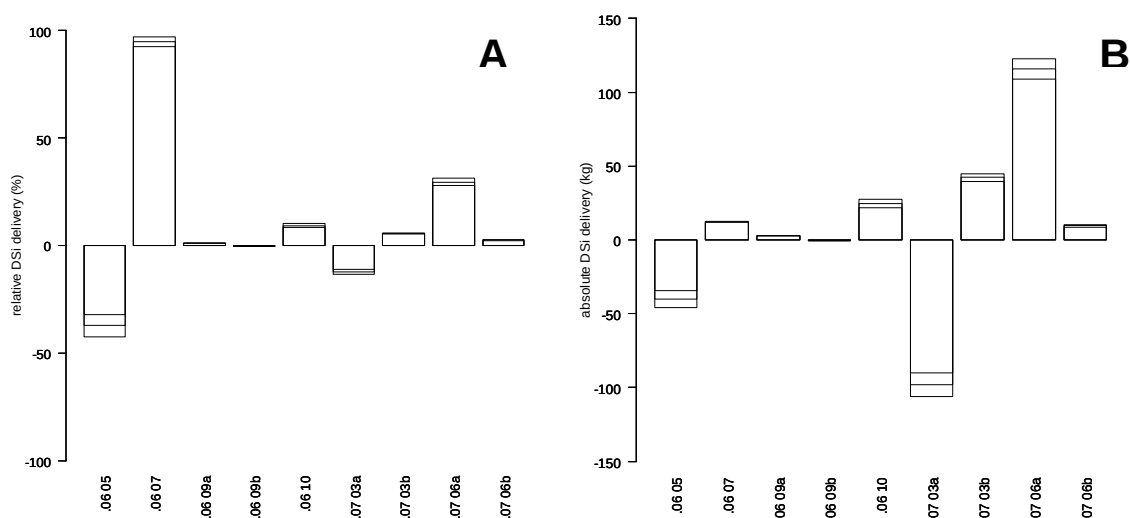
Figuur 10.25: (A) ASi-concentratie (mg/g sediment) voor verschillende dieptes voor alle sites in het Lippenbroek (volle lijn en punten) en in de referentiegebieden (stippellijn en open punten). (B) ASi-concentratie (mg/g sediment) voor alle sites (seizoenen en strata gegroepeerd)

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 referentieconcentraties.

10.5.3. Dertienuursmetingen

Gedurende 3 13h- en 2 26h-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.



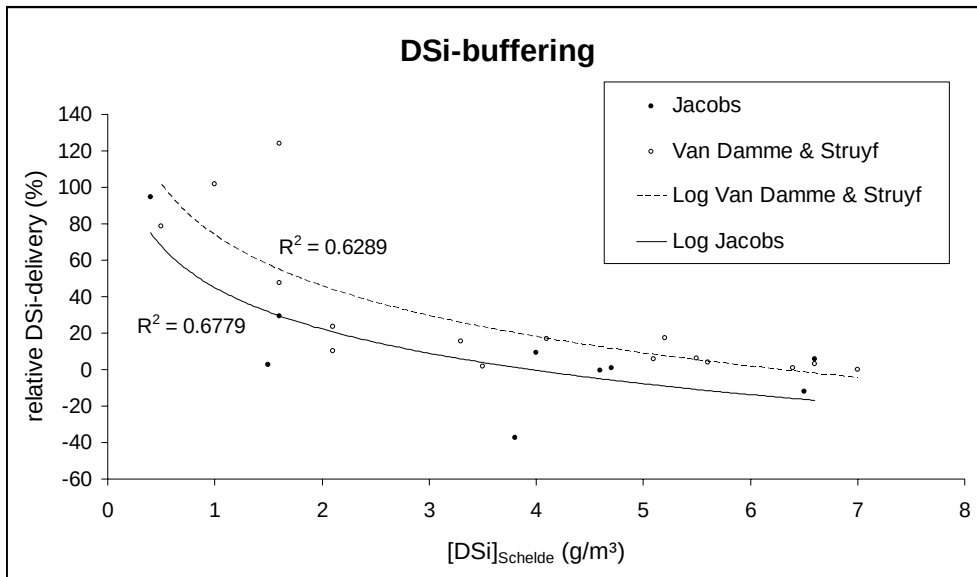
Figuur 10.26: relatieve (A) en absolute (B) DSi balans voor het Lippenbroek (foutenvlaggen tonen de afwijking ten opzichte van de conservatieve balans)

Wat meteen opvalt is de enorme procentuele aanrijking in juli (fig. 10.26A, B). Dit is een duidelijk voorbeeld van een aanrijkings'event'. De concentraties in de Schelde waren limiterend laag ($<0.5 \text{ g/m}^3$), en het binnenstromende water werd zeer sterk aangerijkt. Echter, het ging hier om een doortij hoogwater, waardoor er slechts een klein deel van het Lippenbroek overstroomde met een relatief ondiepe waterlaag. Hierdoor kunnen deze percentages niet zomaar veralgemeend worden.

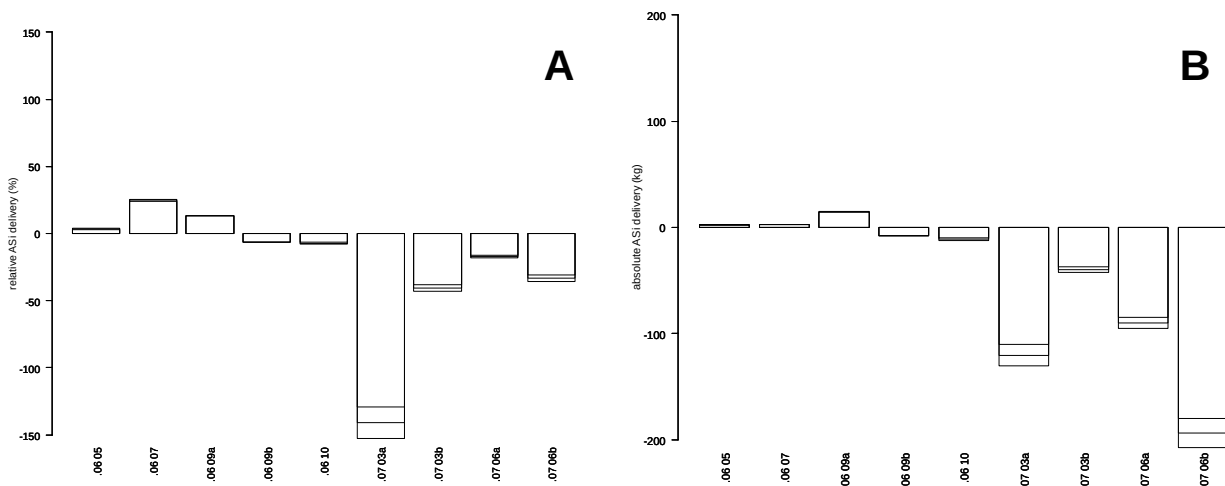
Wat dit wel aantoont is dat het Lippenbroek, net als natuurlijke schorren, zijn rol als 'siliciumspaarkas' vervult: het Lippenbroek heeft, zelfs al na enkele maanden getijdenwerking, de capaciteit om instromend water met limiterende DSi-concentraties van meer DSi te voorzien. Ruimtelijke aspecten van DSi-nalevering en de impact op nutriëntenverhoudingen in het estuarium worden momenteel verder onderzocht.

Vergelijking met aanrijkingspercentages gemeten in natuurlijke schorren de voorbije jaren leren ons dat de aanrijkingscapaciteit van het Lippenbroek iets lager lijkt te liggen dan van natuurlijke schorren (fig. 10.27).

Wat ASi betreft, zien we dat onafhankelijk van getijslag een seizoenaal of evolutief patroon lijkt op te treden (fig 10.28A, B). 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-diatomeeën, zodat netto-import in het Lippenbroek plaatsvindt. Deze hypothese wordt momenteel verder onderzocht.



Figuur 10.27: DSi-nalevering ten opzichte van DSi-concentratie in de Schelde voor natuurlijke schorren (open punten) en Lippenbroek (volle punten).



Figuur 10.28: relatieve (A) en absolute (B) ASi balans voor het Lippenbroek (foutenvlaggen tonen de afwijking ten opzichte van de conservatieve balans)

Algemene conclusie Siliciumcyclus Lippenbroek

Hoewel er een aantal site- en systeemspecifieke vragen zijn, kan worden gesteld dat het Lippenbroek als GGG-systeem functioneel is qua uitwisseling van Silicium met het estuarium. De grootteordes en de kwaliteitsbepalende factoren van deze uitwisseling worden verder onderzocht en vergeleken met de nutriëntenverhoudingen in het estuarium.

10.6. Monitoring zware metalen te Lippenbroek

Onderzoek uitgevoerd door perceel 8 (J. Teuchies & P. Meire)

Om de graad van contaminatie en het risico op toxiciteit te kunnen inschatten werden er in het Lippenbroek (4 sites), in aangrenzende polders (2 sites) en in de buitendijkse slikken (1 site) en schorren (1 site) 1 meter diepe bodemstalen genomen. Hiervan werden metaalgehalten en bodemparameters bepaald. Verder werden er diepe pijlbuizen geplaatst om anion en kation analyse (tabel 10.1) op het grondwater uit te voeren. Dit gebeurde in 10 verschillende sites (fig. 10.15) in het Lippenbroek.

Tabel 10.1. Anion en kation concentraties in het grondwater gemeten in 10 verschillende sites verspreid in het Lippenbroek. Stalen genomen in het voorjaar 2006.

site	$\text{NO}_2^- + \text{NO}_3^-$	NH_4^+	PO_4^{3-}	HCO_3^-	SO_4^{2-}	Cl^-
1	<0,05	2,00	<0,02	590	4	126
2	<0,05	<0,08	<0,02	609	120	221
3	<0,05	1,50	0,02	496	120	214
4	<0,05	62,30	0,02	983	19	84
5	<0,05	2,10	<0,02	288	106	129
6	<0,05	0,68	0,06	428	35	22
7	0,06	0,51	<0,02	576	91	120
8	<0,05	0,45	0,03	576	23	43
9	<0,05	0,97	0,02	432	25	66
10	0,05	1,90	<0,02	357	69	163

Metalen gemeten in de bodem verschillen sterk tussen de diepten en de gebieden (fig. 10.29, 10.30). De gehalten aan Cd, Cr, Pb en Zn zijn zeer hoog in de polder ten Noorden van het Lippenbroek en laag in de polder ten Zuiden van het Lippenbroek. Variatie in moment van inpoldering en sporadische inundaties na de inpoldering zijn waarschijnlijk de oorzaak. Metaalgehalten in de Zuidelijke polder (zie fig. 10.29 en 10.30; polder 1) zijn, op elke diepte, zeer laag tegenover de andere gebieden. Dit gaat gepaard met een vroege inpoldering, nog voor de metaalcontaminatie van het Scheldewater. In dit gebied is er dus nooit sedimentatie geweest van gecontamineerde partikels. Enkel Pb concentraties zijn in de Zuidelijke polder hoger in de bovenste 40 cm. Dit element staat bekend voor aanrijking via atmosferische depositie, afkomstig uit de lood aangerijkte brandstof. Via atmosferische depositie is de concentratie aan Pb in de polder waarschijnlijk verhoogd.

In de Noordelijke polder (zie fig. 10.29 en 10.30; polder 2) zijn de metaalgehalten zeer hoog. Gehalten nemen toe naar het oppervlak. Dit is te wijten aan sedimentatie van metaalgecontamineerde suspended solids, voor de inpoldering. Sporadische inundatie (bevloeiing als bemesting) na de inpoldering en volledige bezinking van de suspended solids kunnen ook later voor metaal aanrijking hebben gezorgd. Dit zou de hogere metaalgehalten t.o.v. het natuurlijke schor (zie fig. 10.29 en 10.30; tidal marsh) kunnen verklaren. De fijnste sedimentdeeltjes kunnen immers meer metalen adsorberen per

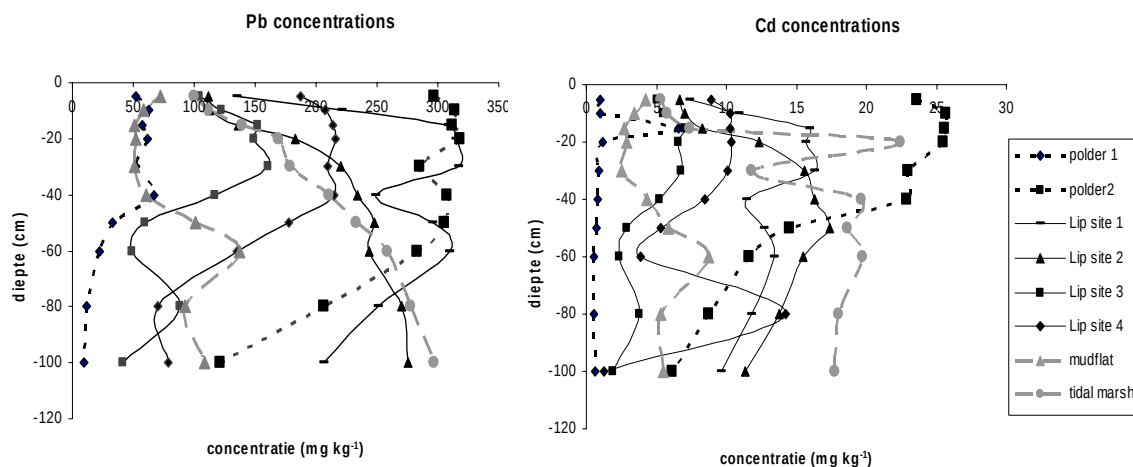
massa eenheid. Dit zijn deeltjes die moeilijk sedimenteren op het schor, maar in de polder wel kunnen bezinken. Door het minder frequente overstroom van de polder, vergeleken met het natuurlijke schor, zal de metaalvervuiling in de polder zich nog dichter bij het oppervlak bevinden.

Metaalgehalten in het Lippenbroek verschillen tussen de sites (zie fig. 10.29 en 10.30; Lip site 1 tot 4). Site 3 en 4 zijn hoger gelegen dan site 1 en 2. Metaalgehalten in site 1 en 2 zijn hoger dan in site 3 en 4. Dit zou toegeschreven kunnen worden aan meer sedimentatie van gecontamineerde deeltjes in de lager gelegen delen van de polder tijdens bevoeiing. Door het in werking treden van het Lippenbroek als GGG overstroomt het gebied weer elke getij-cyclus. Suspended solids met de huidige contaminatiegraad zullen in het gebied sedimenteren. We zien op de laagst gelegen site 2 een evolutie naar lagere metaalgehalten naar het oppervlak toe. Door de lage ligging is hier tot 30 cm sediment afgezet en een metaal concentratie die overeen komt met de oppervlakte waarden van buitendijkse referentie op het schor. Ook bij site 1 dalen metaalconcentraties naar het oppervlak toe. Door de iets hogere ligging is er hier minder sedimentatie. De zone met verlaagde concentratie aan metalen is hier dan ook kleiner, tot 20 cm diepte. Site 4 overstroomt enkel bij springtij. Hier wordt minder sediment afgezet zodat de vroegere afgezette lagen, en dus ook meer vervuilde, zich dichter bij het oppervlak bevinden.

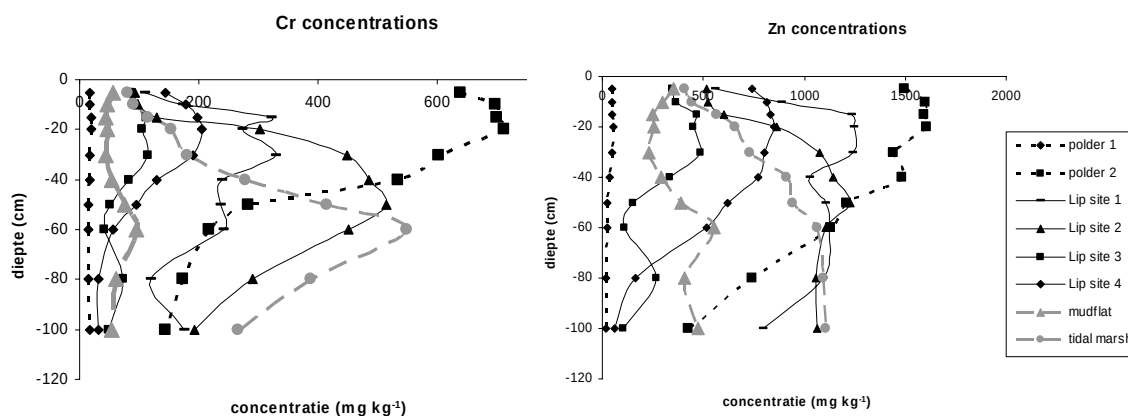
De metaalconcentraties in het schor nemen af naar het oppervlak toe. Dit zou een weerspiegeling zijn van de graduele verbetering van de waterkwaliteit de laatste decennia. Metaalgehalten in het slik (zie fig. 10.29 en 10.30; mudflat) zijn lager dan in het schor. Op deze gebieden wordt een grovere sedimentfractie afgezet. Deze fractie bevat, per massa eenheid, minder zware metalen dan de kleiige fractie die wordt afgezet op het schor.

Verdere planning

In het Lippenbroek zal aan de hand van 13 uur metingen van inkomend en uitgaand oppervlaktewater een balans worden opgesteld van het gebied als een sink of een source voor metalen. De biobeschikbaarheid in het Lippenbroek en in de aangrenzende polders en slikken en schorren zullen worden ingeschat aan de hand van metaalconcentraties in het poriënwater en in biota (planten en macro-invertebraten).



Figuur 10.29: Pb en Cd concentraties in de bodem op verschillende diepten. De stippellijnen geven de metaalgehalten weer in polders grenzend aan het Lippenbroek. De volle lijnen geven metaalgehalten weer op verschillende plaatsen in het Lippenbroek. De grijze lijnen geven metaalgehalten weer in de natuurlijke overstromingsgebieden, buitendijks ter hoogte van het Lippenbroek.



Figuur 10.30: Cr en Zn concentraties in de bodem op verschillende diepten. De stippellijnen geven de metaalgehalten weer in polders grenzend aan het Lippenbroek. De volle lijnen geven metaalgehalten weer op verschillende plaatsen in het Lippenbroek. De grijze lijnen geven metaalgehalten weer in de natuurlijke overstromingsgebieden, buitendijks ter hoogte van het Lippenbroek.

Referentielijst zware metalen

Ankley, G.T., Phipps, G.L., Leonard, E.N., Benoit, D.A., Mattson, V.R., Koisan, P.A., Cotter, A.M., Dierkes, J.R., Hansen, D.J. & Mahony, J.D., 1991. Acid-volatile sulfide as a factor mediating cadmium and nickel bioavailability in contaminated sediments. *Environmental Toxicology and Chemistry* 10, 1585-1627.

Baeyens W. 1998. Evolution of trace metal concentrations in the Scheldt estuary (1978–1995).

A comparison with estuarine and ocean levels. *Hydrobiologia* 366: 157-167.

de Deckere E., Blust R., Cornelis B., Herman P., Janssen C., Meire P., Van Regenmortel S., Starink M., Steen Redeker E., Van den Bergh E. & Ysebaert T. 2002. *Ecologie en ecotoxicologie van natuurgericht waterbeheer: implicaties van verontreiniging op natuurdoelstellingen en ontwikkeling in overstromingsgebieden*. Vlaams Impulsprogramma Natuurontwikkeling 99/5, Universiteit van Antwerpen, Antwerpen, 97 pp.

Gambrell, R.P. 1994. Trace and toxic metals in wetlands – a review. *Journal of Environmental Quality* 23: 883-891.

Hall, W.S., 1996. Bioavailability of chromium, copper and lead in estuarine wetland sediments. In: Proc. 69th Water Environ. Fed. Technol. Expo. Conf. 1996, Dallas, TX, vol 4, Surface Water and Ecology. Water Environ. Fed., Alexandria, VA.

Masscheleyn, P.H., Delaune, L.D., Patrick, W.H. Jr., 1991. Arsenic and Selenium Chemistry as Affected by Sediment Redox Potential and Ph. *J. Environ. Qual.* 20, 522-527.

Regnier P. & Wollast R. 1993. Distribution of trace metals in suspended matter of the Scheldt estuary. *Marine Chemistry* 43: 3-19.

Teuchies J., de Deckere E., Bervoets L., Meynendonckx J., van Regenmortel S., Blust R. & P. Meire.

Influence of tidal regime on the distribution of trace metals in a contaminated tidal freshwater marsh soil colonised with common reed (*Phragmites australis*). *Environmental Pollution*. In press.

Zwolsman J.J.G., Berger G.W. & Van Eck G.T.M. 1993. Sediment accumulation rates, historical input, postdepositional mobility and retention of major elements and trace metals in salt marsh sediments of the Scheldt estuary, SW Netherlands. *Marine Chemistry* 44: 73-94.

10.7. Vegetatiemonitoring

onderzoek uitgevoerd door perceel 8 (S. Jacobs, J. Teuchies, O. Beauchard & P. Meire)

10.7.1. Methodiek

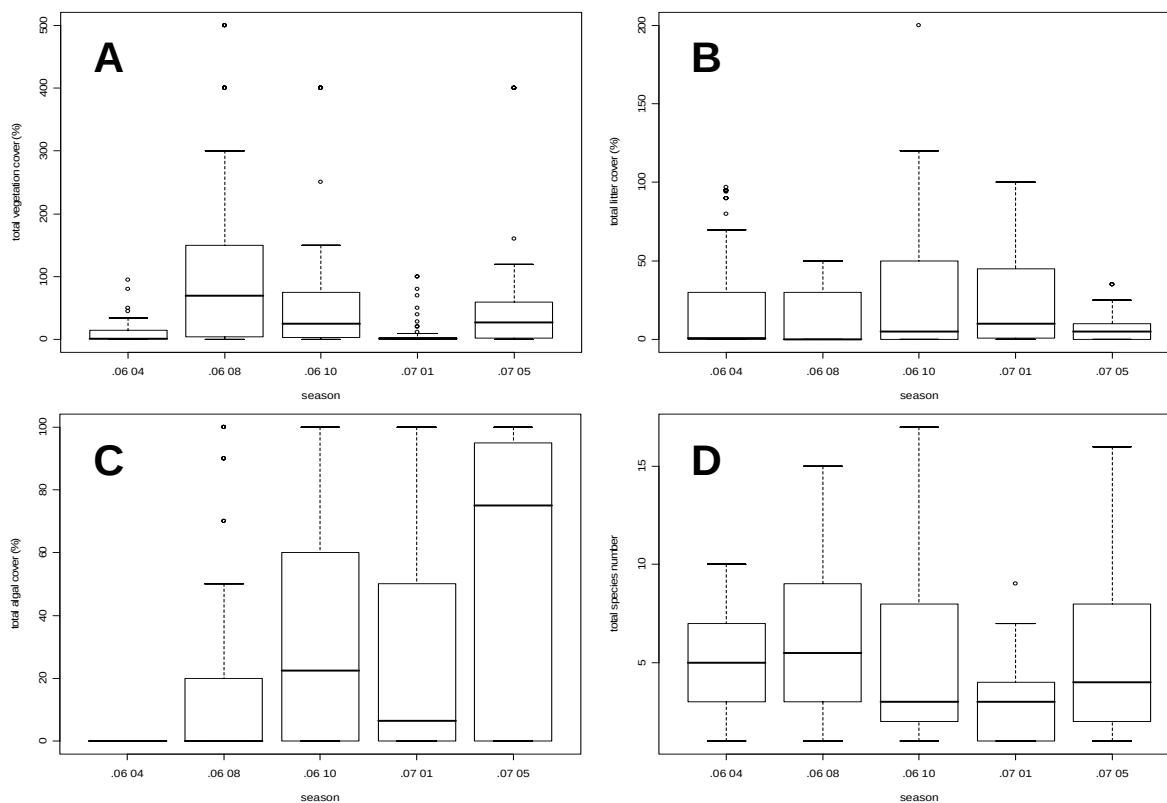
Op de 10 monitoringslokaties in het Lippenbroek (fig 10.15) en drie langs de slik-schor gradiënt op een referentieschor, werden telkens 7 permanente kwadraten uitgezet. Deze 70 PQ's werden 4 maal per jaar bemonsterd. Naast staalnames voor fysicochemische bodemeigenschappen werden volgende variabelen genoteerd: Vegetatie, Strooisel, Algen, Mos, Diatomeeën, Vrije bodem, Water, Gemiddelde hoogte, vegetatie (cm), Helling (%), Microreliëf (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.

10.7.2. Resultaten

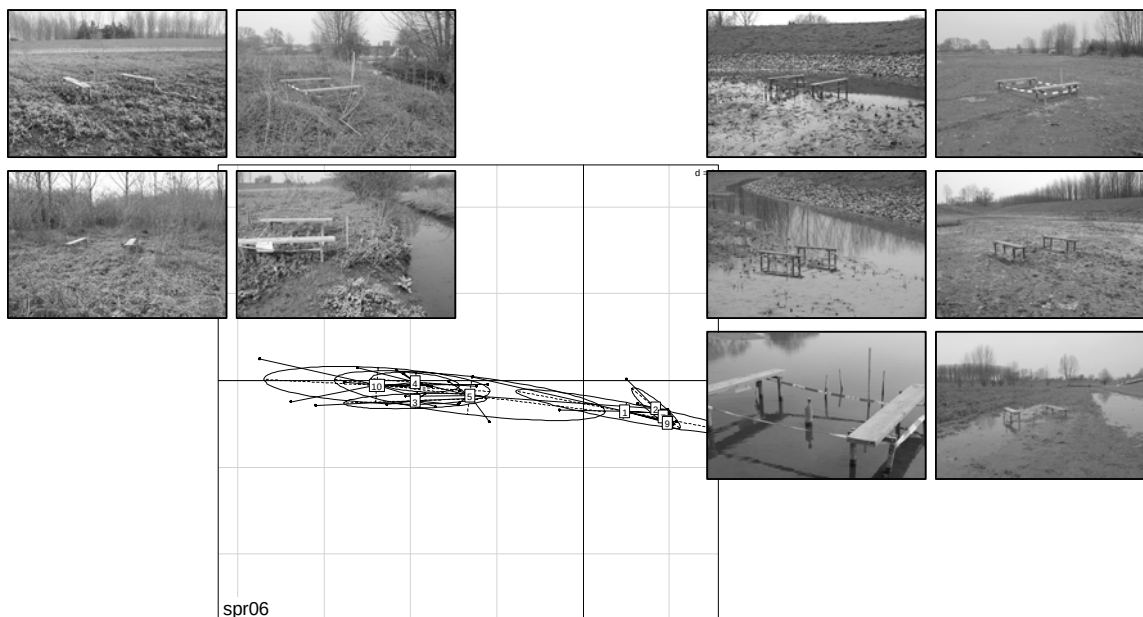
De totale vegetatiebedekking piekt in de zomer, vertoont een dal in de winter en stijgt logischerwijze terug naar de volgende lente (fig. 10.31A). De litterbedekking vertoont een piek in de eerste herfst, om de volgende lente op een minimum terug te vallen (fig. 10.31B). Litter wordt geproduceerd gedurende 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 winter (fig. 10.31C). De spreiding neemt echter toe, omdat de algen op sommige plaatsen wel en op andere niet ontwikkelen. Eveneens indicatief voor de toenemende heterogeniteit is het soortenaantal per plot (fig. 10.31D): naast een seizoenaal patroon zien we hier eveneens een toenemende spreiding (vergelijk juli 2006 met lente 2007). Andere ingeschatte variabelen, zoals microtopografie, helling, ... vertonen geen duidelijk patronen in de 70 bemonsterde plots.

De bedekkingen per soort en per plot werd geanalyseerd voor de verschillende seizoenen. Met PCA (principal component analysis) werden ontstane patronen in de dataset belicht. Projectie van deze data in eenzelfde assenstelsel toont dat we van een unidimensioneel systeem (fig. 10.32) naar een driedimensioneel systeem (fig. 10.33) gaan. De eerste as onderscheidt de 'terrestrische' plots van de 'aquatische'. Dit kan te maken hebben met het vertragende effect van de persisterende pioniervegetaties. De tweede onderscheidt de verschillende estuariene habitats. Site 3 en 10 verschillen qua fysicochemie in zeer kleine mate van 2 en 7. Toch vertonen 3 en 10 niet de evolutie in soortensamenstelling en kenmerkspectrum van 2 en 7. Waarschijnlijk is dit een gevolg van de aanwezige pioniervegetatie (*Epilobium hirsutum*, *Urtica dioica*), die in de hogere getijspectra persisteert en evolutie vertraagt. De derde as van de PCA (niet voorgesteld) geeft de seizoenaliteit weer.

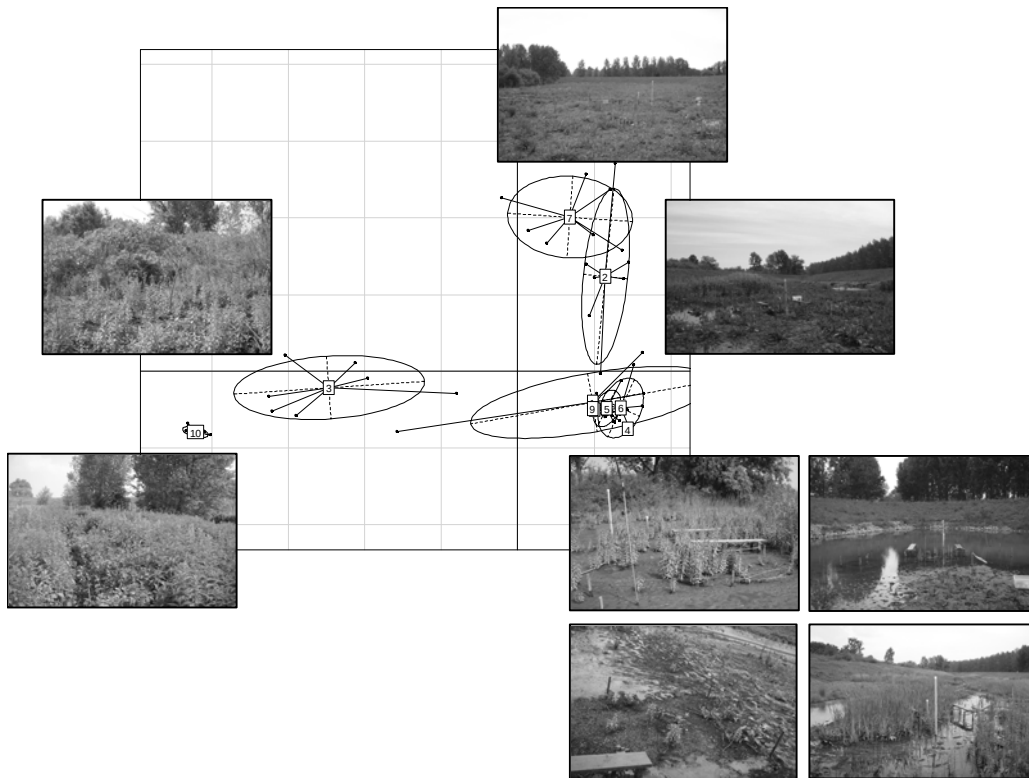
De snelheid van evolutie verschilt tussen de verschillende sites. De sites die het sterkst onder getijdeninvloed staan, wijzigden in de eerste seizoenen, terwijl hoger gelegen sites pas in de latere seizoenen evolueerden.



Figuur 10.31: Algemene karakteristiek van de vegetatie per seizoen



Figuur 10.32: Gecentreerde principal component analyse voor de bedekking per soort voor lente 2006. Cijfers geven de sites aan (zoals vermeld op fig. 10.15).



Figuur 10.33: Gegcentreerde principal component analyse voor de bedekking per soort voor lente 2007. Cijfers geven de sites aan (zoals vermeld op fig. 10.15).

Door middel van fuzzy coding kunnen verschillende ecologische plantenkenmerken worden toegewezen aan dit spatiotemporeel schema. Zo kunnen ecologische aspecten van de vegetatie doorheen de verschillende seizoenen worden geëvalueerd. Deze analyse is natuurlijk sterk afhankelijk van de bedekking. Hieronder worden daarom de twee lenteseizoenen (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

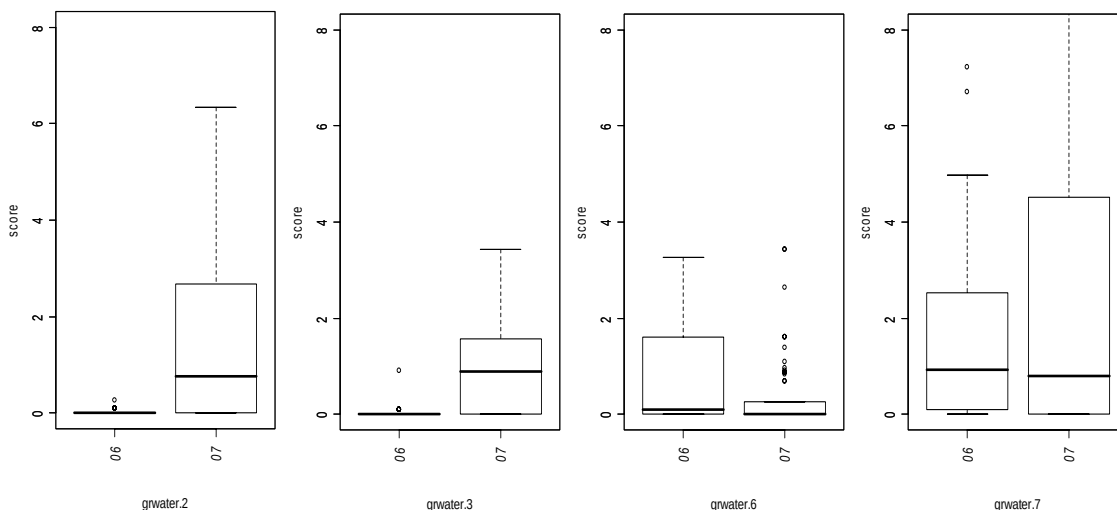
De scores voor freatofyten en obligate freatofyten-cover per plot stijgen gemiddeld, en ook de spreiding vergroot (fig. 10.34). De scores voor planten van gemiddeld vochtige condities dalen gemiddeld een weinig, terwijl de spreiding sterk vermindert, wat wil zeggen dat de hogere bedekkingsgraden wegvallen.

Bij grondwateronafhankelijkheid zien we dat de score ietwat daalt, maar ook dat er hogere scores voorkomen.

Er is een duidelijke trend naar meer grondwaterafhankelijke en aquatische vegetaties.

Ellenberg-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.



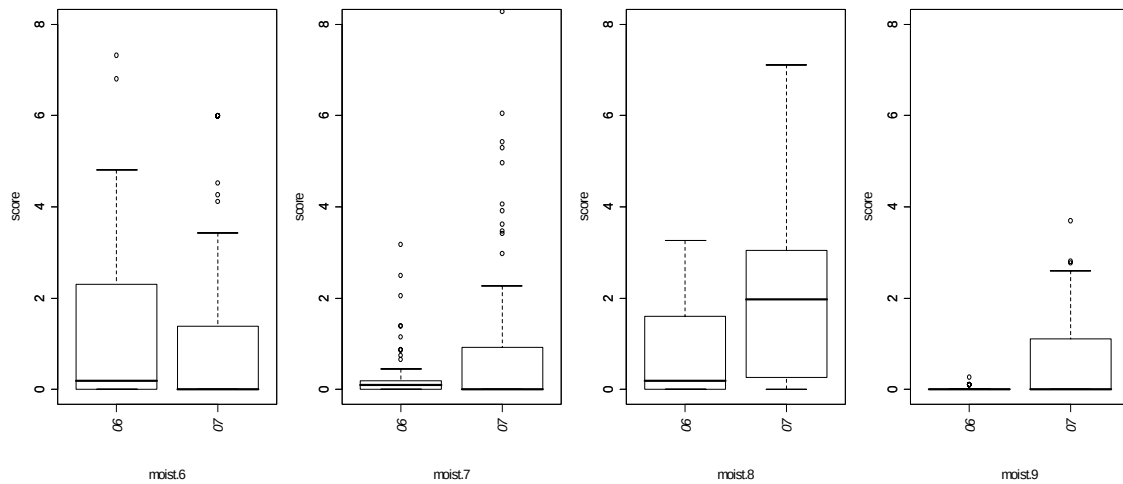
Figuur 10.34: Evolutie van de grondwaterafhankelijkheid van de vegetatie

De scores voor gemiddeld vochtige site-indicatoren dalen en verminderen in variatie (fig. 10.35). 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. Voor indicatoren van echt natte sites stijgt de score. Ook hieruit blijkt de evolutie richting wetland-vegetaties.

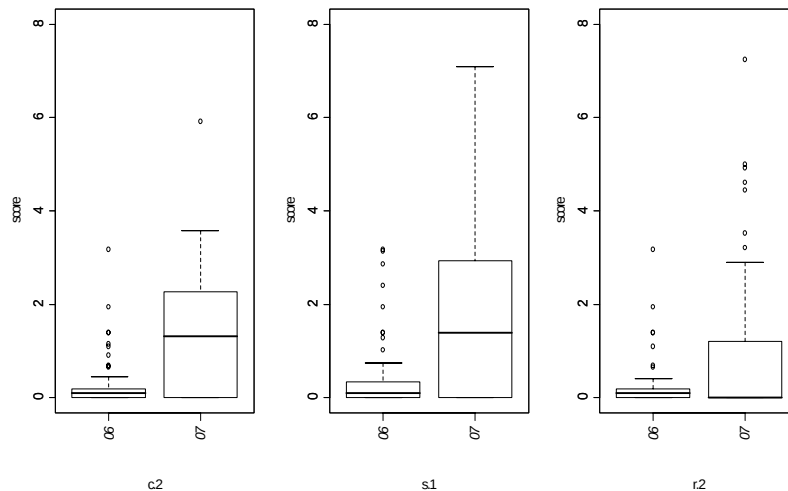
C-S-R strategie: Plantensoorten kunnen worden ingedeeld volgens hun ecologische strategie. Hierin wordt dikwijls onderscheid gemaakt tussen competitieve, stresstolerante en ruderalen soorten. Ruderalen zijn soorten van tijdelijke milieus zonder al teveel beperkingen. Competitieve soorten komen hierna, in voedselrijke milieus kunnen ze zich

handhaven in de nutriënten- en lichtcompetitie. Stresstoleranten 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. 10.36). 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 10.35: Evolutie van de bodemvochtigheids-indicatie door de vegetatie



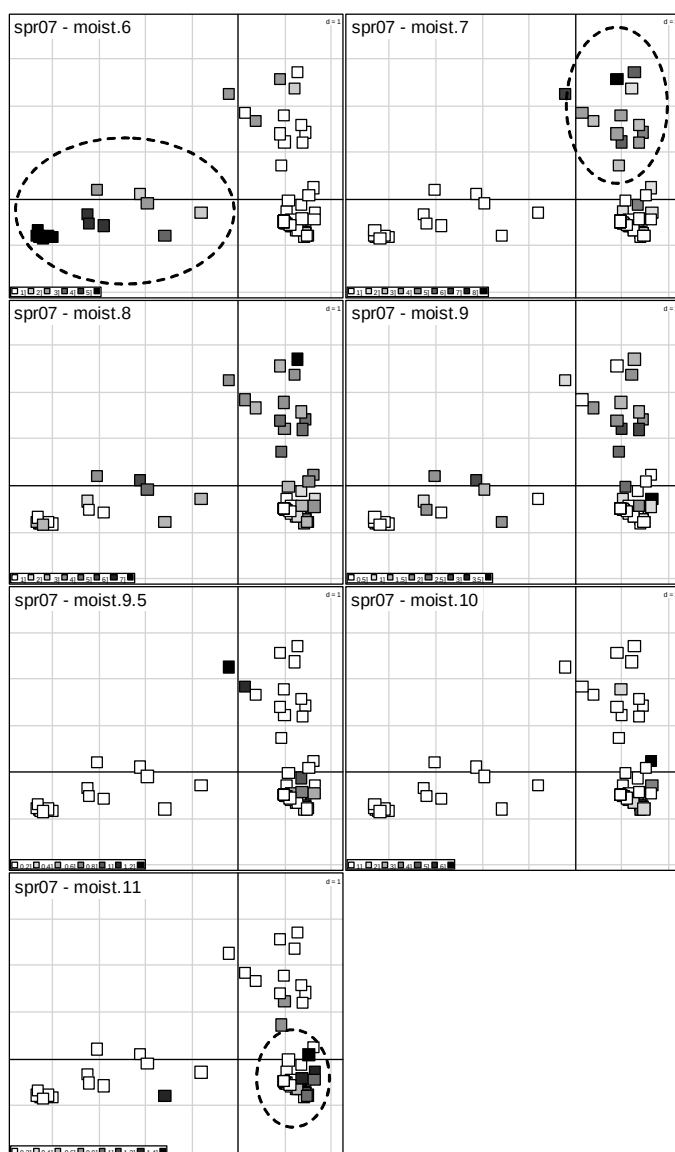
Figuur 10.36: Evolutie van de C-S-R strategieën van de vegetatie

Indien we deze scores combineren met de PCA-analyse, 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.

Hier wordt duidelijk dat de eerste as de gematigd vochtig scorende sites (moisture 6) onderscheidt van de echt natte sites (moisture 7-11) (fig. 10.37). 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.

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

Verder onderzoek moet uitwijzen in welke mate het vertragende effect van de aanwezige pioniervegetatie op de evolutie van de aanwezige gemeenschap belangrijk is, en op welke termijn. Ook zullen de data worden gekoppeld aan bodemfysicochemie en stocks van N, P, Si en metalen.



Figuur 10.7: Combinatie van PCA-analyse (fig. 10.31B) en scores voor enkele soortskennmerken

10.8. Sedimentatie en erosie

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

Onderzoeksgroep PLG, Universiteit Antwerpen

10.8.1. Inleiding

De studie van de zwevende stof, sedimentatie en erosie in het lippenbroek is een gezamenlijke inspanning van verschillende onderzoekers. Deze studie behoort tot de kerntaken van perceel 3, en werd uitgevoerd door de onderzoeksgroep PLG van de Universiteit Antwerpen en door de onderzoeksgroep Hydrologie en Waterbouwkunde van de VUB. De onderzoeksgroep ECOBE heeft een belangrijke bijdrage geleverd bij het opstarten van dit onderzoek. Water- en sedimentbalansen aan de in- en uitwatering worden continue opgevolgd door het Waterbouwkundig Laboratorium Borgerhout.

In dit deelhoofdstuk (10.8) worden de resultaten van de onderzoeksgroep PLG in detail toegelicht: de studie van sedimentatie en erosie. De studie van de sedimenten en zwevende stof worden in deelhoofdstuk 10.9 (Sediment en zwevende stof) behandeld.

Het sedimentatieonderzoek wordt in dit deelhoofdstuk beschreven in het Engel. De nu volgende samenvatting vat de voornaamste conclusies samen in het Nederlands.

10.8.2. Samenvatting

Sedimentatie en erosie worden in het Lippenbroek zowel op korte als op lange termijn gemeten. Korte termijn metingen omvatten de sedimentatie gedurende één overstromingsevent op 50 lokaties verspreid over het vroegere polderoppervlak van het Lippenbroek. De gebruikte methodes hiervoor zijn de sediment traps (STs) en siphon samplers (SSs). Lange termijn metingen zijn continue metingen van sedimentatie en erosie die gedurende verschillende jaren zullen worden opgevolgd op 10 lokaties en met een meetfrequentie van 2 maanden. De gebruikte methodes zijn de surface elevation tables (SETs) en marker horizons (MHs). Naast het meten van de hoogteveranderingen van het vroegere polderoppervlak wordt eveneens de morfologische ontwikkeling van de geulen ongeveer om het jaar bepaald met behulp van een total station.

Voor individuele overstromingseventen zijn de ruimtelijke variaties in sedimentatie op het vroegere polderoppervlak het meest uitgesproken voor de stormtijden. De grootste hoeveelheden sediment worden dan afgezet dicht bij de sluis en de hoofdgeul. Met betrekking tot een gemiddeld tij zijn de sedimentatiepatronen meer homogeen. Meer metingen zijn nodig om onder meer de invloed van seizoenale variaties op deze patronen na te gaan.

De surface elevation tables meten de lange termijn hoogteveranderingen van het vroegere polderoppervlak. Deze wijzigingen zijn het resultaat van sedimentatie, erosie en autocompactie. Er kon een duidelijk exponentieel verband worden vastgesteld tussen de initiële hoogteligging van de 10 SET-meetlocaties en de ophoging van het

sedimentoppervlak na 18 maanden van monitoring: hoe lager de locatie, hoe meer ophoging. Op basis van deze exponentiële relatie en op basis van de hoogtevariatie binnen het Lippenbroek werd een gewogen gemiddelde ophoging van 4,3 cm/jaar berekend voor het vroegere polderoppervlak. Op het aangrenzende Scheldeschor 'De Plaat' werd op basis van drie SET-metlocaties een gemiddelde ophoging van 1,4 cm/jaar gemeten.

Bij deze cijfers moeten de volgende kanttekeningen worden gemaakt. De berekende gemiddelde ophoging van 4,3 cm/jaar voor het Lippenbroek is gebaseerd op slechts 10 meetlocaties, met onderling sterk verschillende ophogingssnelheden (minimum -0,8 cm/jaar, maximum 20,5 cm/jaar), en voor een monitoringsperiode van slechts 18 maanden. Hoe de ophoging de volgende jaren verder gaat evolueren, is nog onduidelijk. Daarnaast vermelden we ook dat naast ophoging van het vroegere polderoppervlak ook belangrijke erosie wordt gemeten in de geulen (zie hieronder). Tenslotte vermelden we dat een directe vergelijking tussen de ophoging in het Lippenbroek en de nabije schorren met de nodige voorzichtigheid moet worden geïnterpreteerd. Vroegere meetprogramma's op de schorren hebben aangetoond dat de sedimentatiesnelheid daar ook sterk kan variëren tot zo'n 10 cm/jaar op sommige lokaties, waarbij deze variatie ondermeer is gerelateerd aan variaties in overstromingshoogte en -frequentie. Daarom zal bij toekomstige metingen een verband worden opgesteld tussen ophogingssnelheid en overstromingshoogte, zowel voor het Lippenbroek als voor de aangrenzende schorren, zodat vergelijking tussen beide systemen meer onderbouwd kan gebeuren.

Tenslotte, de morfologische ontwikkeling van de hoofd- en zijgeul wordt opgevolgd door bepaling van de xyz-coördinaten van de thalwegen en dwarssecties. Voor de hoofdgeul is erosie belangrijker in de proximale delen, het dichtste bij de sluizen, terwijl de distale delen, het verste van de sluizen, gekenmerkt worden door sedimentatie. Voor de zijgeul was oorspronkelijk hetzelfde patroon herkenbaar. De meest recente morfologische opname toont echter aan dat erosie voor de gehele lengte van de zijgeul belangrijker is geworden.

10.8.3. Materials and methods

Measuring short-term sedimentation

Short-term measurements are measurements over one or more inundation events as well as measurements over one spring-neap cycle (= 14 days). The sediment trap (ST) method is used to measure the amount of sediment that is deposited during such a short-term period (e.g. French et al., 1995; Temmerman et al., 2003). A second short-term measuring method used in the Lippenbroek is the siphon sampler (SS) (Temmerman et al., 2005a). With a SS the amount of suspended sediment (in gram dry sediment mass per liter of water) during the flood phase of an inundation event can be determined.

Sediment Traps (STs)

The STs used in the Lippenbroek measure the amount of sediment that is deposited during one inundation event. They are metal plates, fixed to the soil surface at a measuring site, to which a cellulose filter is attached during low tide. Then, when water is rising, the sediment traps become flooded and the sediment particles can settle down from suspension. The filters are covered with sediment and the amount of deposited sediment is reflected by the weight of the sediment. For knowing the amount of sediment deposited during one inundation event, the filters with sediment are collected during the following low tide and are then dried and weighted in the laboratory.

In the Lippenbroek the used metal plates are square, have a surface of 0.067 m² and are attached to the bottom surface with four nails. The cellulose filters are circle, with a diameter of 24 cm and withstand wetting and drying without loss of weight. Some measuring sites in the Lippenbroek are continuously flooded. For these sites the metal plates with attached filter can't be used and an alternative had to be developed. A PVC plate with three metal pins at the bottom surface has been used. A cellulose filter is attached to the PVC plate and during low tide the plate is placed on the flooded bottom surface using the three metal pins. After the inundation event the PVC plates are collected using a lid (Figure 1B, the shown ST is already an adapted version, explanation see below). The lid is attached to the PVC plate and the plate is then removed from the bottom surface. In that manner no sediment is lost during the raise of the PVC plate.

The metal plates with attached filters give quite reliable results. Nevertheless there's still an underestimation of the amount of sediment that's deposited due to water that's running under the filter during flooding. A second problem is that the filters have to be attached to the metal plates in the field, which makes it difficult to keep them clean. For those reasons a renewed ST has been developed. The renewed ST consists of a PVC plate to which the filter can be attached using a PVC ring (Figure 1A). This principle prevents water from flooding under the filter. Secondly the filter can be attached to the plate in the laboratory and is there covered by a lid. In that manner the ST can be placed clean in the field. It's attached to the bottom surface using three pickets. This renewed ST method was used for the first time during the 13-hours measurement of 20 March 2007. The new method was a success and is now being used in the Lippenbroek. For the underwater ST measurement, the STs with the three metal pins, as described above, were adapted by also using a PVC ring to attach the filter (Figure 1B). A problem with the underwater measurement was, while approaching the measuring site, the development of a suspended

sediment cloud which then covered the ST. This gave far too high and unreliable deposited sediment values. This problem was prevented by building small bridges to the different underwater measuring sites. During the 13-hours measurement of 1 October 2007 the bridges will be used for the first time.

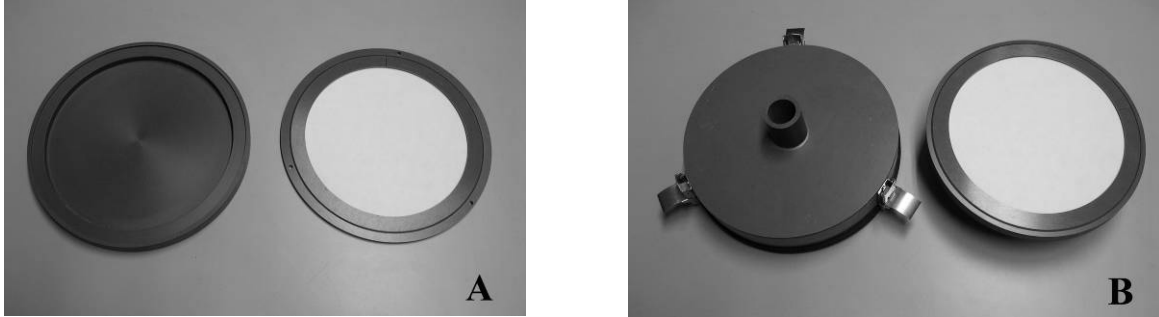


Figure 1 – The sediment traps currently used in the Lippenbroek, with accompanying lid. The diameter of the attached white filter is 24 cm. Picture A is the ST used for not flooded measuring sites during low water, picture B is the underwater ST.

In the Lippenbroek there are 50 locations where ST measurements are carried out (Figure 2). The upper left-part of the Lippenbroek is continuously flooded which means that for sites 8, 9, 17, 29 and 32 the ST for underwater measurement is used (Figure 1B). For the other 45 measuring sites the renewed ST is used (Figure 1A). ST measurements are carried out four times a year, simultaneous with the 13-hours measurements. The dates of the 13-hours measurements are chosen in function of tidal range and season, this means that the influence on sedimentation patterns of spring- and neap tides, as well as the seasonal influence, can be found out with regard to one inundation event. Measurements were held during the 13-hours measurements of 11 September 2006, 25 October 2006, 20 March 2007 and 5 June 2007. Additional measurements were carried out on 30 August 2006 and 18 March 2007 (Table 1).

Measuring method	ST	SS	SET	MH	TS
Dates of the different measurement campaigns	• 30 August 2006 • 11 September 2006 (13-hours) • 25 October 2006 (13-hours) • 18 March 2007 • 20 March 2007 (13-hours) • 5 June 2007 (13-hours)	• 30 August 2006 • 11 September 2006 (13-hours) • 18 March 2007 • 5 June 2007 (13-hours)	• March 2006 (before tidal action started) • 1, 2 July 2006 • 21, 22 September 2006 • 17, 19, 22 January 2007 • 5, 7 March 2007 • 7, 8 May 2007 • 16, 17 July 2007 • 18, 19 September 2007 • 30, 31 October 2007; 1 November 2007	• 1, 2 February 2007 • 18, 19, 21 July 2007	• 17 February 2006; 2 March 2006 (before tidal action started) • 9, 10 November 2006; 11, 20, 21 December 2006 • 12 till 16 November 2007

Table 1 – Overview of the measurement dates for the different methods. Each dot represents a measuring campaign. ST=Sediment Trap, SS=Siphon Sampler, SET=Surface Elevation Table, MH=Marker Horizon and TS=Total Station (used for measuring the morphology of the channels).

Siphon Samplers (SSs)

A siphon sampler is a plastic bottle (minimum 1l) (Figure 3) that is attached to a wooden construction at a certain elevation above the bottom surface. When the water is rising the bottle is filled through the siphon. By placing the curvature of the siphons at different

elevations, water samples can be taken at different times or in other words for different water elevations. Important is that the SS only samples water during the flood phase of a tide. In the laboratory the collected water samples are filtered by which the suspended sediment concentration (SSC) can be determined. Membrane filters with a pore size of $0.45 \mu\text{m}$ are used for filtering.



Figure 2 – Measuring sites for short- and long-term sedimentation plotted against a DEM of the Lippenbroek and surrounding area. Dark pink dots represent measuring sites with STs, MHs (marker horizons, explanation below) and SETs (surface elevation tables, explanation below), light blue dots are measuring sites with STs and MHs, white dots represent sites with only ST measurements and the light pink dots are the SS measuring sites. The orange dots are SET and MH measuring sites on the nearby Scheldt marsh 'De Plaat'. SS measuring sites are labeled with "SS", other measuring sites are labeled with numbers ranging from 1 to 50, or with the code "REF" for the marsh 'De Plaat'

In the Lippenbroek there are 10 SS measuring sites (Figure 2). Six of them are located in the main channel. The inlets of the siphons are placed at the same elevation, so that water samples are taken when the flood water level reaches the same elevation at all SS sites. An increase in SSC between two following sites along the channel gives an indication that erosion took place in that part of the channel, a decrease suggests sedimentation. The other five measuring sites are located on the “marsh surface” (= former polder surface) with the inlets of the SS at the same elevation. Comparison of the SS measurements in the channel and on the “marsh surface” gives an indication of sediment deposition or erosion during sediment transport from the channel to the “marsh surface”. SS measurements are measurements over one inundation event and are carried out simultaneously with the ST measurements (Table 1). In this way the SS method can be considered as a supplement to the ST results. The ST measurements show the amount of sediment that is deposited at certain locations in the Lippenbroek, while the SS measurements give extra information on sediment transport between different locations.



Figure 3 – Siphon sampler used in the Lippenbroek. Volume of the sampler is 1 liter

Figure 4 – Use of the SET in a natural marsh



Measuring long-term sedimentation

Long-term measurements are measurements over a period longer than one spring-neap cycle. It are continuous measurements of sedimentation and/or erosion, and resulting elevation changes, that will be continued for several years. In the Lippenbroek long-term sedimentation is followed up using surface elevation tables (SETs) and marker horizons (MHs).

Surface Elevation Tables (SETs)

The SET is a method developed in the past 15 years by the US Geological Survey (e.g. Cahoon et al., 2002) and is used worldwide to monitor elevation changes in tidal areas such as marshes or mangroves (Figure 4). A SET typically consists of a vertical stainless steel rod which is by use of a hammer brought into the ground till a stable layer is reached. The upper part of the rod is about 0.5 m above the marsh surface. This rod is used than as a fixed reference point from which accurate soil elevation measurements are performed. For measurements, a horizontal arm in which nine pins can be placed, is attached to the vertical rod. After putting the arm horizontally (by use of a leveling system), the nine pins are lowered and the sticking part of each pin is measured. This procedure is repeated for four different directions, so 36 measurements are carried out for each site. After a certain period the procedure is repeated in which the same 36 points are measured. In that way the elevation change, which is the common effect of sedimentation, erosion and autocompaction, can be monitored. The accuracy of the SET method is about 1 mm (Cahoon et al., 2002).

There are 13 SETs installed, 10 in the Lippenbroek and 3 in the adjoining Scheldt marsh 'De Plaat' (Figure 2). The 3 SETs on the Scheldt marsh are reference sites who reflect the elevation changes in a natural marsh environment. In the Lippenbroek, the stainless steel rods were pushed into the ground up to 10 to 15 m below the soil surface, into the underlying Pleistocene sand, which can be considered as a stable layer. All SETs were installed before tidal action was introduced in the Lippenbroek by opening of the sluices in Marsh 2006. From then on SET measurements are carried out about every two months (Table 1).

Marker Horizons (MHs)

A MH is used to measure the thickness of the sediment that's deposited on the MH during a certain period. White kaoline clay is typically used as MH. Obviously only net sedimentation, and no net erosion, can be measured with a MH.

There are 25 MH sites in the Lippenbroek and 3 sites on the marsh 'De Plaat' (Figure 2). Each measuring site is provided with two types of MH. The first one is a white kaoline clay field (60 x 60 cm) which has been spread on the bottom surface before tidal action started. During a measuring campaign, when tidal action is already working, nine sediment samples are taken at every site using a small gouge. In that way the sediment thickness above the kaoline clay can be easily measured. The following measuring campaign, the nine samples are taken at another position above the kaoline field. The second MH method is a perforated metal plate (30 x 30 cm), also installed before tidal action started. By using a measuring rod the thickness of the sediment above the plate can be determined. There are each time eight points measured.

The accuracy and reliability of both MH methods is rather limited, nevertheless for the measuring sites with high sediment rates it gives a good indication of the amount of sediment that's deposited. According to the OMES scheme the MHs should be measured every 2 months. But because of the restricted accuracy of the method the MHs are only measured twice a year (Table 1). After all, 2-monthly changes aren't sufficiently large in

proportion to the error on the measurement. Two-monthly measurements are still done using the SET method, which is much more accurate (see above).

Morphological development

The morphological development of the channels is measured with a Total Station (TS). This device can be used to measure the xyz-coordinates of a certain point. Before the tidal working started in the Lippenbroek there were two ditches. One main ditch and one tributary, the side ditch. The morphology of these ditches was measured in the length direction and along cross-sections. For the morphology in the length direction the thalweg is measured at about every ten meters. Along the cross-sections at about every 20 cm a point is measured. Figure 5 shows the planimetric position of the measured points before tidal working. Along the main and side ditch respectively four (1, 2, 5 and 6) and two cross-sections (3 and 4) were measured. The planimetric position of the main and side ditch can be derived from the measured thalweg points (Figure 5). The position of the ditches is also visible on the DEM (Figure 2). When the tidal working started, the ditches became the channels from which the marsh surface and mudflats are irrigated and drained. The morphology of the channels is measured yearly, along the same length profiles and cross-sections as shown in Figure 5. The first measurement campaign was in February 2006, before the tidal working started, the second one in November-December 2006 and the third one in November 2007 (Table 1).

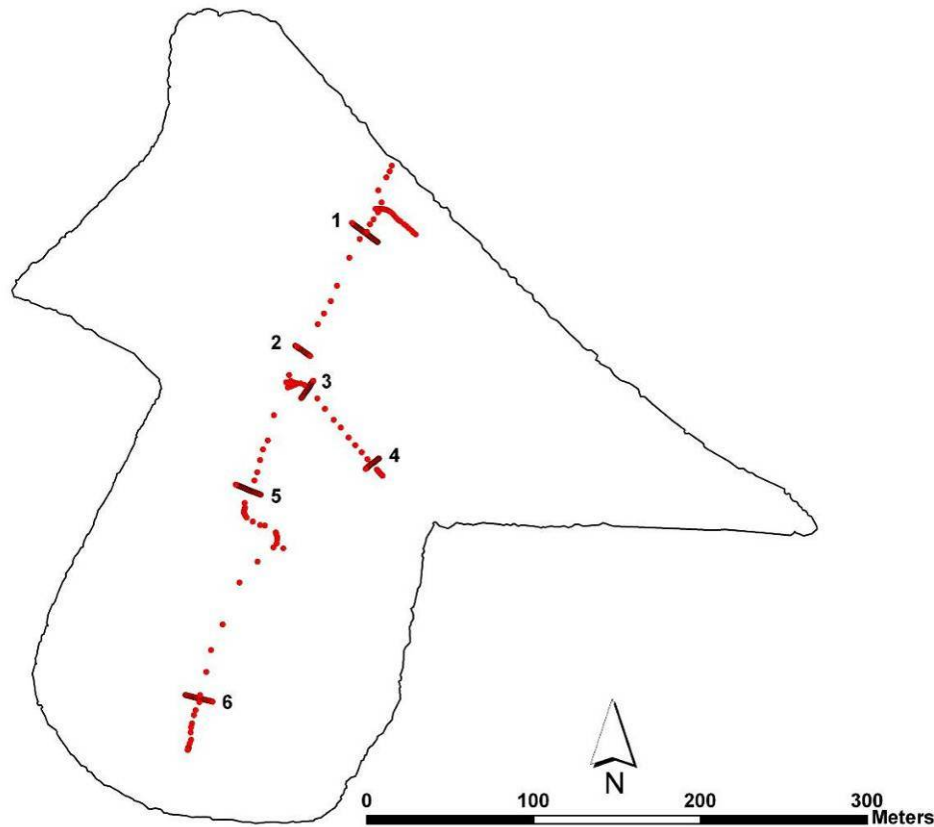


Figure 5 – Planimetric position of the points measured during the first campaign in February 2006.

10.8.4. Results

Sedimentation patterns for one inundation event

Figures 6 till 11 show the spatial sedimentation patterns for the sediment deposited during the 13-hours measurements and additional measuring campaigns (Table 1) The results for site 8, 9, 17, 29, 32 are excluded because of the problems as described above (see §1.1.1). An overview of the ST results (in g/m²/tide) is given in table 2.

Sediment was deposited during a low mean tide (Figure 6), normal mean tides (Figures 8 and 11), a spring tide (Figure 7) and storm tides (Figures 9 and 10). It is clearly that the highest amounts were deposited during the two storm tides. Concerning the storm tides some remarkable spatial sedimentation patterns can be distinguished (Figure 9 and 10). First of all the amounts of sediment deposited near the main and side channel are much larger than the deposited amounts farther away from the channels. Secondly, considering the near-channel deposited sediment, the amount of deposited sediment is decreasing with increasing distance to the sluice. For the normal spring tide (Figure 7) only the first sedimentation pattern is present. These high tide spatial patterns are absent for the mean tides where sedimentation is more homogeneous (Figures 6, 8 and 11). Nevertheless another spatial sedimentation pattern can be distinguished (Figure 11). It seems that the amount of deposited sediment is larger for the lower parts of the Lippenbroek (e.g. site 11 and 26 in the back of the Lippenbroek). However, this spatial sedimentation pattern isn't present for the mean tide of 25 October 2006 (Figure 8), sedimentation patterns are there more homogeneous and the overall amounts of deposited sediment are greater. Also the low mean tide (Figure 7) doesn't show the pattern observed in Figure 11.

Figure 12 shows the suspended sediment concentration (SSC) in the main channel. Measuring point one is the nearest to the sluice, measuring point six the furthest. As mentioned in § 1.1.2 the water is sampled during the flood phase of a tide. Overall higher sediment concentrations occur near the sluice, with a gradual decrease in the direction away from the sluice. The mean tides are characterized by rather low SSC. It should be noticed that both mean tide measurements are carried out in the summer. The SSC for the two spring tides are clearly higher than for the two mean tides, especially with regard to the measuring points close to the sluice. There's also a difference between the two spring tides. The SSCs for the storm tide of 18 March 2007 are higher than for the high spring tide of 11 September 2007.

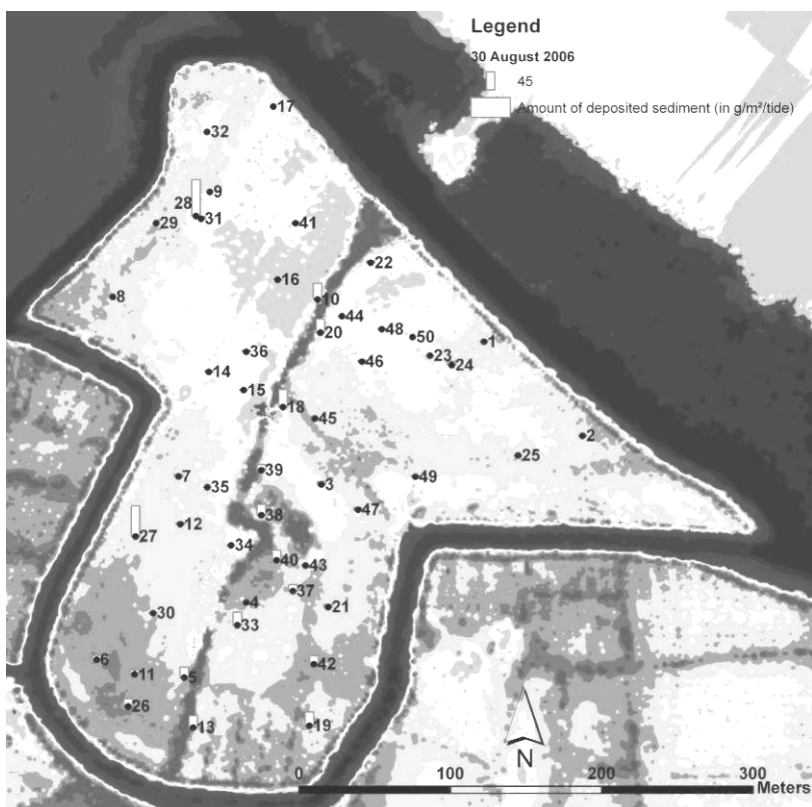
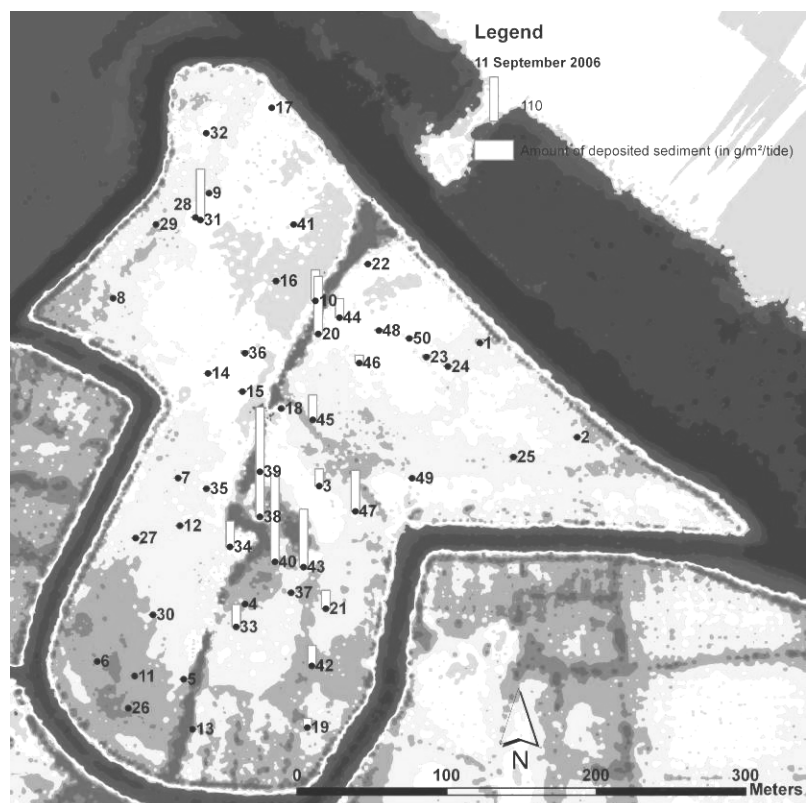


Figure 6 – Spatial sedimentation pattern for the low mean tide of 30 August 2006. The old ST trap method was used (see §1.1.1.)

Figure 7 – Spatial sedimentation pattern for the spring tide of 11 September 2006. The old ST trap method was used.



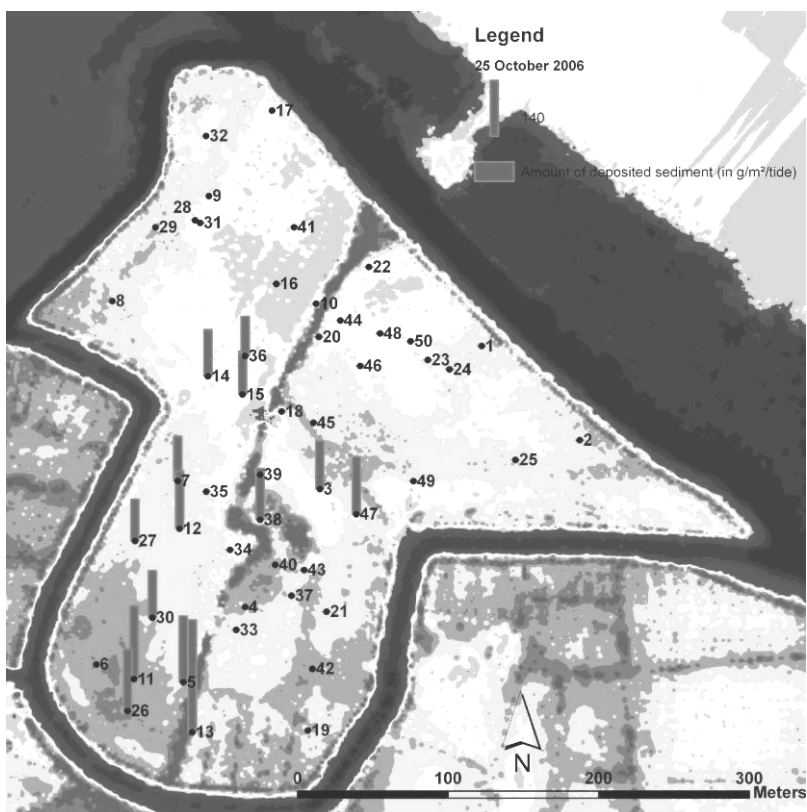
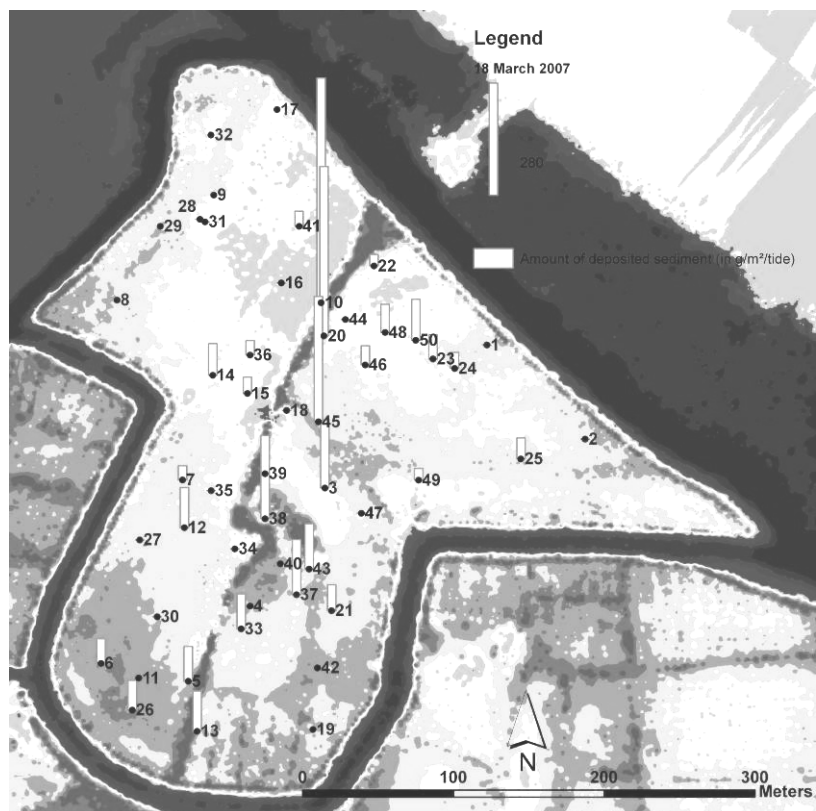


Figure 8 – Spatial sedimentation pattern for the mean tide of 25 October 2006. The old ST trap method was used.

Figure 9 – Spatial sedimentation pattern for the storm tide of 18 March 2007. The old ST trap method was used.



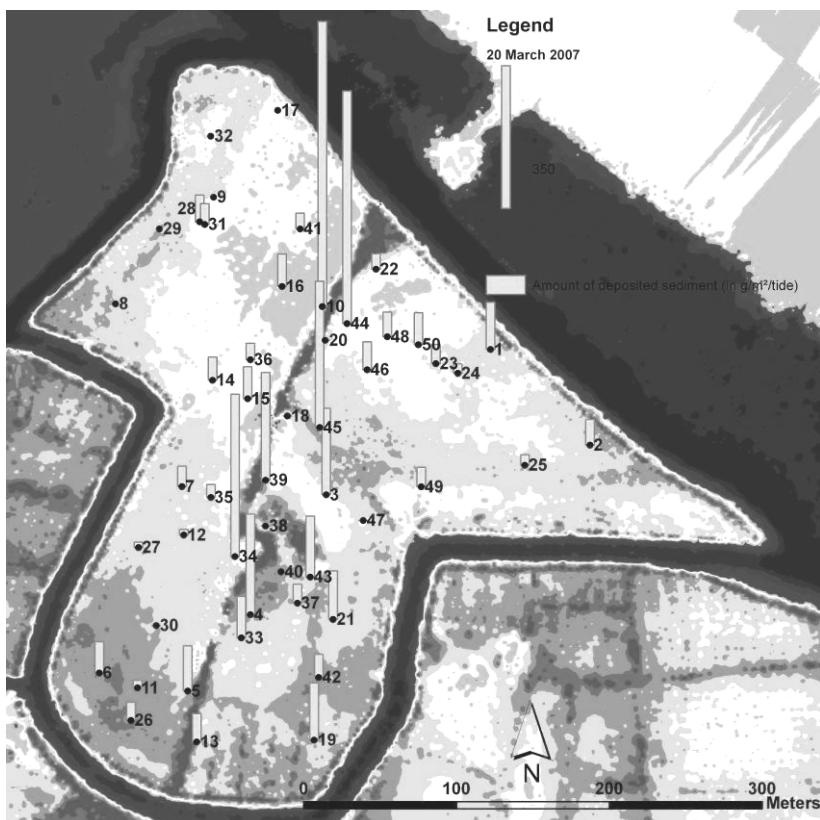
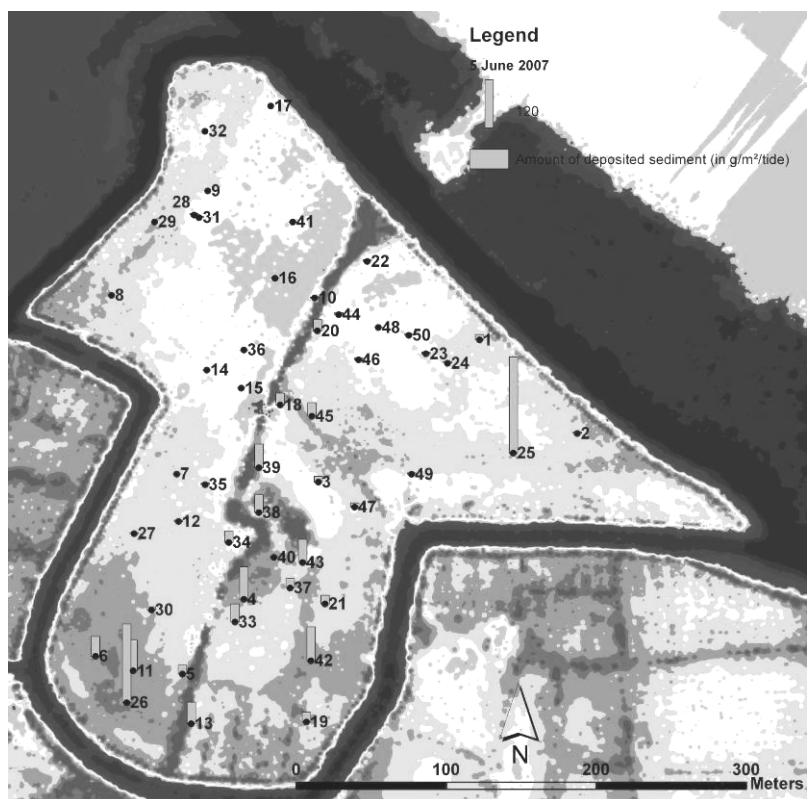


Figure 10 – Spatial sedimentation pattern for the storm tide of 20 March 2007. The renewed ST trap method was used.

Figure 11 – Spatial sedimentation pattern for the mean tide of 5 June 2007. The renewed ST trap method was used.



Location	30-Aug-06	11-Sep-06	25-Oct-06	18-Mar-07	20-Mar-07	5-Jun-07
1	-	9,28	-	-	114,77	13,45
2	-	-	-	-	62,57	3,63
3	7,52	43,55	123,12	172,42	210,26	14,57
4	-	-	-	-	244,47	79,14
5	25,42	-	168,00	87,87	109,80	21,65
6	10,17	-	-	62,45	75,91	48,23
7	4,86	-	113,18	35,64	48,90	-
8	41,78	4,64	-	-	411,07	507,78
9	238,95	-	-	-	567,72	46,32
10	39,57	77,81	-	568,42	692,49	1,94
11	11,05	-	185,90	-	18,07	74,80
12	3,54	-	147,44	101,68	13,77	2,99
13	28,74	-	284,49	101,02	68,24	52,25
14	2,65	-	118,37	79,96	55,99	-
15	0,88	1,55	109,86	41,50	77,88	-
16	-	-	-	-	78,67	-
17	190,76	30,06	-	-	454,51	34,92
18	43,55	-	-	-	-	29,20
19	33,38	22,10	-	-	137,94	23,47
20	33,60	145,67	-	428,72	-	28,76
21	6,41	46,42	-	65,37	117,48	20,94
22	4,64	-	-	29,12	37,46	4,10
23	-	5,08	-	60,95	46,14	4,28
24	8,40	1,55	-	40,45	22,96	4,28
25	-	1,99	-	53,22	25,21	234,73
26	18,13	-	157,50	74,38	43,53	191,65
27	74,71	-	105,66	-	12,54	2,45
28	89,75	0,88	-	-	64,73	3,44
29	3,09	10,83	-	-	1274,04	158,82
30	-	-	119,70	-	-	7,94
31	4,64	128,43	-	-	50,13	2,95
32	78,47	65,87	-	-	506,29	89,80
33	32,05	56,81	-	88,92	101,06	44,51
34	-	65,43	-	-	394,16	28,27
35	-	-	-	-	31,31	3,78
36	3,54	5,31	101,02	36,53	39,70	-
37	15,92	-	-	139,65	46,06	23,27
38	26,30	131,74	130,75	210,60	-	42,87
39	13,93	163,35	-	-	261,87	57,73
40	24,54	223,70	-	-	-	-
41	-	-	-	38,13	38,50	-
42	20,34	51,73	-	-	55,99	82,60
43	-	146,33	-	114,28	147,66	56,56
44	-	48,19	-	-	564,75	4,78
45	-	63,22	-	317,20	355,35	33,15
46	3,09	19,67	-	48,69	67,84	4,45
47	5,08	103,67	146,22	-	-	10,49
48	1,11	2,65	-	71,01	59,96	-
49	2,21	0,22	-	29,90	47,53	3,61
50	-	1,99	-	103,56	77,66	4,30

Table 2 – Overview of the ST results (in g/m²/tide) The results for site 8, 9, 17, 29, 32 are not quite reliable because of the problems as described above (see §1.1.1). The lack of some data is a consequence of the restricted time to set up and collect the STs, as well as the fact that during the lower tides the higher measuring sites are not always flooded.

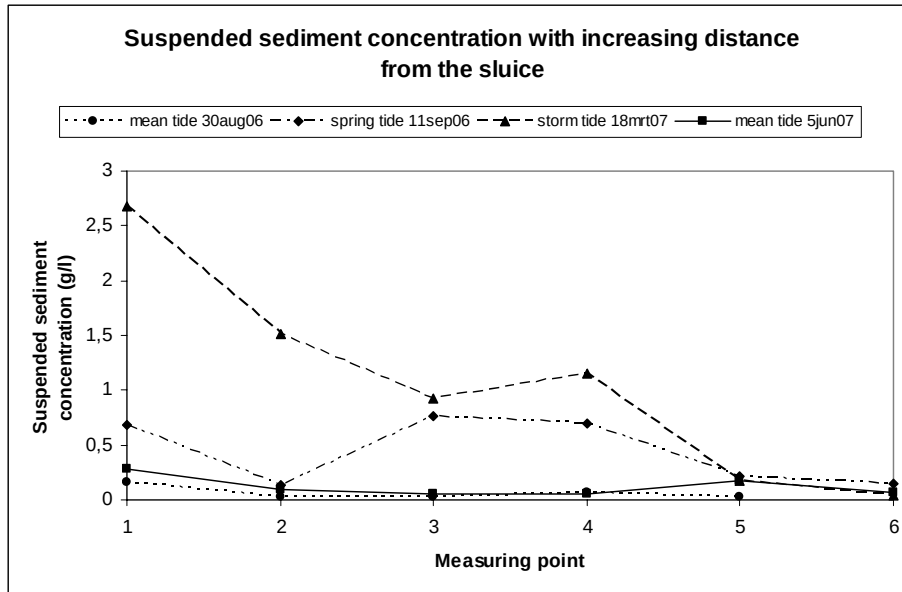


Figure 12 – Suspended sediment concentration in the main channel, with increasing distance from the sluice, of four measurement campaigns. The location of the six measuring points can be found in Figure 2 (pink dots along the main channel, labeled as SS).

Long-term sedimentation patterns

The change in elevation of the sediment surface is the common effect of sedimentation, erosion and autocompaction. Figure 13 shows the change in elevation of the sediment surface in the Lippenbroek and the Scheldt marsh 'De Plaat' at the 13 SET measuring locations after 18 months. These changes in elevation are referenced against the elevation of the Lippenbroek and the Scheldt marsh before flooding started (March 2006). Positive values for the changes in elevation over a considered time period are a consequence of more sedimentation compared to the erosion and autocompaction. For negative values the opposite is valid. After 18 months, sedimentation is for every measuring site, except site 8, more important than erosion and autocompaction, and this especially for sites 1, 4, 5 and 6. The average increase in elevation of the sediment surface in the Lippenbroek (average of the 10 measuring sites) after one year is 3,9 cm. Additional a weighted average of 4,3 cm/year has been calculated based on the relationship between the initial elevation of the measuring sites and the change in elevation after 18 months (Figure 14). For this weighted average, every pixel of the DEM of the former polder surface with elevation between the initial elevation of site 4 (minimum) and 10 (maximum) has been taken into account. The mean calculated value for the Lippenbroek is about three times the average increase of 1,4 cm/year (average of the 3 measuring sites) on the Scheldt marsh 'De Plaat'.

It also should be mentioned that the 2-monthly changes in elevation (Figure 15) are not always constant. Additional, for some sites, erosion and autocompaction are temporally more important than sedimentation (e.g. figure 15, site 9 between March 2007 and May 2007)

The amount of deposited sediment is reflected by the sediment thickness. Those thicknesses are measured using the MH method. The sediment thicknesses after nearly one year of tidal working are shown in Figure 16. The exact values for the presented bars

are given in Table 3. Sedimentation is the greatest in the lowest and the near-channel parts of the Lippenbroek. Measuring sites with erosion are not included because erosion can't be measured with the MH method. It should be noticed that the differences in sediment thicknesses between the two MH methods are a consequence of the restricted accuracy of both methods.



Figure 13 – The change of the sediment surface elevation for the different SET measuring sites after 18 months. The small numbers left-above the white dots are the measuring site labels (cf. Figure 2), the greater underlined numbers are the sediment surface changes in elevation (in cm) after 18 months.

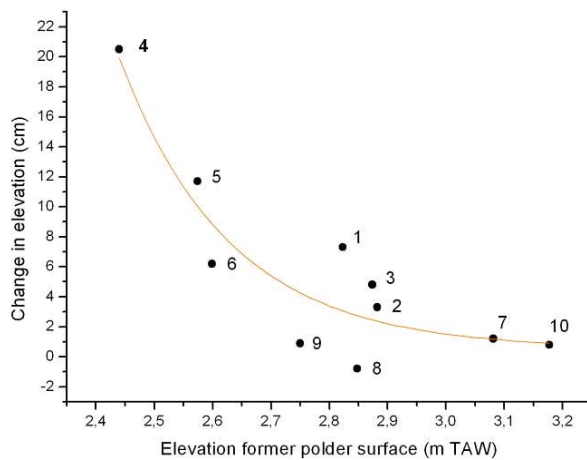


Figure 14 – Exponential relationship between the initial sediment surface and the change in elevation after 18 months. The numbers beside the dots are the measuring site labels.

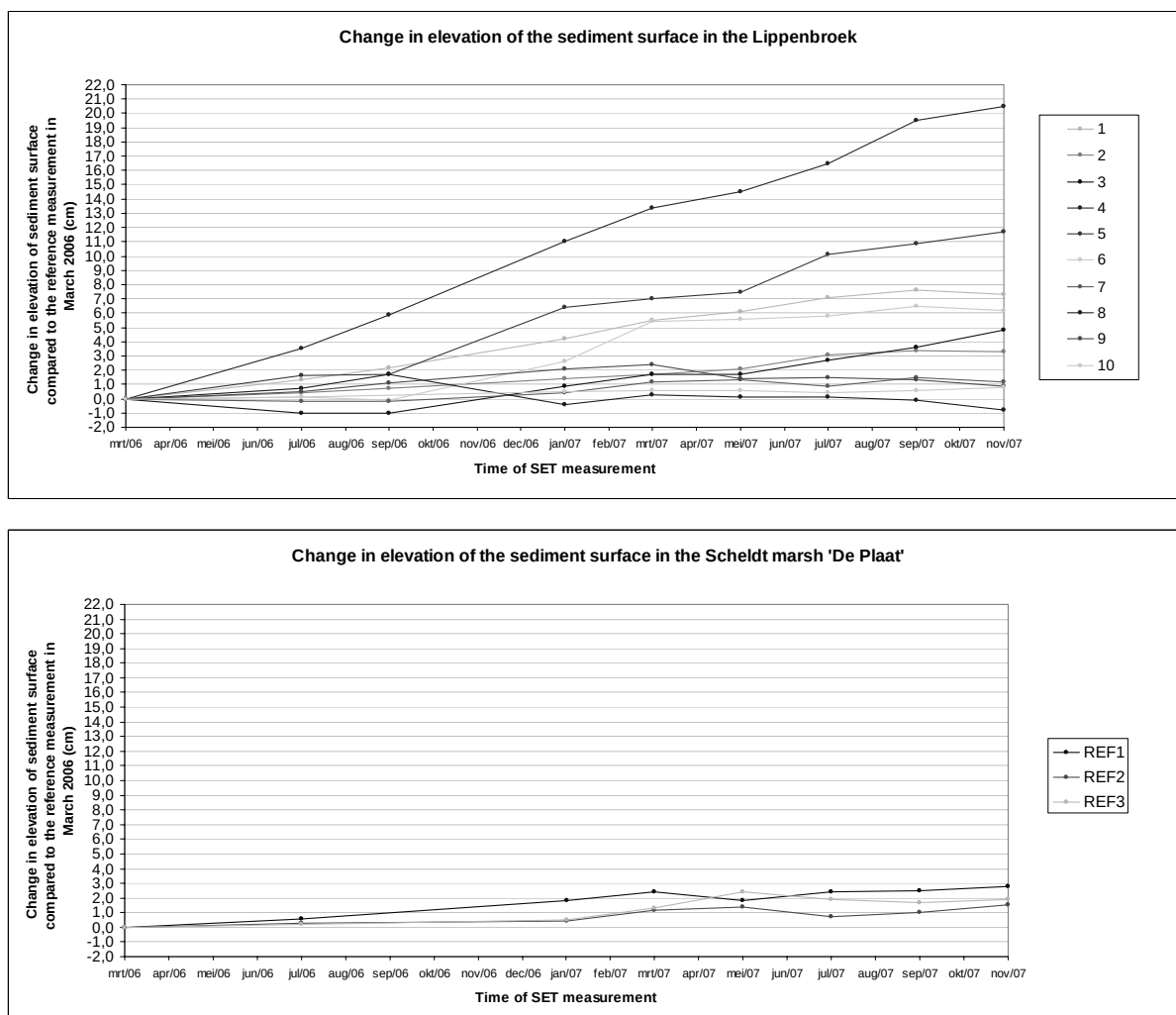


Figure 15 – The 2-monthly changes of the sediment surface elevation for the different SET measuring sites. Results are included till November 2007

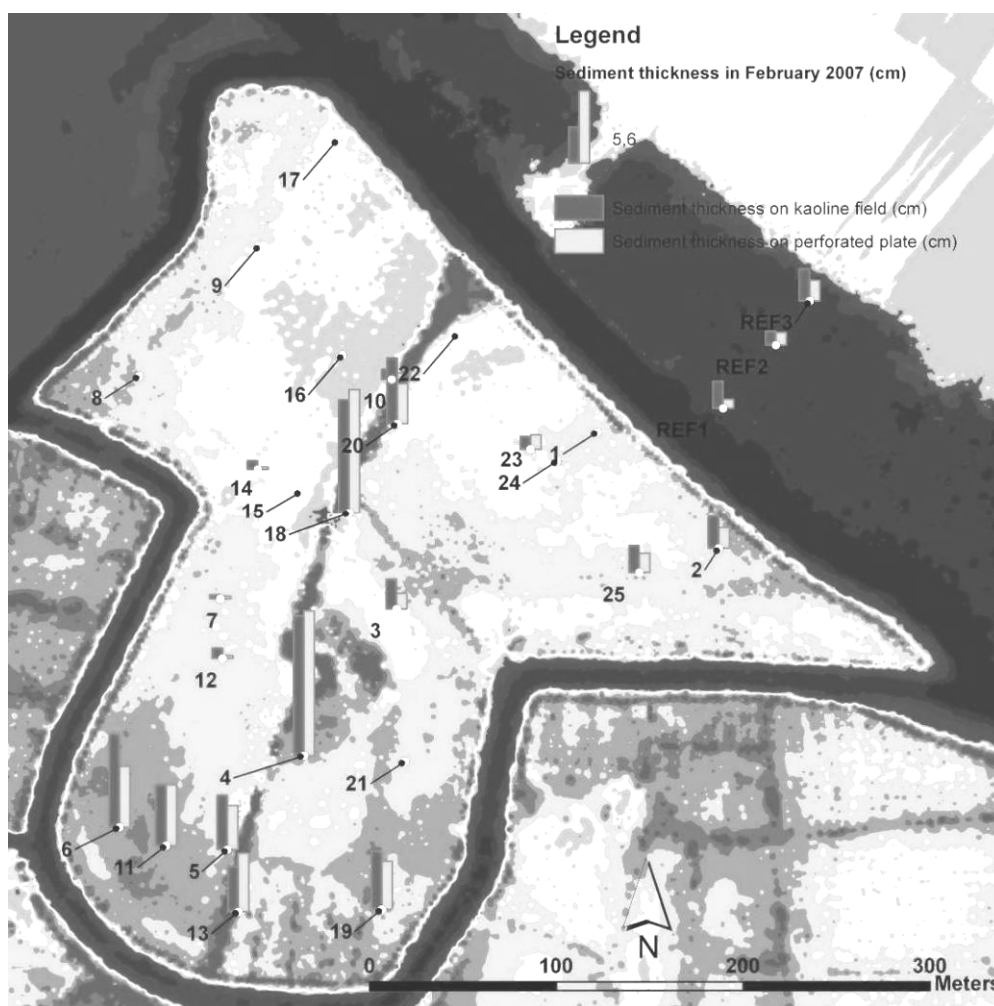


Figure 16 – The thickness of the sediment deposited after nearly a year, measured using both MH methods. The numbers are the measuring site labels (cf. Figure 2) Exact values for the presented bars are given in Table 3.

3.3. Morphological development of the main and side channel

The morphological development of the main and side channel is shown in figures 17, 18 and 19. The T0-situation is the morphology of the main and side channel in February 2006, before the tidal working started. The T1 and T2 situations are the morphology of the main and side channel in respectively November-December 2006 and November 2007. Figure 17 shows the length profile development of the channels. For the main channel the parts close to the sluice are lowered, while the more distal parts are elevated. The same is valid for the T1 situation of the side channel. However, after two years of channel development, erosion in the side channel is clearly more important than sedimentation. These findings are also visible in the cross-sections (Figures 18 and 19). Especially the lowering of the proximal parts can be well distinguished (e.g. cross section 1, Figure 18). Another feature that can be seen in the cross-sections is the development of an asymmetric thalweg. This is most pronounced in cross-section 5 (figure 18).

Location	Kaoline field (cm)	Perforated plate (cm)
1	-	-
2	2,5	1,6
3	2,3	1,2
4	10,8	11,2
5	4,2	3,4
6	7,2	4,7
7	0,3	0,2
8	-	-
9	-	-
10	0,8	0,5
11	4,7	4,7
12	0,8	0,2
13	3,5	4,5
14	0,7	0,2
15	-	-
16	-	-
17	-	-
18	8,8	9,6
19	4,5	3,7
20	5,1	3,1
21	-	2,9
22	-	-
23	1,0	1,1
24	-	-
25	2,1	1,5
REF1	2,1	0,7
REF2	1,1	1,0
REF3	2,5	1,6

Table 3 – Exact values for the sediment thicknesses on the kaoline fields and perforated plates in February 2007.

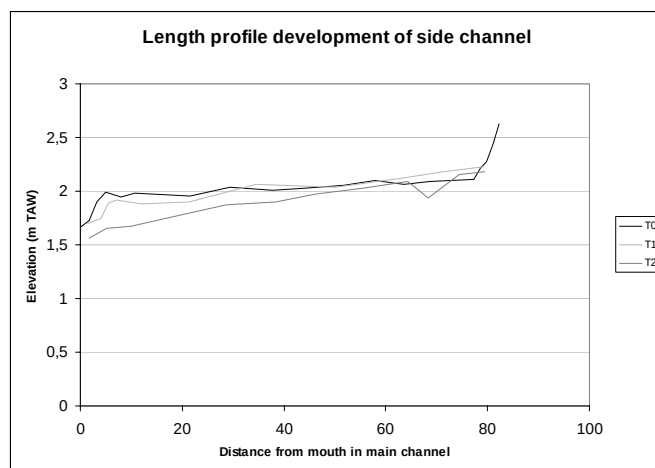
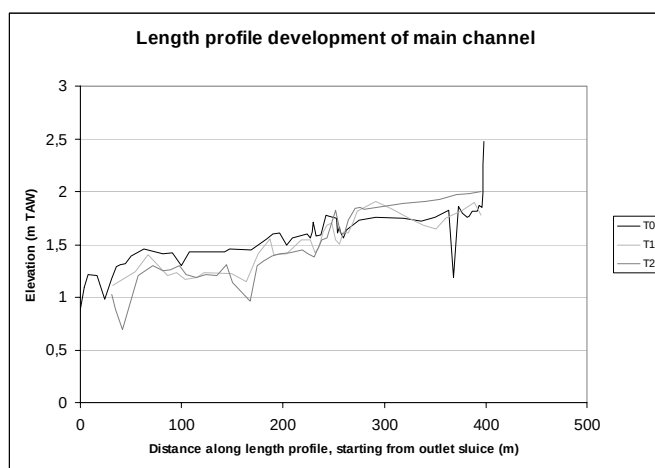


Figure 17 – Morphological development of the length profile of the main and side channel.

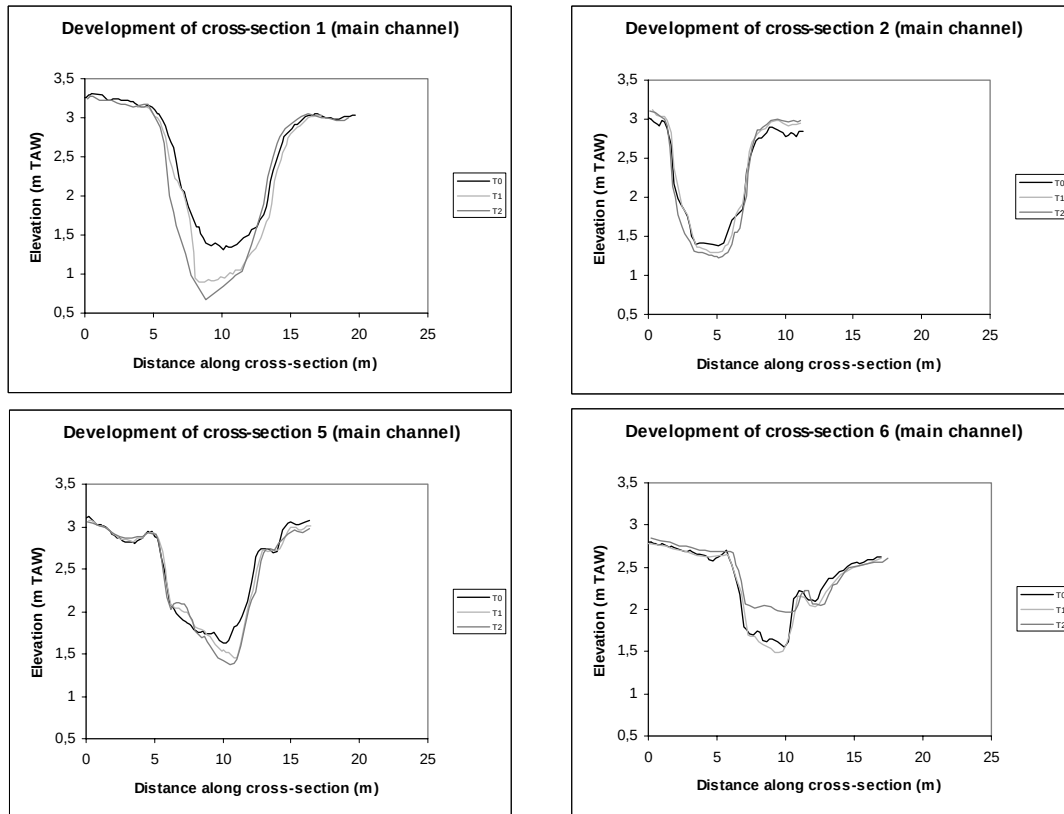


Figure 18 – Morphological development of the main channel cross-sections. The position of the cross-sections is indicated on Figure 5. For each cross-section, the zero point of the distance along the cross-section coincide with the most western point of the cross-section (see Figure 5).

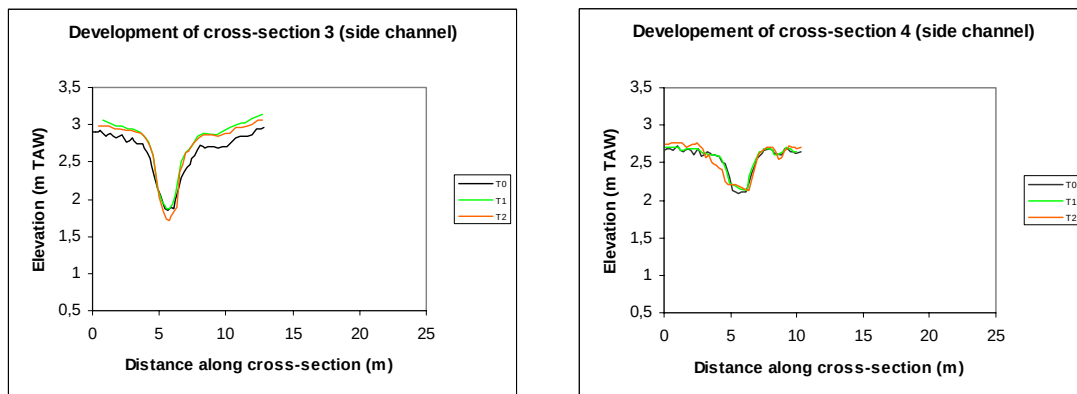


Figure 19 – Morphological development of the side channel cross-sections. The position of the cross-sections is indicated on Figure 5. For both cross-sections, the zero point of the distance along the cross-section coincide with the most northern point of the cross-section (see Figure 5).

10.8.5. Discussion and conclusions

Elevation, distance from the sediment source and sediment concentration can be considered as controlling factors for sedimentation patterns on natural marshes (e.g. French, 1993; Leonard, 1997; French and Spencer, 1995). But also vegetation plays

an important role (e.g. Hutchinson et al., 1995; Temmerman et al., 2005b). Sedimentation patterns on Scheldt marshes can be best explained in function of elevation and distance along sediment transport pathways, starting from the Scheldt via tidal channels onto the marsh surface (e.g. Temmerman et al., 2003). These two factors can also be used to explain the sedimentation patterns in the Lippenbroek.

Figures 6 till 11 show that there is a clear difference between sedimentation patterns for spring-storm tides and mean tides. During storm tides whole the Lippenbroek is flooded and the flooding time for the higher and lower parts differs not much. As a consequence the influence of the elevation is less important than the distance from the sediment source and distance along transport pathways. The inlet sluice is the sediment source in the Lippenbroek, while the channels are important sediment transport pathways. Because of the inferior importance of the elevation during spring tides and storm tides, the influence of the sediment sources is well reflected in the sedimentation patterns (Figures 9 and 10). The amount of deposited sediment is greater close to the inlet sluice and along the channels. Remarkable is the decrease in the near main channel deposited sediment with increasing distance to the sluice. This is in agreement with the observed decrease in suspended sediment concentration along the channel, with increasing distance to the sluice (Figure 12). This means that a close position to both the sluice inlet and channel induces more sedimentation than a close position to the channel only.

During mean tides some of the higher parts aren't flooded. Another difference compared to spring-storm tides is the greater difference in flooding time between the flooded parts. As a consequence the influence of the elevation is during mean tides more important. Figure 11 shows that the amount of deposited sediment close to the inlet and channels is not higher than the measuring sites farther away from the inlet and channels. It seems that elevation is the controlling factor. For example, the lower sites 4, 11, 26 and 42 are characterized by higher amounts of deposited sediment. It should be mentioned that this sedimentation pattern is not valid for all mean tides (e.g. Figure 8). More data are required to check the influence of elevation during mean tides.

Besides the STs, also SSs give information on the sedimentation for one inundation event. For example; the decrease in deposited sediment along the main channel for the storm tide of 20 March 2007 (Figure 10) is a consequence of the decrease in suspended sediment concentration (SSC) (Figure 12) in the main channel. This decrease in SSC is interpreted as a consequence of sediment deposition within and along the channel, during sediment transport along the channel. Secondly the SSC in the main channel is much higher for spring tides than for mean tides (Figure 12). This is a consequence of the higher tidal discharges for spring tides by which the SSC is higher. But also between the spring tides there seems to be a difference. This can be explained because the one was a storm tide (20 March 2007) and the other a high spring tide (11 September 2006), but there could be also a seasonal influence. After all the SSC in the Scheldt is higher in winter than in summer due to differences in discharge, temperature and erosion (Fetweiss, 1998). This influences also the sedimentation patterns on the Scheldt marshes (Temmerman et al., 2003). However, more measurements are needed with the STs, as well as the SSs, to study the seasonal influence on sedimentation patterns in the Lippenbroek.

The results for the long-term sedimentation (Figures 13 till 16) show that both elevation and distance to the sediment source are the controlling factors. For the SET

measurements site 1, 4, 5 and 6 have the highest sedimentation rates (Figures 13 and 15). The high values for 4, 5 and 6 are a consequence of the low elevation (Figure 14). After all, a lower elevation means a longer flooding time, which induces more time for the suspended sediment particles to settle down. The lower value for site 6 compared to 4 and 5 is a consequence of the greater distance of site 6 to the main channel. Site 1 is characterized by a mean elevation. The high values for site 1 can be explained by the close position of the site near a channel parallel to the dike, as well as the close position to the inlet sluice. That both low or mean elevation and a close position to the sediment source are controlling factors for high sedimentation rates is for example confirmed by the amount of deposited sediment at site 10 (Figure 13 and 15). This site is close to the sediment source but because of the high elevation, deposited sediment amounts on the long term are very low.

The weighted mean increase of 4,3 cm/year for the Lippenbroek should be interpreted carefully. This number is based on only 10 measuring sites, with mutual strong differences in elevation changes, and only for a short monitoring period (18 months). In the future, a relationship between change in elevation and inundation height will be used to calculate average values, in that way a more accurate comparison can be made between the Lippenbroek and the adjoining Scheldt marsh 'De Plaat'.

SETs are used to measure the change in elevation which is the common effect of sedimentation, erosion and autocompaction. MHs are used to measure sediment thickness which is the common effect of sedimentation and erosion. In that way the influence of the autocompaction can be examined. The problem is that the effect after one year and a half is still small by which the results of the MHs and SETs can't be compared because of the restricted accuracy of the MH method. As a consequence, some more years of measurement are required to determine the influence of autocompaction.

The lowering of the channel beds in the proximal parts (Figures 17 and 18) is a consequence of erosion that occurred. Indeed, because of the close position of the proximal parts to the inlet sluice, they are subject to high current velocities which exceed the erosion threshold. In the more distal parts current velocities decrease by which sedimentation can occur.

The development of an asymmetric thalweg is an indication for the shifting of the channel. This effect is best visible in cross-section 5 (Figure 18). Next morphological measurement will confirm if this shifting will be continued.

10.8.6. References

Cahoon, D.R., Lynch, J.C., Perez, B.C., Sequera, B., Holland, R., Stelly, C., Stephenson, G. and Hensel, P. (2002). A device for high precision measurement of wetland sediment elevation: II. The rod surface elevation table. *Journal of Sedimentary Research* 72(5): 734-739

Fettweis, M., Sas, M. and Monbaliu, J. (1998). Seasonal, neap-spring and tidal variation of cohesive sediment concentration in the Scheldt estuary, Belgium. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 47: 21-36.

French, J.R. (1993). Numerical simulation of vertical marsh growth and adjustment to accelerated sea-level rise, North Norfolk, U.K. *Earth Surface Processes and Landforms* 18: 63-81.

French, J.R. and Spencer, T. (1993). Dynamics of sedimentation in a tide-dominated backbarrier salt marsh, Norfolk, U.K. *Marine Geology* 110 (3-4): 315-331.

French, J.R., Spencer, T., Murray, A.L. and Arnold, N.S. (1995). Geostatistical analysis of sediment deposition in two small tidal wetlands, Norfolk, UK. *Journal of Coastal Research* 11(2): 308-321.

Hutchinson, S.E., Sklar, F.H. and Roberts, C. (1995). Short term sediment dynamics in a Southeastern USA *Spartina* marsh. *Journal of Coastal Research* 11(2): 370-380.

Leonard, L.A. (1997). Controls on sediment transport and deposition in an incised mainland marsh basin, southeastern North Carolina. *Wetlands* 17: 263-274.

Temmerman, S., Govers, G., Wartel, S. and Meire, P. (2003). Spatial and temporal factors controlling short-term sedimentation in a salt and freshwater tidal marsh, Scheldt estuary, Belgium - SW Netherlands. *Earth Surface Processes and Landforms* 28: 739-755.

Temmerman, S., Bouma, T.J., Gover, G. and Lauwaet, D. (2005a). Flow paths of water and sediment in a tidal marsh: relations with marsh development stage and tidal inundation height. *Estuaries* 28(3): 338-352.

Temmerman, S., Bouma, T.J., Govers, G., Wang, Z.B., De Vries, M.B. and Herman, P.M.J. (2005b). Impact of vegetation on flow routing and sedimentation patterns: Three-dimensional modeling for a tidal marsh. *Journal of geophysical research-earth surface* 110 (F4): Art. No. F04019.

10.9. Sediment en Zwevende Stof

Onderzoek uitgevoerd door perceel 3 (M. Chen, S. Wartel, F. de Smedt & E. Van den Storme) Vakgroep Hydrologie en Waterbouwkunde, Vrije Universiteit Brussel

10.9.1. Inleiding

Dit hoofdstuk vormt het tweede luik dat door perceel 3 onderzocht wordt in het Lippenbroek. De aandacht gaat hier naar specifiek naar het in- en uitstromende sediment in relatie met de sedimenten in het estuarium zelf. Hiervoor werden de 13uursmetingen uitgevoerd, in samenwerking met de andere percelen, ter hoogte van de brug over de hoofdkreek (fig. 10.15) om het volledige tijpatroon in kaart te brengen.

10.9.2. 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 this process 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 sediment movement in the Schelde in front of the Lippenbroek area, and through the main creek that crosses the Lippenbroek area from northeast to southwest (Figure 26).

date	bridge		Schelde		creek	tidal range	river discharge (Melle)	
	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	na	na
05-06-2007	✓		✓	✓		5.56	na	na

Table 6. 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 (na = not available; data of tide and river discharge by courtesy of E. Taverniers, Flanders Hydraulics Research, Antwerp).

Table 1 lists the measuring campaigns in the Lippenbroek area. Six full tide measurements were performed. The tidal ranges are from average of 5.35 m to spring tide of 6.63 m. The river discharges at Melle are low ranging from 4.7 to 19.3 m s⁻¹. It can also be noticed that during the measuring period May 16 to October 25, 2006 the discharge of the Schelde at Melle is below unity ranging from 30 to 50% of the discharge of the Rupel.

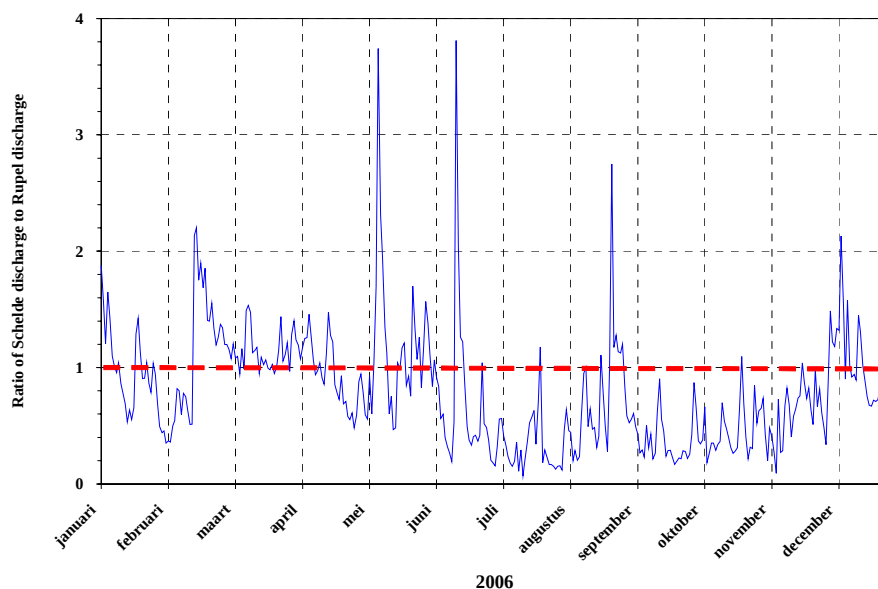


Figure 21. **Ratio between the river discharge of the river Schelde at Melle and of the river Rupel at Boom** (by courtesy of E. Taverniers, Flanders Hydraulics Research, Antwerp).

10.9.3. Measurements on May 16, 2006

The measurements started at 6:00¹ and ended at 19:00 (Figure 2). High water in the Schelde occurred at 6:30 and at 18:45, low water occurred at 13:45 (Figure 3). The water started entering the Lippenbroek around 6:05. The water velocity increased rapidly from 0 to 0.52 m s^{-1} at 7:15 and then decreased to zero at 8:15. After a slack lasting for approximately 1.5 hrs the outflow started at 10:10. The current increased rapidly to a maximum of approximately 0.37 m s^{-1} which lasted for approximately 1 hr before decreasing progressively to zero at 14:30.

The suspended matter concentration (SMC) near the surface followed the current velocity during the inflow period (flood), however, it settled slowly during the following slack period as well as during the out flowing water (ebb). This indicates that the out flowing current is not strong enough to erode the bottom mud. Nevertheless, fluctuation in the SMC seems to indicate that some erosion may still take place. Between 17.00 and 19.00 the SMC increased again to 10 mg l^{-1} possibly as a result of leaking of the Schelde water through the outlet gate into the Lippenbroek. Measurements of SMC at bridge 2 (approximately 300 m upstream of bridge 1) showed higher values than at bridge 1 shortly after the maximum of the current velocity. This may indicate that the inflowing water has an erosional effect on the bottom mud in the creek.

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

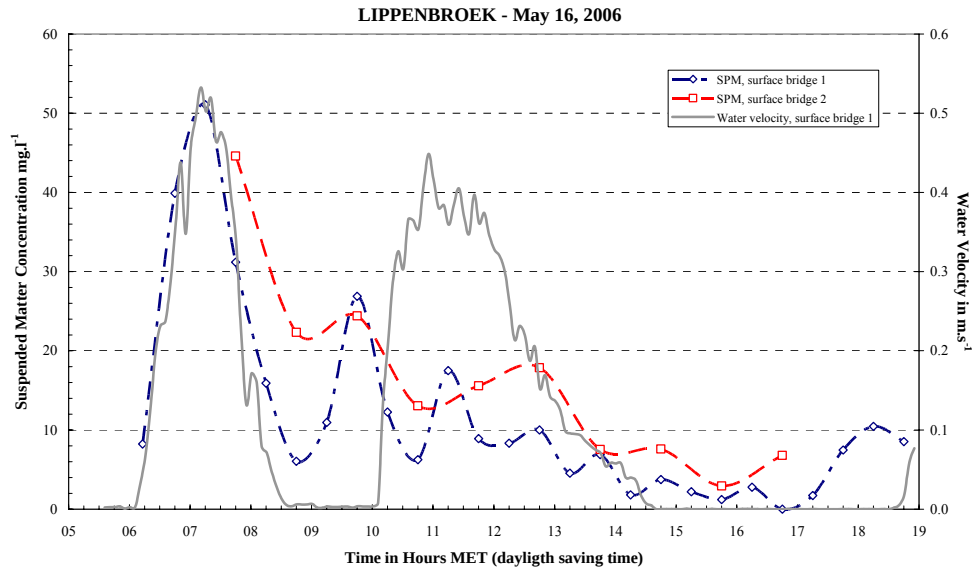


Figure 22. Water velocity at bridge 1 and suspended matter concentration at the bridges 1 and 2. Measurements were done near the water surface

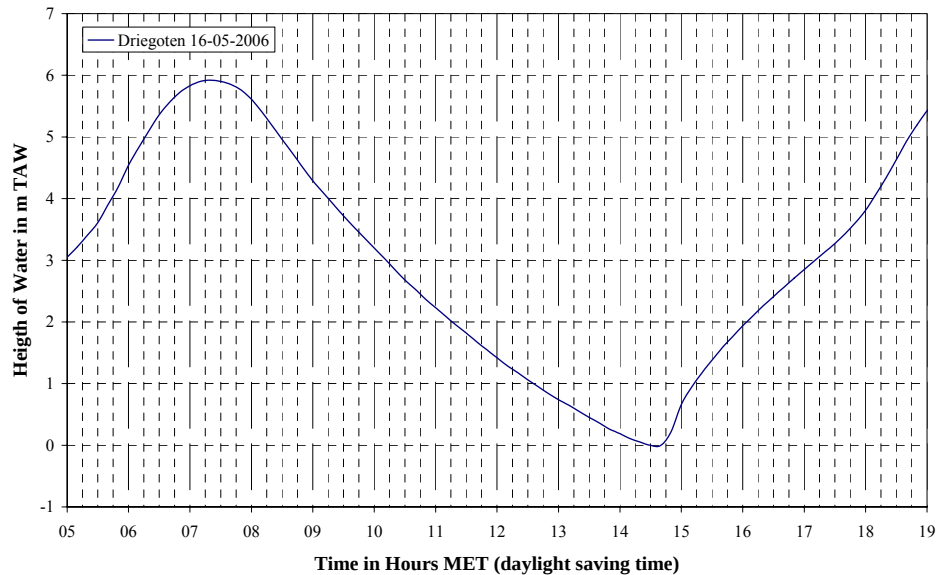


Figure 23. Tidal height in the river near the Lippenbroek area. Tidal station Driegoten (by courtesy of E. Taverniers, Flanders Hydraulics Research, Antwerp)

10.9.4. Measurements on July 3, 2006 .

The measurement campaign of July 3, 2007, started at 09:00 and ended at 23:00. The tidal range was at average level of 5.53m and the river discharge at Melle was 9.5 m s^{-1} . When the inflow started, SMC was low and below 10 mg l^{-1} . It increased rapidly to a maximum of 35 mg l^{-1} around 10:30 and remained for less than an hour and then decreased progressively to approximately 10 mg l^{-1} remaining low till the outflow starting at 13:30. During the outflow the SMC increased to more or less the same value as during the inflow (38 mg l^{-1}) and remained at this value for at least 2 hrs. As

soon as the outflow stopped the SMC decreased rapidly to below 5 mg l^{-1} and remained as such till approximately 1 hr before the following inflow after which it increased slightly till 10 mg l^{-1} . This increase is surprising since no water current was detected at that time from the measuring site. The water velocity during this tidal period was very low compared to previous measurements (May 16, 2006) and never exceeded 0.2 m s^{-1} . From 09:00 till 23:00 the SMC was also measured in the river in front of the tidal creek leading to the inlet gate. During the inflow period (09:00 till 11:30) the SMC in the river near the surface dropped from 100 mg l^{-1} to 40 mg l^{-1} . It can be noticed that the minimum in the river was slightly higher than the maximum in the main creek. It follows that some sedimentation must have taken place before the Schelde water reached the main creek. Considering the high turbulence prevailing in the inlet gate it is very likely that this sedimentation occurred mainly in the tidal creek leading to the inlet gate, thus before the water enter the Lippenbroek area.

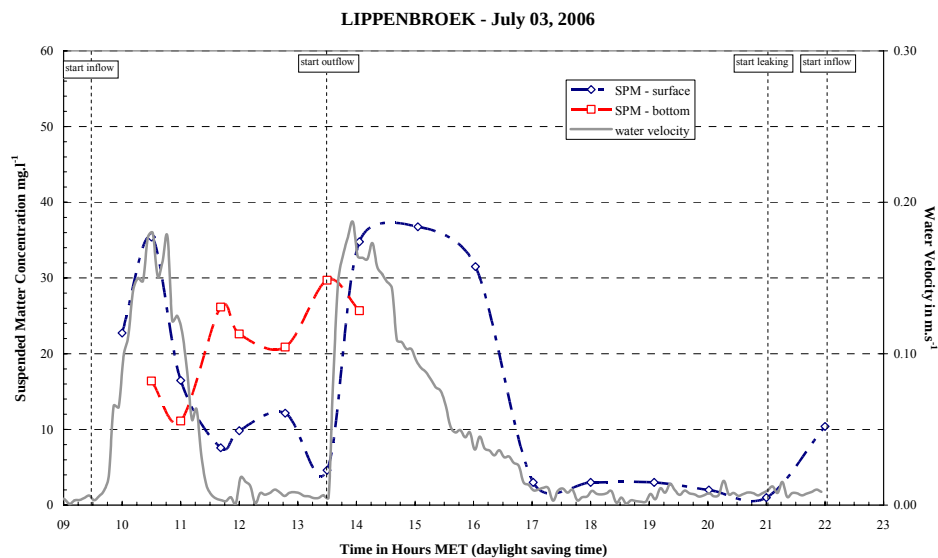


Figure 24. Water velocities at 0.5 m below the surface; suspended matter concentrations near the surface and near the bottom (water velocities by courtesy of T. Maris, UA, ECOBE).

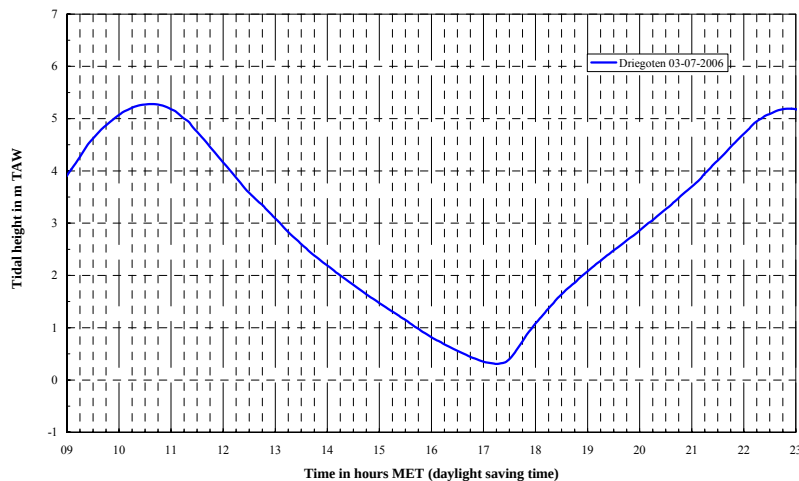


Figure 25. Tidal height in the river near the Lippenbroek area. Tidal station Driegoten (by courtesy of E. Taverniers, Flanders Hydraulics Research, Antwerp)

SCHELDE - Lippenbroek - July 03, 2006

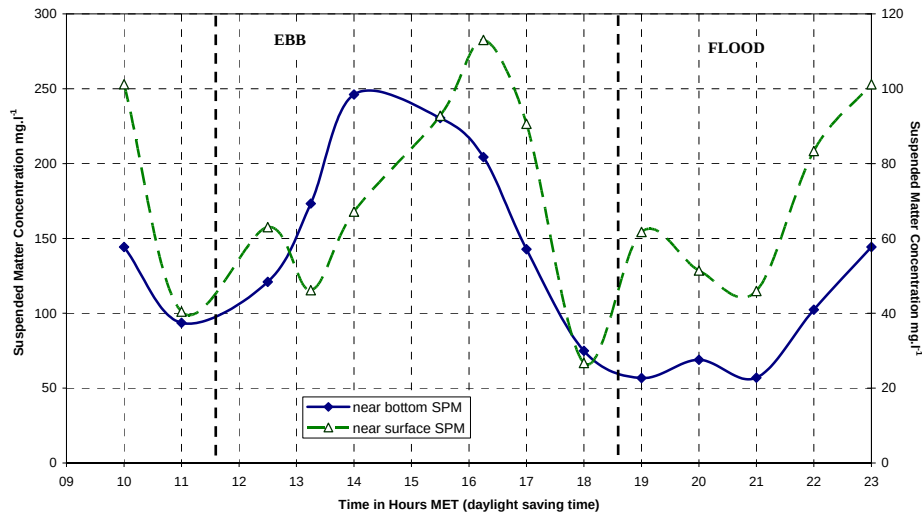


Figure 26. Suspended matter concentrations in the river in front of the inlet gate to the Lippenbroek area. Bottom values (full line) are shown on the left axis and near surface values (dotted line) on the right axis.

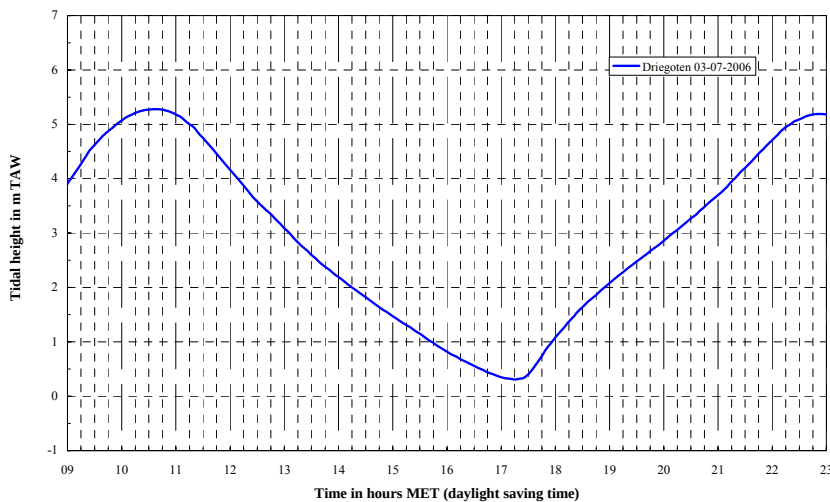


Figure 27. Tidal height in the river near the Lippenbroek area. Tidal station Driegoten (by courtesy of E. Taverniers, Flanders Hydraulics Research, Antwerp)

10.9.5. Measurements on September 11, 2006.

The measurements started at 06:45 and ended at 18:00. Water velocity was measured at approximately 0.5 m above the bottom and hourly samples for SMC determination were taken respectively at 0.5 m above the bottom and at 0.5 m below the water surface. The overall pattern of water velocity and suspended matter concentration is comparable to the results obtained from the measurements on May 16, 2006. The water velocities do not differ substantially from the observations in May. However, during inflow the maximum of SMC reached up to 190 mg l^{-1} which is almost 4 times higher than in May 2006. Since the tidal range was much higher (6.2 m), it can be assumed that the SMC in the Schelde might be consequently higher. During outflow the SMC remained below 20 mg l^{-1} in spite of the relatively high water velocities

(>0.4 m s⁻¹). SMC measurements near the water surface and near the bottom did not show an important difference indicating that the suspended matter was very well mixed over the whole water column probably as a result of the very high turbulence that was generated in the inlet gate.

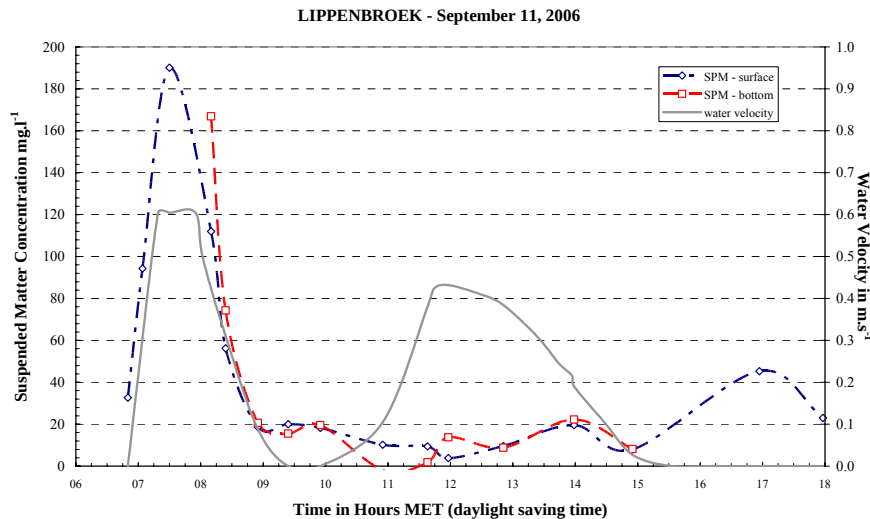


Figure 28. Water velocity and suspended matter concentration near the surface and near the bottom in the main creek at bridge 1

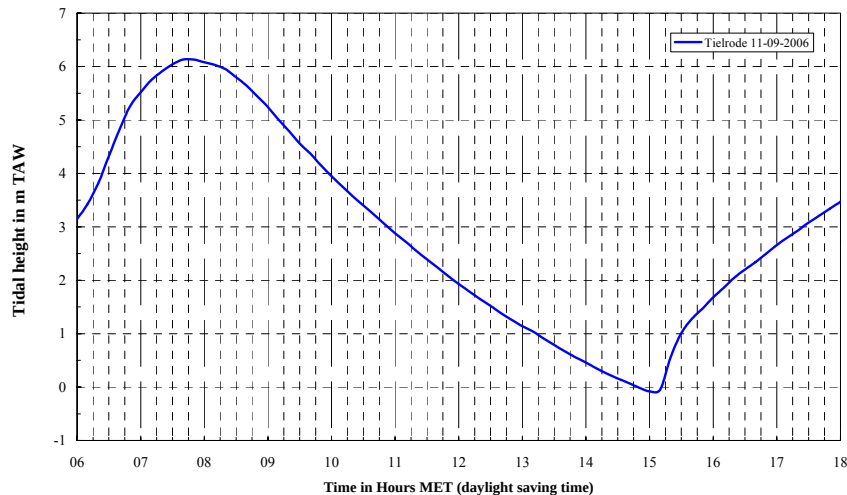


Figure 29. Tidal height in the river near the Lippenbroek area. Tidal station Tielrode (by courtesy of E. Taverniers, Flanders Hydraulics Research, Antwerp)

10.9.6. Measurements on October 25, 2006.

The measurements on bridge 1 were carried out simultaneously with the measurements in the Schelde river in front of the inlet gate. The tidal range was 5.89 m (Figure 12). Measurements started at 06:00 and ended at 18:00. The general pattern of water velocity and SMC in the Lippenbroek was comparable to the observations of September 11, only the water velocity during the outflow was lower (maximum 0.25 m s⁻¹). The SMC in the Schelde in front of the inlet gate is shown in Figure 13. During the inflow the SMC decreased from more than 250 mg l⁻¹ to approximately 75 mg l⁻¹.

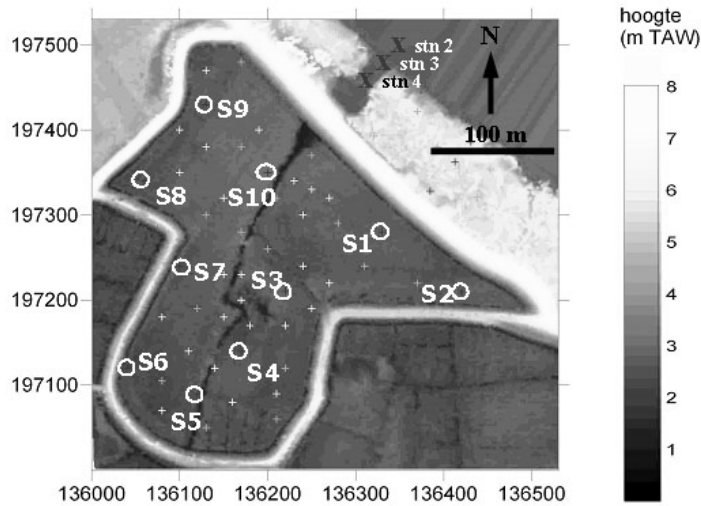


Figure 30. Locations of the measuring station in the tidal creek. Red crosses on the figure indicates stations stn 2, stn 3 and stn 4.

During the water inflow, the measurements of suspended matter were performed in the river in front of the tidal creek leading to the inlet gate (Figure 10, stn 2 and Figure 11) and at two supplementary stations in the tidal creek (Figure 10, stn 3 and stn 4). The SMC near the surface decreased from the river to the inlet gate (Figure 16) while on the contrary an increase in concentration could be observed near the bottom. This indicates that sedimentation in the creek is rather important and that only a fraction of the SMC in the river is transported into the Lippenbroek. This is confirmed by the SMC observation at bridge 1 showing a lower value (maximum 160 mg l^{-1}) than in the river ($>250 \text{ mg l}^{-1}$).

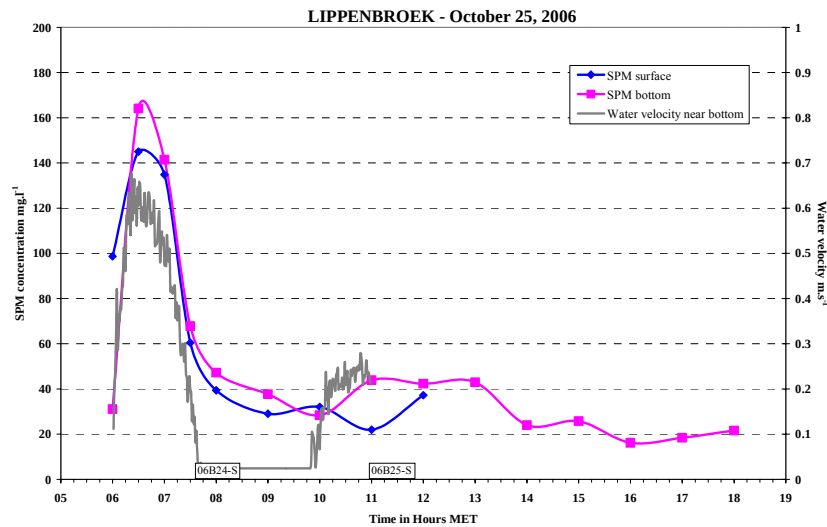


Figure 31. Water velocity near the bottom and suspended matter concentration at station 2 in the river. The recording of the water velocity was interrupted at 11:00.

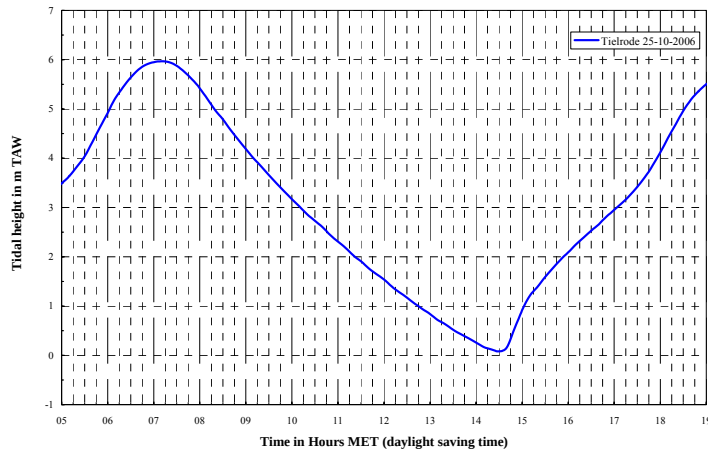


Figure 32. Tidal height in the Schelde near the Lippenbroek area. Tidal station Tielrode (by courtesy of E. Taverniers, Flanders Hydraulics Research, Antwerp)

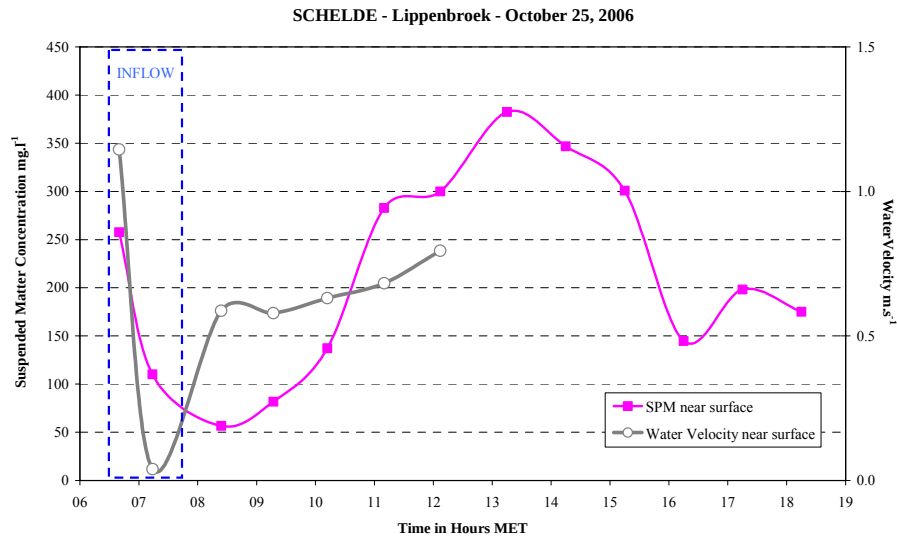


Figure 33. Water velocity and suspended matter concentration near the surface.

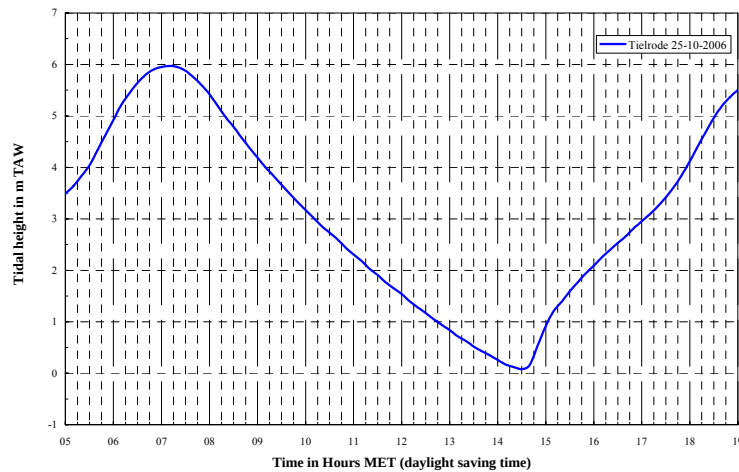


Figure 34. Tidal height in the river near the Lippenbroek area. Tidal station Tielrode (by courtesy of E. Taverniers, Flanders Hydraulics Research, Antwerp).

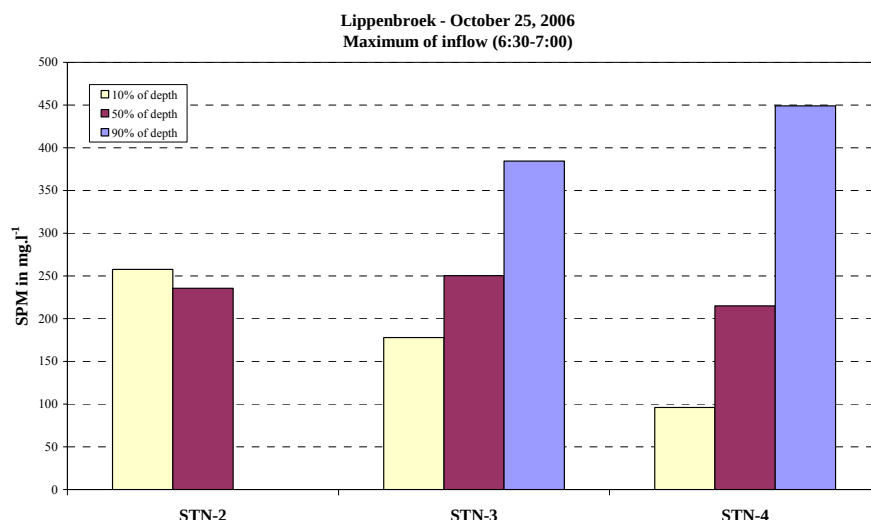


Figure 35. Suspended matter concentration near the surface, at mid depth and near the bottom for station 2, 3 and 4 (see Figure 10 for location of stations) at the beginning of the inflow.

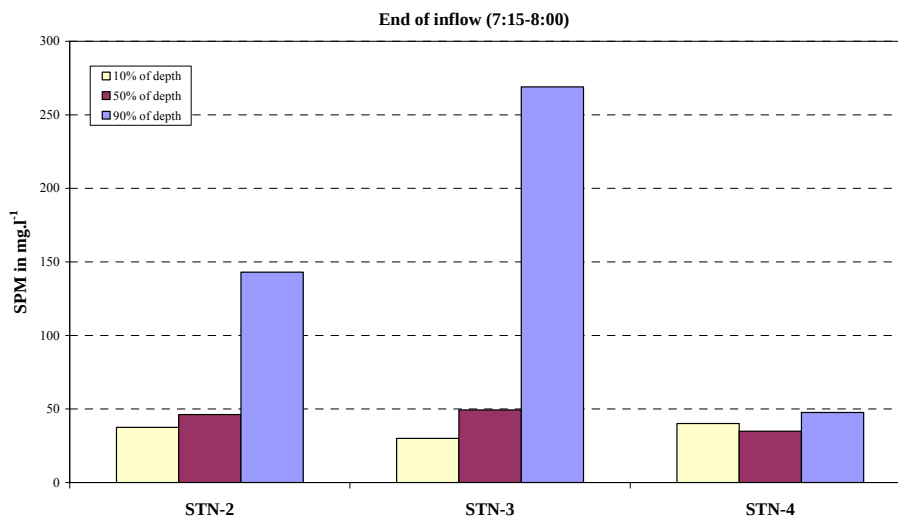


Figure 36. Suspended matter concentration near the surface, at mid depth and near the bottom for station 2, 3 and 4 (see Figure 10 for location of stations) at the end of the inflow.

10.9.7. Measurements on March 21, 2007

Full tide measurements were performed at the bridge 1 on March 21, 2007 from 04:00 till 15:00. Water samples for SMC determination were collected every hour near the in- and outlet gates at the Lippenbroek site during a full 26 hour period (from March 20 at 16:00 till March 21 at 16:00).

The data obtained on March 21, 2007 were similar as those obtained in September 11, 2006. The maximum of water velocity near the bottom was around 0.7 m s^{-1} and during the outflow the water velocity did not exceed 0.25 m s^{-1} . SMC values reached near 180 mg l^{-1} during the inflow and were below 20 mg l^{-1} during the outflow. The SMC near the surface and near the bottom were almost identical.

The results of the measurements of SMC at both sides near the inflow gate of the Lippenbroek revealed that that sedimentation between the inlet and the outlet is negligible.

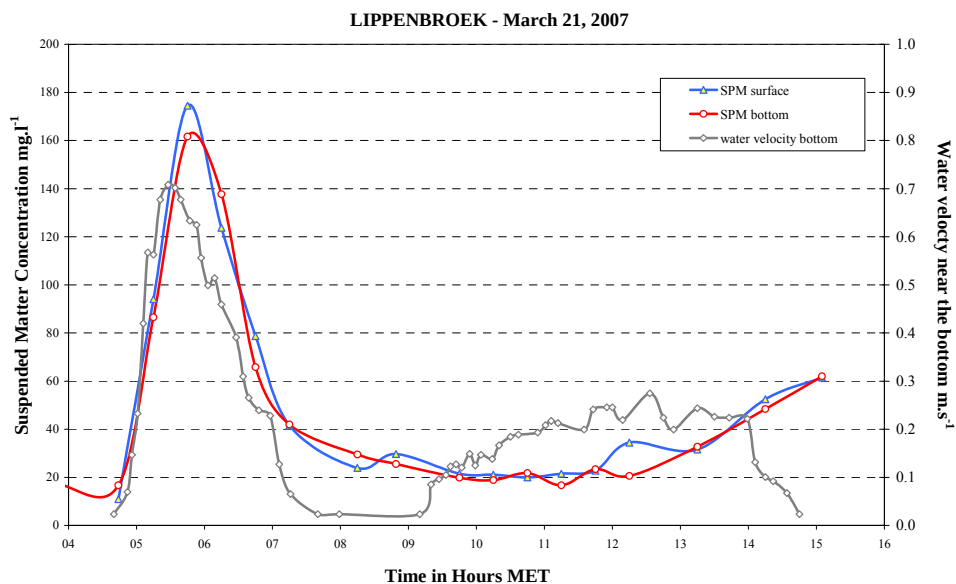


Figure 37. **Water velocity and suspended matter concentration near the surface and near the bottom in the main creek at bridge 1**

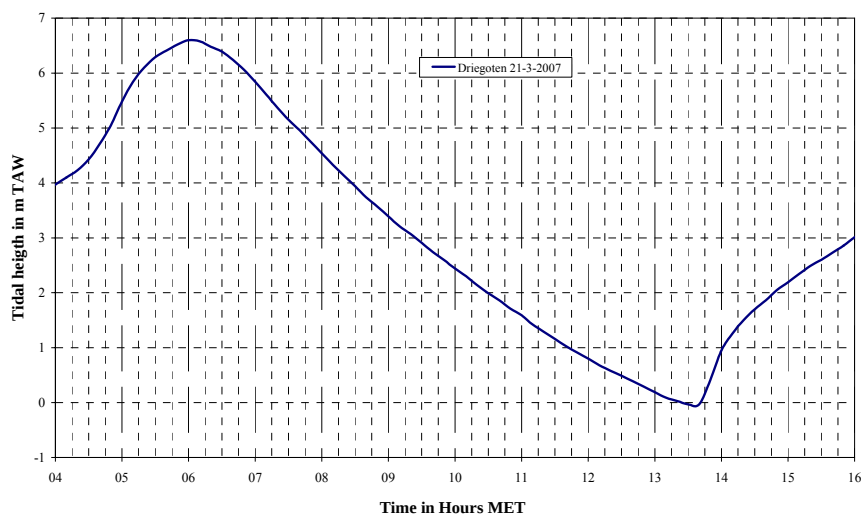


Figure 38. **Tidal height in the river near the Lippenbroek area. Tidal station Driegoten, Tielrode (by courtesy of E. Taverniers, Flanders Hydraulics Research, Antwerp)**

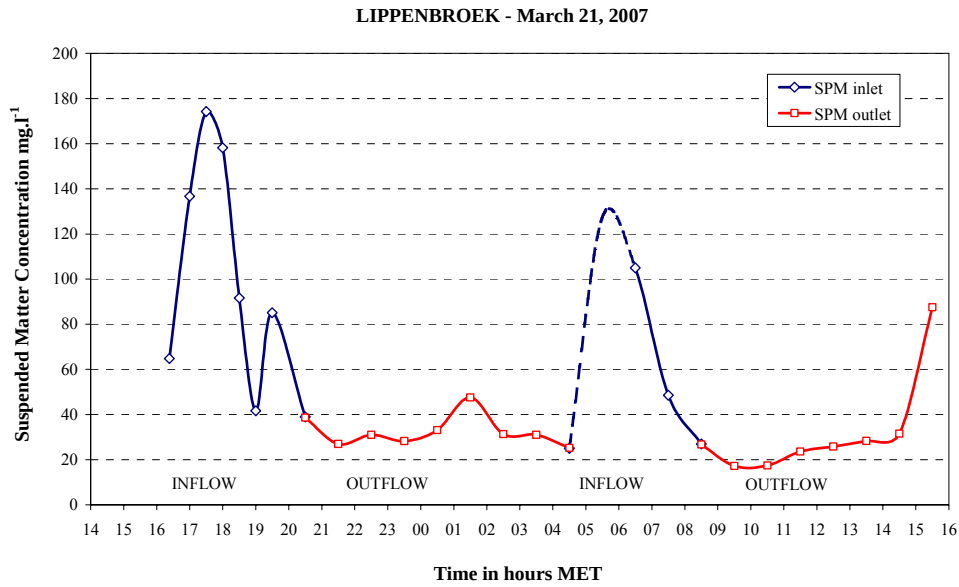


Figure 39. Suspended matter concentration near the in- and outlet gates at the Lippenbroek site.

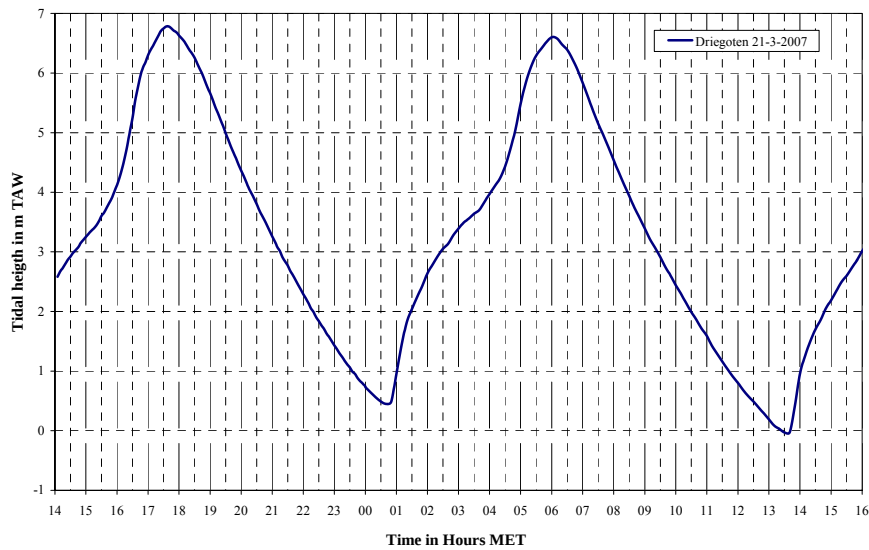


Figure 40. Tidal height in the river near the Lippenbroek area. Tidal station Driegoten (by courtesy of E. Taverniers, Flanders Hydraulics Research, Antwerp).

10.9.8. Physical properties of sediments

Analyses of bottom samples on four (4) fixed sites

In order to obtain information of how sediments are distributed over the marsh area, four (4) sites, located at the regular stations of the Lippenbroek, were sampled for the analyses of the physical properties of the bottom sediment (Figure 21).

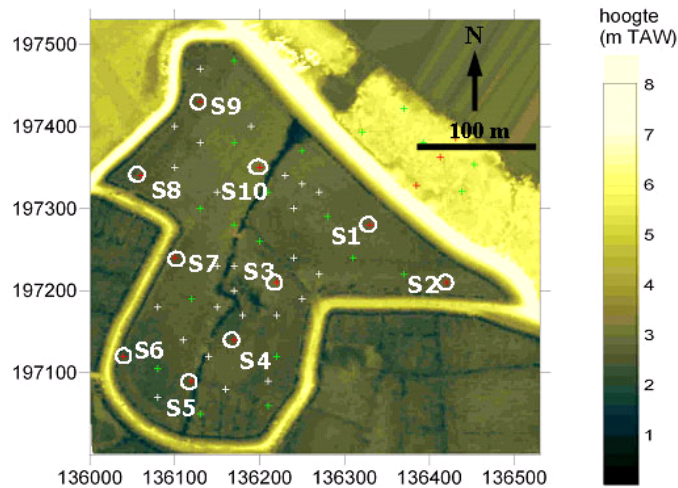


Figure 41. **Locations of the sampling sites at the Lippenbroek. Stations S1, S2, S3 and S4 were sampled (courtesy of T. Maris, ECOBE, UA).**

The physical properties of recently deposited sediments were analyzed on two occasions: (1) in July 2006 and (2) in April 2007. The results of the physical properties are summarized in the tables 2 and 3.

The dry weight of the material lost during the sediment sample preparation reflects roughly the amount of organic matter that is present in each sample with an assumption that the carbonate content of each sample is more or less constant. It can be seen that the loss was lowest at station 2 and highest at stations 3. No significant differences were observed during the two sampling periods. The mean grain size changed over time. In April 2007 the mean grain size at station 1 was finer than in July 2006. It did not change significantly at the other measuring stations.

date	location	Loss %	mean μm	first percentile μm
26 July 2006	station 1	26.07	3.17	319
26 July 2006	station 2	18.52	2.33	248
26 July 2006	station 3	34.92	0.90	74
26 July 2006	station 4	26.82	1.15	114
20 April 2007	station 1	22.44	1.31	86
20 April 2007	station 2	17.63	2.20	243
20 April 2007	station 3	25.46	1.20	65
20 April 2007	station 4	23.91	1.54	106

Table 7. **Time of sampling and location of the samples. The loss is the amount of material (mainly organic matter and carbonates) that have been removed during the preparation process of the sample prior to analyses.**

The first percentile, a measure for the coarseness of the sample, changed considerably from 319 μm to 86 μm at station 1 but remained more or less unchanged at the other stations.

location	sand (>63) %	coarse silt (63-16 μ m) %	fine silt (16-2 μ m) %	clay (<2) %	silt/clay
station 1	17.35	25.76	19	38	1.2
station 2	18.37	18.28	22	42	1.0
station 3	1.61	16.84	29	52	0.9
station 4	6.30	20.29	23	51	0.8
station 1	2.47	24.87	25	48	1.0
station 2	18.93	16.85	21	43	0.9
station 3	1.11	24.65	26	48	1.1
station 4	3.67	28.48	22	46	1.1

Table 8. Grain size composition of the samples

The sand content, at station 1 it decreased considerably from 17.35 to 2.47 %, the decrease was also observed at station 4. At stations 2 and 3, the sand content did not change between two sampling periods, though notably, the sand content was high at station 2 (18 to 19 %) but very low at station 3 (about 1 %).

The fine fractions, silt and clay, occurred in more or less equal proportions as is shown by the ratio of silt to clay. The silt to clay ratio varied between 0.8 and 1.2. And the coarse and fine silt fractions were about in equilibrium.

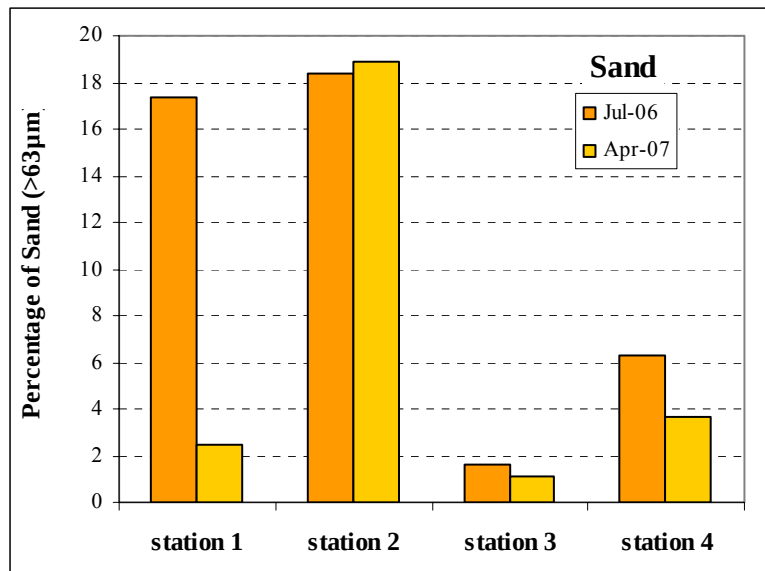


Figure 42. Comparison of the sand content (fraction between 2 mm and 63 μ m) for samples collected in July 2006 and April 2007. The decrease in stations 1 and 4 from 2006 to 2007 is obvious.

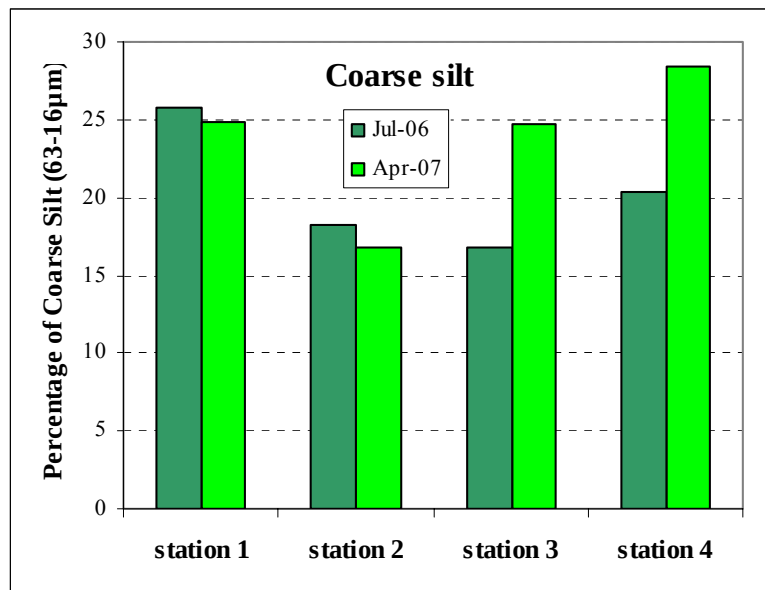


Figure 43. Comparison of the coarse silt content (fraction between 63 µm and 16 µm) for samples collected in July 2006 and April 2007. The increase in stations 3 and 4 from 2006 to 2007 is obvious.

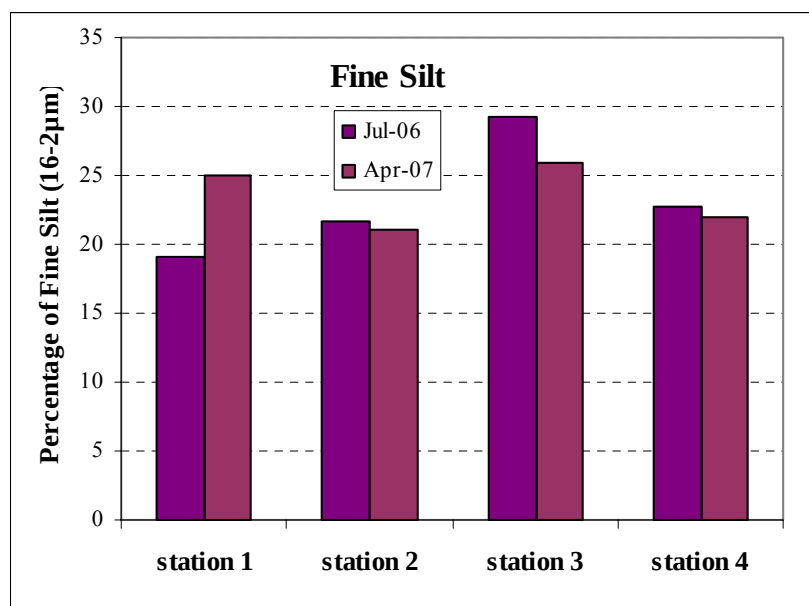


Figure 44. Comparison of the fine silt content (fraction between 16 µm and 2 µm) for samples collected in July 2006 and April 2007.

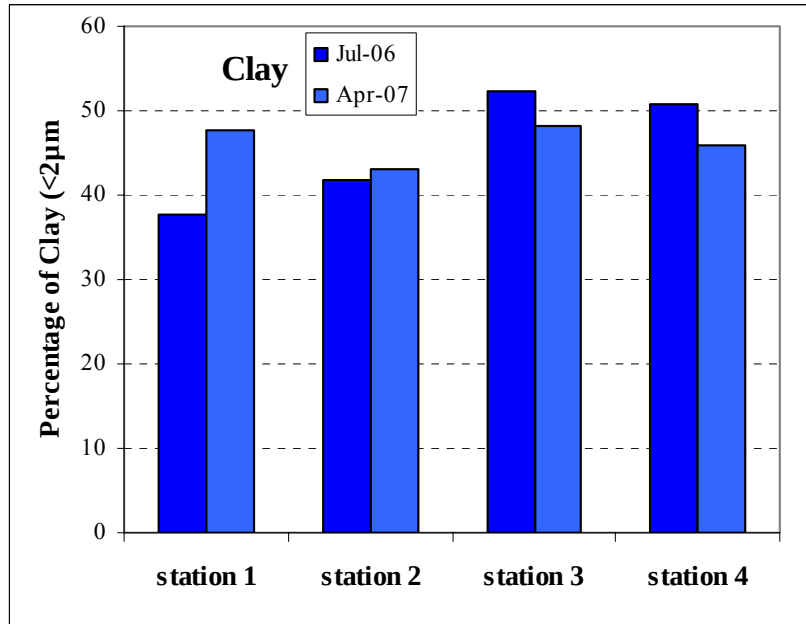


Figure 45. Comparison of the coarse silt content (fraction < 2 µm) for samples collected in July 2006 and April 2007.

Analyses of bottom samples of the main creek

Next to distribution of physical properties on the marsh attention was paid to the bottom sediments of the main creek. Along the axis of the creek 10 undisturbed samples of the uppermost 1 cm thick bottom sediment were sampled using a specially designed hand-core sampler for this type of sampling.

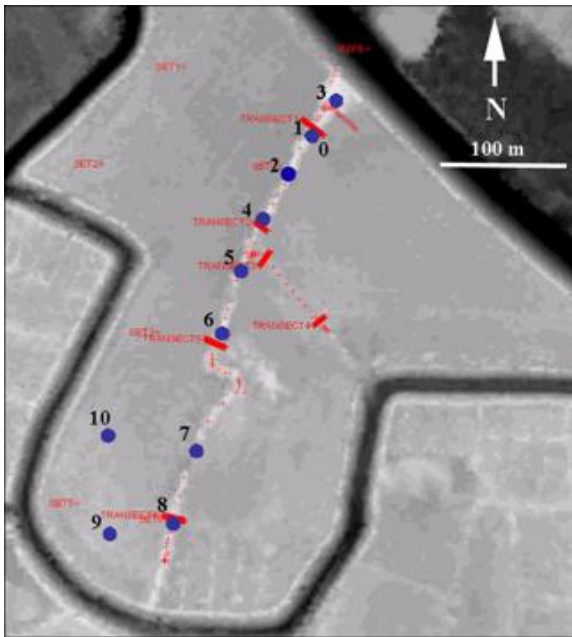


Figure 46. Locations of the bottom samples in the main creek (by courtesy of T. Maris, ECOBE, UA)

The locations of the samples are shown in figures 26 and 27. The analytical results are presented in tables 4 and 5.

In general, with respect to the coarse fraction (the first percentile, Table 4), the mean values (Table 4), and the sand fractions (Table 5), the results show that the sediments in the creek are coarser than those on the marsh.

date	location	mean µm	first percentile µm
29/01/2007	3	75	
29/01/2007	1	5	251
11/09/2006	0	73	587
29/01/2007	2	1.4	213
29/01/2007	4	2.9	
29/01/2007	5	1.4	317
29/01/2007	6	10	229
29/01/2007	7	4.2	64
29/01/2007	8	0.8	249
29/01/2007	9	1.7	327
29/01/2007	10	0.8	

Table 9. Sampling time, location, mean and first percentile for bottom samples along the main creek.

date	location	sand (>63) %	silt (>16) %	silt (<16) %	clay (<2) %	silt/clay
29/01/2007	3	68.74	14.56	7.03	9.67	2.2
29/01/2007	1	28.00	15.74	19.37	36.89	1.0
11/09/2006	0	81.14	3.41	3.95	11.50	0.6
29/01/2007	2	12.34	19.51	18.98	49.17	0.8
29/01/2007	4	16.68	27.53	17.39	38.40	1.2
29/01/2007	5	11.00	16.53	20.66	51.81	0.7
29/01/2007	6	47.08	15.29	11.09	26.54	1.0
29/01/2007	7	23.85	26.09	15.55	34.51	1.2
29/01/2007	8	1.05	17.09	28.02	53.84	0.8
29/01/2007	9	13.00	17.23	24.09	45.68	0.9
29/01/2007	10	5.19	13.40	26.15	55.26	0.7

Table 10. Grain-size parameters for samples along the main creek.

All samples showed similar relation between silt and clay (0.8 to 1.2), only one exception was observed from the sample 3 which had a high silt content. It may be deducted that the only significant change in physical properties of bottom sediments is that the sand fraction stays in the creek while the silt and clay fractions are distributed more or less homogeneously over the marsh area.

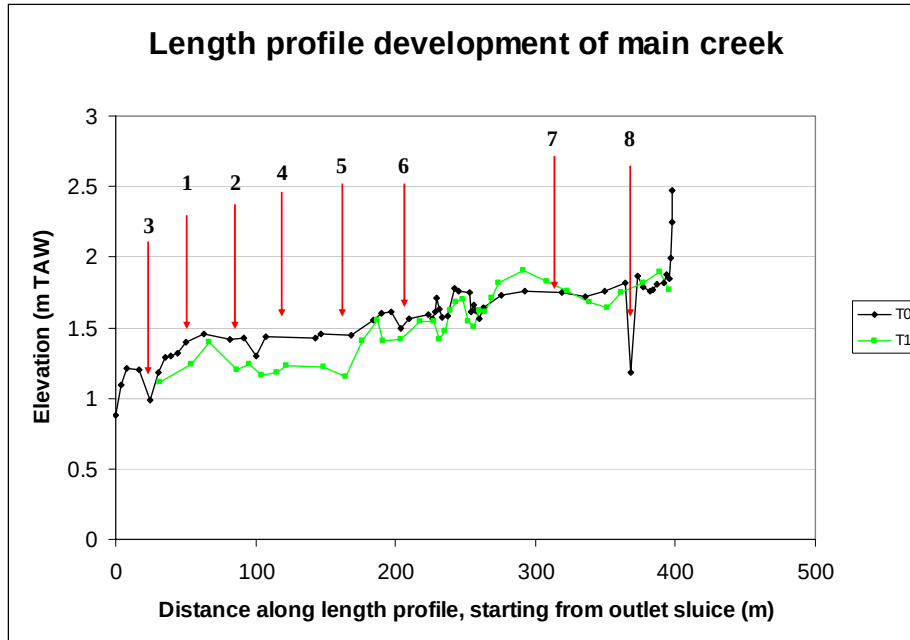


Figure 47: approximate location of the bottom samples from the main creek (by courtesy of W. Vandenbruwaene, UA)

Analyses of suspended matter samples

The suspended matter was sampled in the Schelde river at an upstream side of the Lippenbroek area (up-Lippenbroek), a downstream side of the Lippenbroek area (down-Lippenbroek), in the Rupel river (Rupel), in front of the inlet of Lippenbroek (Lippenbroek), and in the in- and outlet gates as well as during in- and outflow through the main creek in the Lippenbroek. The physical properties of the suspended matter are given in the table 6.

Location	FP μm	median μm	sand ($>63\mu\text{m}$)	silt ($63\text{--}16\mu\text{m}$)	silt ($16\text{--}2\mu\text{m}$)	clay ($<2\mu\text{m}$)	sil/clay ratio
up-Lippenbroek	128	2	6	10	30	54	0.7
down-Lippenbroek	116	3	5	17	34	44	1.2
Rupel	169	3	9	19	31	41	1.2
Lippenbroek surface	167	2	6	8	27	58	0.7
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

Table 11. The physical properties of the suspended sediments at different locations (FP = first percentile)

All sediments analyzed are very fine with a 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 relatively more silt-rich sediment, silt/clay ratio of 1.2, is observed in the Rupel and a downstream side of the Lippenbroek area (down-Lippenbroek). In general, 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.

10.10. Fytoplankton en fytoenthos

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

10.10.1. Abstract

Phytoplankton and phytoenthos samples were gathered on five different 13 hour campaigns from April 2006 to April 2007. The phytoplankton communities in Lippenbroek were very similar to these from the freshwater tidal reaches of the Schelde-estuary. The Lippenbroek appeared to be a sink for phytoplankton populations from the Schelde-estuary since in between 8 and 22 kg of the incoming phytoplanktonic carbon remained in the Lippenbroek after each tidal cycle, most probably through settling of especially the bigger cells (mainly the centric diatom *Actinocyclus normanii*) from the phytoplankton to the sediments during periods of waterflow stagnation. As a result the phytoenthos was always very rich in these planktonic diatoms and reached very high biomasses especially late in the growing season, which was also due to the fast colonisation by filamentous algae like *Vaucheria*, *Spirogyra* and *Oscillatoria*.

10.10.2. Monitoring phytoplankton biomass and community composition

Methodology

On five 13 hours campaigns in Lippenbroek, about 66 phytoplankton samples were gathered on the bridge in front of the sluice. Moreover, during the campaigns of July and October 2006, 33 samples were taken every hour in the Schelde river in front of Lippenbroek. During the campaign of September 2006, extra samples were taken on several other localities in Lippenbroek, a developing creek (Tom's Creek, 6 samples) at the back, a swamp (Sanders Swamp, 4 samples) and a shallow pond (Lake Mary, 6 samples). 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.

Phytoplankton biomass and community composition

During the campaign of May 2006, the phytoplankton biomass was highest during and just after inflow, as is shown by the chlorophyll a concentrations in Figure 1a,b. In the stagnation period and even during outflow, the chlorophyll a concentration in the water column decreased slowly most probably by settling of phytoplankton cells to the sediments. The phytoplankton in the incoming water from the estuary contained mainly centric diatoms, especially adapted to turbulent environments and incapable of remaining in the water column under stagnant conditions. The currents during outflow were possibly not strong enough in order to re-suspend the phytoplankton again. Analysis of the suspended particulate matter concentration in the water column could give a clue if this is the case or not. During the stagnation period after outflow an

increase in chlorophyll a concentration is observed, but the reason for this is unclear. Pigment analysis revealed a dominance of fucoxanthin in the incoming and outgoing water, indicative for the dominance of diatoms (Figure 1c). Chlorophyll b and lutein, indicative for the presence of chlorophytes, were also always present but in much lower concentrations.

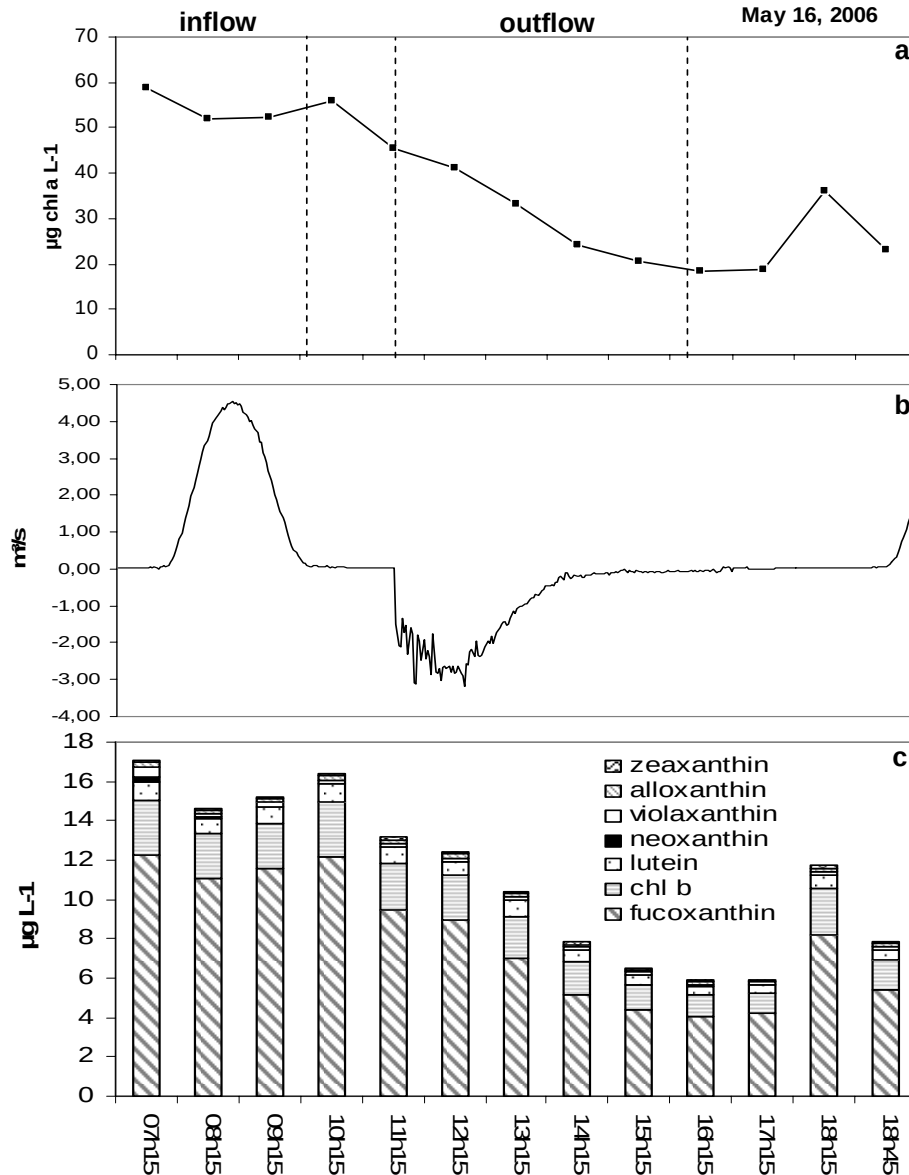


Figure 1: Phytoplankton biomass (chl a) during the 13 hours campaign of May 16th 2006 (a), the water discharge measured at the sluices (positive during inflow, negative during outflow) (b) and phytoplankton pigment concentrations (c).

A rather different pattern could be seen during the campaign of July 2006 (Figure 2). Again, the biomass was highest during inflow, but as soon as the inflow stopped, the biomass decreased sharply to very low levels during the stagnation period when the phytoplankton settled to the bottom. As soon as the outflow started, the concentrations increased strongly again. During the stagnation period afterwards, somewhat lower concentrations were observed. In contrast to May 2006, the amount of incoming water

was much lower and as a result the water level in Lippenbroek was lower as well. This made re-suspension of particles during outflow probably much easier. The phytoplankton biomass (chlorophyll a) in the out-going water was always lower in comparison with the Schelde-estuary (Figure 3a).

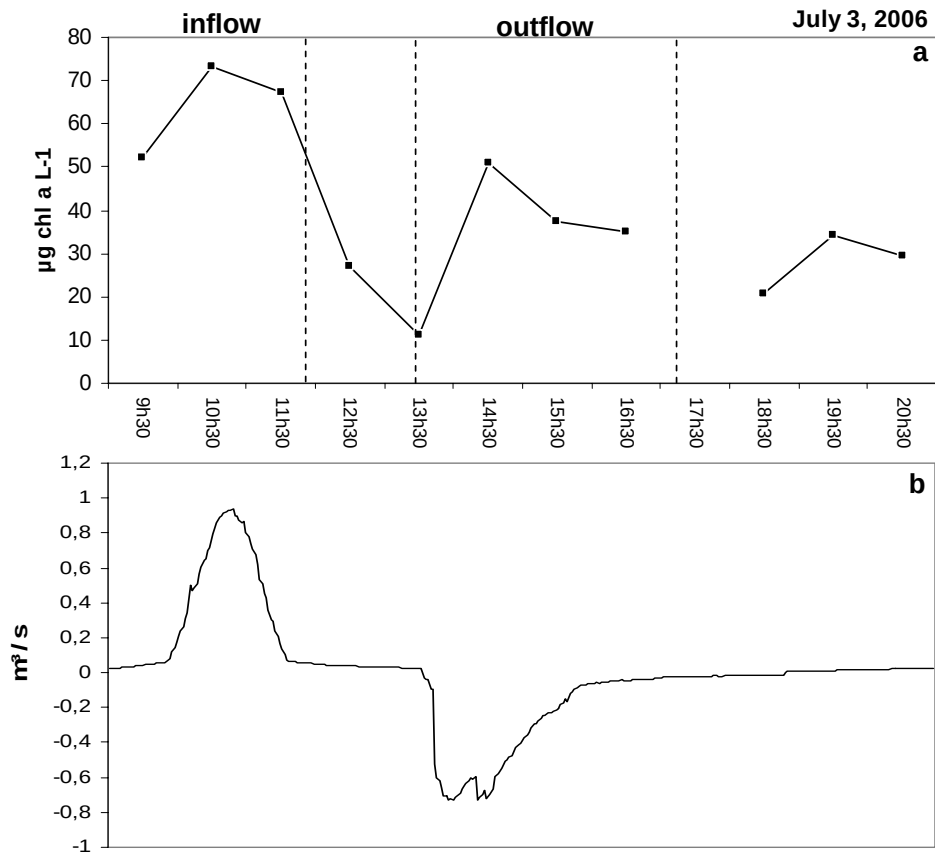


Figure 2: Phytoplankton biomass (chl a) during the 13 hours campaign of July 3th 2006 (a) and the water discharge measured at the sluices (positive during inflow, negative during outflow) (b).

The species composition in Lippenbroek was similar to that from the estuary (Figure 3b,c, Table 1). Diatoms were dominant at any time as was shown by the dominance of fucoxanthin by the pigment analysis. Microscopical analysis also revealed the dominance of the centric diatoms *Actinocyclus normanii* and *Cyclotella scaldensis*. During the stagnation period after inflow, the species composition changed. Bigger cells like *Actinocyclus normanii* became less dominant due to settling to the bottom, while smaller diatoms like *Cyclotella scaldensis* and *Stephanodiscus hantzschii* and chlorophytes like *Desmodesmus* and *Coelastrum* increased their relative contribution to the total phytoplankton biomass. During outflow, the bigger cells of *Actinocyclus normanii* increased their dominance again, due to re-suspension by increased turbulence and the species composition remained the same in the shallow waters of Lippenbroek after outflow.

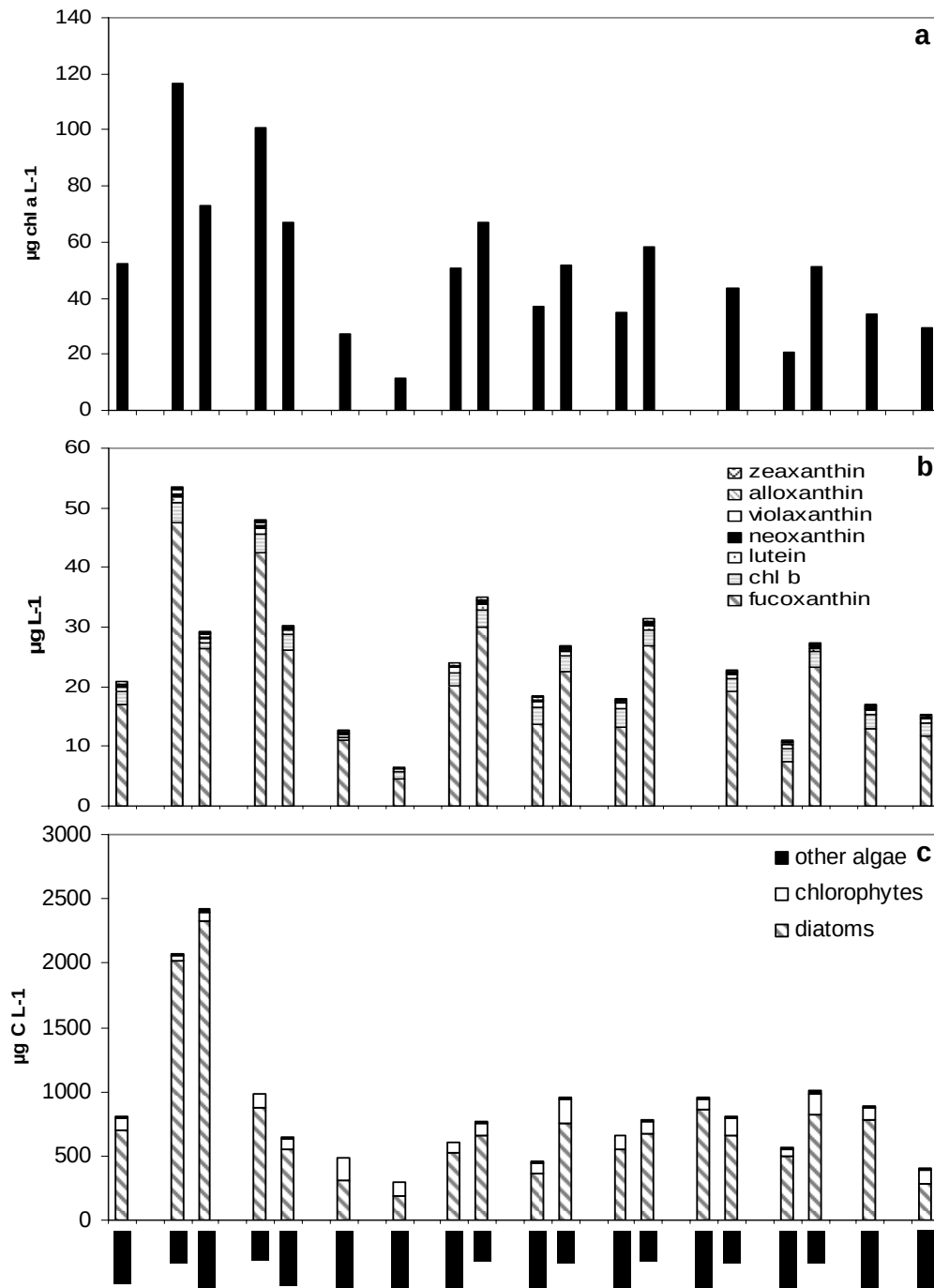


Figure 3: Dynamics in phytoplankton biomass (chl a) (a), pigment concentration (b) and species composition revealed with cell counts (c) during the 13 hours campaign of July 3th, 2006. (LB: Lippenbroek bridge, S: Schelde)

Table 1: relative contribution of dominant phytoplankton taxa during different phases of the 13 hours campaign of July 3th, 2006 in the Schelde-estuary in front of Lippenbroek and in Lippenbroek in front of the sluices.

	Schelde		Lippenbroek bridge			
	inflow	outflow	inflow	stagnation	outflow	stagnation
<i>Coelastrum</i>	0,8	2,7	1,5	11,3	4,2	1,9
<i>Desmodesmus</i>	3,7	6,0	3,7	15,2	6,7	6,3
<i>Actinocyclus</i>	71,0	62,3	77,1	33,1	61,8	61,2
<i>Cyclotella</i>	18,4	13,2	11,9	18,4	13,3	18,2
<i>Stephanodiscus</i>	3,1	0,5	1,2	5,3	3,3	2,8

Again, phytoplankton biomass was highest in the incoming water during the campaign of September 11th, 2006 (Figure 4a,b). During the stagnation period, a small decrease was observed but as soon as outflow started, the values were in general somewhat higher again. During the stagnation phase after outflow a sharp decline was visible. This pattern could be linked again with the settlement of phytoplankton on the sediments during periods of stagnation and re-suspension during periods of flow.

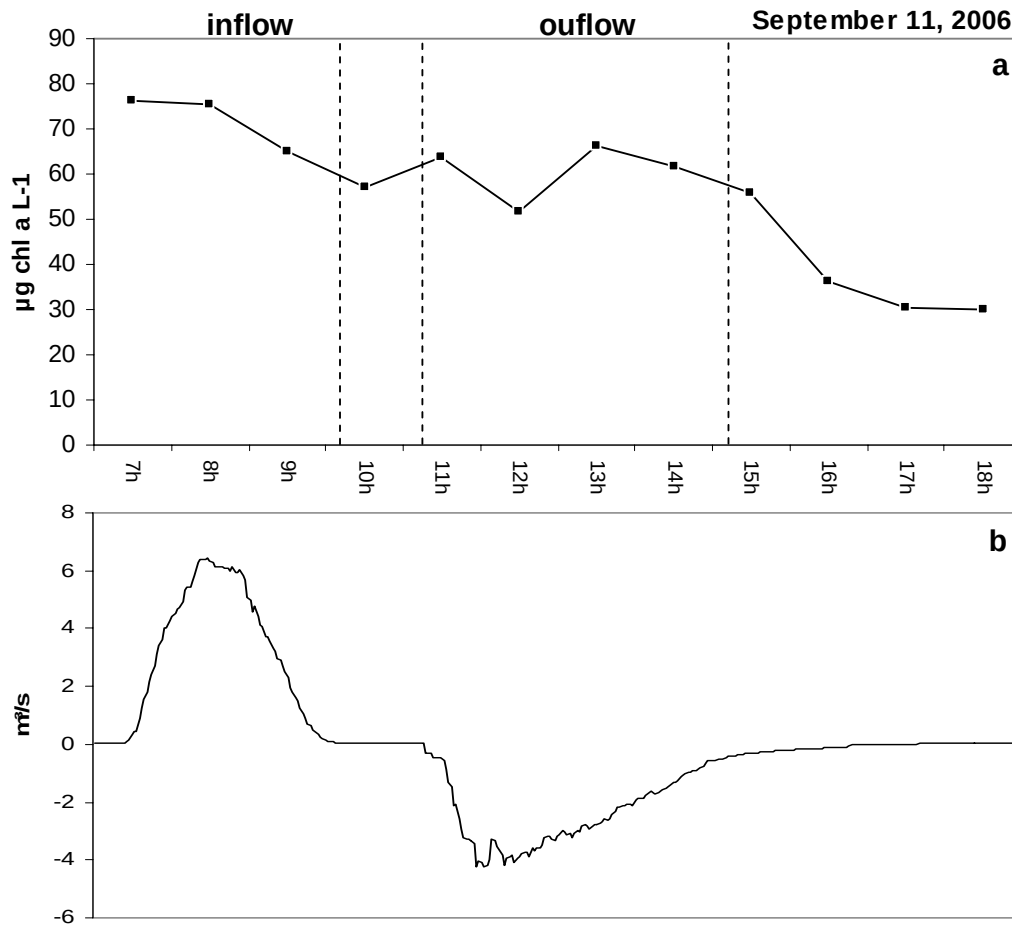


Figure 4: Phytoplankton biomass (chl a) during the 13 hours campaign of September 11th 2006 (a) and the water discharge measured at the sluices (positive during inflow, negative during outflow) (b).

Re-suspension is possibly also the reason why a maximal chlorophyll a concentration was measured at the swamp during early inflow, since the water level at that site is lowest in comparison with the creek and the pond (Figure 5a). Afterwards no clear differences could be observed between the different localities in Lippenbroek, except just after outflow when the chlorophyll a concentration was minimal at the swamp, possibly due to rapid settlement to the sediments in the shallow waters, but just before inflow the concentrations were maximal again at the swamp for yet unknown reasons. Pigment analysis revealed a dominance of diatoms with chlorophytes as the second most important group (Figure 5b).

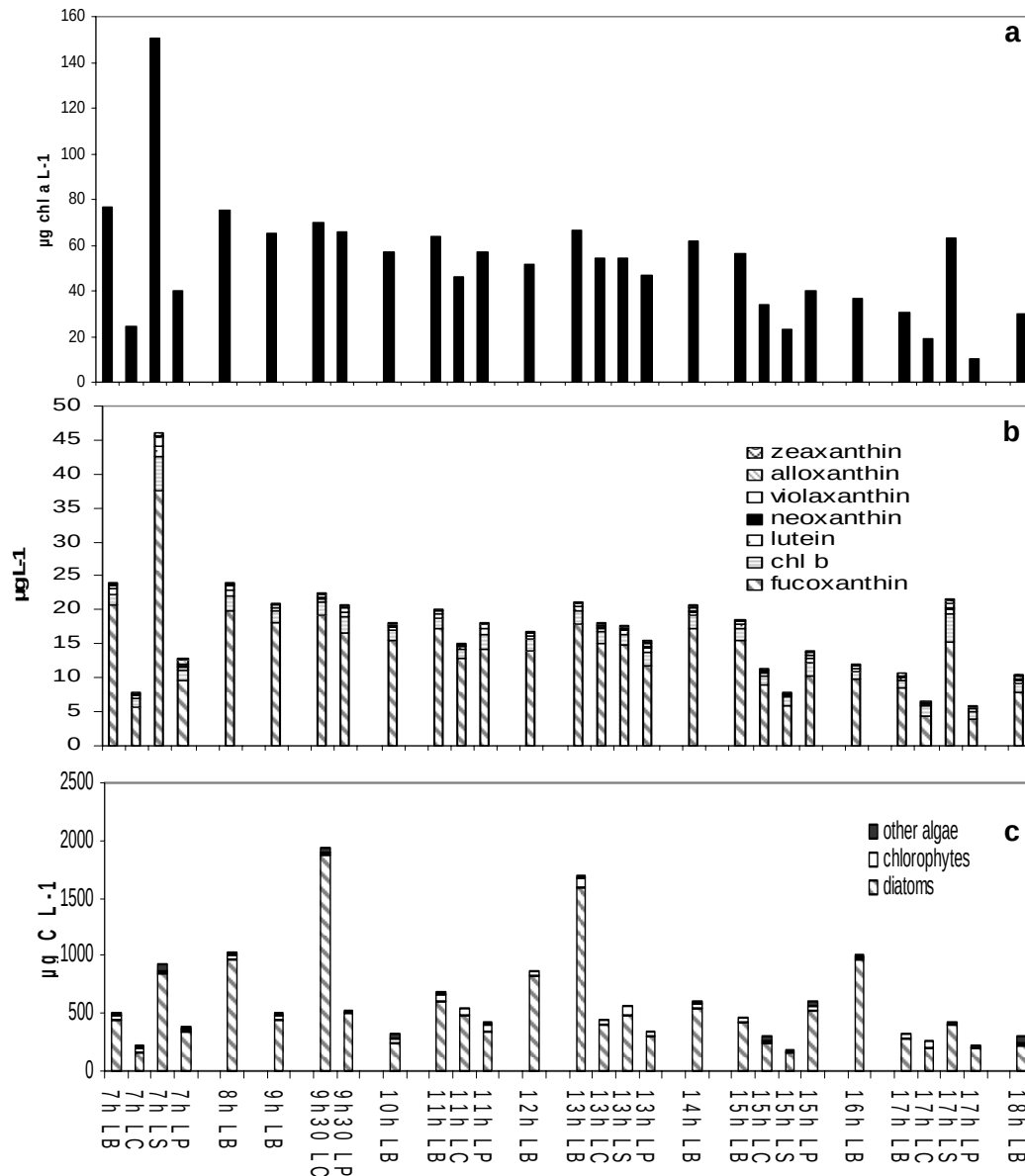


Figure 5: Dynamics in phytoplankton biomass (chl a) (a), pigment concentration (b) and species composition revealed with cell counts (c) during the 13 hours campaign of September 11th, 2006.

(LB: Lippenbroek bridge, LC: Lippenbroek creek, LS: Lippenbroek swamp, LP: Lippenbroek pond).

Also microscopical analysis showed a dominance of diatoms at any time in Lippenbroek (Figure 5c) with *Actinocyclus normanii* as the dominant taxon. Also the same changes in species composition as during the campaign in July could be seen (Table 2). The bigger cells of *Actinocyclus normanii* tend to settle easier than smaller species like the chlorophyte *Desmodesmus* and the diatom *Cyclotella scaldensis*, which increased their relative contribution to total phytoplankton biomass in periods of stagnation. Also motile taxa like the flagellated cryptophyte *Cryptomonas* increased their contribution in periods of low water movement.

Table 2: relative contribution of dominant phytoplankton taxa during different phases of the 13 hours campaign of September 11th, 2006 in Lippenbroek in front of the sluices.

	inflow	stagnation	outflow	stagnation
<i>Desmodesmus</i>	4,5	8,6	3,8	3,8
<i>Actinocyclus</i>	83,0	56,8	82,3	75,5
<i>Cyclotella</i>	7,6	14,0	8,0	12,6
<i>Cryptomonas</i>	1,3	6,1	0,9	3,6

During the 13 hours campaign of October 2006, the maximal chlorophyll a concentration was observed again during inflow (Figure 6a). At the end of inflow, the concentrations were lower which so remained until the midst of outflow when a small increase was observed. When outflow ended a clear decrease could be observed and the concentrations increased again for unclear reasons during the stagnant period afterwards. In the Schelde river several samples were taken along a small transect from one bank to the other in front of Lippenbroek, but the chlorophyll a concentrations differed not strongly (Figure 6b), although the highest concentrations were observed in the close proximity of the Lippenbroek entrance. During outflow, the chl a concentrations were much higher in the estuary in comparison with the out-coming water from Lippenbroek. On the base of pigment analysis no difference could be seen between the phytoplankton community composition of the estuary and the one in Lippenbroek. Diatoms were dominant as is shown by the high fucoxanthin concentrations in both environments.

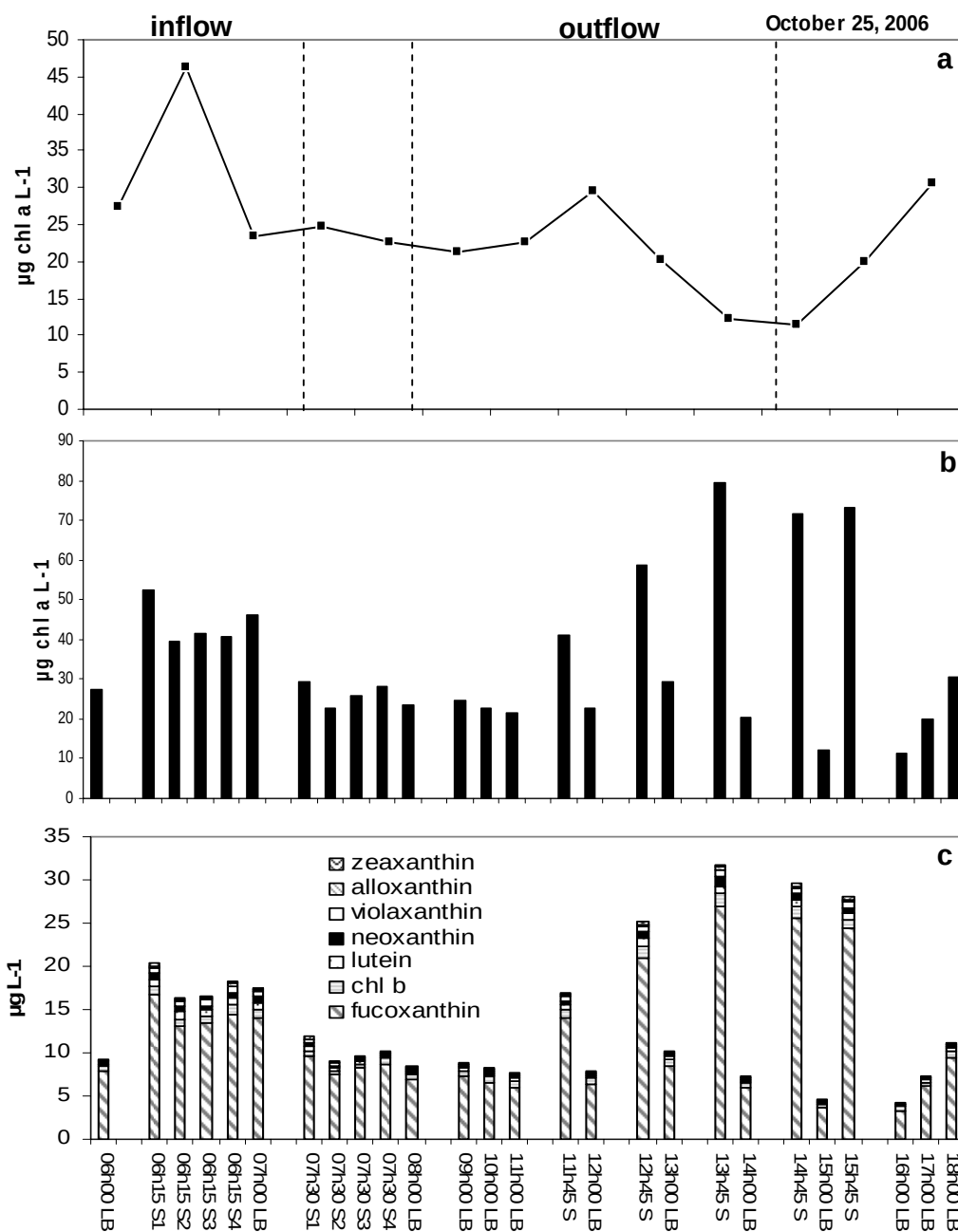


Figure 6: Phytoplankton biomass (chl a) during the 13 hours campaign of October 25th 2006 in Lippenbroek at the bridge (a) and in Lippenbroek at the bridge and in the Schelde-estuary in front of Lippenbroek (b) and the phytoplankton pigment composition (c). (LB: Lippenbroek bridge, S: Schelde station in front of Lippenbroek)

A very similar pattern like the one from October was observed for the 13 hours campaign of March 2007 with a maximal chlorophyll a concentration during inflow,

decreasing values until the midst of outflow and an increase during the stagnation period afterwards (Figure 7a,b). Since it was very early in the growing season, the chlorophyll a concentrations were low in comparison with the other campaigns. Pigment and microscopical analysis still showed a dominance of fucoxanthin and diatoms (*Actinocyclus normanii*, *Cyclotella scaldensis*), although less clear than in other seasons since the higher presence of chlorophyll b + lutein and thus chlorophytes (*Desmodesmus*) and alloxanthin and cryptophytes (*Cryptomonas*) (Figure 7c,d). The sinking of the big *Actinocyclus normanii* cells, like observed in periods of stagnation during the other campaigns was only clear during the stagnation period after outflow when the water level was much lower (Table 3). When the water level was high after inflow, these cells couldn't probably settle fast enough in the short period of stagnation before outflow in order to decrease their densities in the water column.

Table 3: relative contribution of dominant phytoplankton taxa during different phases of the 13 hours campaign of March 20-21th, 2007 in Lippenbroek in front of the sluices.

	inflow	stagnation	outflow	stagnation
<i>Desmodesmus</i>	6,0	7,2	9,0	8,7
<i>Actinocyclus</i>	60,2	72,1	64,1	54,6
<i>Cyclotella</i>	11,0	3,2	4,5	14,0
<i>Cryptomonas</i>	7,6	6,7	11,8	11,0

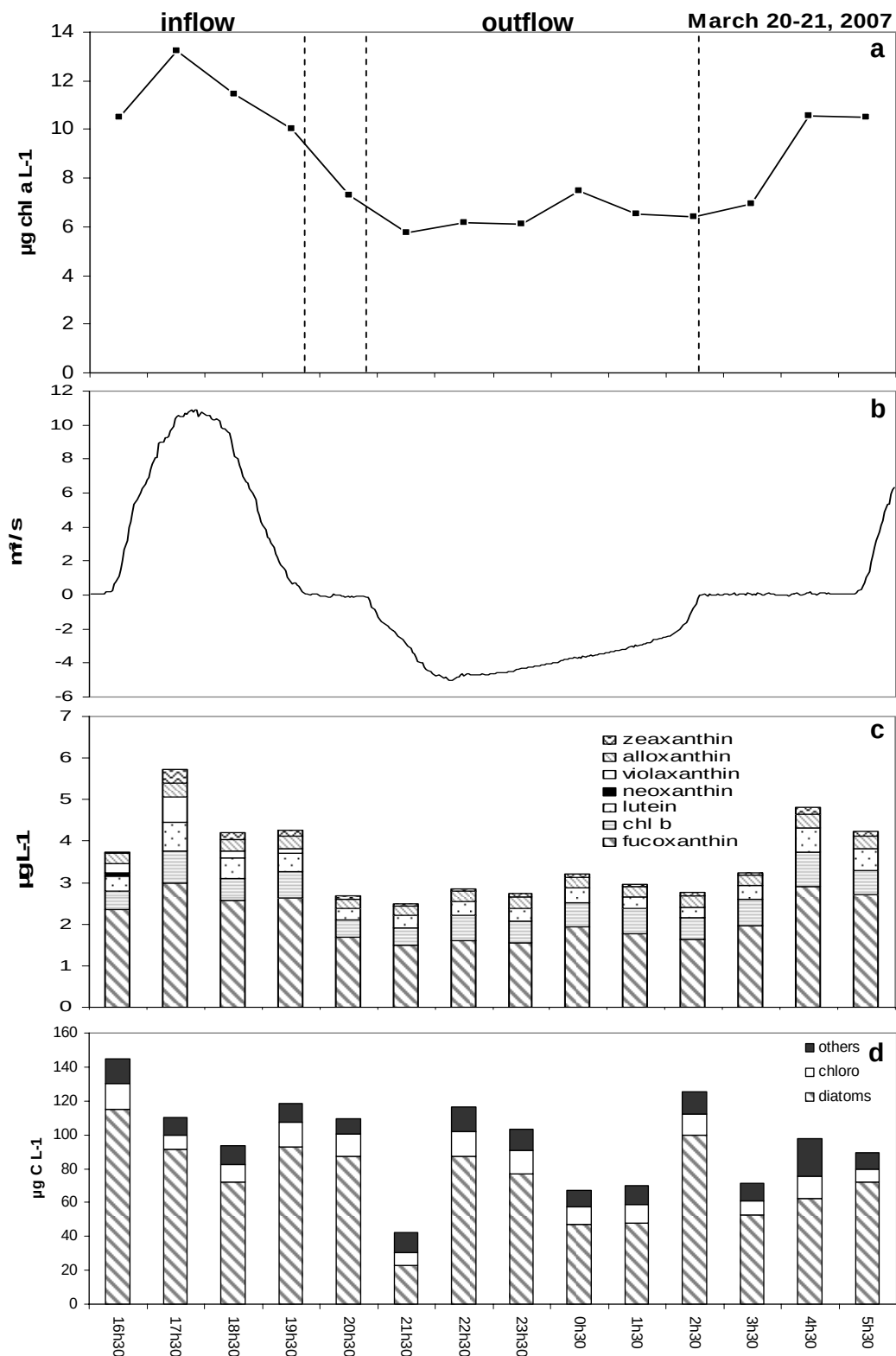


Figure 7: Phytoplankton biomass (chl a) during the 13 hours campaign of March 20-21th 2007 in Lippenbroek at the bridge (a), the water discharge measured at the sluices (positive during inflow, negative during outflow) (b), pigment concentration (c) and taxonomical composition based on cell counts (d).

Phytoplankton carbon budget

In order to estimate the importance of Lippenbroek as source or sink for phytoplankton populations from the Schelde-estuary, a phytoplankton carbon budget was calculated. We multiplied the amount of water that passed the sluices (measured every 2 minutes) with the chlorophyll a concentration measured at Lippenbroek bridge in front of the sluices (measured every hour) to obtain the total amount of chlorophyll a that came in or out Lippenbroek. By using a fixed carbon to chlorophyll a ratio of 30 that was calculated for phytoplankton from the Schelde-estuary (Muylaert et al. 2001) we obtained the total amount of phytoplankton carbon (Table 4).

Table 4: estimated amount of chl a and phytoplankton carbon that entered and left Lippenbroek during a tidal cycle

Date	Chl a in kg	Chl a out kg	Chl a gain kg	Carbon in kg	Carbon out kg	Carbon gain kg
16/05/2006	1,19	0,76	0,43	35,67	22,80	12,87
3/07/2006	0,43	0,15	0,28	12,85	4,41	8,44
11/09/2006	2,57	2,06	0,51	77,12	61,88	15,24
20-21/03/2006	1,15	0,44	0,71	34,63	13,24	21,39

The calculations always showed a netto gain between 0.4 and 0.7 kg chlorophyll a and between 8 and 22 kg phytoplankton carbon per tidal cycle. The netto gain was lowest in July and highest in October, most probably depending on the amount of water that entered Lippenbroek during the tidal cycle. Based on these calculations it is concluded that Lippenbroek appears to be a sink for phytoplankton populations originating from the Schelde-estuary.

10.10.3. Monitoring phytobenthos biomass and community composition

Methodology

About 90 sediment samples were collected on 4 occasions (April 2006 and during the 13 hour campaigns of July, September and October 2006) in each of the 10 fixed localities in Lippenbroek. At each locality, 3 different plots with exposed sediments were sampled to take into account small-scale patchiness. 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.

Phytobenthos biomass and community composition

The chlorophyll a concentrations in April 2006 showed some variability at each locality but localities that were located at higher elevations in Lippenbroek, like site 7 and 10, showed the lowest concentrations (Figure 8a,b). These places are too dry in order to sustain an extended phytobenthos community since they are only flooded during extreme high tides and are almost completely covered with higher plants. On the other hand, maximal concentrations were found on site 5, an active tidal flat

without much vegetation at the end of the creek in Lippenbroek. The phytobenthos biomass was comparable with that from other tidal mudflats along the Schelde-estuary sampled before in spring (Muylaert 2002). Pigment analysis revealed a dominance of fucoxanthin, the major pigment of diatoms (Figure 8c). The second most important group were chlorophytes as is indicated by the presence of chlorophyll b and lutein. Cyanobacteria (zeaxanthin), the xanthophyte *Vaucheria* (Vaucheriaxanthin) and euglenophytes (neoxanthin) were present as well at certain sites.

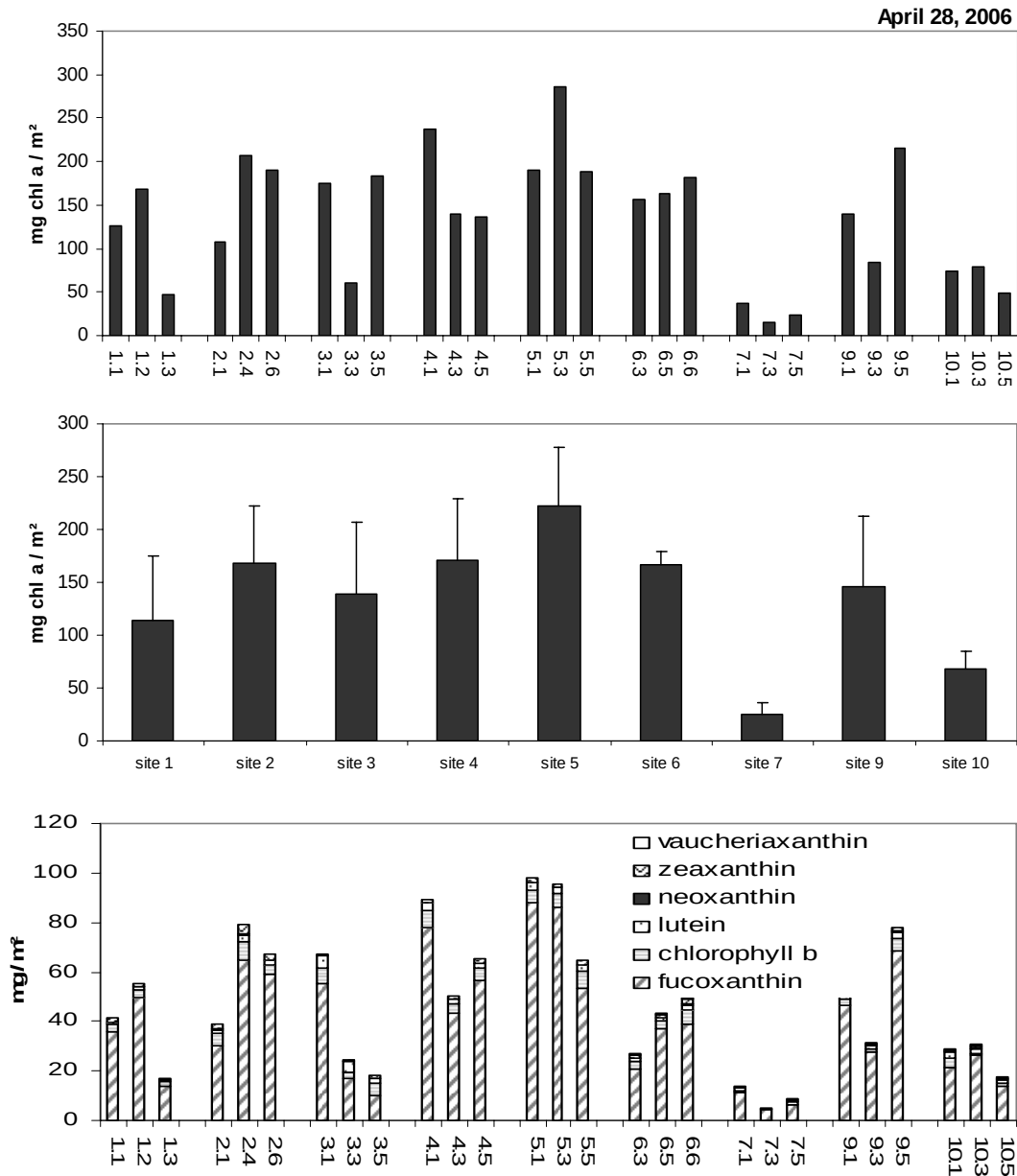


Figure 8: Variability in phytobenthos biomass (a), averaged values (b) and pigment composition (c) for each of the fixed localities in Lippenbroek, sampled on April 28th 2006.

Microscopical analysis also revealed the dominance of centric (*Actinocyclus normanii*, *Cyclotella scaldensis*, *Stephanodiscus hantzschii*) and penate (*Surirella*, *Navicula*, *Synedra*, *Asterionella*) diatoms. Especially the centric diatoms in the benthos most

probably originated from the plankton and settled to the sediments as was also indicated by the microscopical counts from the plankton and the phytoplankton carbon budget calculations. The filamentous *Oscillatoria* was the most important cyanobacterium, *Desmodesmus* dominated the chlorophytes and *Euglena* the Euglenophytes. The chytrid fungal parasite *Podochytrium cornutum* was frequently seen on cells of *Actinocyclus normanii* (Figure 9) as well as the herbivore amoeba *Asterocaelum algophilum* that voraciously feeds on centric diatoms. Both organisms were frequently observed before in the Schelde-estuary (Van Wichelen *et al.* 2006) where they could have significant impacts on populations of their prey organisms. The potential role these organisms play in recycling silicium remains unknown and deserves more attention in the future.

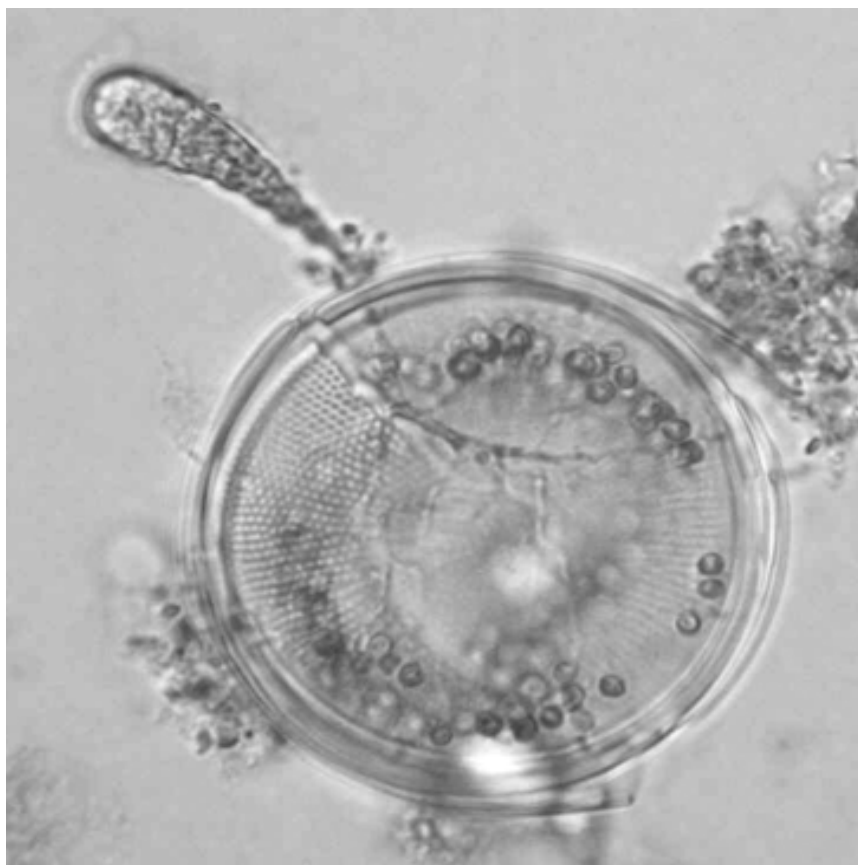


Figure 9: the chytrid parasite *Podochytrium cornutum* on a cell of the centric diatom *Actinocyclus normanii*, the most dominant phytoplankton taxon in the freshwater tidal reaches of the Schelde-estuary, from the sediments in Lippenbroek.

In July 2006, high values of chlorophyll a were measured in the sediments of Lippenbroek, with a maximum exceeding 600 mg / m² at one of the plots on site 6 (Figure 10a,b). However, since the pigments at that site were exceptionally dominated by lutein we suspect contamination with debris from higher plants (Figure 10c). Lower values were measured at site 8 and 9, but these were located 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. Fucoxanthin was again the dominant pigment in the sediment indicative for the dominance of diatoms (figure 10c).

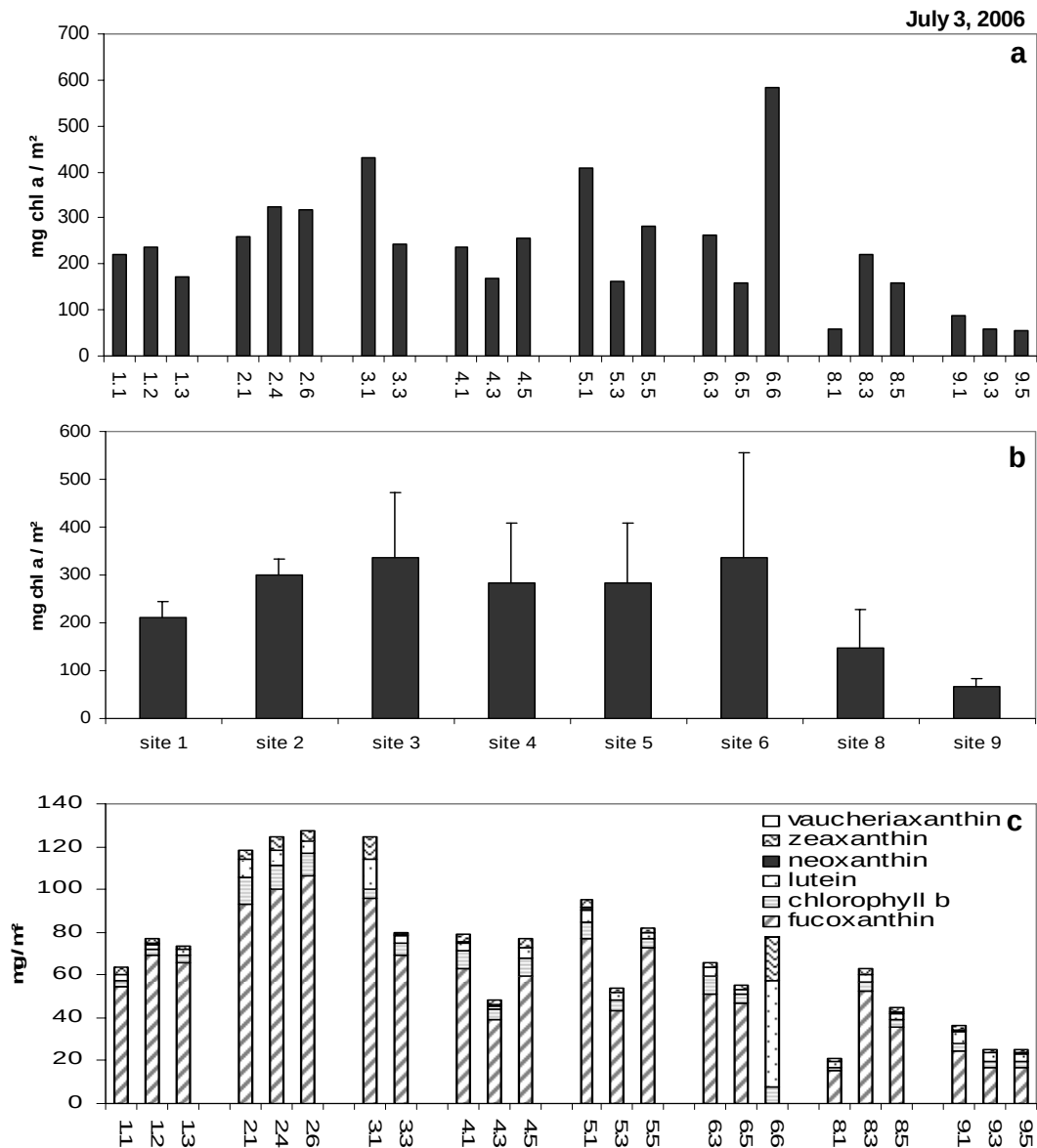


Figure 10: Variability in phytobenthos biomass (a), averaged values (b) and pigment composition (c) for each of the fixed localities in Lippenbroek, sampled on July 3th 2006.

In September, the phytobenthos biomass reached very high levels on the sites that could be sampled during the 13 hour measurement. The maxima exceeded 700 mg chl a / m² at certain places (Figure 11a,b). These rather high values of chlorophyll a in the sediments in Lippenbroek in comparison with the tidal mudflats along the Schelde-estuary are probably the result of the daily enrichment with settled phytoplankton cells during every tidal cycle as was demonstrated before. Also the presence of filamentous algae was easily visible at this time, especially the xanthophyte *Vaucheria* colonised large parts of the mudflats in Lippenbroek. As a result, its major pigment Vaucheriaxanthin could be detected on several sites during the pigment analysis although fucoxanthin was still the dominant pigment (Figure 11c).

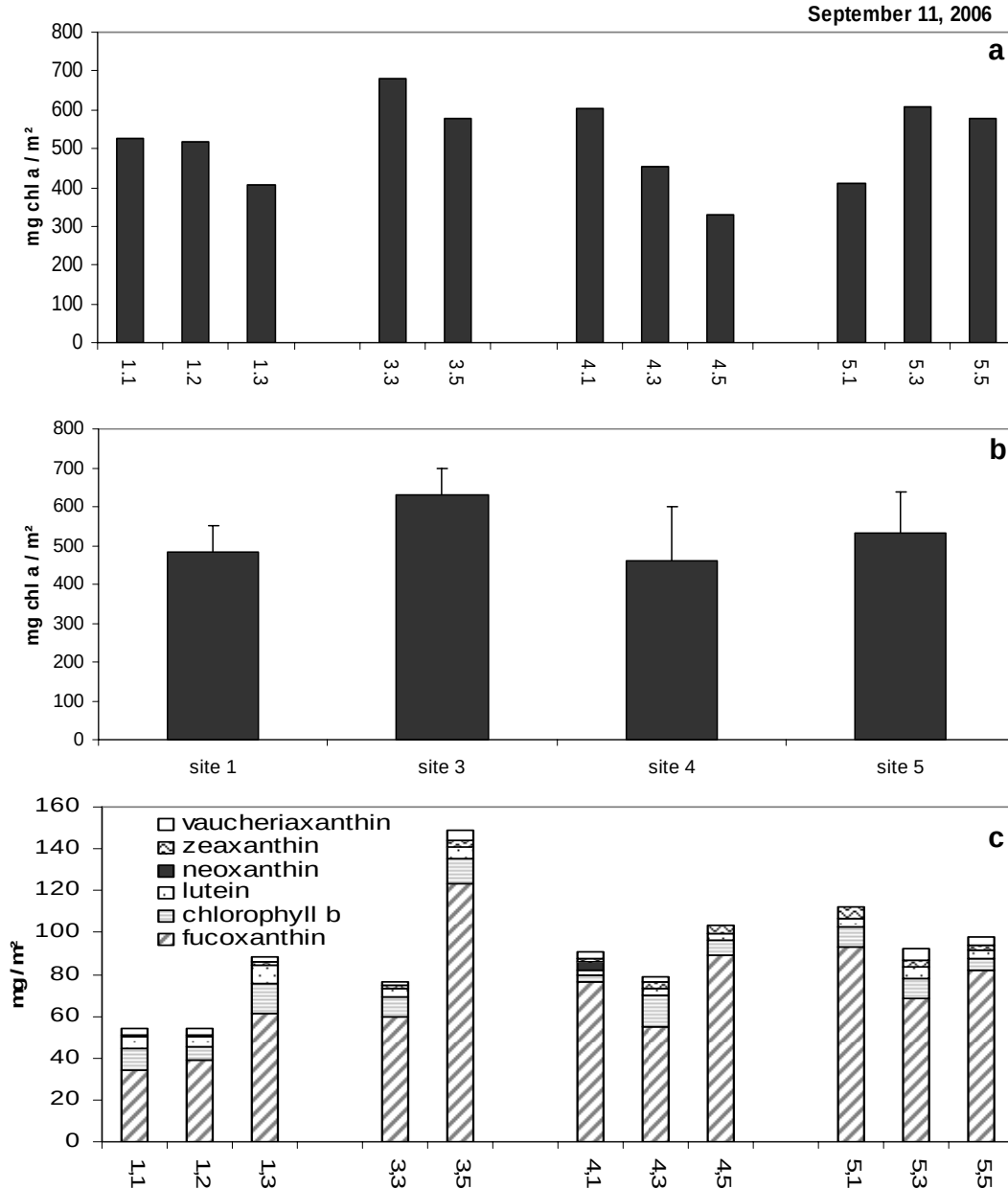


Figure 11: Variability in phytoplankton biomass (a), averaged values (b) and pigment composition (c) for several fixed localities in Lippenbroek, sampled on September 11th 2006.

In October 2006, the phytoplankton biomass in Lippenbroek remained very high, again with concentrations exceeding 700 mg chl a / m² at certain localities (Figure 12a,b). Higher sites (site 6 and 7) obtained lower phytoplankton biomass than sites that were flooded every day. Fucoxanthin was somewhat less dominating because at several sites other pigments became important too (Figure 12c). Microscopical analysis revealed a increased presence of filamentous algae like the Xanthophyte *Vaucheria* and the chlorophyte *Spirogyra* at almost all sites. Also cyanobacteria like *Oscillatoria* and *Spirulina* were frequently seen. Centric and pennate diatoms still formed a major part of

the phytobenthos with especially a high contribution of *Actinocyclus normanii* (and its chytrid parasite *Podochytrium cornutum*). A peculiar species that was observed at this time was the colonial penate diatom *Bacillaria paradoxa*. Other frequently observed taxa were the Euglenophyte *Euglena* and the chlorophyte *Closterium*.

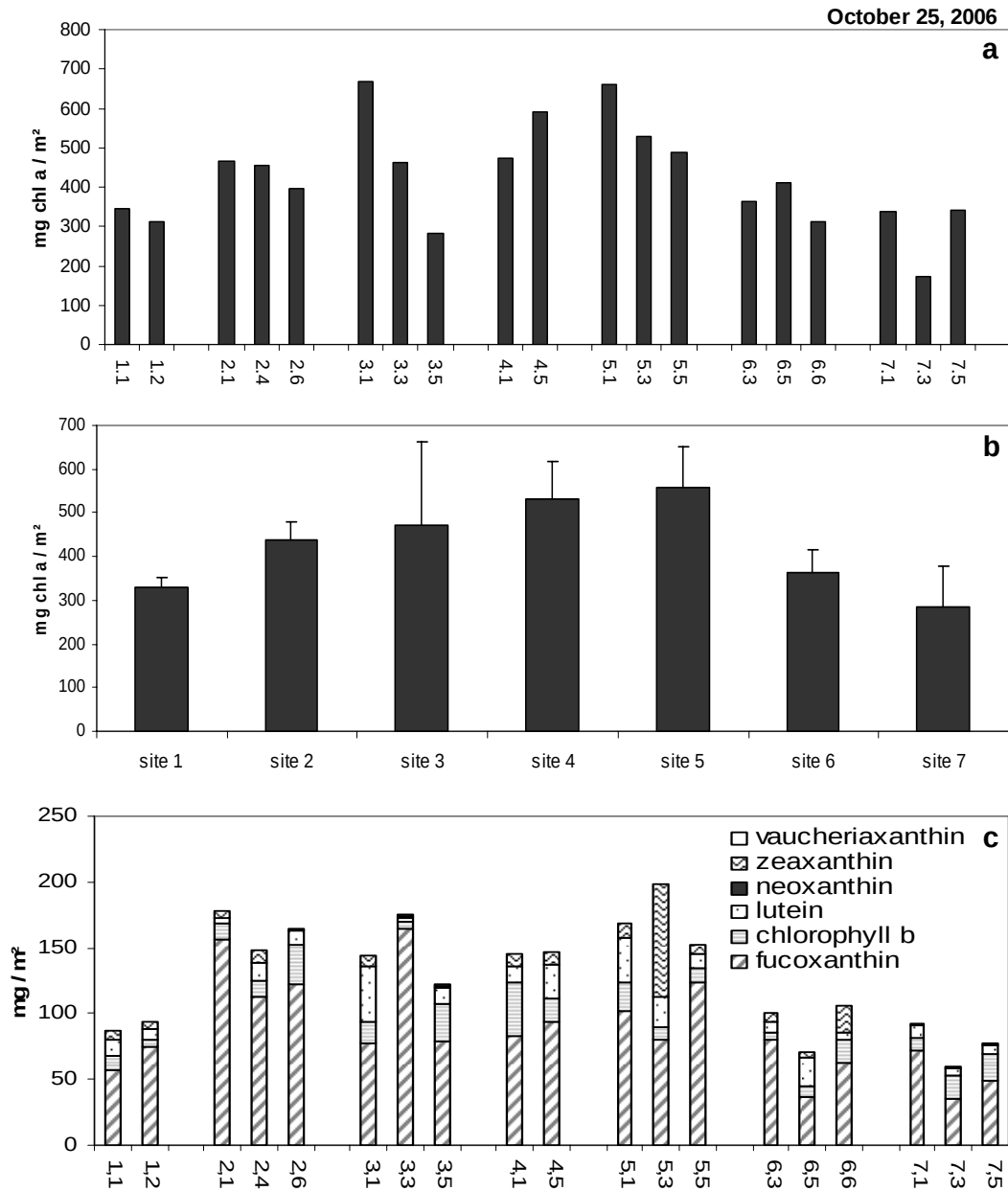


Figure 12: Variability in phytobenthos biomass (a), averaged values (b) and pigment composition (c) for several fixed localities in Lippenbroek, sampled on October 25th 2006.

10.10.4. References

Muylaert K. , J. Van Wichelen, W. Vyverman & K. Sabbe (2001). Effects of freshets on phytoplankton dynamics in a freshwater tidal estuary (Schelde, Belgium). Arch. Hydrobiol. 150 (2): 269-288.

Muylaert K. (2002). Monitoring phytoplankton and microphytobenthos: results from 2002 and comparison with previous years. In Maris, T. S. Van Damme & P. Meire (Red.), 2003. Onderzoek naar de gevolgen van het Sigmaplan, baggeractiviteiten en havenuitbreiding in de Zeeschelde op het milieu. Geïntegreerd eindverslag van het onderzoek verricht in 2002. Rapport bestek nr. 16EI/01/37. UA, Antwerpen, pp IV 1-10.

J. Van Wichelen, K. Muylaert, K. van der Gucht & W. Vyverman (2006). Observations on little studied protists (chytrids and an amoeba), affecting phytoplankton populations in the upper reaches of the Schelde estuary (Belgium). Belgian Journal of Botany 139 (2): 153 – 166.

10.11. Primaire productie in het Lippenbroek

onderzoek uitgevoerd door perceel 5 (J.-P. Vanderborght), Université Libre de Bruxelles, Laboratoire d'Océanographie Chimique et de Géochimie des Eaux

10.11.1. Scope and achievements

In the framework of the OMES monitoring program, the purpose of part 5, section 3 (“Deel 5: Studie naar de primaire productie, Luik 3: Primaire productie in het Lippenbroek”) is to describe the light climate within the Lippenbroek area by measuring the spatial and temporal pattern of daylight penetration in the euphotic layer and its link to sediment dynamics. Accordingly, in situ light measurements, monitoring of water quality parameters such as turbidity and chlorophyll fluorescence and laboratory determination of suspended particulate matter (SPM) and chlorophyll *a* have been carried out by our group between May 2006 and May 2007. This includes the participation in five field surveys (four 13-hour and one 24-hour cycles), as summarized below.

0. May 16th, 2006: a “zero” campaign, aiming at testing the light sensing system and sensors deployment on the “bridge” (upstream of the main creek). Few results have been obtained during this survey due to a failure of the monitoring system (multiprobe data-logger) and problems with the irradiance sensors (shadows, insufficient water depth, interferences with other equipments on the bridge). No data from this campaign have therefore been validated for inclusion in the present report.

1. July 3rd, 2006: During this survey, we have performed light-attenuation measurement in the main creek (from the bridge) and close to station 9 within the “tidal lake”. Measurements in the main creek have again suffered from a number of interferences. Also in the tidal lake, massive SPM resuspension due to the activity of other teams has been a source of problem. Note that no water has entered the lake during this 13-hour cycle.

2. September 11th, 2006: Based on the experience from both May and July campaigns, irradiance measurements at the bridge have been abandoned. (Light climate at this point may be deduced from SPM and turbidity measurements from other teams). Also, measurements in the tidal lake have been moved from station 9 to station 8 to try to minimize the impact of SPM resuspension. A complete set of data has been obtained at this location during a 13-hour cycle characterized by water-level amplitude of about 30 cm.

3. October 25th, 2006: This survey has been performed following the same approach as in September. A nearly complete set of data has also been obtained at station 8 during this 13-hour cycle characterized by limited water-level amplitude (of approx. 20 cm).

4. March 20th and 21st, 2007: Two tidal cycles characterized by large water-level amplitudes (80 and 70 cm respectively) have been successfully followed and a complete set of data has again been obtained at station 8.

10.11.2. Methods

For the determination of light climate, different methods of sensors set-up have been used.

In the main creek (at the measurement bridge, campaign 0 and 1), the light extinction coefficient k_d has tentatively been measured using two spherical (scalar) quantum sensors (Aquamatic AQPL-UV912) positioned at two different, fixed depths (subsurface and bottom). This is the “dual-sensor” method that is routinely applied during the OMES monthly cruises and tidal cycle monitoring campaigns. As stated before, this approach was unsuccessful for various reasons already mentioned.

In the tidal lake, the limited water depth does not allow to deploy two light sensors with the required vertical distance. Light extinction has thus been obtained from three measurements: underwater photosynthetically active irradiance (PAR) using a single immersed quantum sensor, depth of the sensor, incident irradiance above the water surface. Note that at large angle of incidence (with respect to the vertical), direct solar light reflexion may significantly reduce the light penetration through the air-water interface, with the consequence that light extinction could be over-estimated near sunrise or sunset.

For field survey 1, the irradiance sensors (LICOR Li-192SA quantum sensors) have been installed on a vertical pole inserted into the sediment close to station 9. A battery-operated agitator was positioned along the underwater sensor to eliminate any mud deposit that might have occurred onto the flat light collector.

For surveys 2 and 3, a nylon cable has been taut between the basin banks at an angle of the Lippenbroek in the vicinity of station 8, with an underwater light sensor (spherical quantum sensor Aquamatic AQPL-UV912) suspended to it. This allows installing the light sensor without the need for an operator to come into the water, thus avoiding the massive sediment resuspension that was observed at the start of campaign 1. In addition, the spherical shape of the underwater irradiance sensor minimizes the accumulation of solid particles on the sensor surface. Incident irradiance was measured using a flat light collector (LICOR Li-192SA quantum sensor) positioned on the bank.

For survey 4, the underwater light sensor (spherical quantum sensor Aquamatic AQPL-UV912) has been fixed to a metal support and smoothly deposited on the sediment using a horizontal cane, so to avoid resuspension.

In all cases, a LICOR Li-1400 data-logger has been used for recording PAR data. Synchronous measurement of the light sensor depth has been performed using a vented pressure sensor (DRUCK PTX 1730). These measurements can be compared with depth data from a multiprobe analyser. During campaign 1, an OTD (oxygen-temperature-depth) diver (VAN ESSEN Instruments) has also been deployed.

Continuous measurement of water quality parameters (temperature, conductivity/salinity, dissolved oxygen, pH, turbidity and chlorophyll *a* fluorescence) has been performed during the field surveys using a multiprobe analyser (YSI 6600 EDS). Hourly water samples have been taken either by hand (surveys 0 to 3) or using an automatic vacuum water sampler (MANNING S-4040, survey 4).

Laboratory determination of SPM has been performed 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 Menzel² (1963) and adapted by Strickland and Parsons (1972)³.

10.11.3. Results

All data are available in Excel files at the UA Blackboard (<http://blackboard.ua.ac.be>). For each field survey (1 to 4), two files are given: the files “Parameters” include all numerical data from parameters field measurements and laboratory determinations, and a set of graphs (usually: depth, temperature, conductivity, oxygen saturation, pH, turbidity + SPM, chlorophyll fluorescence + chlorophyll *a*). The files “Light climate” include the data from measured irradiance and a set of graphs (usually: irradiance sensor depth, surface and underwater PAR, light attenuation + turbidity + SPM).

The complete set of graphs is also given in annex. A short synthesis of the main results obtained during the 4 field surveys is presented here, with reference to the figures in annex.

1. July 3rd, 2006.

- The survey has been characterised by a very limited water input in the Lippenbroek, with no water level change in the tidal lake at station 9 (Fig. 1).
- During this sunny day with surface irradiance close to the theoretical maximum (Fig. 9), a strong temperature increase (from 24 to 33 °C) has been observed (Fig. 2).
- Oxygen is fairly depleted at the end of the night (abt. 40 % saturation); its saturation level gradually increases during the day to reach 120 % at sunset (Fig. 4). This corresponds to a concentration difference of 5 mg/l over the light period (Fig. 5). Oxygen production is accompanied by a parallel pH increase (from 7.6 to 8.0, Fig. 6).
- As stated before, turbidity measurements have been severely affected by resuspension of bottom sediments. This is clearly noticeable for a period of several hours after installation of the sensors, but also at regular intervals during the whole day (Fig. 7). (Chlorophyll seems to be less affected by the process, Fig. 8). Like turbidity, the light extinction coefficient (k_d) exhibits very high values at the start of the monitoring, slowly decreasing towards 3.5 m⁻¹ after a few hours. After 13:30 however, k_d values becomes meaningless due to repeated sediment resuspension (Fig 10).
- Light extinction measurements at the main creek entrance (“bridge”) have also suffered from repeated interference by floating material (10:00 – 11:00), shadows from the bridge structure and neighbouring vegetation, and insufficient water depth (Fig. 11). Values of k_d in the range 4-5 m⁻¹

² Yentsch C.S. and Menzel D.W., 1963. A method for the determination of phytoplankton chlorophyll and phaeophytin by fluorescence, *Deep-Sea Research*, 10, 221-231

³ Strickland J.D.H. and Parsons T.R., 1972. A practical handbook of seawater analyses. 2nd edition. Fisheries Research Board of Canada, Ottawa. 310 pp.

have been observed, although these values have to be taken with care considering the source of errors enumerated above (Fig. 12).

2. September 11th, 2006.

- For this survey, monitoring equipment has been moved from station 9 to station 8 to minimize the impact of resuspension. The actual sampling point is situated close to the inlet of the secondary creek into the main northern “tidal lake”. This 13-hour cycle was characterized by an average water input into the Lippenbroek, leading to a water level difference of abt. 30 cm at station 8 (Fig. 13).
- Monitoring occurred during a very sunny day with solar energy close to the theoretical maximum (Fig. 20). A temperature increase from 18 to 23°C was observed, the estuarine water input being responsible for a ΔT of abt. 1° C (Fig. 14), together with a small conductivity increase of 50 $\mu\text{S/cm}$ (Fig. 15).
- Oxygen depletion at dawn is important (abt. 50 % saturation); during the day, a very large O_2 increase is measured (up to 190 % saturation at 17:00, Fig. 16) corresponding to a ΔO_2 of 12 mg/l, together with a large pH rise (from 7.5 to 8.3, Fig 17).
- Turbidity and SPM are low before the start of fill cycle; both parameters are multiplied by a factor 4 with the income of water into the tidal lake; Sedimentation then proceeds at a slow rate, until the initial values are reached again after approx. 4 hours (Fig. 18). Chlorophyll values do not show such a strong dynamic behaviour, although a temporary increase of abt. 50 % may be noticed after inflow (Fig. 19).
- The light extinction coefficient measured at station 8 is in phase with turbidity between 10:30 and 16:30 only, with observed values slowly decreasing from $\pm 4.5 \text{ m}^{-1}$ to $\pm 2.5 \text{ m}^{-1}$. This also corresponds to the observed SPM dynamics, with values in the range 30-50 mg/l decreasing to 5-15 mg/l in the late afternoon (Fig. 21). Note that it has not been possible to explain why k_d values did not peak between 8:30 and 10:30 as for turbidity and SPM, although a sensor malfunctioning seems to be the most probable reason.

3. October 25th, 2006.

- The hydraulic conditions for the October survey were comparable to those of September, with a maximum water level increase equal to 20 cm at station 8 (Fig. 22).
- Meteorological conditions were less favourable: a cloudy day with fluctuating solar irradiance (Fig. 29). Water temperature displayed a limited increase (from 12.5 to 14.5 °C, Fig. 23). Conductivity dropped from 2.15 to 1.90 mS/cm during the inflow of less saline estuarine water into the system (Fig. 24).
- Oxygen depletion was again abt. 50 % at sunrise, but saturation values increased steadily during the day until it reached 115 % at sunset (Fig. 25). pH values followed the same trend with an increase of 0.4 units (from 7.5 to 7.9, Fig. 26).
- The evolution of turbidity was very comparable to what was observed in September 2006, with a rapid increase during the inflow followed by a gradual, slow decrease that can be attributed to sedimentation (Fig. 27). In

this case, the initial values (before inflow) were restored after abt. 8 hours, indicating a lower settling velocity of the suspended material brought into the tidal lake by the main creek and secondary channels system. Chlorophyll *a* also tended to follow the same time pattern, but the rate of decrease appeared to be significantly faster, with most of the observed reduction occurring within 3 to 4 hours (10:00 to 14:00, Fig. 28).

- The light extinction coefficient k_d closely followed the evolution of turbidity, as well as the SPM dynamics. Observed values decreased from $\pm 4 \text{ m}^{-1}$ at the beginning of inflow to $\pm 2 \text{ m}^{-1}$ around 14:00 (Fig. 30). After 14:00 however, this similitude is no longer observed, probably because shadow projection by surrounding trees on the surface irradiance sensor.

4. March 20th-21st, 2007.

- This 24-hour survey under spring-tide conditions covered 2 complete tidal cycles, allowing to follow two successive fill cycles with level changes at station 8 of 70 cm and 80 cm respectively (Fig. 31).
- Due to overcast conditions on March 20th, a low surface irradiance was available for most of the afternoon. In contrast, March 21st was a sunny day with very frequent cloud passages (Fig. 38 and 39). Water temperature was low, dropping from 10 to 6 °C at night, and reaching 10 °C again at the end of the next day (Fig. 32).
- Oxygen deficit was low (O_2 saturation abt. 70 % at sunrise), due to the reduced respiration rate at this temperature (Fig. 34). Oxygen production was however clearly noticeable during the light period (O_2 saturation abt. 140 % at sunset), as well as a pH difference of 0.5 unit between dawn and dusk (Fig. 35).
- Turbidity displayed once again the typical features already observed, with a succession of two maxima, each followed by a 8-hour decrease, time to return to the original, pre-fill value (Fig. 36). Both SPM and light extinction coefficient closely matched this turbidity pattern. During the first fill cycle (March 20th), k_d values were the highest ever measured during the 4 surveys (up to 7 m^{-1} , Fig. 40), immediately followed by those measured on March 21st (up to 6 m^{-1} , Fig. 41). These values are in direct proportion with the tidal amplitude within the lake.

10.11.4. Conclusions and perspectives

Field measurements under various hydraulic conditions (ranging from neap to spring tides) show that a typical turbidity and SPM pattern is observed within the tidal lake, with a very steep turbidity increase at the beginning of the inflow (when present), followed by a slow decrease towards the initial values. It takes indeed more than half the duration of a complete tidal cycle (typically 8 hours) to get back to the pre-fill conditions.

Suspended material that is transported into the tidal lake is therefore characterized by a slow settling velocity (a few centimetres per hour, corresponding to an equivalent

settling diameter in the 10 μ range). Moreover, settling process of this material (silt) is only possible under the quiescent conditions encountered in this particular system. In addition, the turbidity and the light extinction coefficient appear to be directly linked to the amplitude of the tidal level variation in the lake. This behaviour should be compared with the SPM and turbidity dynamics at the basin inlet in order to draw conclusions about the origin of the particulate matter that is brought into the lake. The observed maxima could indeed be associated, either with a large load of suspended material entering into the Lippenbroek from the Scheldt, or with the erosion of material previously deposited in the channel system.

A typical k_d of 2 to 2.5 m^{-1} is measured after sedimentation has proceeded. It increases to 4-5 m^{-1} for an average fill amplitude (20 – 30 cm), and may reach 6 to 7 m^{-1} for a short period of time under spring tide conditions. For average conditions, the half-extinction depth (i.e. the depth corresponding to a 50 % reduction of surface irradiance) is thus comprised between 20 and 40 cm: light limitation does not appear to be a critical factor in this shallow environment. This is confirmed by the intense primary production which is observed in summer in this strongly eutrophicated system, with oxygen saturation approaching 200 %.

Considering these results, more emphasize will be given during the following surveys on direct primary production measurements (using ^{14}C incorporation). Rates of SPM deposition will be compared with data obtained from sediment traps. The respective role of pelagic and benthic algae will also be investigated.

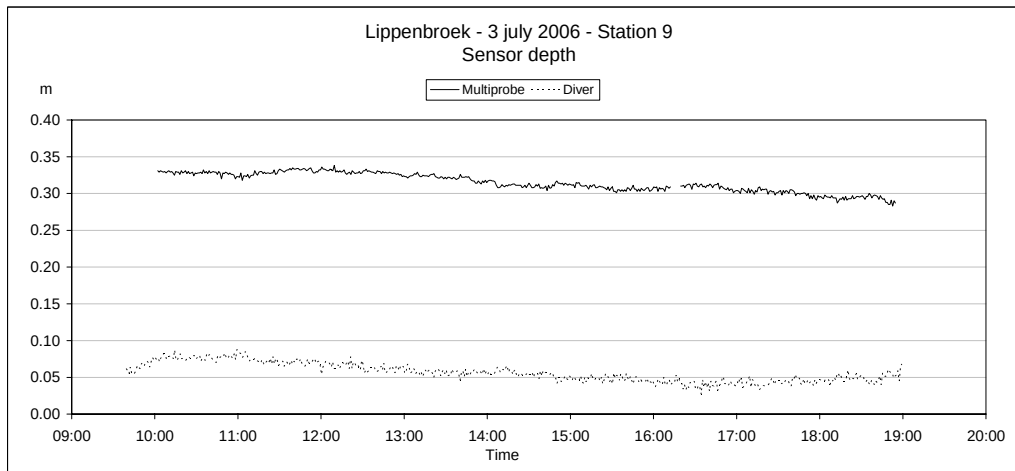


Figure 1

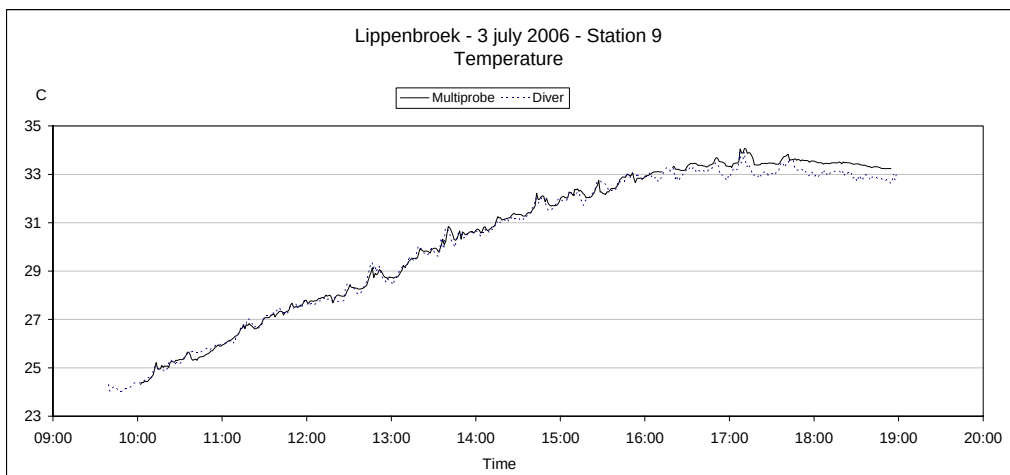


Figure 2

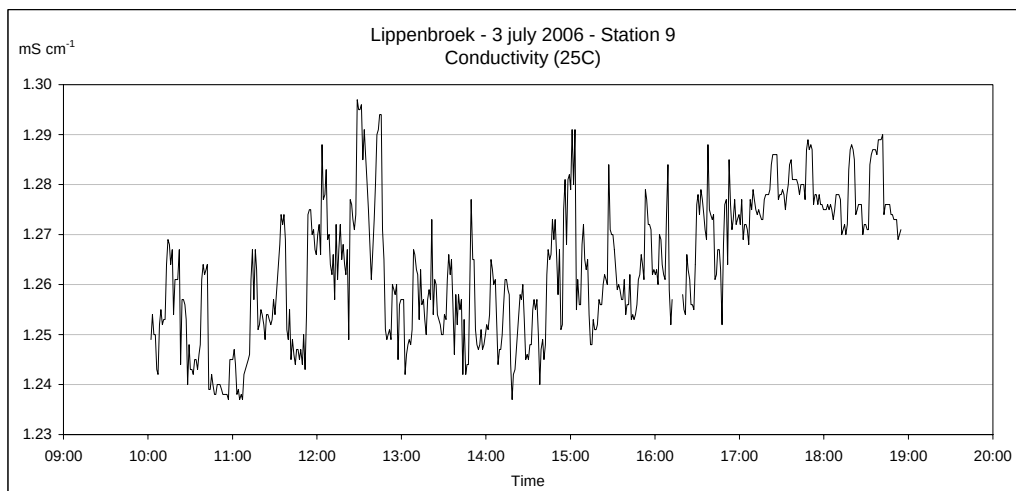


Figure 3

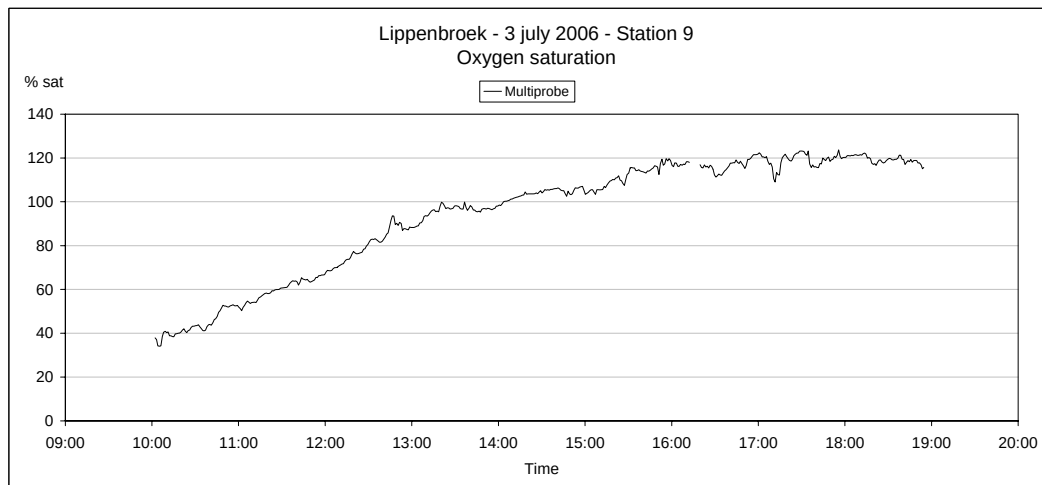


Figure 4

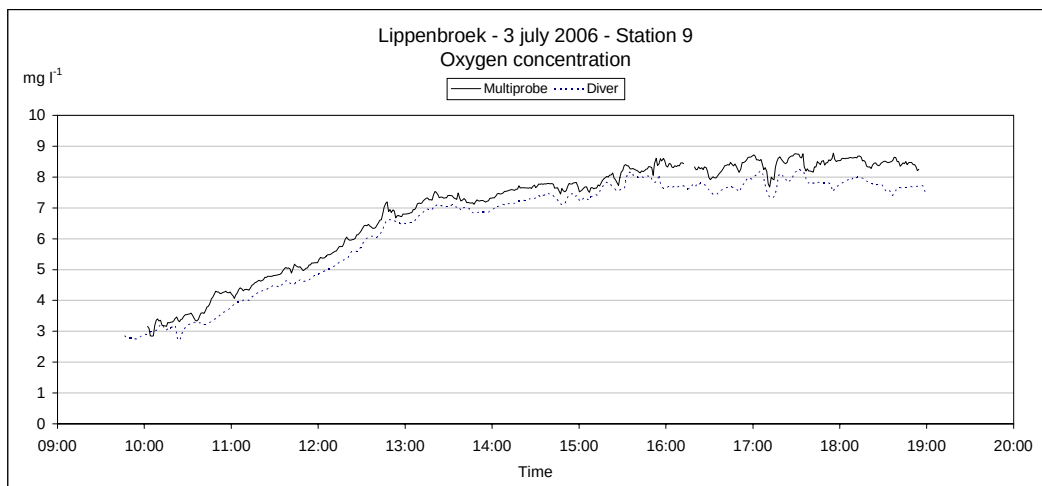


Figure 5

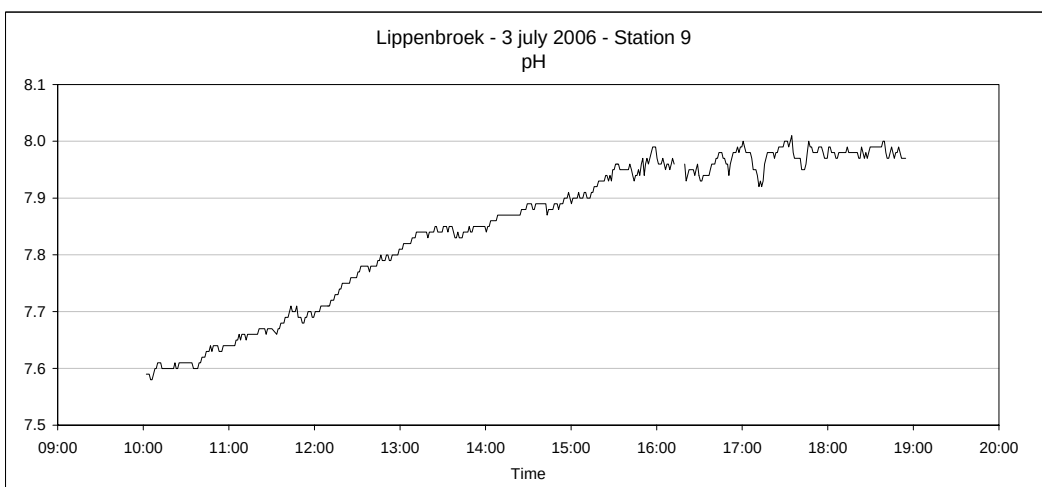


Figure 6

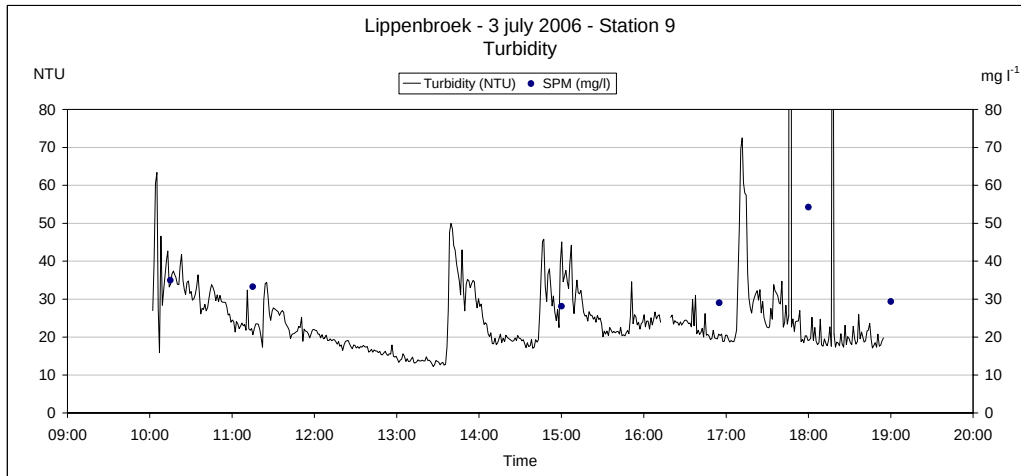


Figure 7

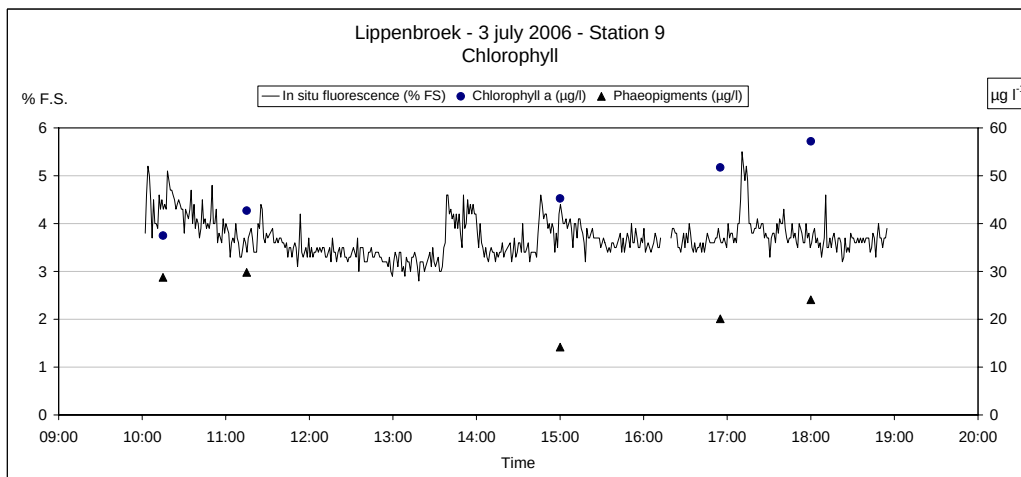


Figure 8

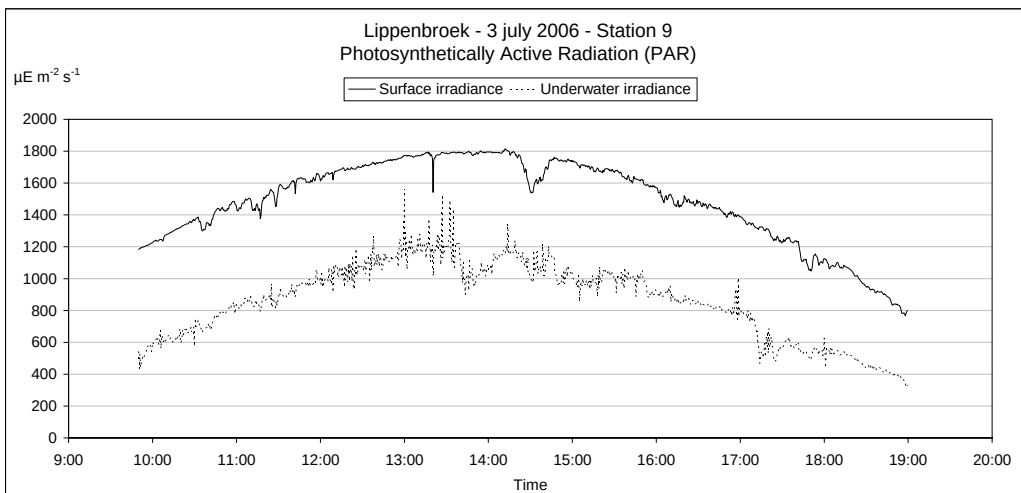


Figure 9

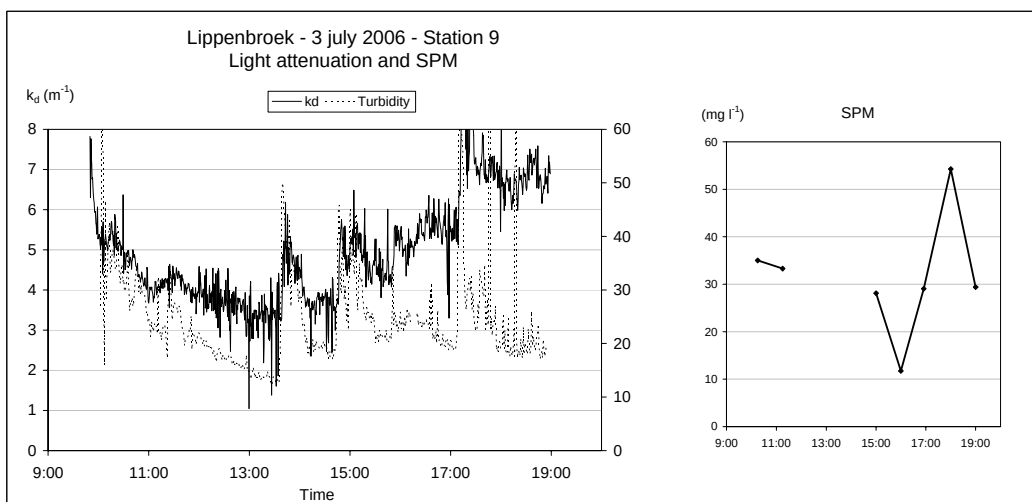


Figure 10

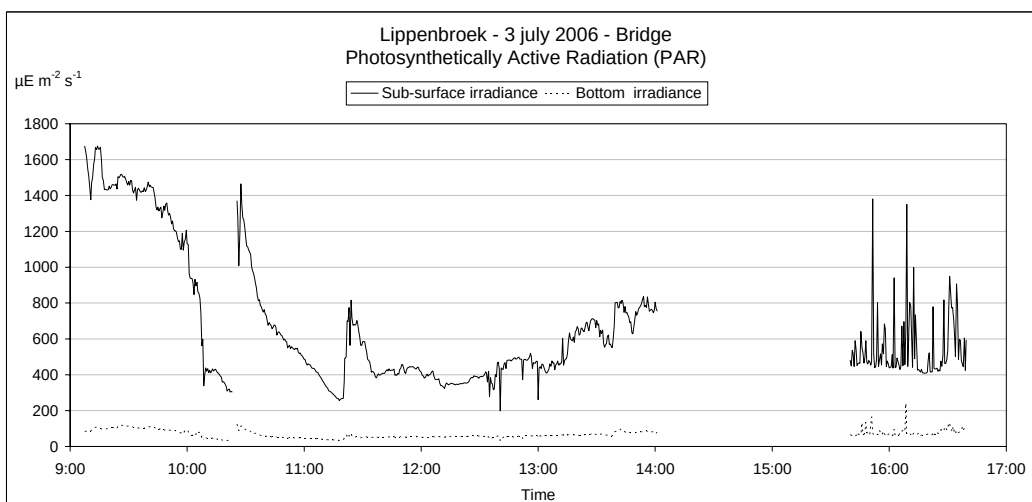


Figure 11

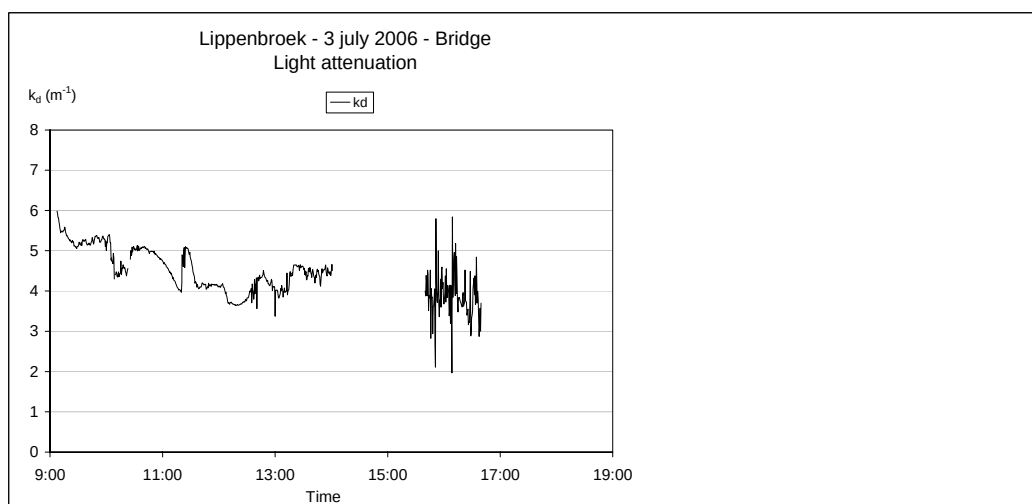


Figure 12

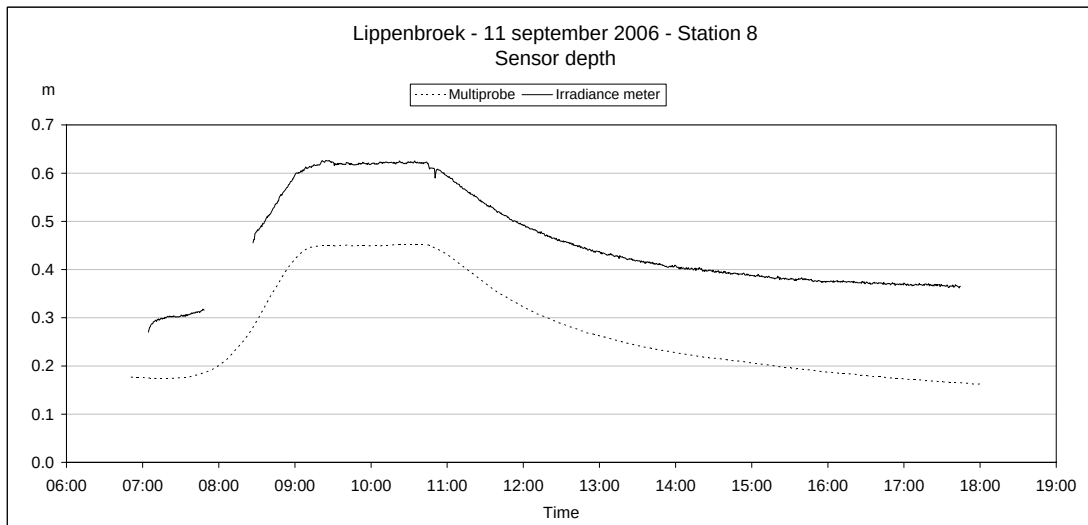


Figure 13

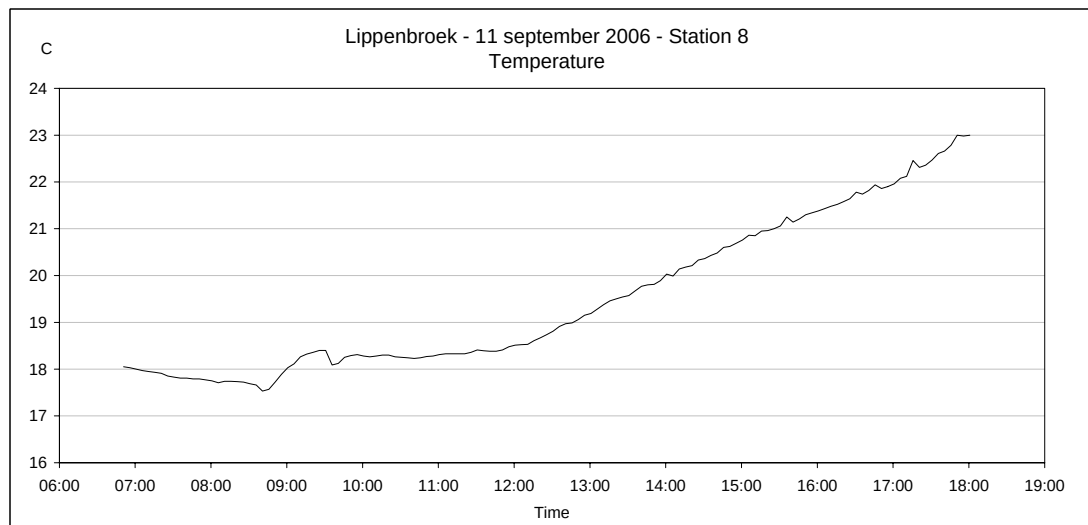


Figure 14

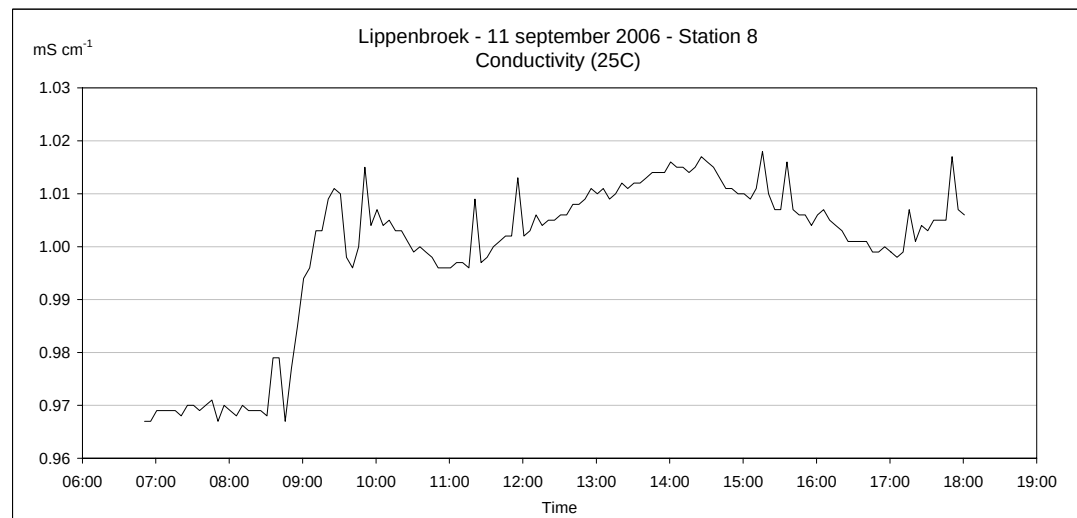


Figure 15

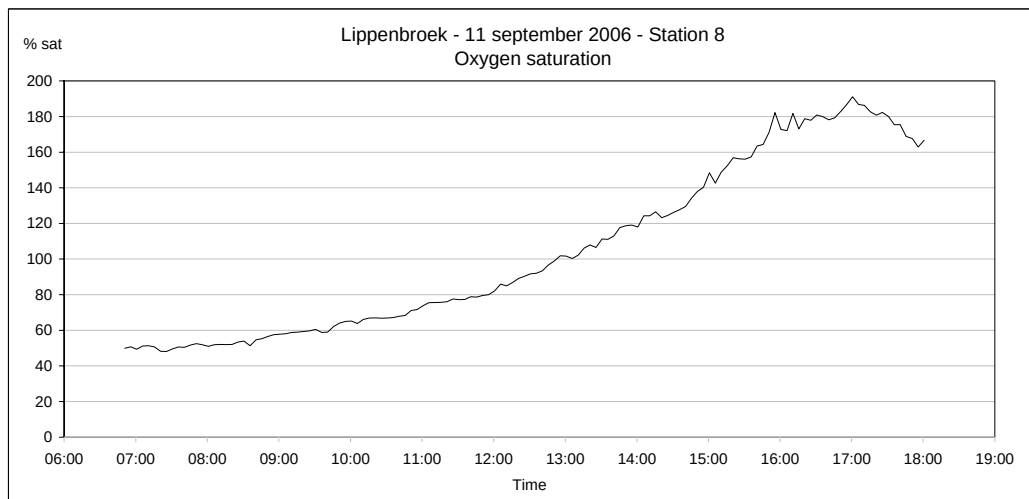


Figure 16

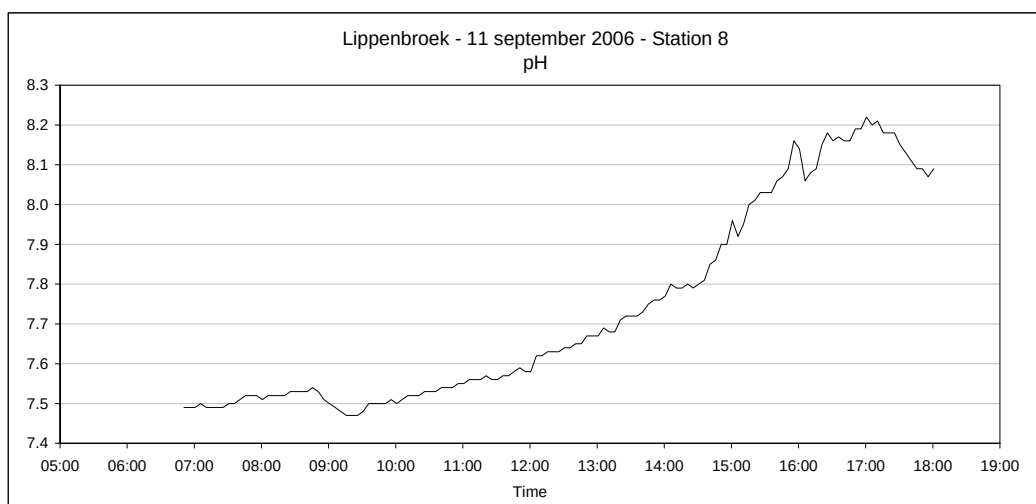


Figure 17

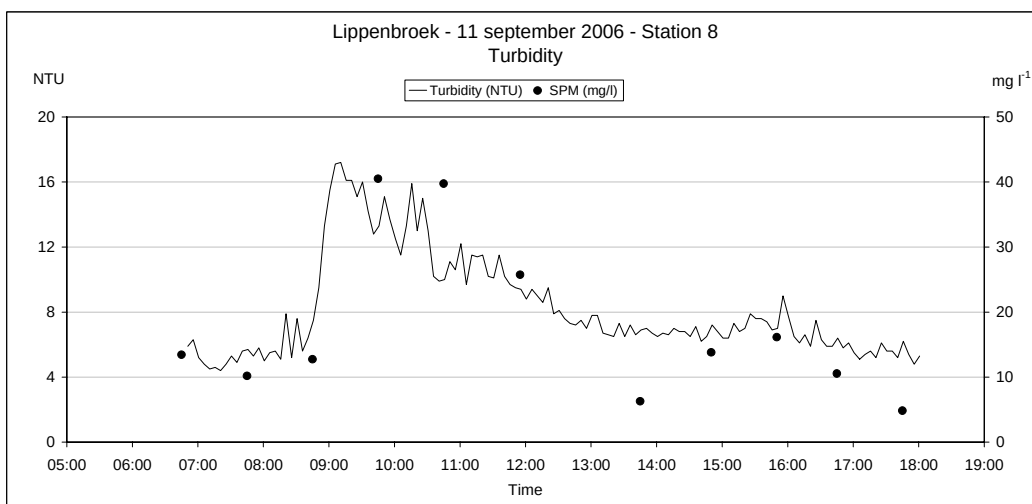


Figure 18

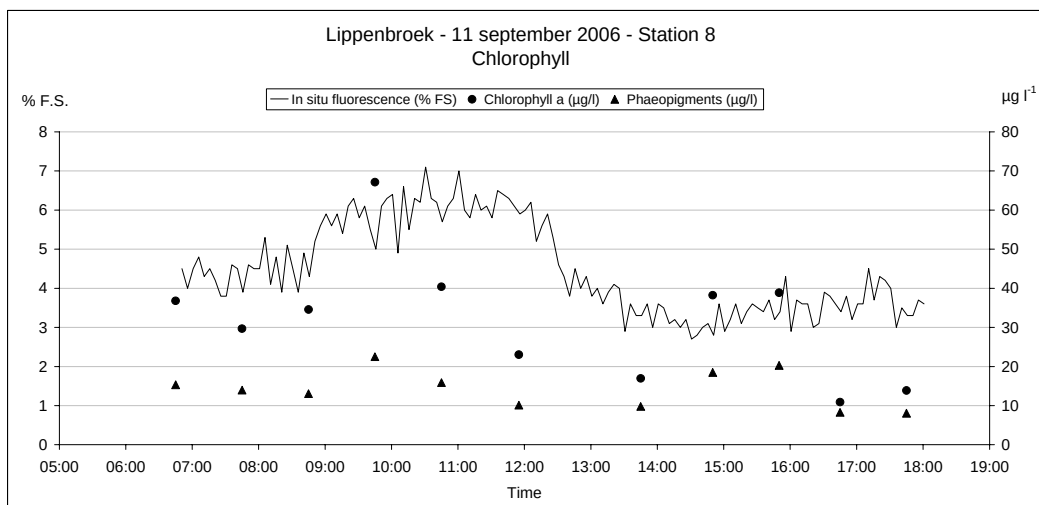


Figure 19

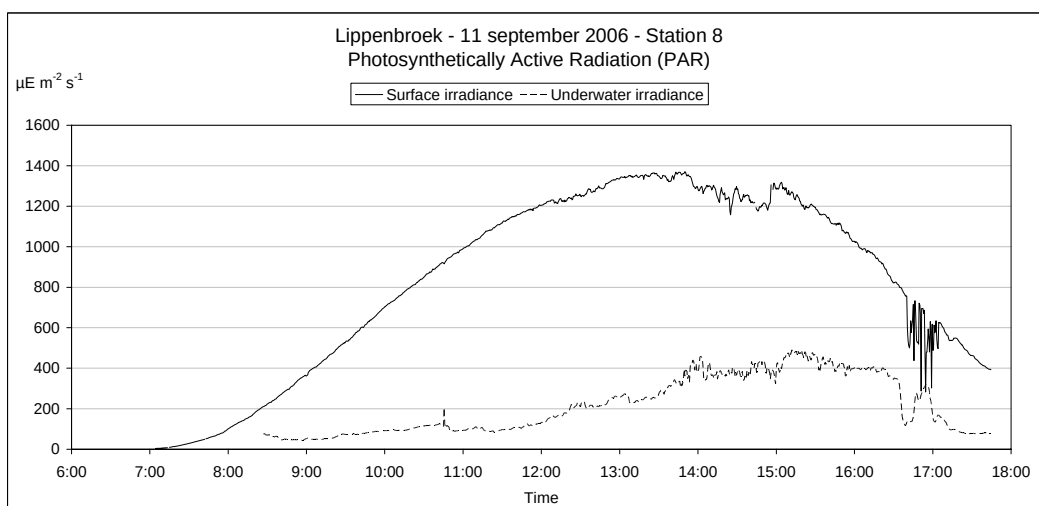


Figure 20

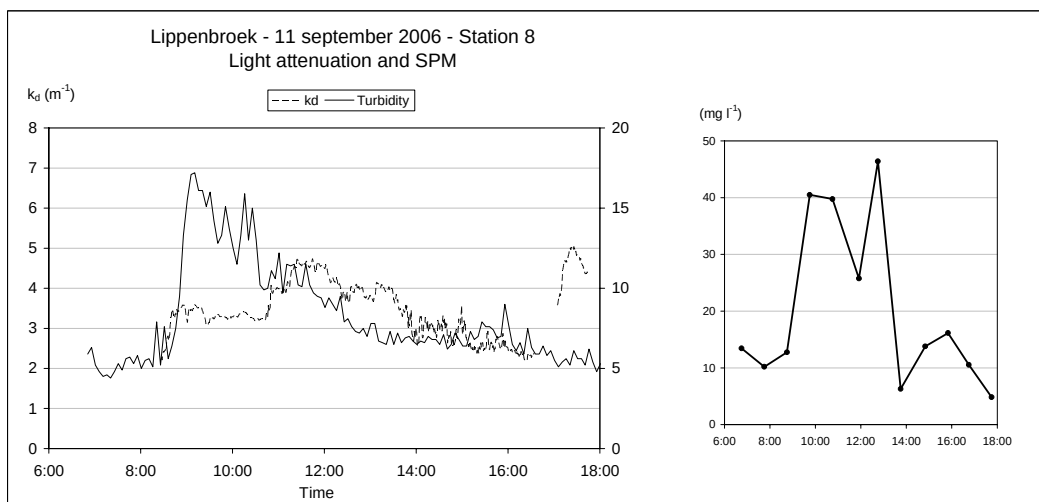


Figure 21

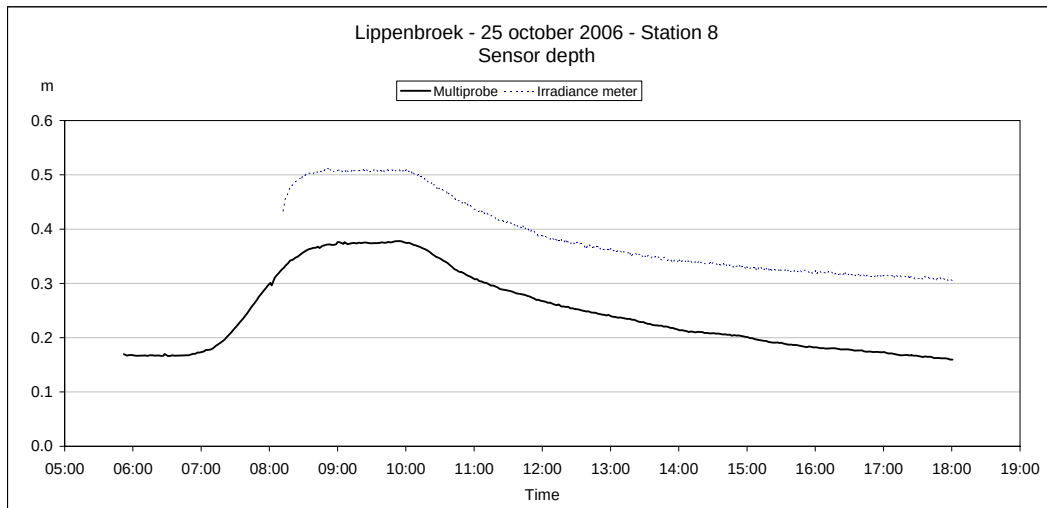


Figure 22

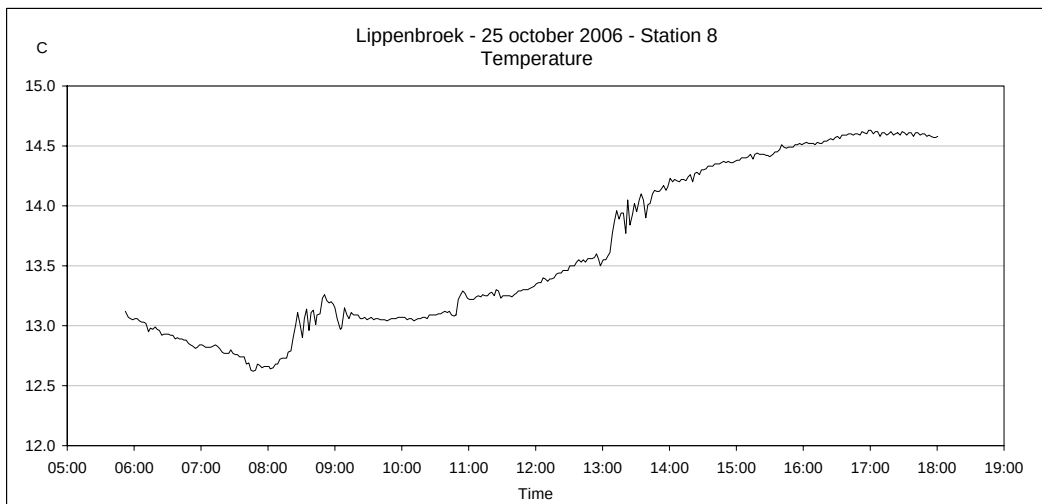


Figure 23

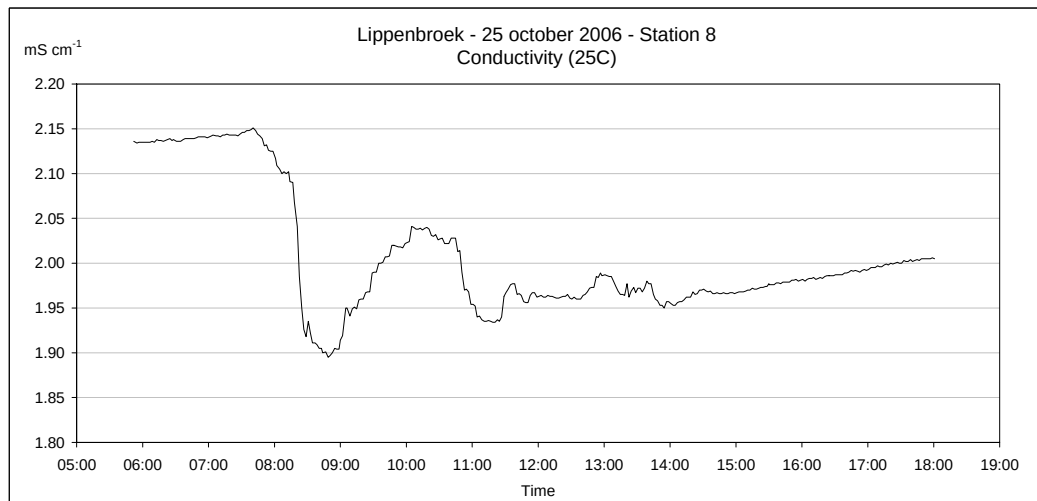


Figure 24

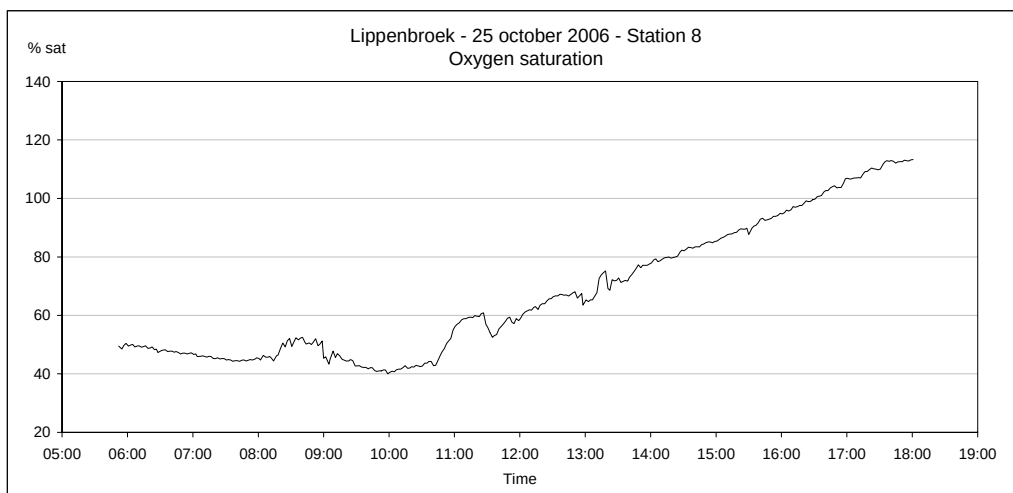


Figure 25

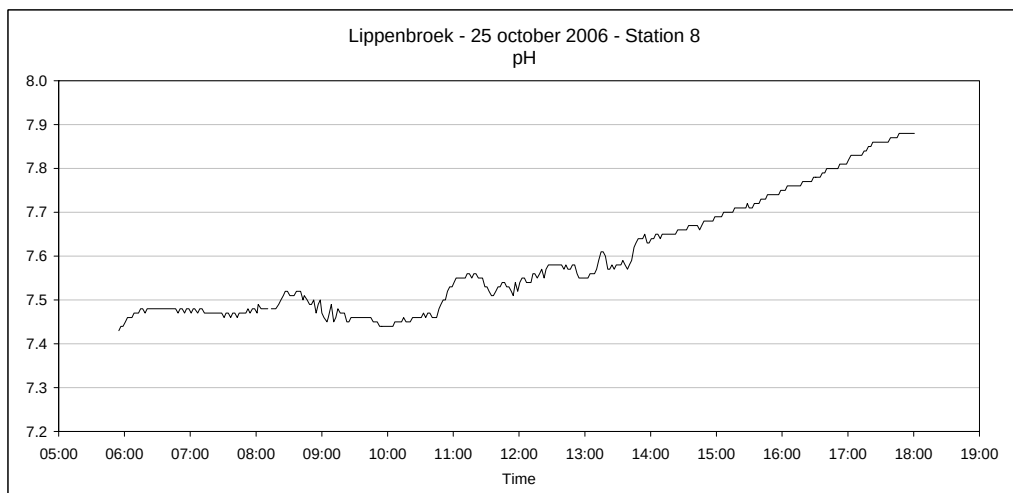


Figure 26

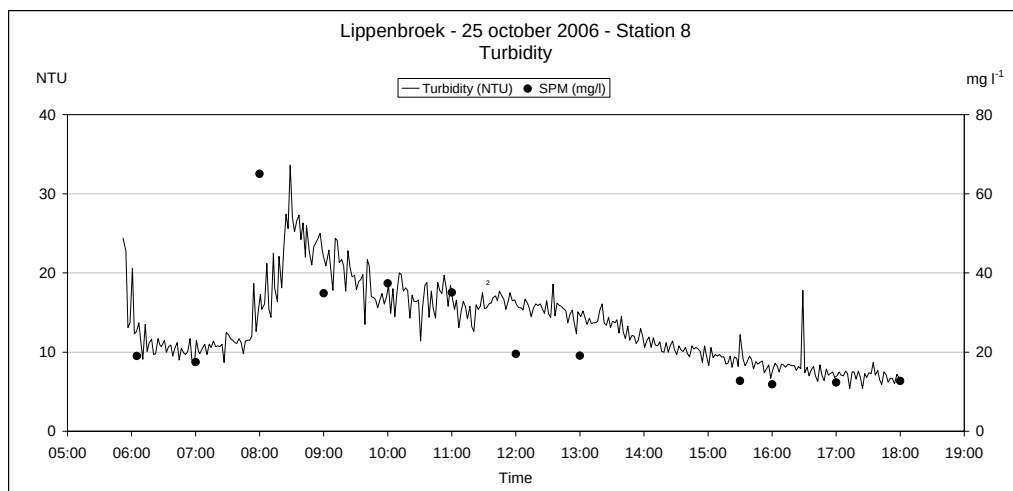


Figure 27

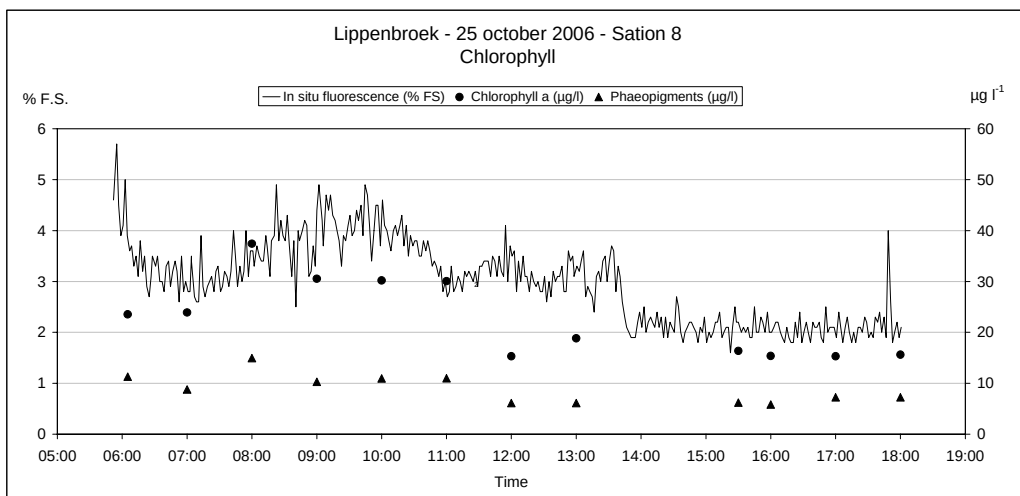


Figure 28

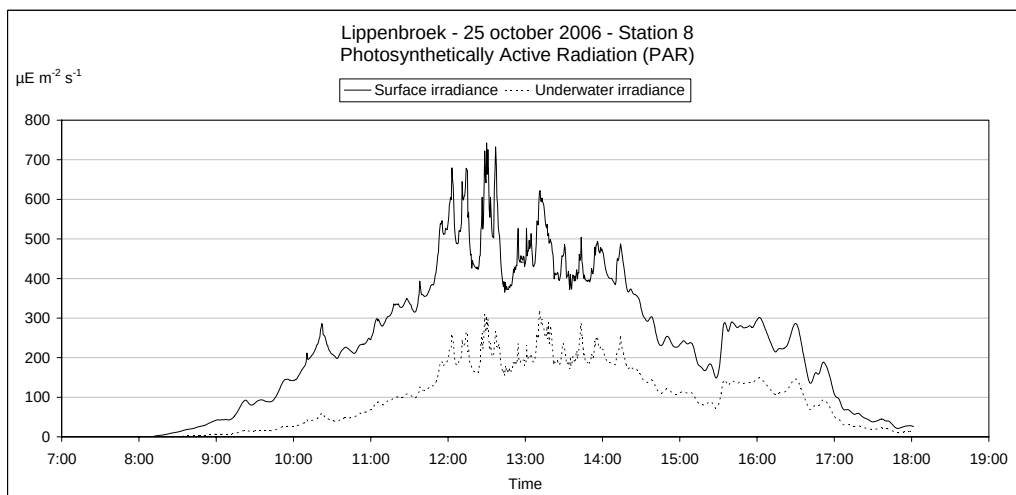


Figure 29

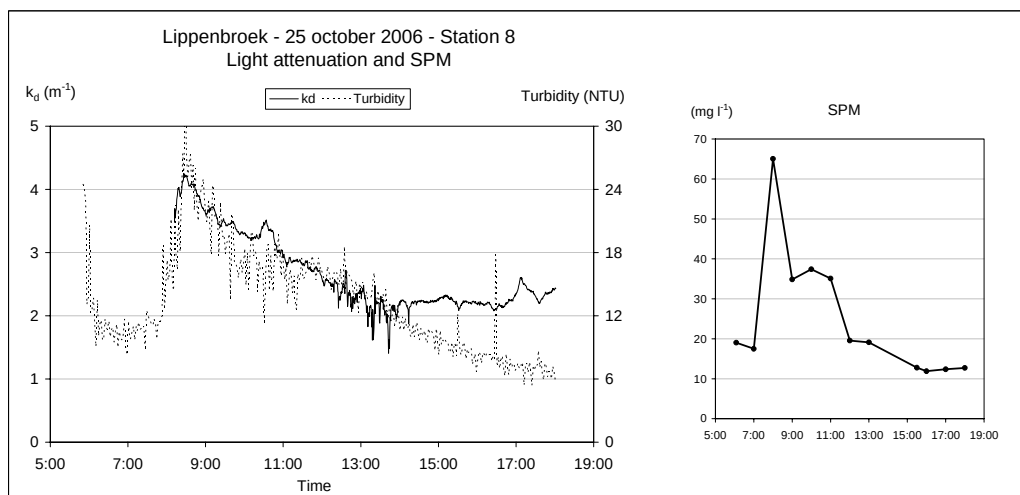


Figure 30

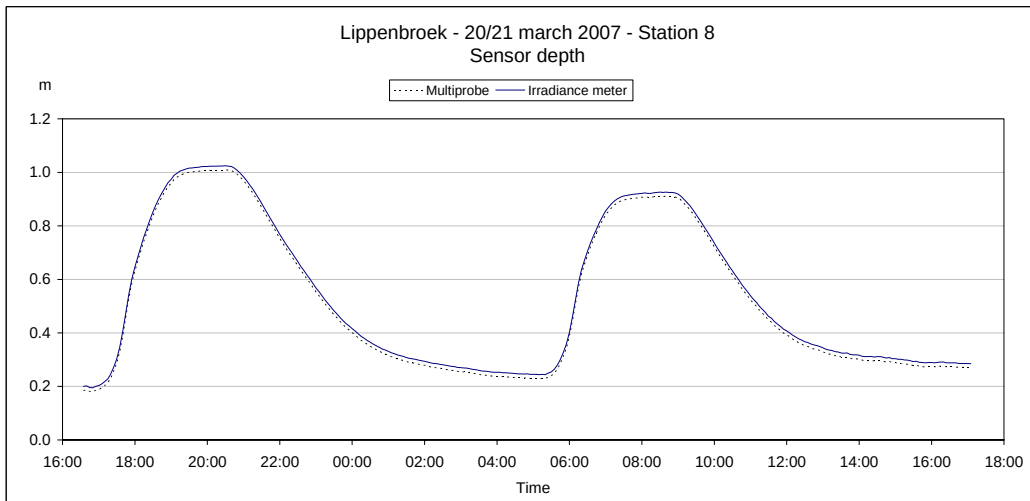


Figure 31

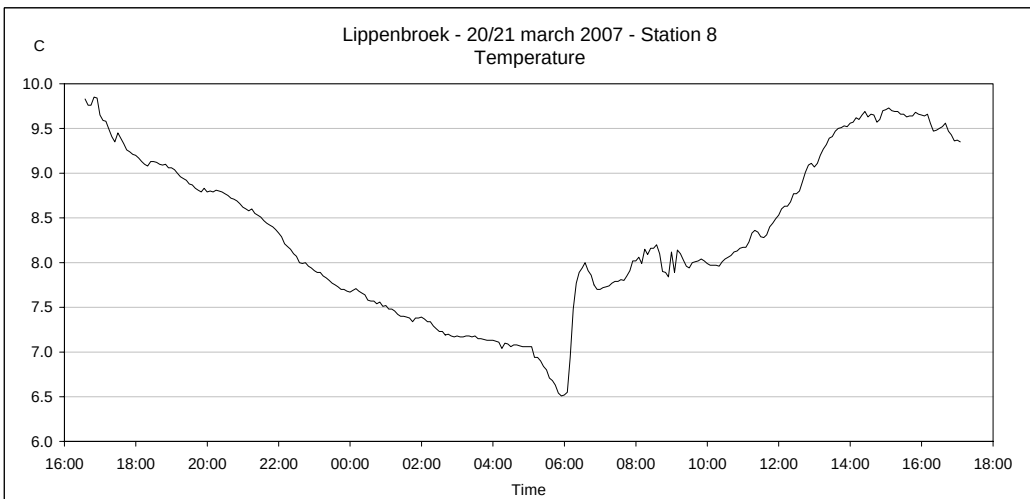


Figure 32

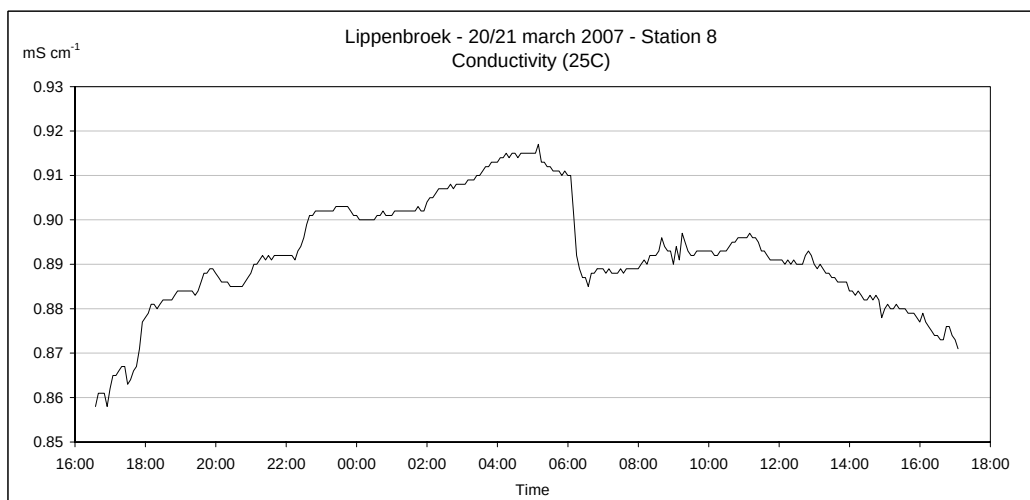


Figure 33

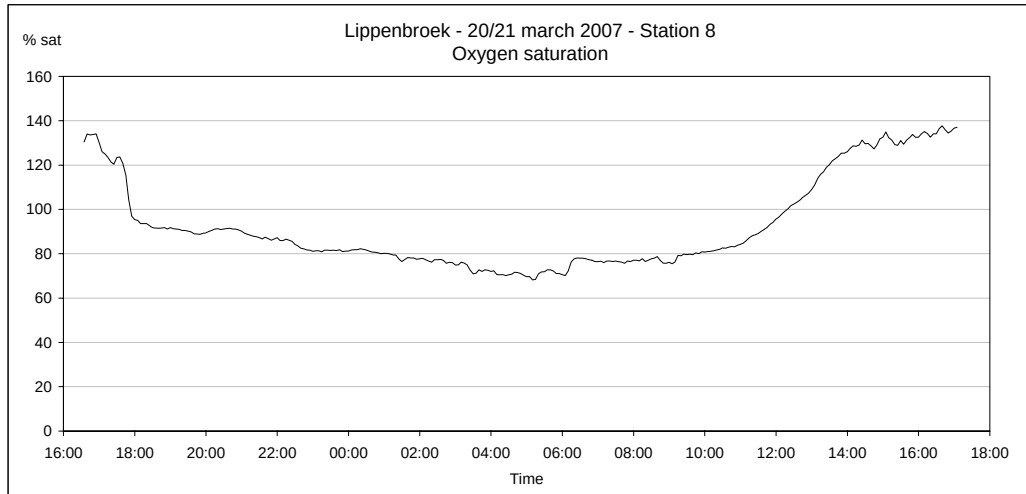


Figure 34

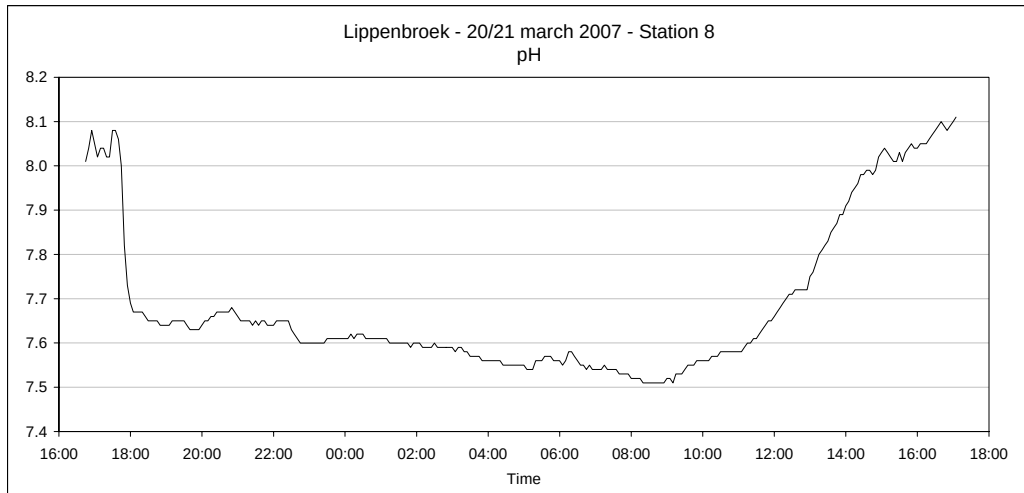


Figure 35

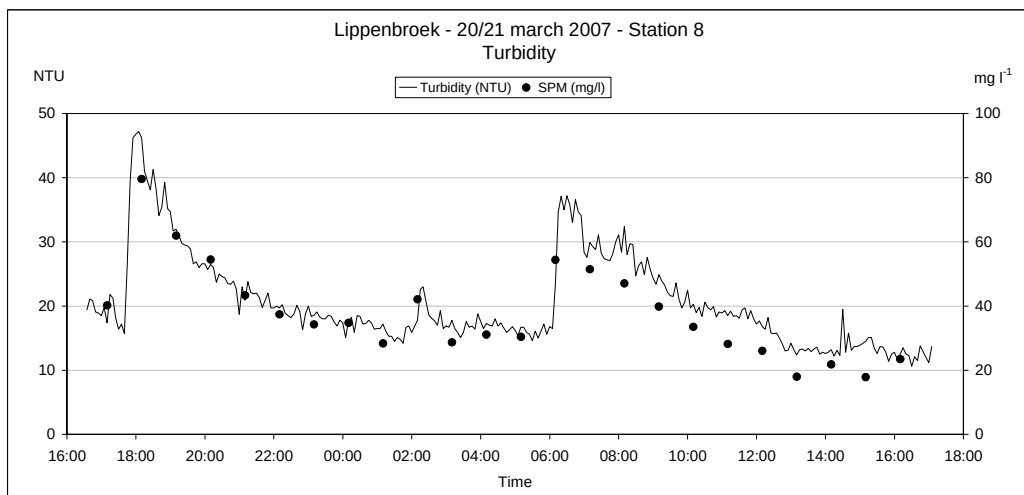


Figure 36

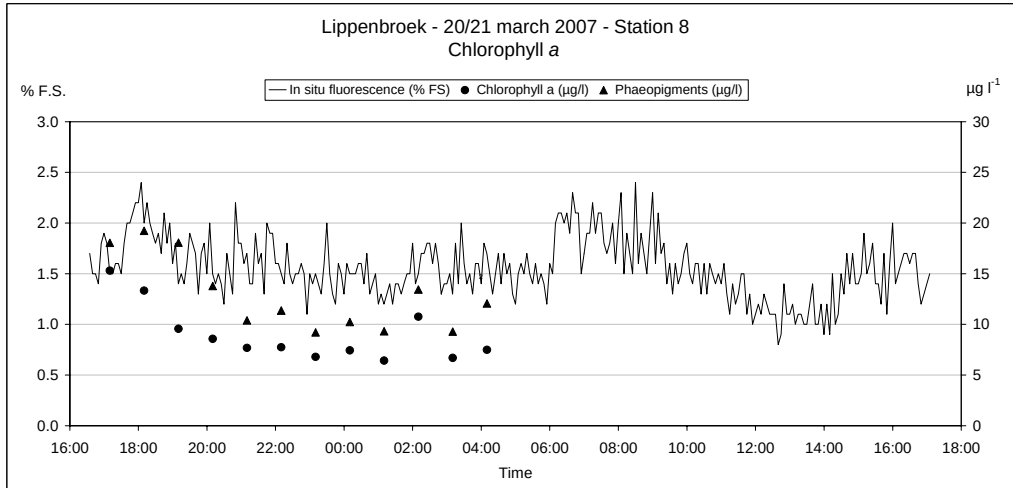


Figure 37

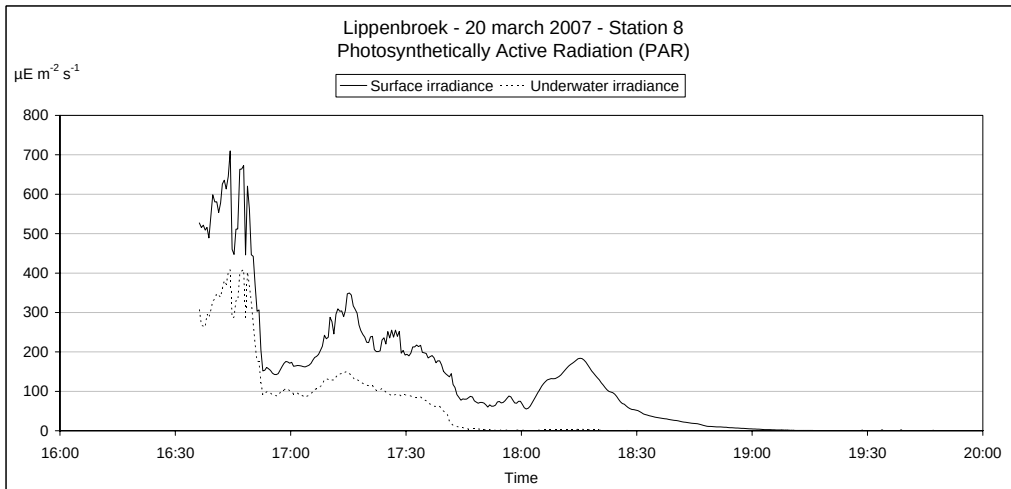


Figure 38

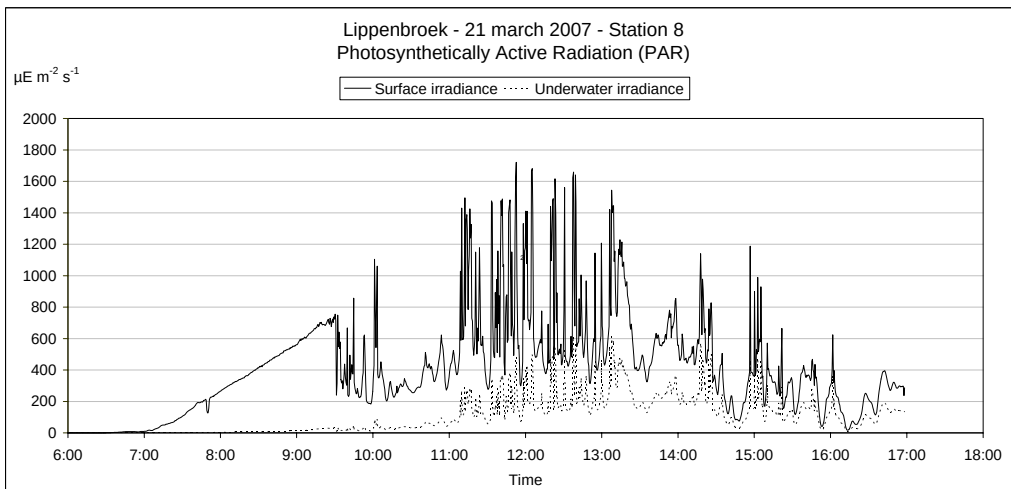


Figure 39

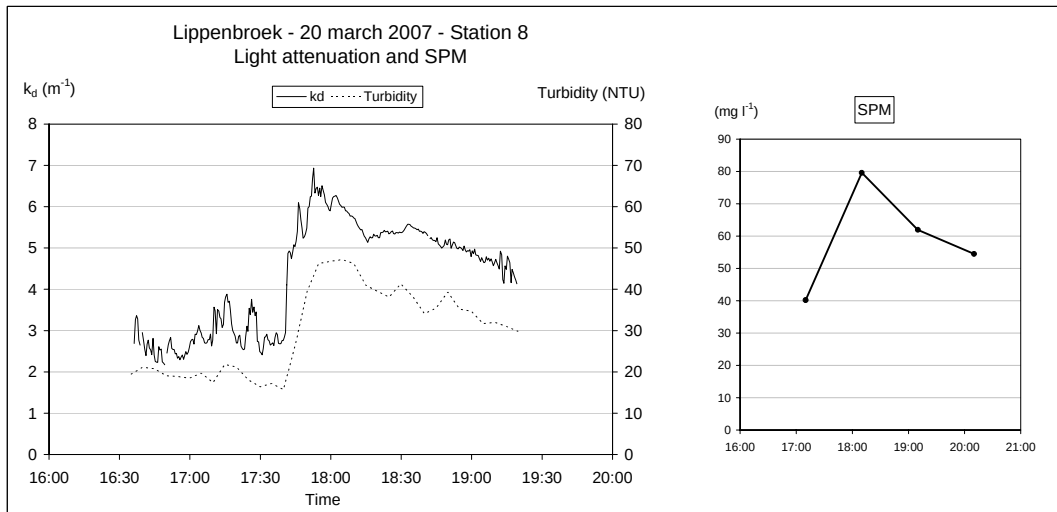


Figure 40

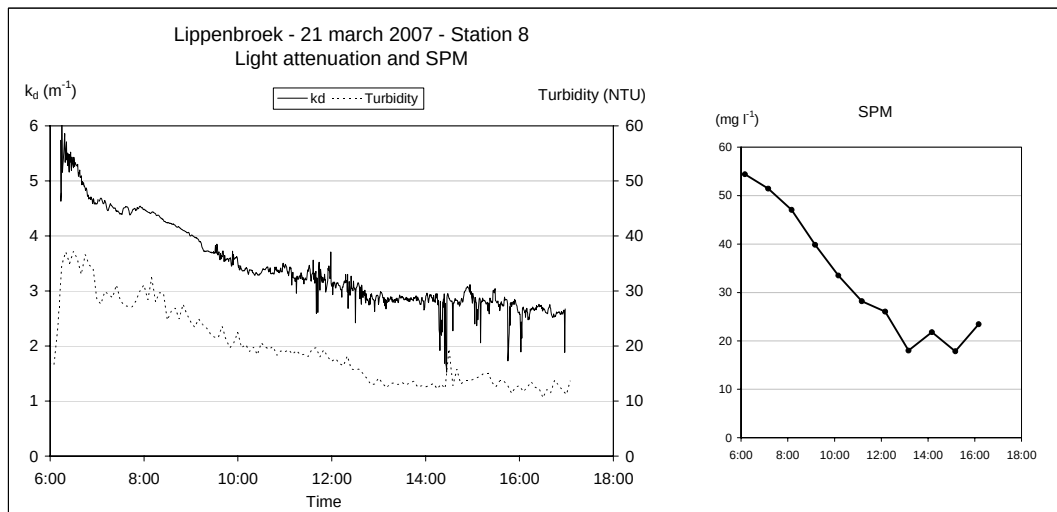


Figure 41

10.12. Micro- en mesozoöplankton

onderzoek uitgevoerd door perceel 8 (M. Tackx, F. Azémar & B. Mialet),
Université Paul Sabatier Toulouse

10.12.1. Samenvatting

Nederlandse samenvatting

Het Lippenbroek werd op 5 stations, die een cirkel vormen tussen de Noordwestelijke hoek van het gebied en de inlaatsluis. Het zooplankton in het Lippenbroek is sterk gedomineerd door rotiferen. Er werden 23 rotiferen taxa waargenomen, waarvan 3 niet eerder vermeld in het Scheldegebied. Hoewel copepode nauplii abundant zijn, komen enkel adulten van de calanoïde *Eurytemora affinis* en van de cyclopoïde *Cyclops vicinus vicinus* voor. Er zijn geen cladoceren waargenomen. Wat betreft het aantal taxa en de totale abundantie aan organismen, werden de hoogste aantallen geobserveerd op station 1 en 2, binnen het gebied, en station 5 aan de inlaatsluis. De tussengelegen stations zijn armer in beide aspecten. Kennelijk zijn de condities binnenin het Lipenbroek voordeliger voor zowel de diversiteit als de abundantie van rotiferen.

Engelse samenvatting

The lippenbroek was sampled for zooplankton on 11 04 2007, at 5 stations, covering a circle from northwestern part of the CRT towards the main inflow channel. The zooplankton in the Lippenbroek is strongly dominated by rotifers. A total of 23 rotifer taxa, of which 3 have not yet been reported for the Schelde area, were observed. Although copepod nauplii were abundant, only adults of the calanoid *Eurytemora affinis* and the cyclopoid *Cyclops vicinus vicinus* were observed. No cladocerans were observed. As to number of taxa observed and total abundance of organisms, highest values were observed at station 1 and 2, inside the CRT, followed by the inlet – outlet station 5. The intermediate stations are poorer in both aspects. It seems the conditions inside the CRT are favourable to both diversity and abundance of rotifers.

10.12.2. Introduction

The research carried out on the zooplankton 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, and more specifically in the recently created CRT ‘Lippenbroek’.

In a general way, the zooplankton community in the Schelde (considering rotifera, cladocera and copepoda) has been increasing in abundance in recent years as compared to previous reports from the end of the 60ties and the early 90ties (De Pauw 1975, Soetaert *et al.* 1993, Tackx *et al.* 2005a). Little information is available on the survival/development of zooplankton organisms in restored tidal zones. If these areas are suited for zooplankton development, this could contribute to the water quality. Indeed, because of its function as a link between primary production and higher food levels, zooplankton is an essential component in the functioning of any aquatic ecosystem.

10.12.3. Material and methods

Sampling and analysis

The Lippenbroek was sampled for zooplankton on 11 04 2007, at 5 stations, covering a circle from north western part of the CRT towards the main inflow channel (Fig 1). Samples were taken with a 50 μm net, and volumes between 9-11 litres were filtered. The v sampling volume in this area needs to be reduced compared to the traditional 50 liters sampled for mesozooplankton, in order to avoid resuspension of too much bottom material.

Determination is carried out at species level as far as possible. Taxonomic verification is done by 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 L^{-1} . Details of the procedure are given in Tackx *et al.*, 2004 and Tackx *et al.*, 2005b.



Fig. II. . 1. Areal view of the Lippenbroek, showing the location of the sampling stations.

10.12.4. Results

Taxonomic composition

Table III. 1. .1 shows the taxonomic composition of the zooplankton as observed in the Lippenbroek. A total of 23 rotifer taxa were observed. *Itura aurita*, *Nothoica marina* and an unidentified Notommatidae are new records for the Schelde area. Although copepod nauplii were abundant, only adults of the calanoid *Eurytemora affinis* and the cyclopoid *Cyclops vicinus vicinus* were observed and copepodites are also present in abundance below 40 individuals L⁻¹. No cladocerans were observed on this sampling occasion.

Table III.1. List of zooplankton taxa observed in the Lippenbroek.

Rotifera		
	Monogononta	<i>Asplanchna</i> sp. <i>Asplanchna priodonta</i> Gosse 1850 <i>Brachionus angularis</i> Gosse, 1851 <i>Brachionus calyciflorus</i> Pallas, 1766 <i>Brachionus leydigi</i> (Rousselet, 1889) <i>Euchlanis dilatata</i> Ehrenberg, 1832 <i>Filinia brachiata</i> (Rousselet, 1901) <i>Filinia longiseta</i> (Ehrb. 1834) <i>*Itura auri</i> <i>Kellicottia longispina</i> (Kellocott, 1879) <i>Keratella cochlearis</i> (Gosse, 1851) <i>Keratella cruciformis</i> (Thompson, 1892) <i>Keratella quadrata</i> (Müller, 1786) <i>Notholca acuminata</i> (Ehrb. 1832) <i>*Notholca marina</i> <i>Polyarthra</i> sp. <i>Pompholyx sulcata</i> Hudson, 1855 <i>Synchaeta</i> sp. <i>*Unidentified Notommatidae</i>
	Bdelloidea	<i>Rotaria neptunia</i> (Ehrenberg, 1832) Other Bdelloids
Crustacea		
	Calanoida	<i>Eurytemora affinis</i> (Poppe, 1880)
	Cyclopoida	<i>Cyclops vicinus vicinus</i> Ulianine, 1875

Abundance and spatio – temporal distribution of the zooplankton

As to the copepods observed, adult *E. affinis* was present in all stations, except station 1, while *C. vicinus vicinus* was found only at station 1. *E. affinis* was particularly abundant at station (9 L⁻¹). Calanoid copepodites were present at all stations at comparable abundances (10 -40 L⁻¹), cyclopoid copepodites only at stations 1 and 2. Copepod nauplii, which were not further distinguished, were present in high abundance (200 – 500 L⁻¹) at all stations (not shown).

For clarity of the figures, we show the spatial distribution of the various zooplankton taxa in three groups, according to decreasing abundance.

Fig 3.1. shows the most abundant taxa, occurring in abundance of 100 - 1000 ind. L⁻¹. Copepod nauplii are present at all stations, and are most abundant towards the inlet station 5. The rotifers *Synchaeta* sp. and *Keratella cochlearis* are highly dominant, especially at stations 1 and 2, while *K. quadrata* is present everywhere but less abundant.

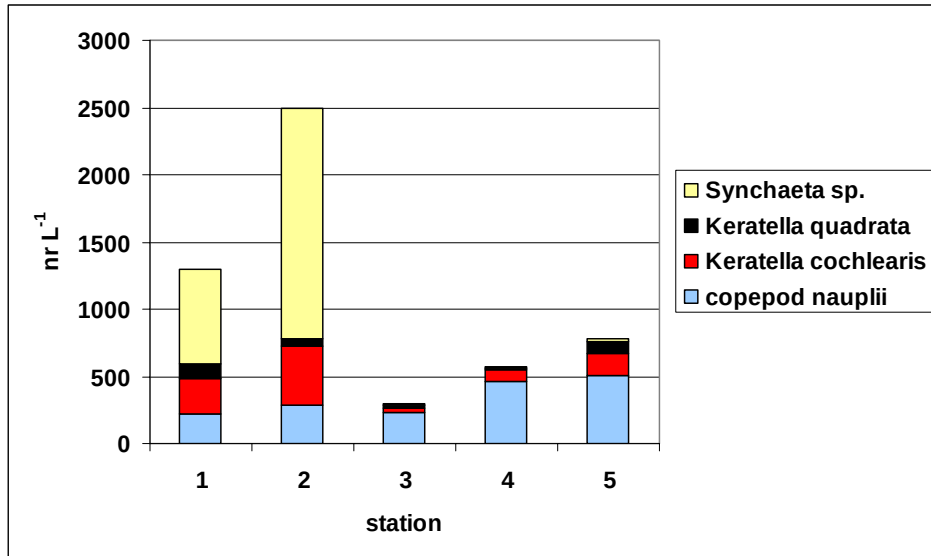


Fig. III. 1. Abundance of zooplankton organisms occurring in abundance between 100 - 1000 ind. L⁻¹ at the sampled stations in the Lippenbroek.

Fig 3.2 shows the organisms which were found in intermediate abundance (10 - 300 ind. L⁻¹). Calanoid copepod copepodites are present at all station, reaching 34 ind L⁻¹ at station 4. Except for *Branchionus angularis* at station 1, and *Notholca acuminata* at stations 3 and 4, all species in this group were found at all stations. Station 2 clearly shows the highest abundances, quite equally divided between taxa;

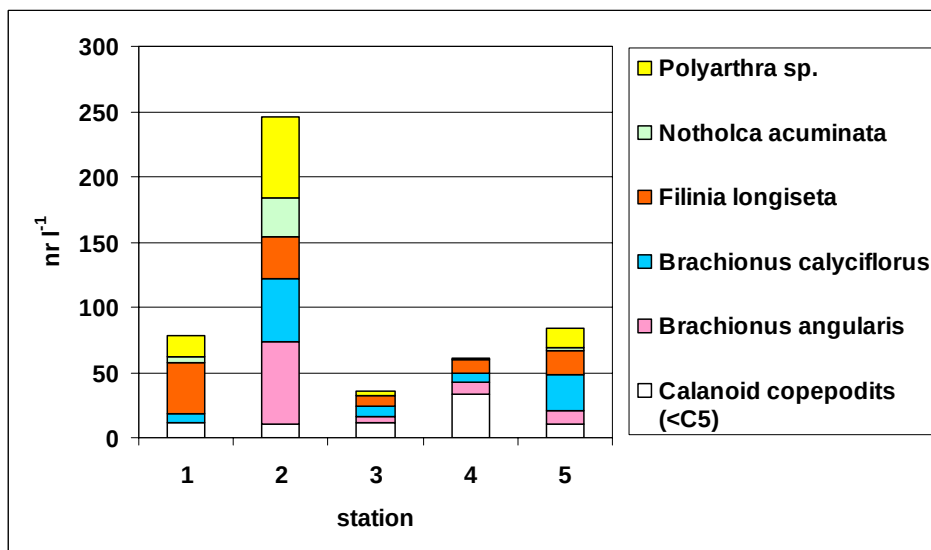


Fig. III. 2. Abundance of zooplankton organisms occurring in abundance 10-300 ind. L⁻¹ at the sampled stations in the Lippenbroek.

The highest taxa richness is observed in the group of the least abundant taxa (< 20 ind. L^{-1}) (Fig 3.3.). The number of taxa clearly peaks at station 2 and 1. No taxa in this group are observed at station 4. Cyclopoid copepodids occur only at stations 1 and 2. There is no clear dominance observed, except for *Notholca acuminata*, *N. marina* and unidentified Notommatidae at station 2.

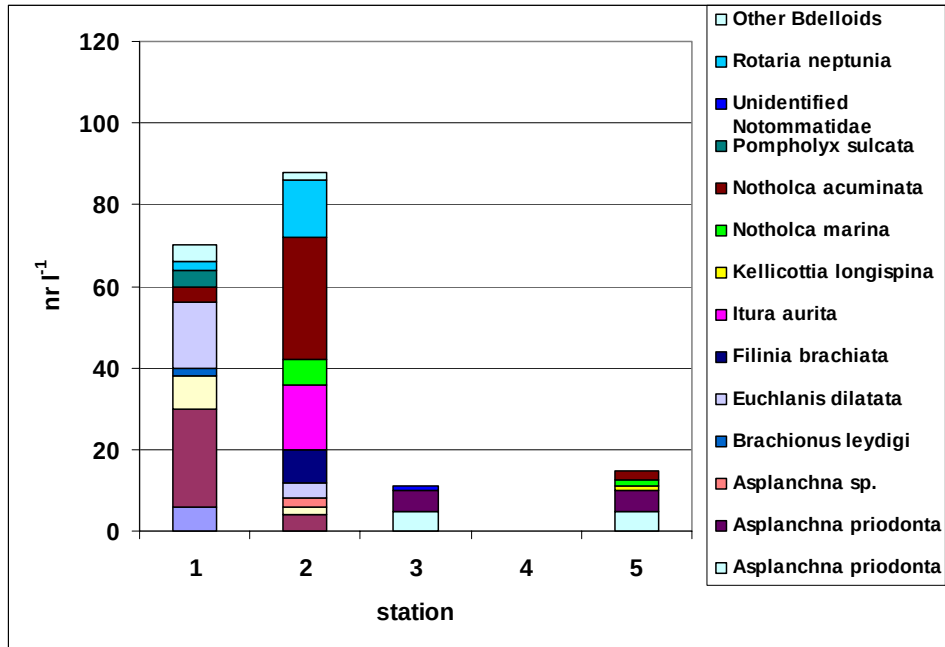


Fig. III. 3. Abundance of zooplankton organisms occurring in abundance < 20 ind. L^{-1} at the sampled stations in the Lippenbroek.

As a result of the observed distribution of the various taxa, stations 1 and 2 are clearly richer in number of taxa (Fig 3.4) and abundance of organisms (Fig. 3.5) as stations 3 and 4. At the inflow- outflow station 5 more organisms and a higher number of taxa of found than at stations 3 and 4, but less than at 1 en 2.

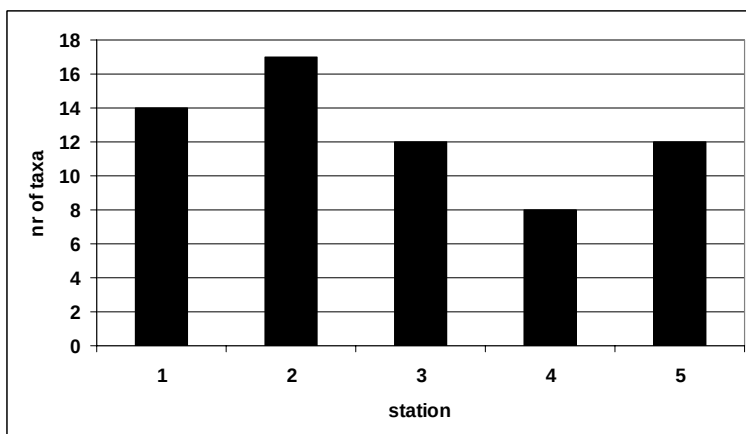


Fig. III. Number of zooplankton taxa observed at the sampled stations in the Lippenbroek.

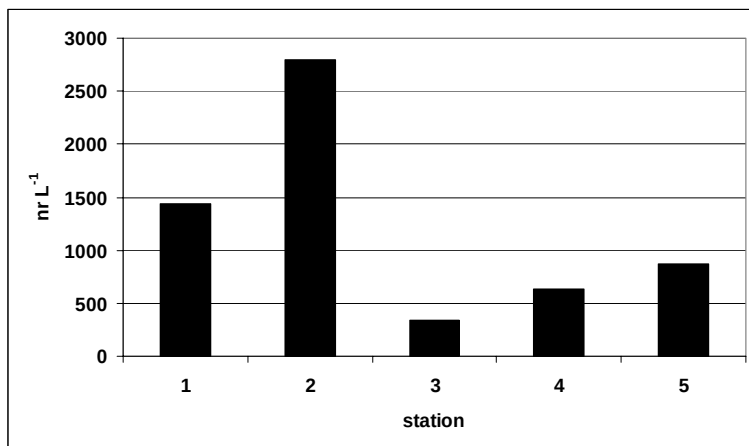


Fig. III. 5. Total abundance of zooplankton organisms at the sampled stations in the Lippenbroek.

10.12.5. Discussion

While a considerable number of organisms belonging to various taxa come into the CRT with the tide, the main inflow – outflow channel (station 3 and 4) seems to be an unfavourable site for their maintenance. On the other hand, it seems that the circumstances on the inside part of the CRT offers favourable conditions to the development of various rotifer species. It is worth mentioning that *N. marina* and *Itura aurita*, the two rotifer taxa not yet reported from the Schelde, were found at station 2 and 2 and 5 respectively. Does a CRT favour zooplankton diversity? Considering the high rotifer abundance inside the CRT area, it is reasonable to postulate the development of a microbial – loop type trophic functioning for this system.

10.12.6. References

- De Pauw, N. (1975). Bijdrage tot de kennis van milieu en plankton in het Westerschelde estuarium. *Doctorat thesis*, RUG, Gent, 380 pp.
- 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.
- Soetaert, K. and P. Van Rijswijk (1993) Spatial and temporal patterns of the zooplankton in the Westerschelde estuary. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **97**: 47-59.
- Tackx, M., N. De Pauw, R. Van Mieghem, F. Azémar, A. Hannouti, S. Van Damme, F. Fiers, N. Daro and 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 and 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.