

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

**Geïntegreerd eindverslag van het onderzoek
verricht in 2009 - 2010**

Tom Maris & Patrick Meire [Red.]

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

ECOBE
11-R143

Colofon

Tekst:

Hoofdstuk 1 – 2: Maris, T., L. Geerts, J. Verschaeren & P. Meire,
Universiteit Antwerpen.

Hoofdstuk 3: Brion, N., D. Verstraeten & W. Baeyens

Vrije Universiteit Brussel

Hoofdstuk 4: Chen, M., F. de Smedt, Á. de J. González, S. Wartel, E. Van den Storme & A. G. Damte

Vrije Universiteit Brussel.

Hoofdstuk 5: Van Burm E., R. Dasseville, I. Daveloose, A.-E. Debeer, J. Van Wichelen & W. Vyverman,
Universiteit Gent.

Hoofdstuk 6: Kromkamp, J. & J. Peene

NIOO (Yerseke).

Hoofdstuk 7: Tackx M., B. Mialet, F. Azemar, C. Sossou, J. Gouzou & N. Toumi

EcoLab (Toulouse)

Hoofdstuk 8: Goffin, A. & K. Deneudt

VLIZ

Hoofdstuk 9: Maris, T., L. Oosterlec, J. Teuchies, S. Jacobs, S. Temmerman & P. Meire [Red.],
Universiteit Antwerpen.

Eindredactie en lay-out: Tom Maris, Universiteit Antwerpen

Met dank aan: financiers van het OMES programma:

Waterwegen en Zeekanaal N.V.

Afdeling Zeeschelde

Anna Bijns-gebouw

Lange Kievitstraat 111-113 bus 44

B-2018 Antwerpen

De bemanning van de schepen Scheldewacht II, Veremans, Parel en Scaldis I

De ondersteuning op het veld van J. Verschaeren en D. Van Pelt.

Het VMM-team voor de aangename samenwerking

Wijze van citeren: Maris, T. & Meire P. (Red.), 2011. Onderzoek naar de gevolgen van het Sigmaplan, baggeractiviteiten en havenuitbreiding in de Zeeschelde op het milieu. Geïntegreerd eindverslag van het onderzoek verricht in 2009-2010. 011-R143 Universiteit Antwerpen, Antwerpen.

Inhoudstafel

Hoofdstuk 1. Inleiding.....	1.1
1.1. OMES: 15 jaar monitoring en onderzoek.....	1.1
1.2. Moneos.....	1.1
1.3. vernieuwde OMES programma.....	1.2
1.4. Samenvatting van de verschillende deelluiken.....	1.6
1.4.1. Perceel 1: Basiswaterkwaliteit en coördinatie.....	1.6
1.4.2. Perceel 2: Koolstofcyclus	1.7
1.4.3. Perceel 3: Zwevende stoffen.....	1.7
1.4.4. Perceel 4: Fytoplankton en fyto-benthos	1.8
1.4.5. Perceel 5: Studie naar de primaire productie	1.8
1.4.6. Perceel 6: Zoöplankton	1.9
1.4.7. Perceel 7: databeheer en communicatie	1.9
1.4.8. Perceel 8: Effecten van waterkwaliteit en getij op overstromingsgebieden	1.10
Hoofdstuk 2. Basiswaterkwaliteit	2.1
2.1. Inleiding	2.1
2.2. Hydrologisch en klimatologisch overzicht.....	2.1
2.3. Saliniteit, specifieke geleidbaarheid en chloride	2.2
2.4. Zuurstof	2.4
2.4.1. Brakke zone.....	2.4
2.4.2. Oligohaliene zone.....	2.5
2.4.3. Zoete zone.....	2.5
2.5. Chlorofyl a	2.6
2.6. Biochemische zuurstofvraag	2.6
2.7. pH	2.7
2.8. Silicium	2.8
2.9. Stikstof.....	2.9
2.10. Fosfaat en totaal fosfor.....	2.12
Hoofdstuk 3. Koolstofcyclus in het Vlaams gedeelte van Schelde-estuarium.....	3.1
3.1. Introduction.....	3.1
3.2. Material and methods.....	3.1
3.2.1. Sampling	3.1
3.2.2. Analysis methods.....	3.2
3.2.3. Data source for the study of long term variations.....	3.2
3.3. Results	3.3
3.3.1. Present situation (October 2009-August 2010)	3.3
3.3.2. Long term variability (1997-2010).....	3.6
Hoofdstuk 4. Zwevende stof en sedimenten in de Zeeschelde.....	4.1
4.1. Introduction.....	4.1
4.2. Methodology	4.2
4.2.1. Sampling and analysis of suspended sediment concentration	4.2
4.2.2. Turbidity measurement.....	4.3
4.2.3. Water velocity measurement.....	4.4
4.2.4. Field measurement of salinity and conductivity.....	4.4
4.2.5. Determination of light attenuation coefficient k_d	4.4
4.2.6. Estimation of suspended sediment concentration from ADCP	4.5
4.3. Distribution and behavior of suspended sediments	4.6
4.3.1. Surface plots of monthly observation of suspended sediments	4.6
4.3.2. Longitudinal variations of suspended sediment concentration	4.8
4.3.3. Suspended sediment concentration in the Rupel basin	4.10

4.3.4.	Suspended sediment distributions in full tide-cycle measurements	4.11
4.4.	Light climate of the estuarine water	4.14
4.4.1.	Monthly surveys of light climate	4.14
4.4.2.	Light climate observed through full tide-cycle measurements	4.15
4.5.	ADCP derived suspended sediment concentration distribution	4.17
4.6.	References	4.19
Hoofdstuk 5.	Fytoplankton en fyto benthos	5.1
5.1.	Monitoring phytoplankton biomass and community composition	5.1
5.1.1.	Methodology	5.1
5.1.2.	Phytoplankton biomass in the Scheldt estuary in 2009-2010	5.2
5.1.3.	Phytoplankton biomass in the Scheldt estuary between 1996 and 2010	5.5
5.1.4.	Comparison of phytoplankton biomass between estuary and tributaries	5.5
5.1.5.	Phytoplankton community composition	5.9
5.1.6.	Correlation between chlorophyll a concentration and phytoplankton biomass ...	5.16
5.1.7.	Dynamics in chlorophyll a concentration during the tidal cycle	5.17
5.2.	Monitoring phyto benthos biomass and community composition on intertidal flats ...	5.18
5.2.1.	Methodology	5.18
5.2.2.	Phyto benthos biomass	5.19
5.2.3.	Phyto benthos species composition	5.21
5.3.	Future studies	5.23
5.4.	References	5.23
Hoofdstuk 6.	Studie naar de primaire productie	6.1
6.1.	Inleiding	6.1
6.2.	Materiaal en methoden	6.2
6.2.1.	Staalname en locaties stations	6.2
6.2.2.	Primaire productie metingen.	6.3
6.3.	Resultaten	6.4
6.3.1.	Jaargemiddelde chlorofyl a en fotosynthese gegevens: een vergelijking tussen de stations	6.4
6.3.2.	Veranderingen in Chl a en fotosynthese parameters gedurende het seizoen	6.6
6.3.3.	Dagproducties	6.9
6.3.4.	13-uurs metingen	6.11
6.4.	Conclusies	6.13
6.5.	Referenties	6.14
Hoofdstuk 7.	Micro- en mesozooplankton	7.1
7.1.	Introduction	7.2
7.2.	Material and Methods	7.2
7.2.1.	Sampling microzooplankton	7.2
7.2.2.	Analysis microzooplankton	7.2
7.2.3.	Sampling and analysis mesozooplankton	7.3
7.2.4.	Analysis of the long-term zooplankton data-series in the Scheldt	7.3
7.3.	Results	7.3
7.3.1.	Changes in zooplankton distribution during the 1996–2009 study period	7.3
7.3.2.	Interactions between zooplankton community and water quality	7.6
7.4.	Discussion	7.10
7.4.1.	Effect of environmental changes on the zooplankton community	7.10
7.4.2.	Potential effect of biotic interactions on zooplankton community	7.12
7.5.	Acknowledgements	7.14
7.6.	References	7.14
Hoofdstuk 8.	Opwaardering van de OMES databank	8.1
8.1.	Inleiding	8.1

8.2.	Communicatie	8.1
8.2.1.	Website.....	8.1
8.3.	Databank.....	8.2
8.3.1.	Uitwerken dataformats	8.2
8.3.2.	Toevoegen van gegevens aan de databank	8.3
8.3.3.	Extractie db uit IMERS.....	8.3
8.3.4.	Het Lippenbroek experiment	8.3
8.3.5.	rapportering OMES data in het kader van de Vlaams Nederlandse samenwerking. 8.4	
Hoofdstuk 9.	Effecten van waterkwaliteit en getij op overstromingsgebieden.....	9.1
9.1.	Inleiding	9.1
9.1.1.	Waarom onderzoek naar gecontroleerde overstromingsgebieden met een gecontroleerd gereduceerd getij?.....	9.1
9.1.2.	Werking van een GOG-GGG	9.2
9.1.3.	Onderzoeksvragen	9.3
9.1.4.	Monitoringsopzet Lippenbroek	9.5
9.2.	Onderzoek naar zware metalen	9.7
9.2.1.	Inleiding.....	9.7
9.2.2.	Zware metalen in sedimenten op de Scheldebodem en in sediment traps te Lippenbroek.....	9.8
9.2.3.	Evolution of soil metal concentrations in a restored tidal marsh: Three years of field observations.	9.10
9.2.4.	Results	9.14
9.2.5.	Discussion	9.18
9.2.6.	References	9.21
9.3.	Sedimentatie en erosie in het Lippenbroek.....	9.24
9.3.1.	Methodiek.....	9.24
9.3.2.	Resultaten: sedimentatie in het Lippenbroek	9.25
9.4.	Granulometrie in het Lippenbroek	9.28
9.4.1.	Methodiek.....	9.28
9.4.2.	Resultaten	9.29
9.4.3.	Literatuur	9.31
9.5.	Topographic evolution.....	9.31
9.5.1.	Topographic field survey.....	9.31
9.5.2.	Topographic evolution and assessment.....	9.32
9.6.	Full tide measurements of suspended sediment.....	9.38
9.6.1.	Field Measurements	9.38
9.6.2.	Data acquisition and results	9.39
9.6.3.	References	9.40
9.7.	Vegetatieontwikkeling in Lippenbroek.....	9.41
9.7.1.	Inleiding	9.41
9.7.2.	Ontwikkeling vegetatie Lippenbroek.	9.41
9.7.3.	Florale veranderingen tussen lente 2007 en herfst 2009.....	9.42

Hoofdstuk 1. Inleiding

1.1. OMES: 15 jaar monitoring en onderzoek

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

OMES werd opgestart om de effecten van het Sigmaplan op het milieu in kaart te brengen. De stormvloed van 3 januari 1976 en de er op volgende 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 bijna 15 jaar. Verderzetting van deze monitoring is cruciaal voor het verder uitbouwen van de kennis van de Zeeschelde. Monitoring wordt pas echt waardevol als de metingen systematisch, over lange periode worden volgehouden. Dan pas kunnen langetermijneffecten, trends onderscheiden worden van kortetermijnvariaties. In de nieuwe visie waarbij veiligheid, toegankelijkheid en natuurlijkheid tezamen worden aangepakt, is een goede kennis van het estuariene ecosysteem van de Schelde onontbeerlijk. OMES is immers een belangrijk instrument geworden bij het wetenschappelijk onderzoek in het estuarium.

1.2. Moneos

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

Het plan omvat verschillende aspecten van het Schelde ecosysteem, gaande van hydro- en morfodynamiek, diversiteit habitats, fysico-chemie, ecologisch functioneren en diversiteit soorten. Veiligheid is als een afzonderlijk luik opgenomen. Het plan werd opgesteld op basis van informatie over lopende projecten, er wordt immers al heel veel gemeten in de Schelde, en in overleg met verschillende betrokken instanties en experts. Er blijkt nog te weinig sprake van een

goede integratie van de verschillende meetprogramma's en er bestaan nog een aantal belangrijke hiaten.

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

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

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

Vanaf 2009 is daarom het OMES programma herschreven volgens de richtlijnen uit Moneos. Overleg met diverse actoren, waaronder VMM, hebben geleid tot een nieuw monitoringsvoorstel voor OMES.

1.3. vernieuwde OMES programma

OMES beantwoordde reeds grotendeels aan de richtlijnen beschreven in Moneos. Ruimtelijk en temporeel schiet het programma echter af en toe te kort. Zo wordt de Rupel ondermaats bemonsterd en is de frequentie van staalname in de zomerperiode ontoereikend om algenbloei goed op te volgen. Daarom werden vanaf januari 2009 volgende aanpassingen doorgevoerd.

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

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

Dag 1:

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

Dag 2:

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

Dag 3:

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

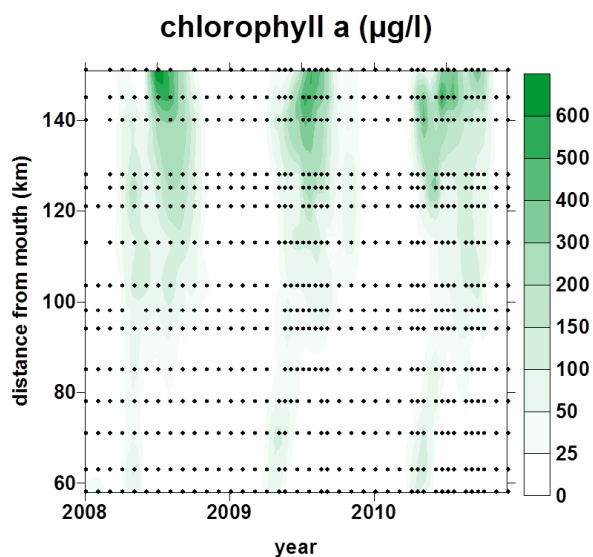
Een overzicht van de oude en nieuwe stations en de verdeling over de diverse vaardagen wordt gegeven in Tabel 1.

Tabel 1.1 Overzicht van stations en indeling in vaardagen voor 2008 en het nieuwe schema dat vanaf 2009 actief is.

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

In de zomerperiode werd de frequentie van meten verhoogd van eens per maand naar tweemaal per maand, met als doel de algenbloei en andere biologische fenomenen beter in kaart te brengen. Concreet betreft het de periode van (april) mei tot en met september. Figuur 1.1 toont ter illustratie de chl a concentratie in de periode 2008-2010, waarbij duidelijk de verhoogde staalnamefrequentie in het zomerhalfjaar van 2009 en 2010 te zien is. Tabel 1.2 toont het monitoringsschema voor 2009. Tabel 1.3 toont het schema voor 2010. Hieruit blijkt dat de afstemming tussen beide delen van het estuarium zeer goed verlopen is: het gehele Schelde-estuarium wordt binnen een tijdsspanne van 3 dagen bemonsterd. Ook voor 2011 werd de planning opgesteld in samenspraak met de Nederlandse monitoring (Tabel 1.4). Op enkele

uitzonderingen na, omwille van enkele officiële feestdagen, overlapt de monitoring aan beide zijden van de grens mooi.



Figuur 1.1: chl a concentratie met aanduiding van de momenten van staalname in de periode 2008-2010.

Tabel 1.2: Vaardagen OMES 2009

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

Tabel 1.3: vaardagen 2010: de gemarkeerde data “OMES” zijn de dagen waarop de campagne werd uitgevoerd. Staalname in de Westerschelde gebeurde in dezelfde tijdsspanne van drie dagen.

	januari	februari	maart	april	mei	juni	juli	augustus	september	oktober	november	december
maandag		1	1		3			2			1	
dinsdag		2	2		4	1		3			2	
woensdag		3	3		5	2		4	1		3	1
donderdag		4	4	1	6	3	1	5	2		4	2
vrijdag	1	5	5	2	7	4	2	6	3	1	5	3
maandag	4	8	8	5	10	7 omes	5	9 omes	6 omes	4	8	6
dinsdag	5	9	9	6 omes	11	8 omes	6	10 omes	7 omes	5	9	7
woensdag	6	10	10	7 omes	12	9 omes	7	11 omes	8 omes	6	10	8
donderdag	7	11	11	8 omes	13	10	8	12	9	7	11	9
vrijdag	8	12	12	9	14	11	9	13	10	8	12	10
maandag	11 omes	15 omes	15 omes	12	17 omes	14	12 omes	16	13	11 omes	15	13 omes
dinsdag	12 omes	16 omes	16 omes	13	18 omes	15	13 omes	17	14	12 omes	16 omes	14 omes
woensdag	13 omes	17 omes	17 omes	14	19 omes	16	14 omes	18	15	13 omes	17 omes	15 omes
donderdag	14	18	18	15	20	17	15	19	16	14	18 omes	16
vrijdag	15	19	19	16	21	18	16	20	17	15	19	17
maandag	18	22	22	19	24	21 omes	19	23 omes	20 omes	18	22	20
dinsdag	19	23	23	20	25	22 omes	20	24 omes	21 omes	19	23	21
woensdag	20	24	24	21	26	23 omes	21	25 omes	22 omes	20	24	22
donderdag	21	25	25	22	27	24	22	26	23	21	25	23
vrijdag	22	26	26	23	28	25	23	27	24	22	26	24
maandag	25	1	29	26 omes	31	28	26 omes	30	27	25	29	27
dinsdag	26	2	30	27 omes		29	27 omes	31	28	26	30	28
woensdag	27	3	31	28 omes		30	28 omes		29	27		29
donderdag	28			29			29		30	28		30
vrijdag	29			30			30			29		31

Tabel 1.4: planning voor 2011. BeZS: staalnames Beneden-Zeeschelde; Rupel: staalnames Rupel en traject Temse - Baasrode; BoZS: traject Dendermonde - Melle. De gemarkeerde data zijn de vaardagen voor Ooster- en Westerschelde.

	januari	Februari	Maart	April	Mei	Juni	Juli	Augustus	September	Oktober	November	December
ZO					1							
MA					2			1				
DI		1	1		3			2			1	
WO		2	2		4	1		3			2	
DO		3	3		5	2		4	1		3	1
VR		4	4	1	6	3		5	2		4	2
ZA	1	5	5	2	7	4	2	6	3	1	5	3
ZO	2	6	6	3	8	5	3	7	4	2	6	4
MA	3	7	BeZS	4	BeZS	9	BeZS	6	BeZS	8	5	3
DI	4	8	Rupel	5	Rupel	10	Rupel	7	Rupel	9	6	4
WO	5	9	BoZS	6	BoZS	11	BoZS	8	BoZS	10	7	5
DO	6	10		7	12	9	7	11	8	6	10	8
VR	7	11		8	13	10	8	12	9	7	11	9
ZA	8	12		9	14	11	9	13	10	8	12	10
ZO	9	13		10	15	12	10	14	11	9	13	11
MA	10	BeZS	14	BeZS	11	16	13	15	12	BeZS	10	BeZS
DI	11	Rupel	15	Rupel	12	17	14	16	BeZS	13	Rupel	15
WO	12	BoZS	16	BoZS	13	18	15	17	Rupel	14	BoZS	16
DO	13		17	14	19	16	14	18	BoZS	15	13	17
VR	14		18	15	20	17	15	19		16	14	18
ZA	15		19	16	21	18	16	20		17	15	19
ZO	16		20	17	22	19	17	21		18	16	20
MA	17	21	21	18	BeZS	23	BeZS	20	BeZS	18	21	BeZS
DI	18	22	22	19	Rupel	24	Rupel	21	Rupel	19	22	Rupel
WO	19	23	23	20	BoZS	25	BoZS	22	BoZS	20	23	BoZS
DO	20	24	24	21	26	23	21	25	22	20	24	22
VR	21	25	25	22	27	24	22	26	23	21	25	23
ZA	22	26	26	23	28	25	23	27	24	22	26	24
ZO	23	27	27	24	29	26	24	28	25	23	27	25
MA	24	28		25	30	27	25	BeZS	29	BeZS	26	BeZS
DI	25		29	26	31	28	26	Rupel	30	Rupel	27	Rupel
WO	26		30	27		29	27	BoZS	31	BoZS	28	BoZS
DO	27		31	28		30	28			29		29
VR	28			29			29			30		30
ZA	29			30			30			31		31
ZO	30						31					
MA	31									31		

1.4. Samenvatting van de verschillende deelluiken

Het OMES monitoringsprogramma is opgesplitst in 8 deelluiken of percelen, elk uitgevoerd door verschillende partners, gecoördineerd door de Universiteit Antwerpen. In dit rapport worden de voornaamste resultaten van elk deelluik weergegeven. Gezien de samenstelling van de verschillende onderzoeksteams met internationale wetenschappers, zijn sommige deelluiken in het Engels weergegeven. In dit hoofdstuk wordt van elk perceel een beknopte Nederlandstalige samenvatting gegeven.

1.4.1. Perceel 1: Basiswaterkwaliteit en coördinatie

De Zeeschelde is niet meer de typisch anoxische rivier van weleer. Daar waar in de jaren negentig de Schelde in de zomer werd gekenmerkt door maandenlange lage zuurstofwaarden, is de Schelde nu vaak oververzadigd aan O₂. Deze omslag of regime-shift van een respiratie gedomineerd systeem naar een primaire productie gedomineerd systeem deed zich halfgeweg de jaren '10 voor en lijkt nu bestendigd. Zeer hoge chl a waarden worden sinds dan waargenomen, welke de motor zijn achter de sterke zuurstofproductie. Net als in de zomer van 2009, wordt de zomer van 2010 gekenmerkt door frequente perioden van oversaturatie, zonder dat er indicaties zijn dat er nachtelijke anoxie optreedt.

De stijgende primaire productie gaat gepaard met toenemende pH. Gestegen zuurstofwaarden zorgen anderzijds voor dalende ammonium en BOD-waarden. De koolstoffractie in de BOD

vertoont evenwel geen dalende trend. Ook de totale stikstofvracht neemt amper af. De Schelde is en blijft een sterk geëutrofeerd estuarium, maar dankzij een sterke primaire productie kan het zuurstofgehalte op peil gehouden worden. Siliciumgehalten worden laag in de zomer, maar voorlopig heeft de zeer hoge algenbloei nog niet geleid tot grote problemen in de Zeeschelde.

1.4.2. Perceel 2: Koolstofcyclus

Dit perceel onderzoekt de koolstoffracties om de aard en oorsprong van deze fractie te achterhalen. Een duidelijke seizoenale trend werd waargenomen. In de herfst zijn er typische hoge C en N gehalten, maar een lage C/N ratio en lage δ^{13} -POC, karakteristiek voor de aanwezigheid van veel fytoplanktonfracties in de zwevende stof. 2009 had een warm najaar. Wel was er reeds een lage CO_2 – concentratie in het water, met lage δ^{13} -DIC, wat wijst op een afstervende fytoplanktongemeenschap. De winter van 2009-2010 had typische winterkenmerken: veel CO_2 hoge C/N ratio en hoge δ^{13} -POC. In december werden ook enkele uitschieters gemeten met hoge POC, PN en CO_2 , wat wijst op de gevolgen van een extra vuilvracht via afvalwaterlozing, mogelijk ten gevolge van het stilleggen van de waterzuivering te Brussel-Noord in die periode. Eind april tot augustus vertoont alle typische zomerkenmerken met alle tekenen van een sterke primaire productie.

Naast de seizoenale trend, kan dankzij de lange dataset van OMES ook naar langetermijntrends gekeken worden. Voor POC wordt echter geen duidelijke trend waargenomen: de pool blijft vrij constant te blijven. DOC daarentegen vertoont wel een trend: sinds 2008 is er een duidelijke daling in de Beneden-Zeeschelde. Mogelijk speelt extra waterzuivering te Brussel hier een rol. In de winter van 2010 is er echter een beperkte stijging die mogelijk verklaard kan worden door de hoge afvoerdebieten, welke de efficiëntie van waterzuivering kan verlagen. De meest opvallende trend is de daling van CO_2 sinds 2007. Tegelijk wordt de DIC zwaarder wat een toename van primaire productie en/of een afname van respiratie suggereert.

1.4.3. Perceel 3: Zwevende stoffen

Distributie en gedrag van zwevend stof en sedimenten werden in 2009 – 2010 onderzocht en vergeleken met data van de vorige staalnamecampagnes (2002 – 2008). Daarbij werden op 20 verschillende punten in de Zeeschelde en de getijafhankelijke Rupel stalen genomen. Verschillende parameters werden gedurende deze studie bepaald: verticale profielen van stroomsnelheid, sedimentconcentratie op verschillende dieptes, saliniteit, en zwevende stofconcentratie. Lichtattenuatiecoëfficiënt (k_d) en eufotische diepte werden vastgesteld om de evolutie van het lichtklimaat in het estuarium te kunnen volgen.

Wat betreft het voorkomen en het gedrag van zwevend stof in het Schelde estuarium kan men twee zones vaststellen met hogere concentraties zwevend stof, zowel aan het wateroppervlak (op 10% van het wateroppervlak) als nabij de bodem (op 90% van het wateroppervlak). Een eerste zone bevindt zich ongeveer 130 km stroomopwaarts, een tweede ongeveer 58 km stroomopwaarts (voor de exacte range, zie details rapport). Wanneer men de zwevende stofconcentraties in tijd vergelijkt, kan een stijgende trend worden vastgesteld. De maximumpieken van de zwevende stofconcentraties nabij het wateroppervlak komen echter niet overeen met deze nabij de bodem, wat erop duidt dat het sediment nabij de bodem een andere oorsprong moet kennen (advectie, resuspensie, lokale erosie). De zwevende stofconcentraties op de Rupel worden pas sinds 2009 bemonsterd. Trends kunnen aldus nog niet worden afgeleid van deze gegevens. Uit metingen van de zwevende stofconcentraties gedurende een volledige getijdencyclus, kunnen op nagenoeg alle locaties de hoogste concentraties bij eb gevonden worden. De concentraties nemen naar de bodem toe, wat kan worden vastgesteld uit een ADCP 'Backscatter Analysis' benadering en OBS-metingen van zwevend stof.

De lichtattenuatiecoëfficiënten en eufotische dieptes die op de verschillende meetpunten gedurende deze studie werden gemeten, zijn vergelijkbaar met de gegevens van over de gehele periode (2002 – 2008). Het ‘donkere’ jaar 2008 lijkt overeen te stemmen met een jaar van hoge zwevende stofconcentraties. De relatie zwevende stofconcentratie en lichtattenuatiecoëfficiënt wordt over het algemeen bevestigd bij het plotten van de gegevens van een volledige getijdencyclus meting.

1.4.4. Perceel 4: Fytoplankton en fyto benthos

Biomassa en samenstelling van het fytoplankton en fyto benthos binnen het Schelde estuarium en de zijrivieren Bovenschelde, Dender, Durme, Rupel en Beneden Nete, Dijle, Grote Nete en Kleine Nete werden onderzocht van in de periode 2009 - 2010.

Chlorofyl *a* (Chl *a*) bepalingen geven aan dat er twee periodes van algenbloei zijn. Eén vindt plaats in de zomer, van april tot oktober 2010 op de meest stroomopwaartse locatie (Melle), met een piek van 647 µg chl *a*/l. Daarnaast kan ook in de lente (april – mei), een algenbloei van *Thalassiosira* sp. worden waargenomen in de brakwaterzone. Algemeen kan men een daling van de Chl *a* concentratie zien naar de monding toe. Dit patroon kan ook in de vorige staalnamecampagnes worden gevonden. Wanneer men de algenbloeiperiodes van 1996 tot 2010 bekijkt, ziet men dat de algenbloei van *Thalassiosira* sp. in het brakwatergedeelte van het estuarium zich pas sinds de lente van 2008 voordoet. Verder valt op dat de Chl *a* concentraties geleidelijk aan zijn toegenomen met de jaren en dat maximumpieken zich meer stroomopwaarts bevinden. Een verdere pigmentanalyse laat toe verschillende groepen fytoplankton te onderscheiden. In het estuarium kan men vooral fucoxanthine vinden, typisch voor diatomeeën (vnl. *Thalassiosira* sp., *Actinocyclus normanii*). Verder stroomopwaarts neemt het aandeel chlorofyl *b* (Chl *b*) en luteïne enigszins toe, typisch voor groene algen (Chlorophyta). In de zijrivieren wordt het fytoplankton eveneens gedomineerd door diatomeeën. Op de Bovenschelde kan men echter ook belangrijk aandeel *Desmodesmus* sp. (Chlorophyta) vinden. Op de Dender komen naast diatomeeën ook Cryptophyta en Euglenophyta veelvuldig voor. Wanneer men de fytoplankton biomassa tussen zijrivieren en het estuarium vergelijkt kan men een aantal potentiële bronnen van fytoplankton taxa detecteren. Zo blijkt uit deze metingen dat de Bovenschelde geen belangrijke bron van aanvoer is. De Dender en de Durme kunnen resp. in lente en juli, en vroeg juli en augustus wel een belangrijke bron vormen. De Rupel lijkt gedurende de gehele staalnameperiode een belangrijke bron van fytoplankton voor het estuarium. Deze recentelijk belangrijk geworden bron van fytoplankton is waarschijnlijk een gevolg van de verbeterde waterkwaliteit sinds de ingebruikname van de rioolwaterzuiveringsinstallaties te Brussel. Uit verdere biomassa bepalingen van de Dijle en de Beneden-Nete, lijken beide alternerend een belangrijke fytoplankton bron te zijn voor de Rupel. De Beneden-Nete daarentegen lijkt noch te worden aangereikt door de Grote Nete, noch door de Kleine Nete.

Uit studie van het fyto benthos op 5 slikplaten in het intergetijdengebied (het lemig Groot Buitenschoor, het zanderig Groot Buitenschoor, Boerenschans, Ballooi en Appel) blijkt de Chl *a* concentratie af te nemen richting laagwaterlijn. Een maximum Chl *a* concentratie werd teruggevonden te Appels (september 2010) en op het zanderige Groot Buitenschoor (november 2010). Pigmentanalyse toont aan dat diatomeeën de meest dominante groep zijn in de brakwaterzone. Naar de zoetwaterzone toe zijn de fyto benthos gemeenschappen meer divers (Chlorophyta: Euglenophyta).

1.4.5. Perceel 5: Studie naar de primaire productie

Bij een eerste studie naar de primaire productie van het Schelde-estuarium en zijrivieren, stelt men vast dat de primaire productie stroomopwaarts (richting Gent) toeneemt. De primaire productie blijkt voornamelijk afhankelijk van Chl *a* (86 %), en aldus van de fytoplanktonbiomassa. De Chl *a* concentratie neemt immers ook toe stroomopwaarts. De hoge

dagproductiewaarde vastgesteld te Zandvliet moet niet als patroon worden beschouwd. Deze hoge dagproductie werd genoteerd, omdat ook de voorjaarsbloei van algen mee in de metingen werd opgenomen. Deze voorjaarsbloei valt niet op hetzelfde moment op de verschillende meetstations en is bijgevolg niet voor alle stations meegenomen, omdat deze voor sommige stations buiten de meetperiode viel. Immers enkel dagproducties van januari tot juni 2010 konden worden berekend, om dat enkel voor deze periode de lichtafzwakkingscoëfficiënten, nodig voor berekeningen, bekend waren. Opvallend is dat er weinig interactie lijkt te zijn van de primaire productie met nutriënten (reeds voor 86% afhankelijk van Chl a concentraties). Er werden in dit onderzoek echter geen nutriëntgegevens gebruikt en dit dient dus verder nader onderzocht te worden. De fotosyntheseparameters volgen net als Chl a een seizoenaal patroon. Zowel maximale fotosynthesecapaciteit ($P_{\max}^B$) als α^B vertonen de hoogste waarden in de zomer. Een regressieanalyse toont aan dat dit vooral een effect van temperatuur is. Een volledige getijde meting van de fotosynthese parameters toont aan dat de variatie als gevolg van getij op deze parameters beperkt is. Enkel in Boom kan men een variatie in functie van de getijde beweging bemerken. Zo neemt F_0 (benadering van fytoplanktonbiomassa) naar laagwater toe. Tijdens de kentering neemt F_0 , en dus fytoplanktonbiomassa, af waarschijnlijk als gevolg van bezinking. Er werden echter geen correlaties van de getijfasen met de verschillende fotosyntheseparameters vastgesteld. Vermoedelijk is er bijgevolg slechts een gering effect van het getij de totale primaire productie. Het effect van een veranderde extinctiecoëfficiënt (k_d) dient wel nog verder onderzocht te worden. Dit is een eerste rapportageperiode, en te kort om al van trends te kunnen spreken. Verder onderzoek en rapportage inzake de primaire productie zijn dus vereist.

1.4.6. Perceel 6: Zoöplankton

De maandelijkse staalnames voor micro – en mesozoöplankton werden voortgezet gedurende 2010, inclusief de twee- wekelijkse staalnames gedurende het groeiseizoen, in overeenkomst met de MONEOS richtlijnen.

Naast de microscopische analyse van de stalen werd in 2010 aandacht besteed aan de analyse van de lange termijnreeks van de crustaceën (copepoden en cladoceren) in het zoöplankton. De bedoeling was na te gaan of, sinds de aanvang van de OMES monitoring, veranderingen in de zoöplankton samenstelling, abundantie en spatio-temporele distributie zijn waargenomen, en of deze gerelateerd zijn aan de verbeterende waterkwaliteit.

Gedurende de periode 1996–2009 werden belangrijke veranderingen in de spatio- temporele distributie van het zoöplankton vastgesteld. Sinds 2007 hebben calanoïde copepoden, voorheen voornamelijk in het brakwater transect waargenomen, de bulk van hun populatie verplaatst naar het zoetwatertraject (saliniteit < 0.5 psu). Ze bereiken er veel hogere abundanties dan ooit waargenomen tijdens de OMES studie. Tegelijkertijd nemen de cyclopides copepoden, oorspronkelijk dominant in het zoetwatergebied, sterk in abundantie af. Cladoceren daarentegen, eveneens typisch voor het zoetwatertraject, zijn niet in gewijzigd in aantal. Multivariate RDA analyse toont aan dat variabiliteit in de spatiotemporele abundantie van calanoiden voornamelijk gerelateerd is aan omgevingsvariabelen die de waterkwaliteit weergeven, zoals bv. zuurstof- en NH_4^+ concentratie. Voor de distributie van cyclopiden en cladoceren daarentegen blijkt vooral chloriniteit en Chlorofyl a concentratie van belang.

Deze resultaten tonen aan dat de zoöplanktonpopulatie duidelijk reageert op de waterkwaliteitsverbetering in de Schelde. Het vervangen van de cyclopiden populatie door een dominantie van calanoiden opent een aantal vragen over de biologische interacties op gang gebracht door de stroomopwaartse migratie van calanoiden. Ook het trofisch functioneren van het systeem zou hierdoor kunnen wijzigen.

1.4.7. Perceel 7: databeheer en communicatie

De databank wordt actueel gehouden door het toevoegen, de kwaliteit te controleren en integreren van de nieuw gegenereerde gegevens uit de lopende monitoring van 2009-2010. Om

deze activiteiten vlotter te laten verlopen werden dataformats uitgewerkt die een semi-automatische import van gegevens toelaten. De werkversie van de OMES databank werd binnen de rapporteringsperiode verder aangepast aan de noden en gefinaliseerd.

Aan de volgende activiteiten werd gedurende 2010 verder aandacht besteed:

- Kritische evaluatie databank en mogelijke structurele en technische aanpassingen
- Data beleid
- Communicatie
- Databank
 - Uitwerken dataformats
 - Toevoegen van gegevens
 - Extractie databank uit IMERS
 - Lippenbroek databank
- Rapportering OMES data in kader van Vlaams-Nederlandse samenwerking

1.4.8. Perceel 8: Effecten van waterkwaliteit en getij op overstromingsgebieden

Perceel 8 wil het effect van waterkwaliteit en getij op gecontroleerde overstromingsgebieden gekoppeld aan een gereduceerd getij onderzoeken (GOG-GGG). Een multidisciplinaire aanpak is vereist en er wordt dan ook samengewerkt met verschillende OMES percelen, bijgestaan door externe onderzoeksprogramma's. In Kruibeke wordt in een proefopstelling gekeken naar het gedrag van zware metalen in de bodem bij verschillende overstromingsfrequentie en verschillende bodemtextuur. Sinds maart 2006 wordt ook in een 10 ha groot pilootproject intensief gemonitord te Lippenbroek, Hamme. Het GOG-GGG concept dat hier beproefd wordt is nieuw en dus vooraleer dit grootschalig wordt toegepast is een intensief monitoringsprogramma onontbeerlijk. Perceel 8 neemt hierin de leiding, maar wordt bijgestaan door percelen 1, 3, 4, 5 en 6 (onderzoek van resp. basiskwaliteit water, sediment en zwevend stof, fytoplankton en fytoënthos, primaire productie en lichtklimaat en zoöplankton en zoënthos) en externe onderzoekprogramma's. Het totale ecologisch functioneren wordt beschouwd, met aandacht voor o.a. vegetatie, plankton en benthos, vissen en vogels, water- en bodemkwaliteit (zie ook de spatio-temporele monitoringsopzet Tabel 9.1). Belangrijk hierbij is dat verschillende parameters op dezelfde locatie worden gemeten, doch dat bemonsteringstechnieken elkaar niet beïnvloeden. Daarom richtte perceel 8 random tien sites in te Lippenbroek, elk onderverdeeld in verschillende zones voor de verschillende bemonsteringstechnieken. Perceel 8 bundelt de resultaten van de diverse onderzoeksluiken te Lippenbroek.

Hoofdstuk 2. Basiswaterkwaliteit

T. Maris
L. Geerts
P. Meire

Eindverslag voor deelstudie 1 (perceel 1), periode 2009-2010

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 Jens Verschaeren, Dimitri Van Pelt, Tom Van der Spiet en Anne Cools voor staalname en analyse.

2.1. Inleiding

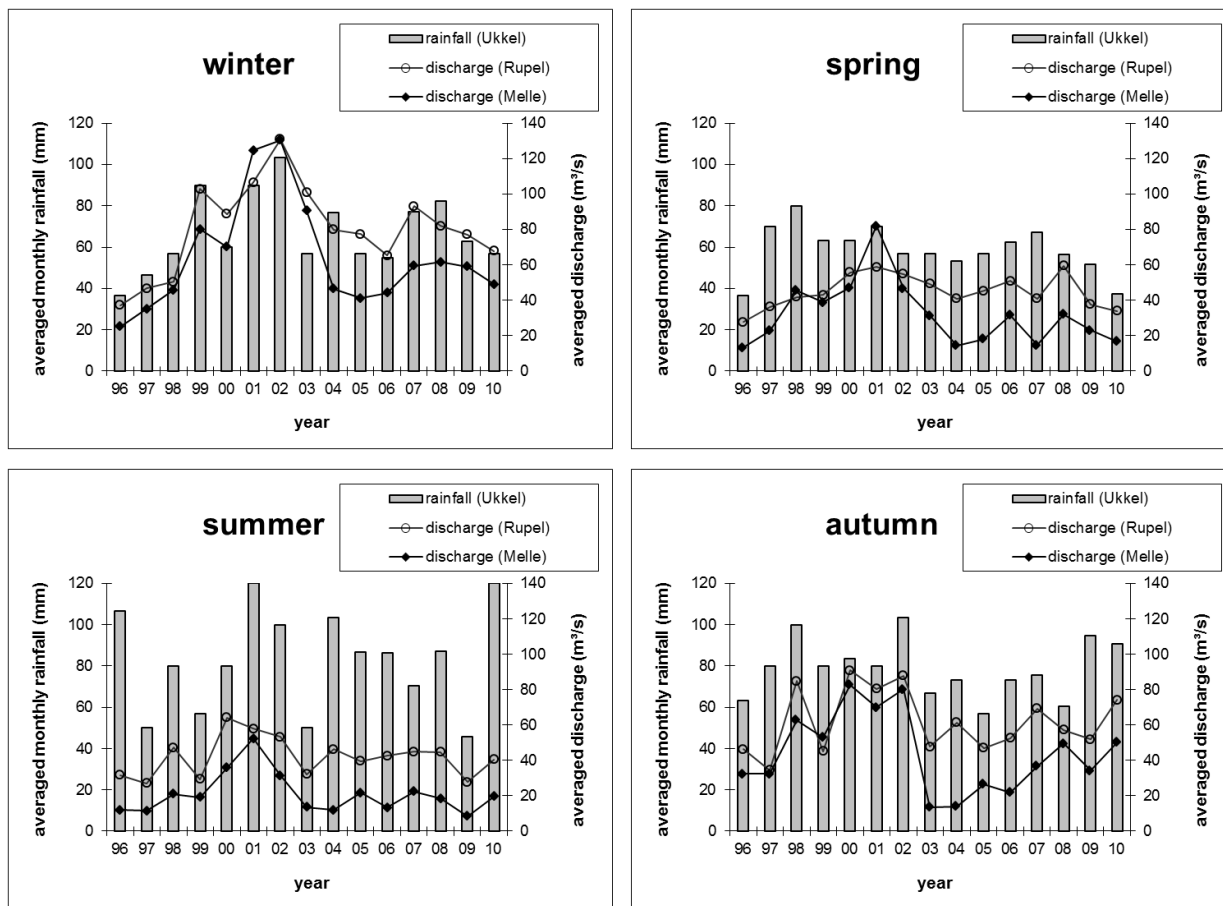
De basiswaterkwaliteit van de Zeeschelde heeft de voorbije jaren een spectaculaire verandering ondergaan. Van een quasi dode rivier zonder zuurstof, veranderde de Zeeschelde naar een systeem met 's morgens grote perioden van oververzadiging. De voorbije jaren is het ecosysteemfunctioneren grondig gewijzigd. In dit hoofdstuk worden de resultaten van de basiswaterkwaliteit weergegeven en wordt nagegaan of de verbeterende trend van de voorgaande jaren zich verder zet. De trends voor de belangrijkste parameters worden in volgende paragrafen toegelicht aan de hand van "surface plots". Deze werden opgesteld met de SURFER software, versie 5.1, met een lineaire Kriging interpolatie, anisotropie radius 1/100. Voor een selectie van parameters werden deze plots opgesteld voor de volledige OMES dataset (december 1995 – december 2010). De plots geven de temporele en ruimtelijke trends weer van de Belgisch-Nederlandse grens (station Grens, km 58) tot nabij Gent (station Melle, km 151). De grijswaarden- of kleurschaal geeft de concentratie weer. Om belangrijke verschillen bij lage concentraties duidelijk weer te geven, is de schaal niet steeds lineair. De surfer plots staan achteraan dit hoofdstuk gegroepeerd (surfer 2.1 tot surfer 2.15)

2.2. Hydrologisch en klimatologisch overzicht

Omdat dit rapport deels 2009, deels 2010 beslaat, worden hier de klimatologische gegevens voor beide jaren weergegeven (Figuur 2.1, Figuur 2. 2). 2009 was een vrij droog jaar met vooral in augustus en september weinig neerslag en bijgevolg lage debieten. Winter en lente van 2010 kennen ook lage debieten. Zomer en herfst daarentegen kenmerkten zich door extreme hoeveelheden neerslag. Dit leidde op verschillende plaatsen in het bekken tot wateroverlast. In augustus en november worden dan ook zeer hoge debieten genoteerd.

In de winter volgen de debieten mooi de hoeveelheden neerslag (Figuur 2.1). In zomer en herfst is dit verband tussen neerslag en debiet duidelijk zoek. Vermoedelijk speelt sluisbeheer en afleiden van water via kanalen hierbij een rol.

Daar waar Rupel en Schelde te Melle tussen 1996 en 2002 ongeveer gelijke tred hielden qua debiet, kent Rupel sinds 2004 duidelijk steeds hogere debieten dan de Bovenschelde. Dit komt het sterkst tot uiting in de zomerperiode: dan is het debiet van de Bovenschelde doorgaans minder dan de helft van het Rupeldebiet. In 2009 was dit zelfs minder dan een derde.

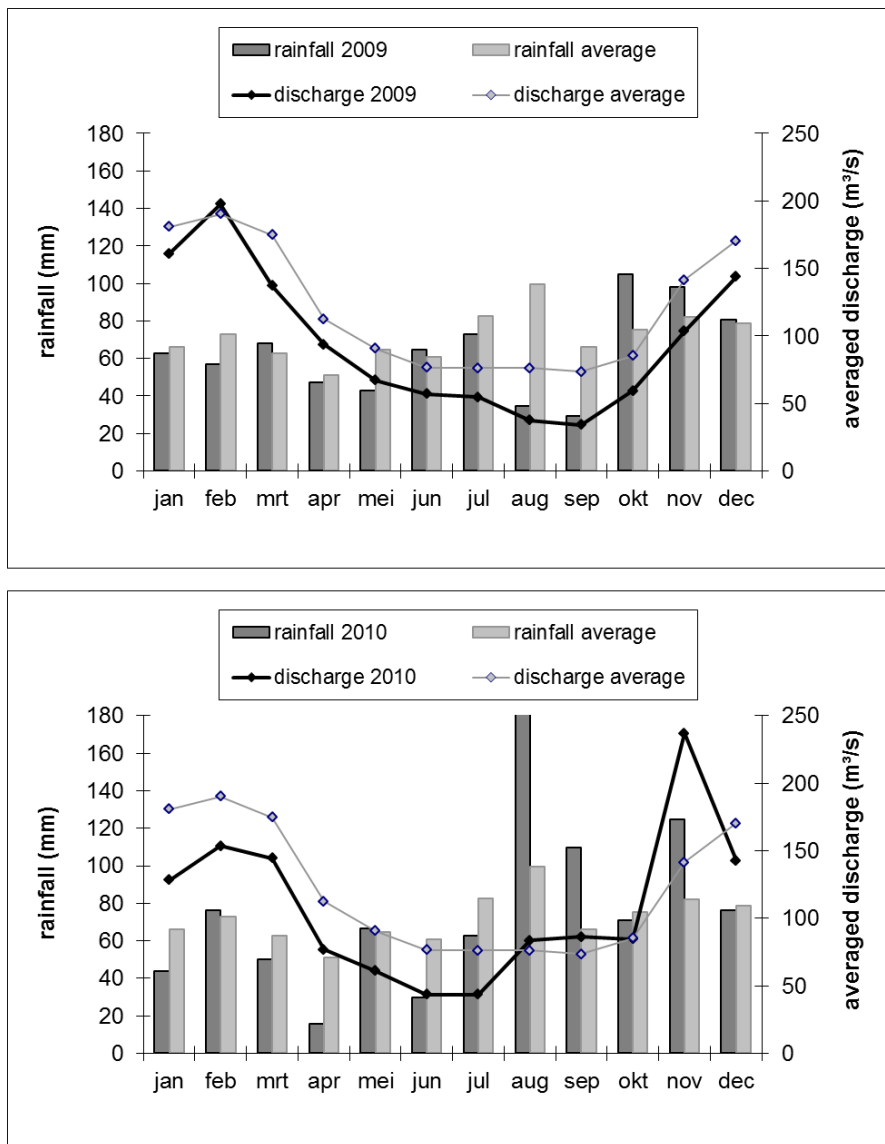


Figuur 2.1: neerslag (Ukkel) en debieten (Melle en Rupel) voor de 4 seizoenen. (bron neerslagdata: KMI; debietsdata: Waterbouwkundig Laboratorium)

2.3. Saliniteit, specifieke geleidbaarheid en chloride

Echte saliniteitsbepalingen worden niet gedaan in het kader van OMES. Wanneer in dit rapport, in andere deelluiken, melding wordt gemaakt van saliniteitsgegevens, betreft het steeds een omrekening van Specifieke geleidbaarheid naar saliniteit. Specifieke geleidbaarheid is immers een goede maat voor saliniteit, en een eenvoudige omrekening kan een goede benadering geven van het zoutgehalte. Een zeer nauwkeurige omrekening kan echter tijd en plaatsspecifiek zijn. Daarom wordt in dit hoofdstuk de voorkeur gegeven aan het voorstellen van de originele geleidbaarheidsdata (Surfer 2. 2).

Chloridegehalte wordt ook gebruikt als maat voor het zoutgehalte. Binnen OMES wordt het chloridegehalte zeer nauwkeurig analytisch bepaald (dus geen benaderende omrekening uit specifieke geleidbaarheid). Aan de hand van de chloridegehalten, kan de Zeeschelde ingedeeld worden in klassen van zout naar zoet (Surfer 2. 1). Deze indeling staat bekend als het Venice System, naar het Symposium of Classification of Brackish Waters in Venetië in 1958. In tabel 2.1 staan de verschillende klassen met hun grenzen opgelijst voor het ganse Schelde-estuarium. De grenzen zijn evenwel niet scherp afgelijnd. Seizoenale schommelingen, veroorzaakt door schommelingen in het afvoerdebiet, vallen meteen op en maken dat de grens van het zoete 's winters zo'n 20 tot 30 km meer stroomafwaarts ligt dan in de zomer.



Figuur 2. 2: neerslag (Ukkel) en debieten (Melle en Rupel) per maand voor 2009 en 2010. Gemiddelden berekend voor de periode 1996-2010 (bron neerslagdata: KMI; debietsdata: Waterbouwkundig Laboratorium).

Ook treden er grote verschillen op tussen natte en droge jaren. Zo kent de Zeeschelde in de nattere zomers van 2000, 2001, 2002 en 2008 nauwelijks tot geen brakke zone, daar waar dit in de drogere zomer van bijvoorbeeld 2009 het brakke water tot Antwerpen reikt.

De Durme mondt uit in de Schelde aan de grens van de oligohaliene zone en is volledig zoet. De Rupel mondt weliswaar wel uit in het oligohalien gedeelte van de Schelde, maar door het relatief grote debiet van de bovenafvoer in het Rupelbekken kan de saliniteit niet stroomopwaarts migreren, en blijven de Rupel en haar zijrivieren zoet.

Tabel 2.1: indeling in klassen volgens het VeniceSystem.

Chloridegehalte	Locatie
limnetisch of zoet: < 0,3g Cl-/l	stroomopwaarts van Temse, zijrivieren onder getijdeninvloed (Rupel + zijrivieren en Durme).
oligohalien of zwak brak: 0,3g Cl-/l tot 3g Cl-/l	stroomopwaarts van Burcht tot Temse.
mesohalien of brak: 3g Cl-/l tot 10g Cl-/l • A-mesohalien: 3 - 5,5 • B-mesohalien: 5,5 - 10	Schelde van de grens met Nederland tot Burcht
polyhalien of sterk brak: 10g Cl-/l tot 17g Cl-/l	Westerschelde Waarde - Walsoorden tot de Hooge Platen - Sloehaven
euhalien of zout: >17g Cl-/l	monding van de Westerschelde en de Noordzee

2.4. Zuurstof

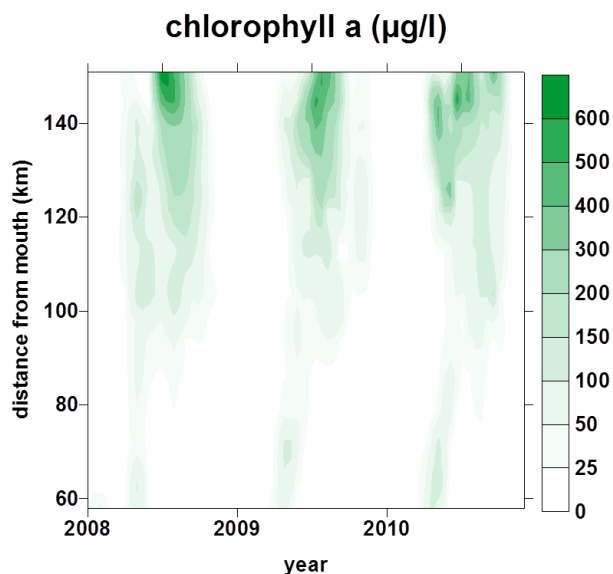
De eerste meting van oversaturatie in de Zeeschelde dateert reeds van 2006. Sindsdien komt oversaturatie jaarlijks voor in grote delen van de zoete Zeeschelde, met in 2009 en 2010 ook oversaturatie tijdens voorjaarsbloei van algen in de brakke zone (Surfer 2. 4). De periode van lage zuurstofwaarden in de zomer lijkt voorgoed achter de rug. De mechanismen achter deze omslag en de nu heersende hoge zuurstofwaarden, staan reeds uitgebreid verwoord in de vorige OMES rapportage.

In de volgende paragrafen wordt het zuurstofgehalte besproken per deelzone van het estuarium.

2.4.1. Brakke zone

Het zuurstofgehalte is in het ganse estuarium sinds de eeuwwisseling duidelijk in stijgende lijn. Enkel ter hoogte van het station Grens was deze stijging minder uitgesproken. De zuurstofwaarden zijn hier nooit zo dramatisch laag geweest (meestal boven 60% tijdens OMES metingen 1995 - 2007) ten gevolge van uitwisseling met de zuurstofrijke Westerschelde. Toch werd in ongeveer de helft van de metingen de norm van 5 mg/l niet gehaald. De sterke seizoenale variatie met minima in de zomer en maxima in de winter die rond de Rupelmonding werd waargenomen, was voelbaar tot aan de grens. Bij hoge afvoerdebieten werd deze invloed verstrekt, zodat tijdens de zeer natte zomers van 2000, 2001 en 2002 de zuurstofwaarden aan de grens daalden, terwijl meer stroomopwaarts de hoge debieten resulteerden in een stijging van de zuurstofwaarden, mogelijks door verdunning van de vuilvracht.

De laatste jaren wordt ook aan de grens een duidelijke stijging van de zuurstofwaarden waargenomen. In het voorjaar van 2009 en 2010 wordt voor het eerst ook in de brakke zone oververzadiging gemeten tijdens OMES campagnes. Figuur 2. 3 toont de verhoogde chl a concentraties tijdens de algenbloei, vroeg op het jaar nabij de grens, welke mooi samenvallen met de momenten van oververzadiging. In 2009 en 2010 dalen de zuurstofgehalten in de brakke zone niet meer onder de 5 mg/l, waardoor de waterkwaliteit voor zuurstof voldoet aan de basisvereisten voor een goed functioneren van het ecosysteem.



Figuur 2. 3: chlorofyl a gehalte ($\mu\text{g/l}$) voor de periode 2008-2010.

2.4.2. Oligohaliene zone

Ter hoogte van de Rupelmonding (km 92, oligohaliene zone) is de seizonale schommeling van de zuurstofverzadiging zeer uitgesproken (Surfer 2. 4), met maxima in de winter en minima in de zomer. In de jaren '90 ontstond er rond de Rupelmonding een zone van zuurstofdepletie die zich uitstrekte van de vroege lente tot in de herfst. Bacteriële afbraak van de vuilvracht tijdens de warmere maanden van het jaar zorgt voor een totale zuurstofdepletie in 1996 en 1997. De grote vuilvracht vanuit Brussel die via Zenne en Rupel hier in de Schelde stroomde, ligt aan de basis van de zuurstofdip. De Zenne is echter niet de enige boosdoener: ook van stroomopwaarts de Schelde is er aanvoer van een grote vuilvracht. En net in deze zone, waar er grote zoutschommelingen zijn en beperkte lichtdoordringing, is maar weinig algenbloei om het zuurstofgehalte op te krikken.

Geleidelijk neemt echter de zone van zuurstofdepletie af in ruimte en tijd. Gemiddeld is een stijging van het zuurstofgehalte waarneembaar. De beperkte jaargemiddelde stijging op het einde van de jaren '90 houdt gelijke tred met de stijging in de Rupel zelf en zou een gevolg kunnen zijn van toegenomen verdunning. Drogere jaren 2004 en 2005 kennen een terugval van de zuurstofverzadiging. 2003, een jaar met zeer lage afvoerdebieten, kent deze terugval in de Rupel niet. Vanaf 2006 stijgen de zuurstofwaarden wederom. Wellicht is dit het gevolg van de waterzuivering op de Zenne, die sinds dan operationeel is. De zuurstofwaarden in de Zeeschelde in het mondinggebied van de Rupel zijn echter reeds sinds 2003 in stijgende lijn, en een gevolg van de spectaculaire zuurstoftoename in de zoetwaterzone. Vooral in de zomer zijn de zuurstofwaarden in de zoetwaterzone sterk gestegen tussen 1996 en 2010. De zuurstofwaarden zakken in 2010 nog maar sporadisch onder de 5 mg/l in de oligohaliene zone.

2.4.3. Zoete zone

In de zoetwaterzone is de verbetering van het zuurstofgehalte het meest uitgesproken, vooral in de zomermaanden. Tussen 1998 en 2002 verbetert vooral de zuurstofhuishouding in de Bovenschelde, wellicht een effect van toegenomen verdunning bij toegenomen debieten. Tussen 1998 en 2002 wordt immers een sterke daling van de concentratie aan biologische zuurstofvraag (BOD) waargenomen. De totale BOD-vracht daarentegen vertoont deze daling niet. Vanaf 2003 is er een trendbreuk: de stijging van de zuurstofconcentratie in de zoetwaterzone kan niet aan verdunning worden toegeschreven. Tussen 2003 en 2007 wordt immers een stijging van de

BOD-concentratie genoteerd in de Bovenschelde. In de Zeeschelde zelf is de BOD in dalende lijn.

Vanaf 2009 worden de zomers in de zoetwaterzone gekenmerkt door frequente perioden van oververzadiging. Af en toe daalt het zuurstofgehalte nog eens onder de 5 mg/l, maar dit is beperkt in tijd en ruimte.

Met de sterk toegenomen primaire productie moet wel een belangrijke kanttekening gemaakt worden bij de staalname. Door steeds 's ochtends te meten te Dendermonde en tegen de middag aan te komen te Melle, kan door primaire productie de zuurstofwaarde te Melle systematisch hoger liggen. Door steeds overdag te meten, is er ook geen beeld van mogelijke problemen 's nachts. Bij hoge algenbloei kan immers door nachtelijke respiratie van de algenbiomassa, en door bacteriële afbraak van afstervende algen, zuurstoftekort optreden. Gelukkig is er tot op heden niets dat wijst op zuurstofproblemen tijdens de nacht. Continue sondemetingen in de oligohaliene zone (Kruibeke) tonen dat de daling van het zuurstofgehalte 's nachts vrij beperkt is. In de zoete zone zijn er ook sporadisch continue metingen verricht te Dendermonde, met eenzelfde resultaat. Zeer sterke algenbloei leidt tot op heden niet tot zuurstofproblemen 's nachts. 's Ochtends vroeg worden nog steeds aanvaardbare zuurstofwaarden waargenomen (> 5 mg/l).

2.5. Chlorofyl a

De stijging van het zuurstofgehalte kan in de eerste plaats verklaard worden door de toegenomen zuurstofproductie. Surfer 2. 5 toont het chl a gehalte, als maat voor de algenconcentratie. Daaruit blijkt dat de algenbloei sinds 2004 enorm is toegenomen. In de zomer wordt de ganse zoete zone gedomineerd door zeer hoge chl a waarden, tot meer dan 500 µg/l. Sinds 2008 wordt ook in de brakke zone een sterkere bloei opgetekend, die zich vroeger op het jaar voordoet.

Midden de zomer van 2010 valt een terugval van de bloei op te tekenen, welke verklaard kan worden door de hogere debieten. Algemeen echter kent elke zomer sinds 2004, ongeacht weer of debiet, een zeer sterke algenbloei.

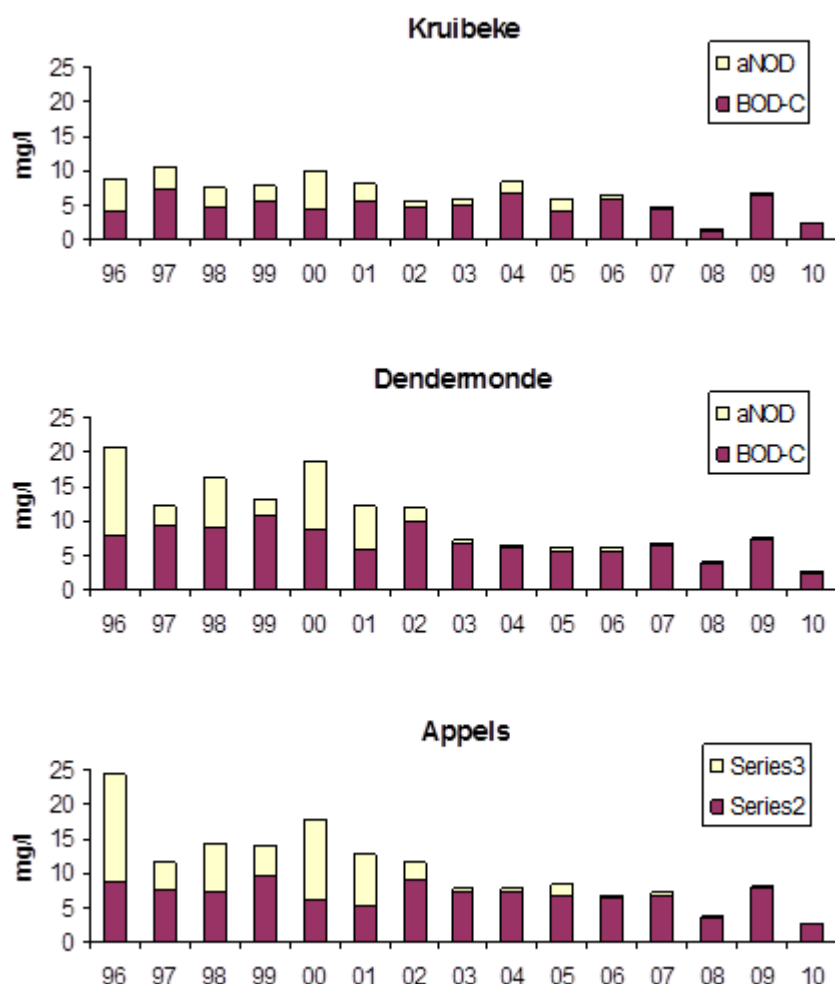
2.6. Biochemische zuurstofvraag

De biochemische zuurstofvraag (BOD₅) is een complexe parameter en kent een grillig verloop (Surfer 2. 12). BOD₅ is een maat voor de organische belasting in het water, en wordt bepaald door een waterstaal gedurende 5 dagen donker te incuberen bij 20°C. De verbruikte zuurstof gedurende deze periode, is een maat voor de aanwezige hoeveelheid biologisch afbreekbaar materiaal.

De BOD₅ bestaat in hoofdzaak uit een biochemisch afbreekbare koolstof fractie en een ammonium fractie, welke bij nitrificatie ook zuurstof zal opeisen. Niet alle fracties breken echter even snel af, en deze afbraak is mede afhankelijk van de reeds aanwezige microbiële populaties in het Scheldewater. Daarom is interpretatie van de data niet eenvoudig. Toch is een duidelijke trend waarneembaar. De BOD₅ concentraties zijn in dalende lijn, in hoofdzaak door snellere afbraak van de vuilvracht in het estuarium zelf onder de verbeterde zuurstofcondities. De input van BOD₅ vanuit de zijrivieren is immers quasi niet gedaald.

In voorgaande OMES rapporten werd beschreven hoe de zuurstofvraag voor nitrificatie en de zuurstofvraag voor koolstofmineralisatie van elkaar kunnen onderscheiden worden. Voor drie stations in de Zeeschelde (Kruibeke, Dendermonde en Appels) werd deze oefening gedaan

(Figuur 2. 4). Daaruit blijkt dat de zuurstofvraag voor nitrificatie quasi volledig is verdwenen. De ammoniumgehalten zijn dan ook zeer sterk gedaald. De zuurstofvraag voor koolstofmineralisatie toont een schommelend verloop, maar vertoont geen significante afname over de laatste 15 jaar. Vele inspanningen inzake waterzuivering ten spijt, blijft de BOD-C vrijwel constant in de Zeeschelde. Mogelijk wordt een daling van de antropogene koolstofvracht teniet gedaan door een toename van autochtoon geproduceerd detritus.



Figuur 2. 4: biochemische zuurstofvraag te Kruibeke, Dendermonde en Appels. aNOD: anorganische stikstofzuurstofvraag; BOD-C: zuurstofvraag voor koolstofmineralisatie

2.7. pH

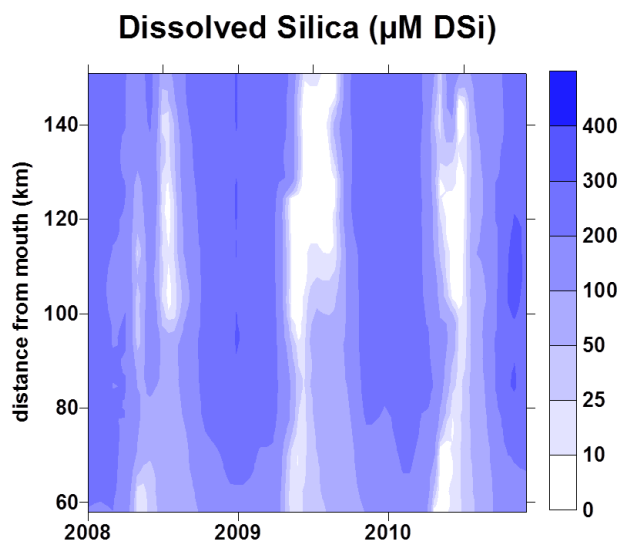
De schommelingen in pH (Surfer 2. 3) volgen mooi de evolutie van de primaire productie. Bij elke algenbloei stijgen de pH waarden. De trendbreuk tussen de periode 1996-2002 en 2003-2010 wordt bijgevolg ook waargenomen in de pH, met gemiddeld hogere pH-waarden de laatste jaren. Ter hoogte van de Rupelmonding, waar er sterke bacteriële afbraak plaatsvindt, situeert zich het pH minimum, een minimum dat langzaam vervaagt. De algenbloei die de brakke zone kende in het voorjaar van 2009 en 2010 vinden we ook terug in een toename van de pH in de bewuste periode. Sinds 2008 overstijgt de pH tijdens sterke algenbloei af en toe de norm van 8,5 (Vlarem II).

2.8. Silicium

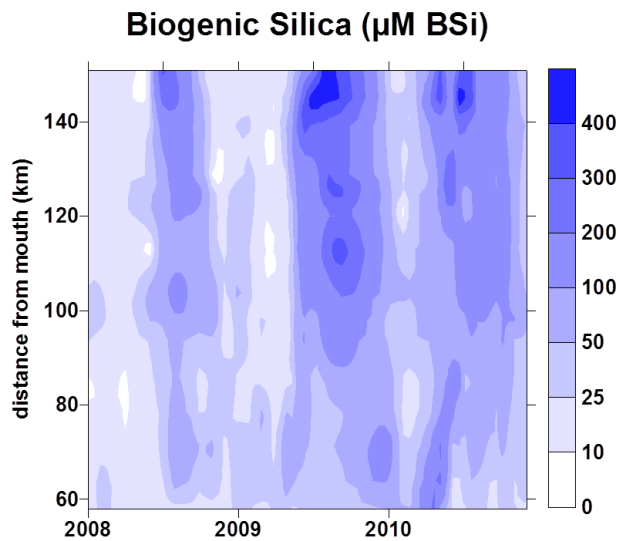
Opgelost Silicium (DSi) kent een duidelijk seizoenaal patroon, met zomerse minima tijdens pieken van consumptie door diatomeeën. Surfer 2. 6 illustreert de trendbreuk tussen de periode 1996-2002 en 2003-2010. In de jaren '90 kwam DSi-depletie slechts sporadisch voor, de pieken in algenbloei waren immers beperkt. In de zeer natte zomers van 2000, 2001 en 2002 was er wellicht ook een verhoogde aanvoer van silicium uit het bekken.

Vanaf 2003 is silicium depletie een jaarlijks terugkerend fenomeen, waarbij het probleem zich niet meer beperkt tot het zoete alleen. Depletie treedt nu geregeld op in zoet, oligohalien en brak. De beperkte DSi-depletie van de jaren '90 concentreerde zich nog tot de Boven-Zeeschelde. Eenmaal voorbij de Rupelmonding nam de concentratie DSi terug toe. De Rupel, waar algenbloei beperkt was, was een belangrijke bron van DSi. Sinds 2003 worden, door de veel sterkere consumptie, de zones met lage DSi-concentratie echter groter en rijken tot aan de grens. Met de verbetering van de waterkwaliteit in de Rupel, neemt de input van DSi vanuit de Rupel vermoedelijk af door lokale consumptie. In 2010 kon depletie gemeten worden van de grens tot Melle. Deze evolutie is zorgwekkend. Silicium is immers een essentieel element voor de groei van diatomeeën. Bij gebrek aan silicium kunnen diatomeeën niet verder groeien, en kunnen andere algen, groenalgen, de bloei overnemen. Dit kan tot zuurstofproblemen leiden.

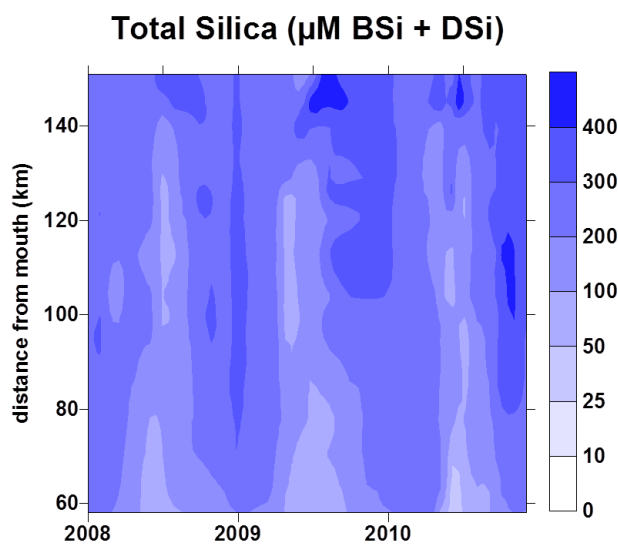
Diatomeeën kunnen enkel de opgeloste vorm van silicium, DSi, opnemen. Eens vervat in biochemische structuren is dit silicium niet meer direct opneembaar. Deze niet opneembare biogene fractie (BSi) wordt sinds 2008 binnen OMES mee gemeten, in het kader van de Moneos verplichtingen. Figuren 2.5, 2.6 en 2.7 tonen voor de periode 2008 – 2010 de concentratie opgelost silicium, biogeen silicium en de som van beide (totaal silicium). Het is duidelijk dat tijdens sterke algenbloei de DSi-concentratie daalt, de BSi-concentratie stijgt. De fluctuaties in TSi zijn minder extreem maar vertonen wel een duidelijke seizoenaliteit.



Figuur 2. 5: Opgelost silicium (µM DSi)



Figuur 2. 6: Biogeen silicium ($\mu\text{M BSi}$)



Figuur 2. 7: totaal silicium ($\mu\text{M BSi} + \text{DSi}$)

2.9. Stikstof

Het stikstofverloop vertoont grote parallellen met het zuurstofgehalte. Sinds de start van de OMES metingen, zijn de ammoniumconcentraties spectaculair gedaald (Surfer 2. 8), parallel aan de stijging van zuurstof. Hogere zuurstofwaarden laten een efficiënte nitrificatie toe, waarbij ammonium wordt omgezet in nitraat. Vermits bacteriële nitrificatie temperatuursafhankelijk is, kent de ammoniumconcentratie een sterk seizoenaal patroon met maxima in de winter (ondanks de hogere verdunning). De daling van NH_4 doet zich zowel in de zijrivieren als in het estuarium zelf voor. De jaargemiddelde waarden in het estuarium liggen wel systematisch lager dan deze in de Rupel en Bovenschelde.

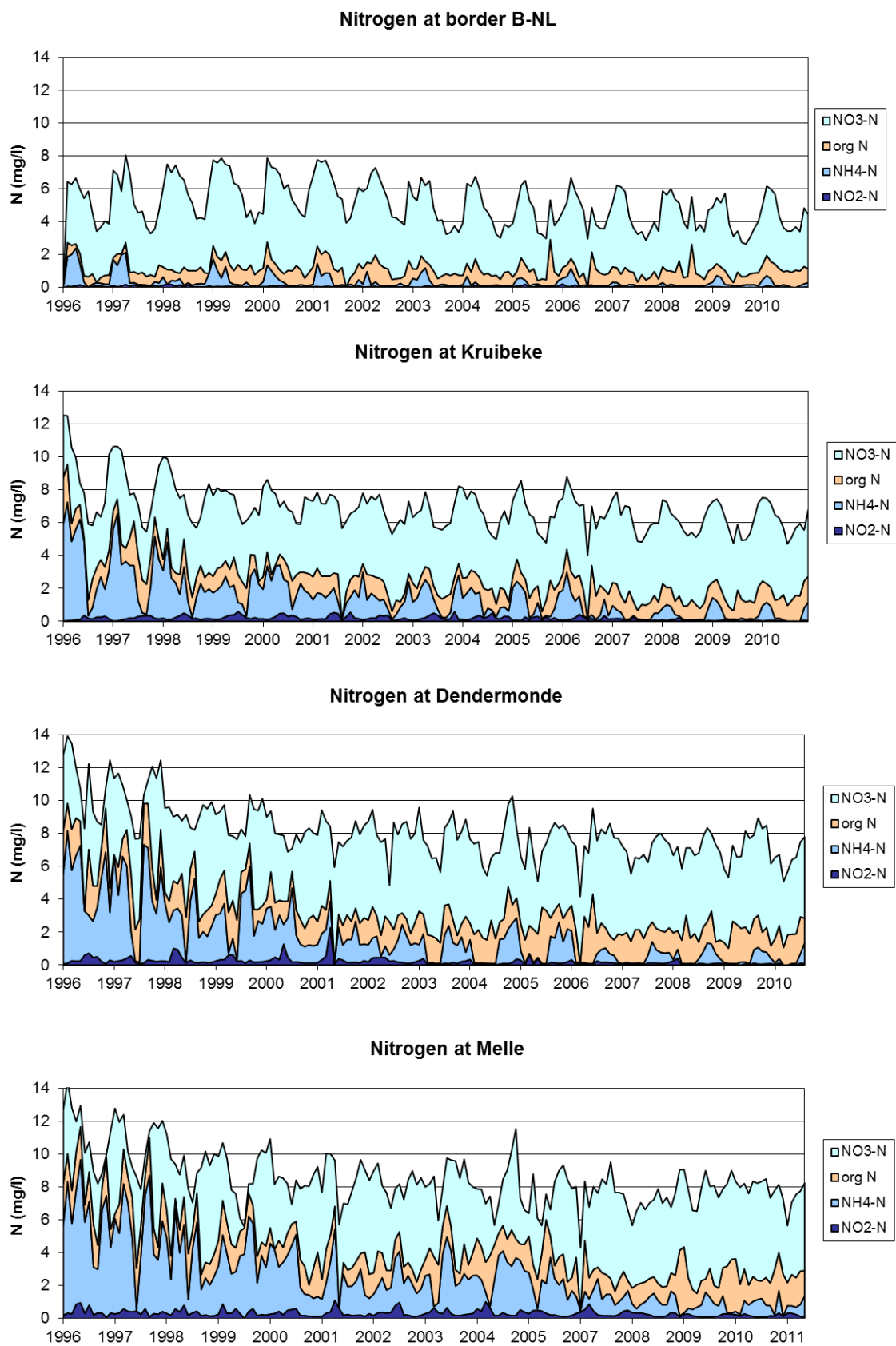
De nitraatwaarden stijgen parallel met de daling van ammonium (Surfer 2. 7). Door de toegenomen nitrificatie, is een opmerkelijke stijging van nitraat in de zomer meetbaar. In de

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 2. 10). Wederom kunnen debieten een verdunnend effect gehad hebben. Vanaf 2003 daalt TDIN echter langzaam verder, zij het beperkt, ondanks de dalende debieten. In de periode 2007-2010 is echter geen verder daling waarneembaar. 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 is de voorbije jaren beperkt 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 een daling van de diffuse input onder impuls van maatregelen in het bekken kan een verklarende factor zijn. De gevolgen van de gedaalde input in de Zeeschelde, wegen echter niet zwaar door op de output naar de Westerschelde. De TDIN-concentraties ter hoogte van de Belgisch-Nederlandse grens zijn sinds 2003 tijdens de zomermaanden slechts beperkt gedaald. Mogelijk weegt het verlies aan denitrificatie zwaarder door dan een afname aan input in de Zeeschelde. In de wintermaanden wordt ter hoogte van de grens wel een daling van TDIN geregistreerd.

Wanneer enkel de organische stikstofcomponent wordt beschouwd (Kjehldahlstikstof – ammonium) valt zeker geen daling af te leiden (Surfer 2. 11). De organische stikstof fractie vertoont een dalende trend tussen 1996 en 2002, mogelijks door verminderde input vanuit het bekken en verdunning. Vanaf 2003 neemt de concentratie terug toe. Lokale primaire en secundaire productie zorgen misschien voor deze verhoogde organische stikstofvracht. Pieken in organische stikstof komen immers voor in de zomerperiode, tijdens sterke algenbloei.

In **Error! Reference source not found.** wordt het verloop van verschillende stikstof fractie (ammonium, nitriet, nitraat en organische stikstof) tussen 1996 en 2010 weergegeven voor enkele stations langsheen de Zeeschelde. De daling voor ammonium is opvallend, een daling die grotendeels wordt teniet gedaan door de stijging van de nitraat fractie. In de meest afwaartse stations blijft de concentratie aan organische stikstof quasi constant. Te Dendermonde en Melle daarentegen neemt de organische fractie toe, mogelijks ten gevolge van toegenomen autochtone productie. Beschouwt men alle stikstof fractie samen, valt een sterke daling op te tekenen eind jaren negentig, een daling die parallel gaat met stijgende debieten en dus wijst op verdunning. Vanaf dan zet de daling zich zeer beperkt door, ondanks een daling van de debieten, waardoor de effectieve vracht naar de Noordzee daalde in die periode. Vanaf 2008 daalt de totale stikstofconcentratie echter niet meer, maar blijft zeer hoog.

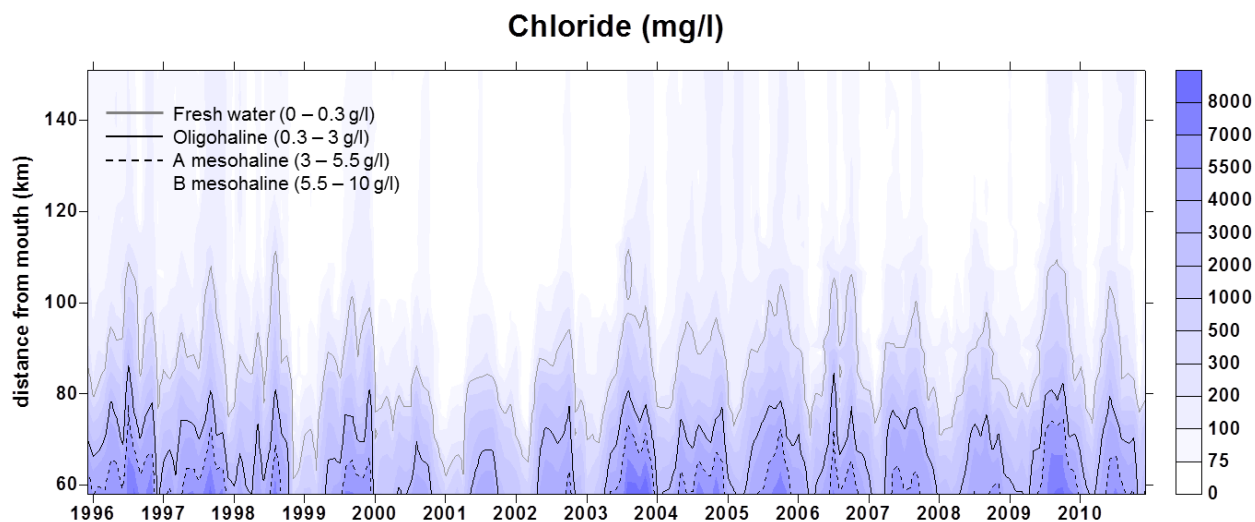


Figuur 2. 8: Totaal stikstof (mg/l) en de verdeling over de verschillende stikstof fracties aan de stations Grens, Kruibeke, Dendermonde en Melle.

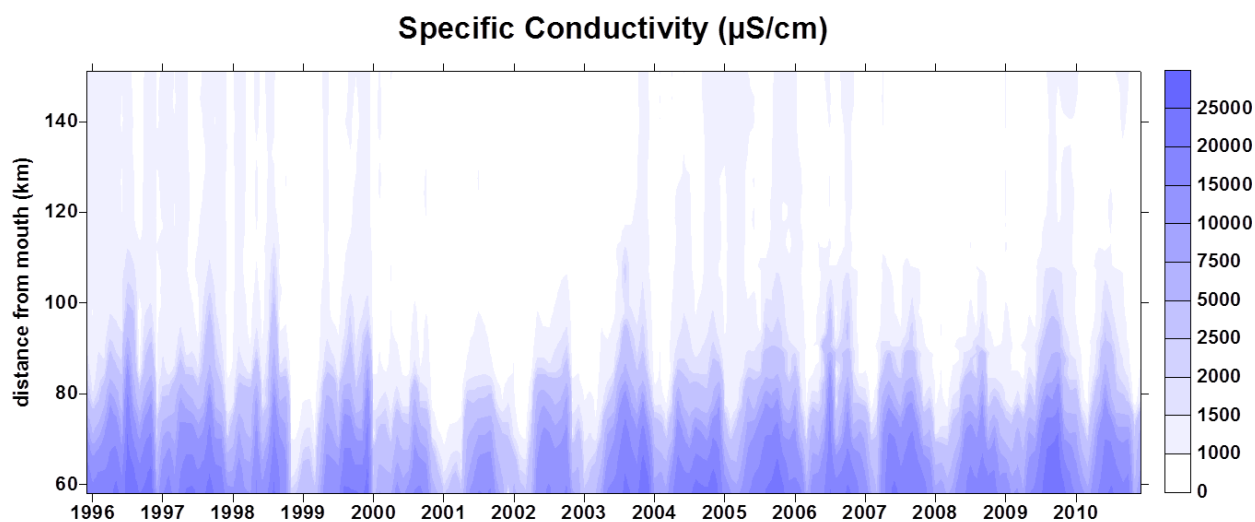
2.10. Fosfaat en totaal fosfor

Fosfaat (Surfer 2. 15) vertoont seizoenale schommelingen, wellicht gestuurd door schommelingen in debiet. Over de jaren heen is ook een duidelijke dalende trend waarneembaar. De zomer van 2005 vormt echter een uitschieter, met zeer hoge fosfaatwaarden in het zoete deel van de Zeeschelde. In 2006 zet de daling zich echter verder, met de laagste waarden in 2010. Toch wordt de norm (Vlarem II) nog niet steeds gehaald. In de winter 2009 wordt een onverklaarde uitschieter waargenomen.

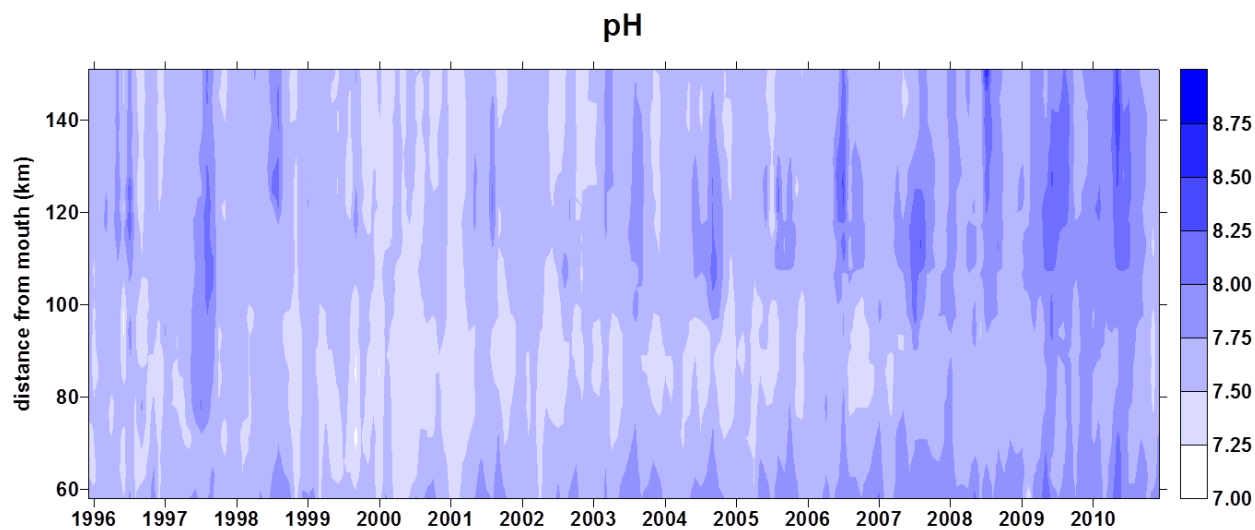
Ook totaal fosfor kent een duidelijk dalende trend, waarbij in 2005 een gelijkaardige uitschieter wordt waargenomen in de zoetwaterzone (Surfer 2. 14). Zomer en najaar 2009 vormen een uitzondering op de dalende trend, met terug iets hogere waarden voor totaal fosfor.



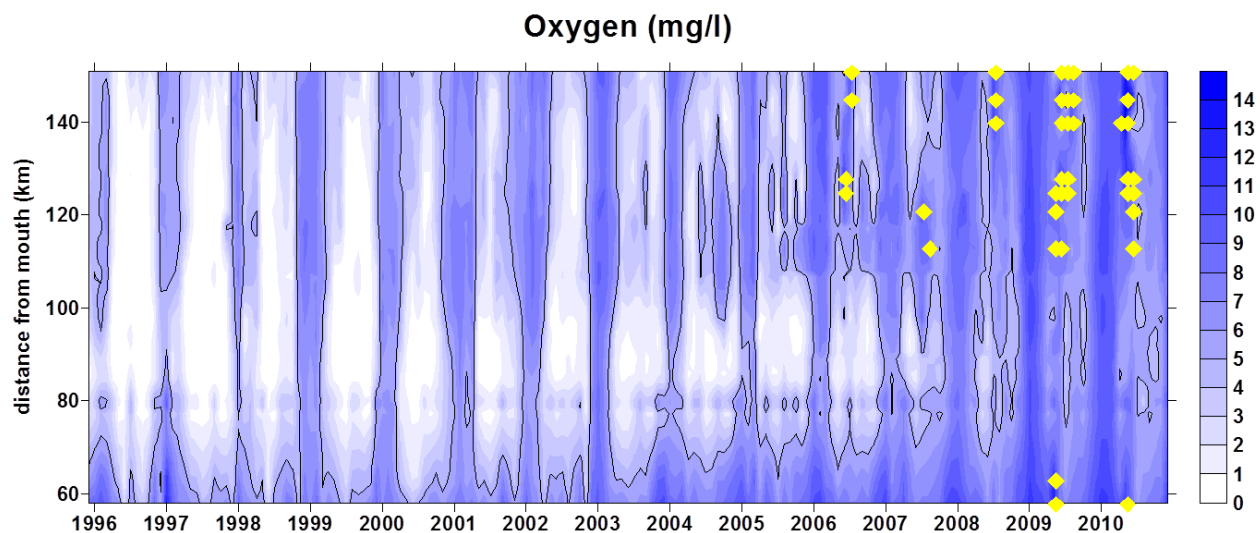
Surfer 2. 1: Chloride concentratie (mg/l) met vermelding van saliniteitsklasse volgens het Venice system



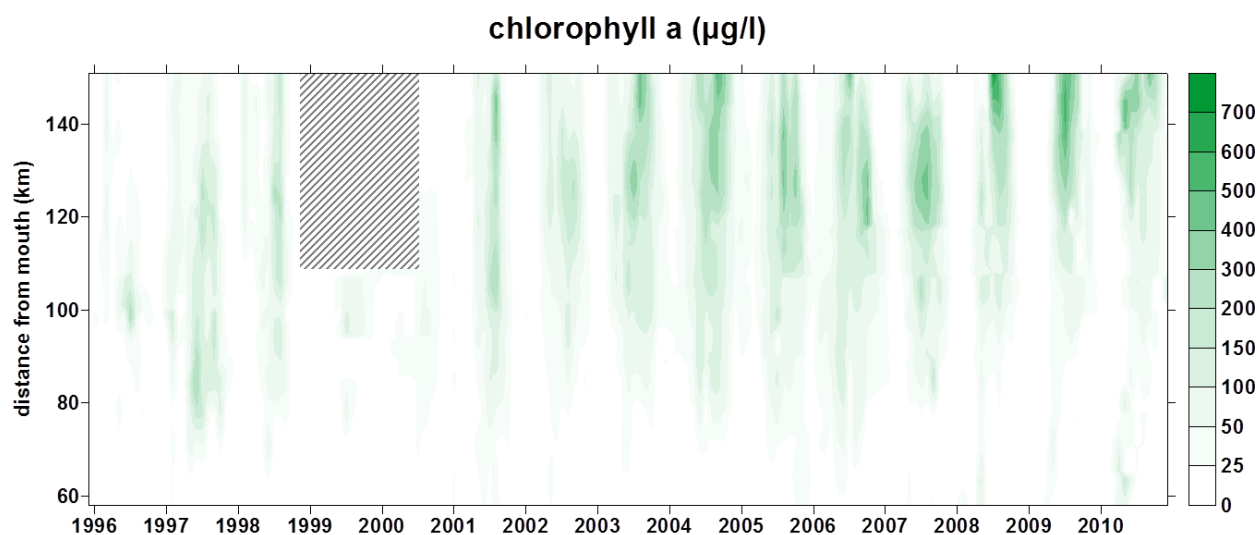
Surfer 2. 2: Specifieke geleidbaarheid ($\mu\text{S}/\text{cm}$)



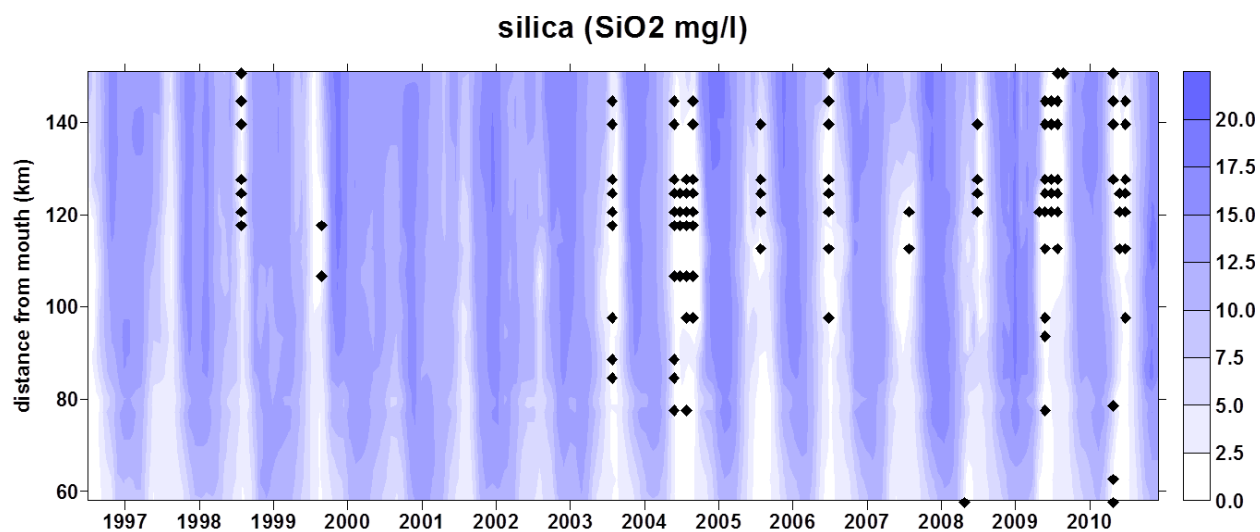
Surfer 2. 3: zuurtegraad (pH)



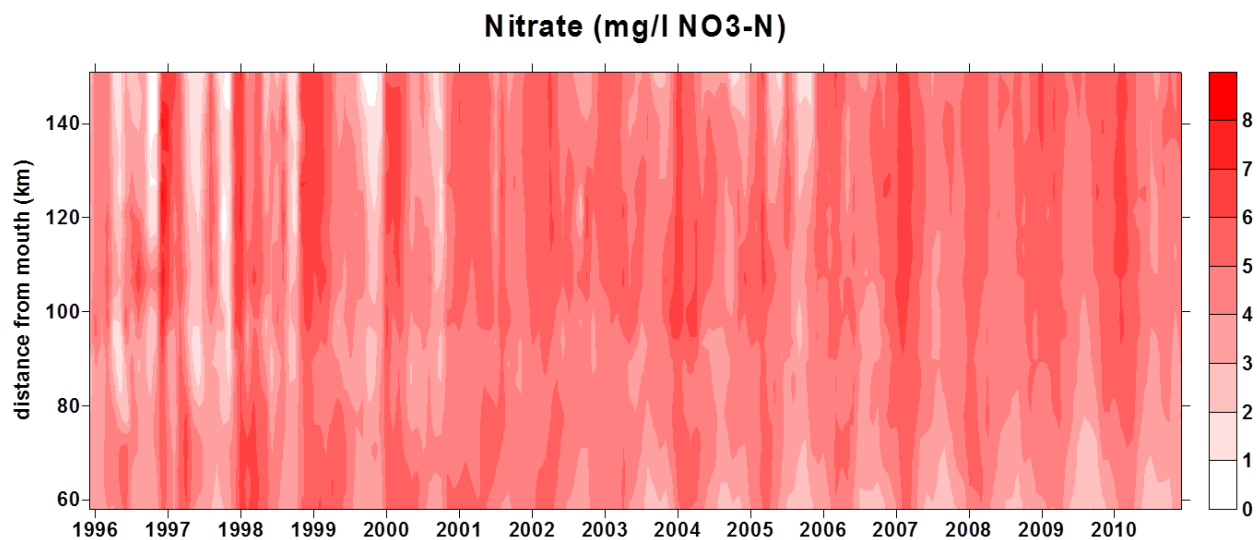
Surfer 2. 4: Zuurstofgehalte (mg/l). De grijze contourlijn geeft de grens van 5 mg/l aan (Vlarem II). De sterren duiden op momenten van oververzadiging (zuurstofsaturatie > 100%).



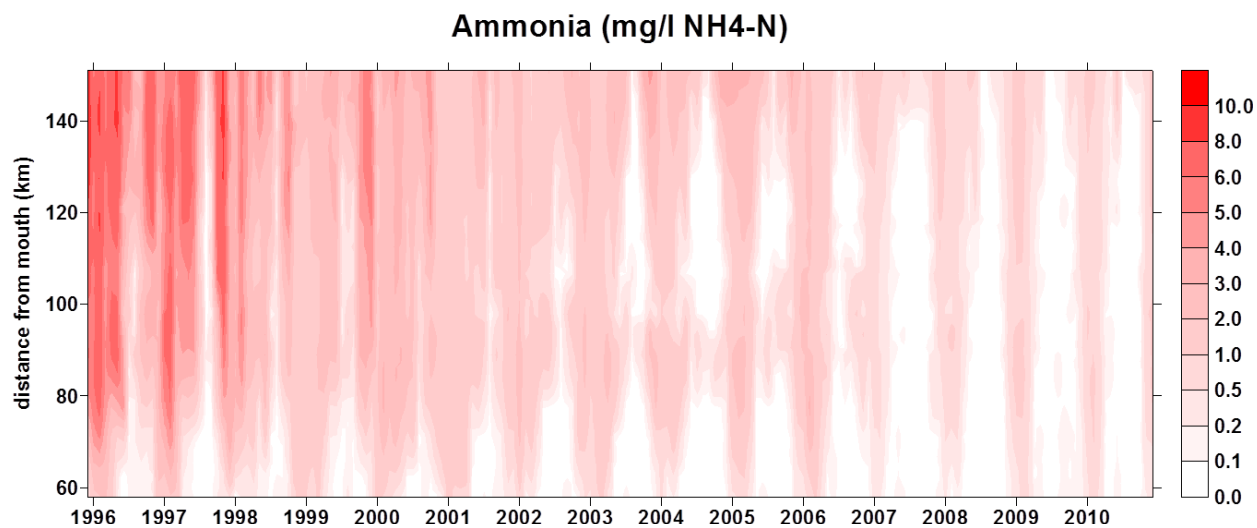
Surfer 2. 5: Chlorofyl a concentratie (µg/l). Voor de gearceerde periode zijn geen data beschikbaar.



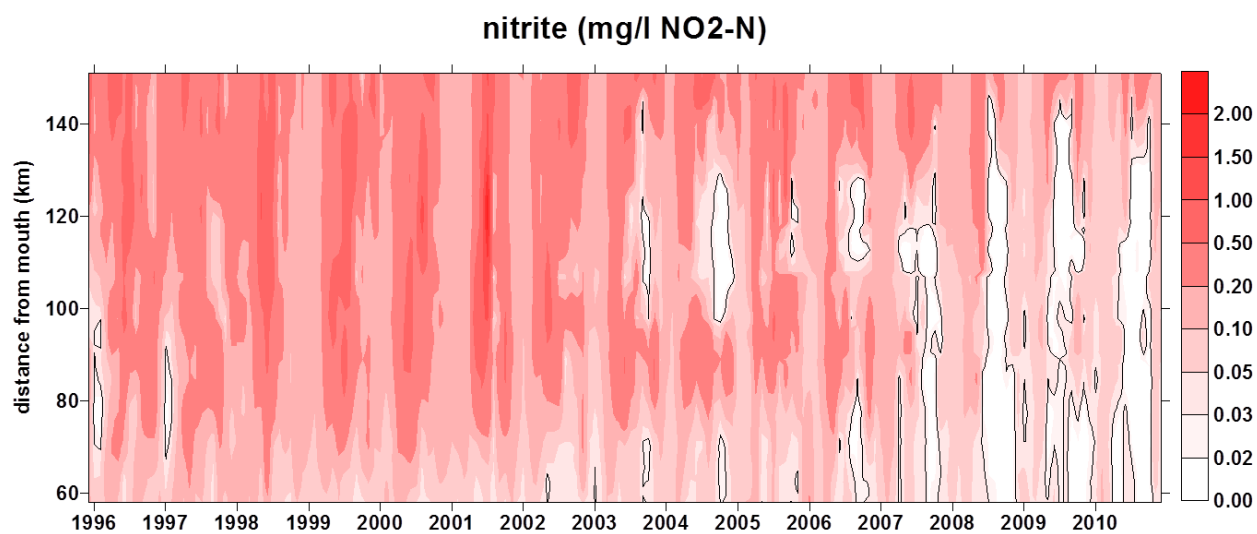
Surfer 2. 6: Opgelost silicium (mg/l). De sterren duiden op momenten van Si-depletie (SiO₂ < 0,01 mg/l).



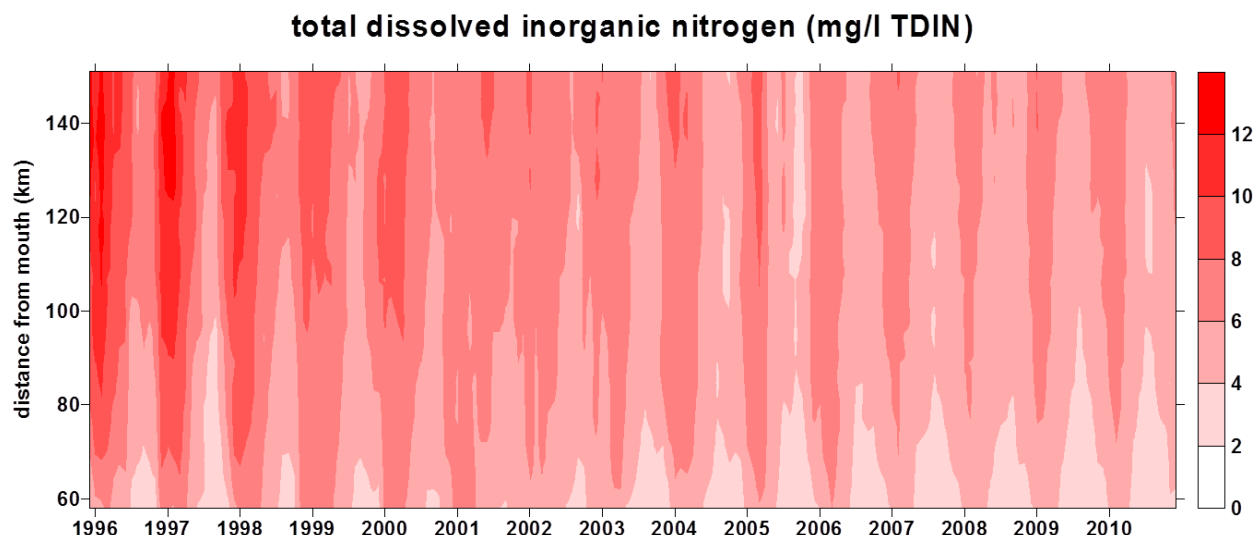
Surfer 2. 7: Nitraat (mg/l NO₃-N)



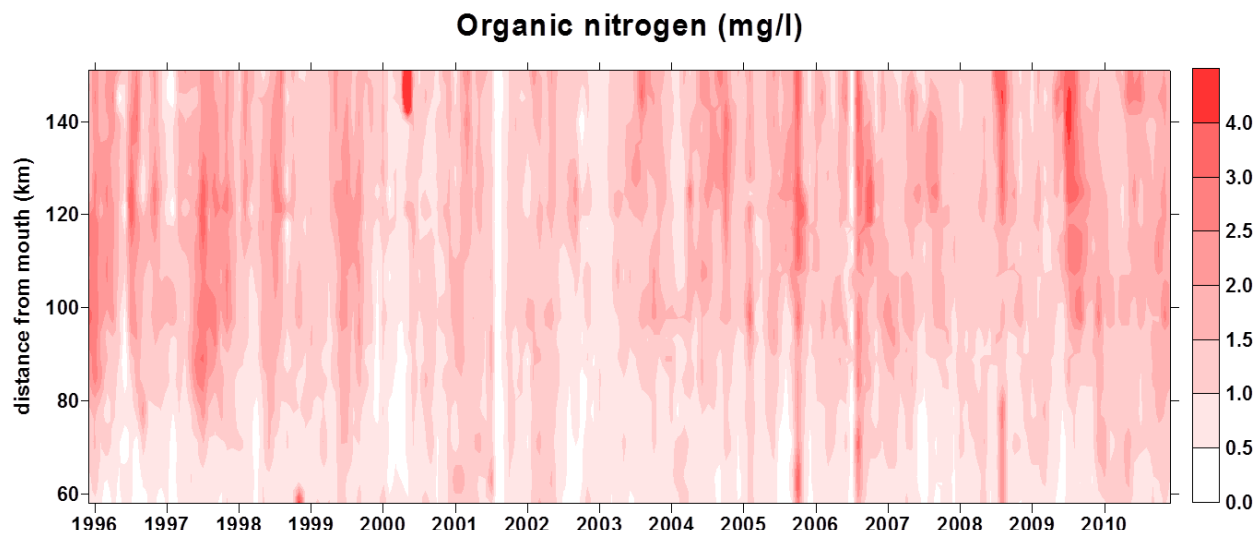
Surfer 2. 8: Ammonium (mg/l NH₄-N)



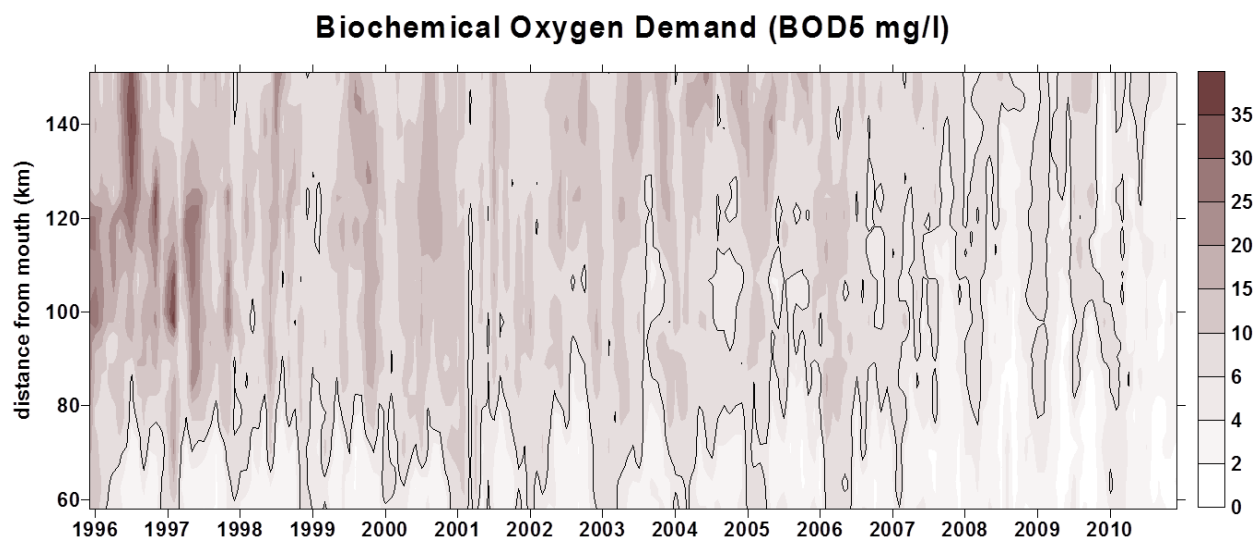
Surfer 2. 9: Nitriet (mg.l NO₂-N). De zwarte contourlijn geeft de 0,02 mg/l grens weer, de grens waarboven toxische effecten op o.a. vis niet uitgesloten zijn.



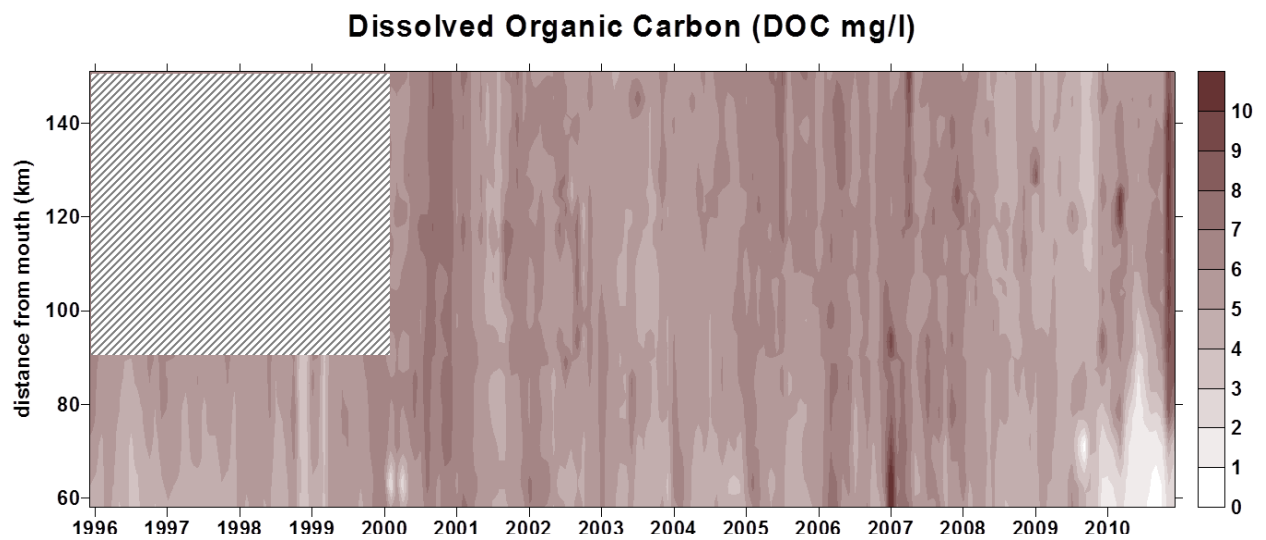
Surfer 2. 10: Totaal opgeloste anorganische stikstof (mg/l) (TDIN = NH_4^+ + NO_2^- + NO_3^-)



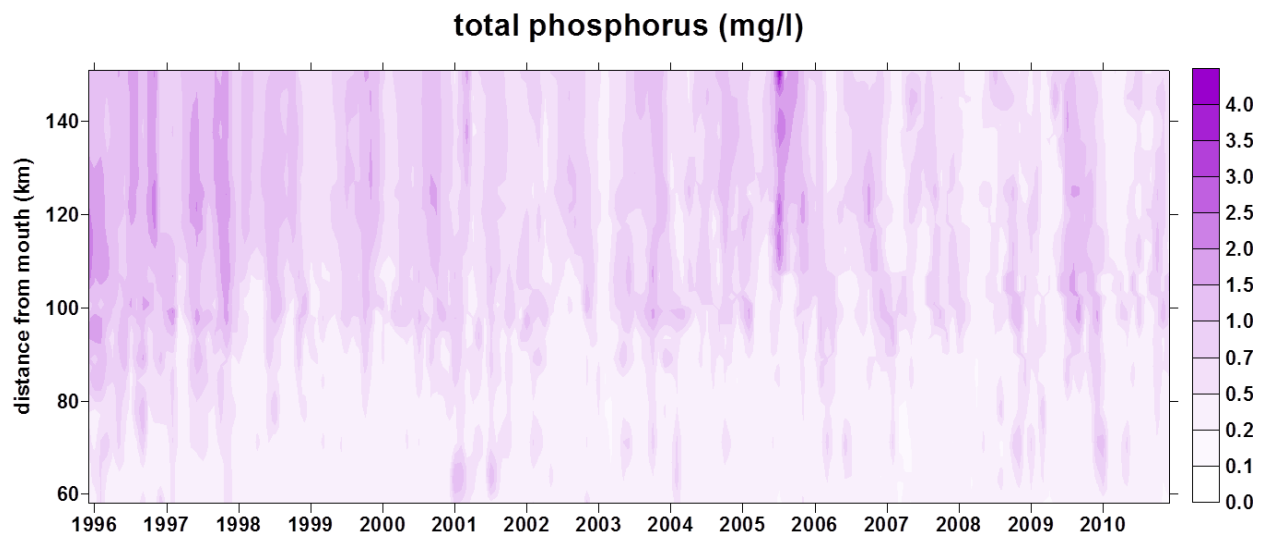
Surfer 2. 11: Organische stikstof (mg/l) (OrgN = Kjelhdal-N - NH_4^+ -N)



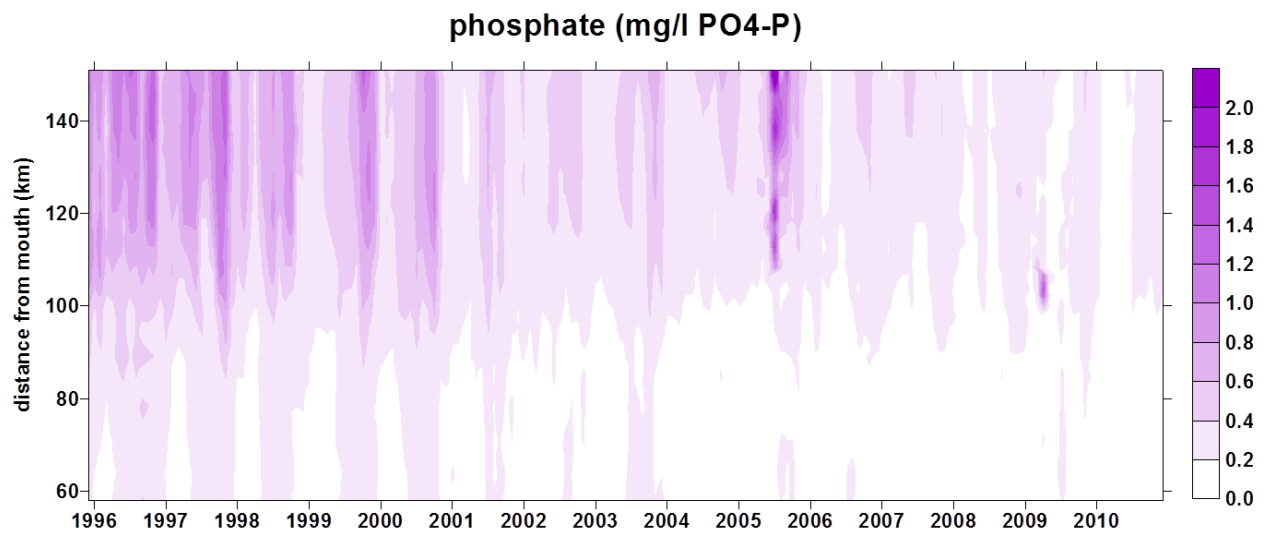
Surfer 2. 12: Biochemische zuurstofvraag (mg/l)



Surfer 2. 13: Opgeloste organische koolstof (mg/l)



Surfer 2. 14: Totaal fosfor (mg/l)



Surfer 2. 15: Fosfaat (mg/l)

Hoofdstuk 3. Koolstofcyclus in het Vlaams gedeelte van Schelde-estuarium

Natacha Brion
David Verstraeten
Willy Baeyens

Eindverslag voor deelstudie 2 (perceel 2), 2009-2010

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

3.1. Introduction

The Scheldt Estuary is the outlet of one of the most densely populated watersheds of Europe (425 inh./km²) and is therefore characterized by its high loads of carbon partly linked to sewage disposal. Until the 1990's sewage treatment in the catchment was poor and intense microbial activities in summer low flow conditions often resulted in oxygen depletion in the upper estuary (Meire et al., 2005). Thanks to wastewater treatment, dissolved oxygen concentrations increased during the eighties, and continued to improve until these recent years. The Scheldt Estuary is thus an ecosystem experiencing very important biogeochemical changes since the last 20 years and these have major effect on the C cycling.

The objectives of “perceel 2” are to describe and understand past and present variations of the carbon dynamics in the Scheldt estuary between Ghent and the border with the Netherlands (approx. Zandvliet).

The studied parameters include dissolved inorganic carbon forms (mainly CO₂), particulate and dissolved organic carbon (POC and DOC), Particulate nitrogen (PN) and C/N ratios of suspended particulate material. Additionally we also study the isotopic signature of dissolved inorganic carbon (DIC) and of POC as they can give us information about the relative importance of respiration vs primary production processes. In a very simplified view we can say that when primary production is important, the DIC becomes “heavier” ($\delta^{13}\text{C}$ -DIC will increase) and the POC “lighter” ($\delta^{13}\text{C}$ -POC will decrease) while the opposite will be observed when respiration processes dominate.

3.2. Material and methods

3.2.1. Sampling

Between October 2009 and August 2010, the general OMES sampling strategy was followed as described in chapter 1 and included 15 longitudinal profiles (26 stations in Scheldt and Rupel + tributaries) and 3 tidal profiles (13h June 2010– Boom, Kruikebe, Schellebelle).

Surface water was sampled with a clean bucket. Subsamples of 12 mL were taken in duplicate in glass vials for later determination of the isotopic signature of dissolved inorganic carbon. 15 μL of a saturated HgCl₂ solution were added to inhibit all further biological activities. The vials were then sealed with adapted stopper avoiding headspace formation. Subsamples were also taken in clean polyethylene (PE) containers for particulate organic carbon and nitrogen. Well homogenised fractions (2/station) of 150 to 500 mL were subsequently filtered on board using

pre-ashed (450°C) GF/F filters (Sartorius, 47 mm diameter). Filters were stored in Millipore Petri-dishes and preserved at -20°C till later analysis. A part of the filtrate was stored at 6°C in 50 mL PE vials with 20 µL saturated HgCl₂ for later determination of total alkalinity.

3.2.2. Analysis methods

Total alkalinity (TAlk) was determined on 25 ml samples 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) was calculated from these TAlk values, pH, temperature and salinity using the “CO2SYS” Excel macro from Lewis and Wallace (2006).

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. Three ml headspace volume was created in the serum vials by replacing water by Helium injected through the vial septum. Then 0.5 mL of *ortho*-phosphoric acid (99% crystal) was injected and the sample was left overnight for CO₂ extraction in the headspace to proceed. 300 µL of the He-CO₂ mixture were injected through a GC sample port mounted between the reduction oven and the water trap of the Elemental Analyser (EA) IRMS system (single inlet Finnigan Mat Delta V Plus). Efficiency of the extraction was assessed via repeated analysis of aliquots of reference CO₂ gas. The ¹³C/¹²C isotopic ratio of DIC is presented in the results as a δ¹³C-DIC value, obtained by the following equation:

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

where std is an international carbon standard (PeeDee Belemnite)

For the determination of POC and PN, filters with suspended particulate material were thawed and dried at 50°C till constant weight. To assess the organic C and N contents and isotopic ratios, portions of 12 mm diameter discs were cut-out from these filters and left 4 hours under HCl vapour to remove carbonates. These filters discs were subsequently dried at room temperature in a dessicator for a few hours and then, packed in tin cups. Blank filters were submitted to the same treatment. Weights of acetanilide, and carbon isotopic standard (EAIA-CH6) were used for further determination of POC/PN concentrations and δ¹³C-POC.

Samples, blanks and standards are analysed using an Elemental Analyser (Flash EA 112) coupled with a conFloIII-interface to an Isotope-ratio mass spectrometer (IRMS - single inlet Finnigan Mat Delta V Plus).

3.2.3. Data source for the study of long term variations

Long term variations of the carbon dynamics in the Scheldt estuary was studied by using all data generated by ANCH since the start of the first OMES project (1995) completed with all C related variables from the OMES database (water discharge (Q), pH, Temperature (T°C), Chlorophyll a (Chl-a), suspended particulate material (SPM), dissolved organic carbon (DOC)).

3.3. Results

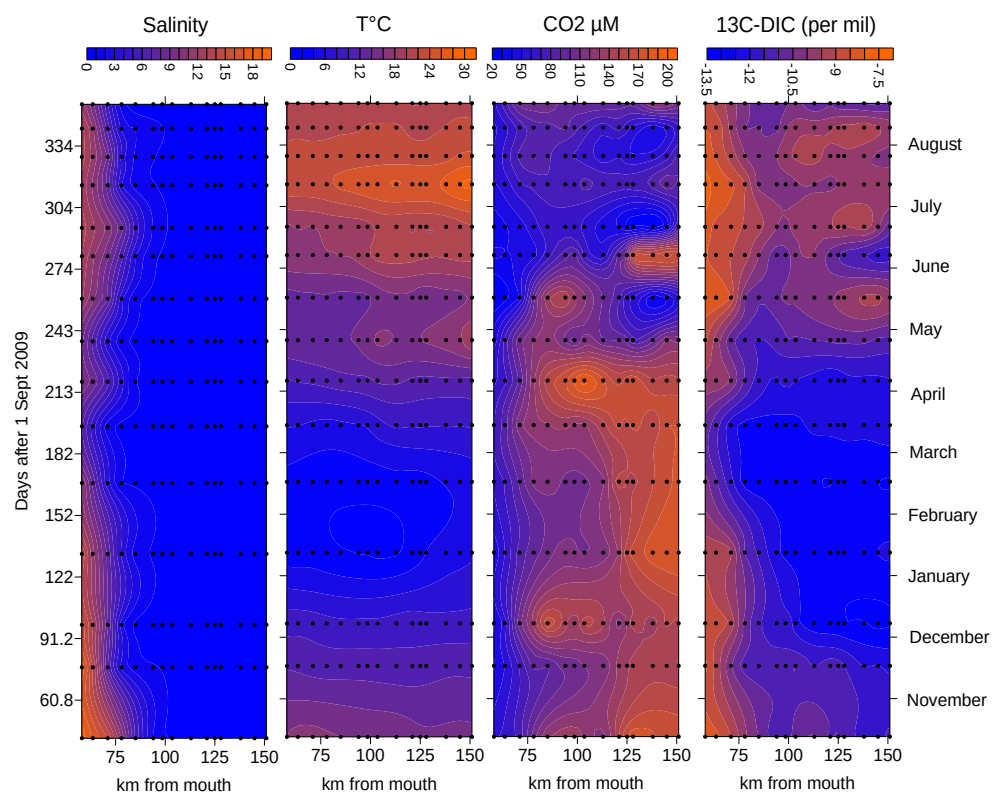
3.3.1. Present situation (October 2009-August 2010)

Longitudinal and seasonal variations

Longitudinal and seasonal variations of carbon related variables are presented as contour plots in figure 3.1. Three distinct seasonal patterns can be distinguished:

The period extending between October and November 2009 is typically for autumn. It was still relatively warm (11 to 17°C) and we have the presence in the upper estuary of particulate material with high C and N content, low C/N ratio, and low $\delta^{13}\text{-POC}$ (light POC) – all characteristic for the presence of important fractions of phytoplanktonic material in the SPM. However, CO_2 concentrations were already high with low $\delta^{13}\text{-DIC}$ (light DIC) showing the importance of respiration processes (see O_2 profiles (chapter 2)). We are thus in an intermediate situation between summer and winter conditions with a decaying phytoplankton biomass.

December 2009 to early April 2010 was typically winter with cold waters (2 to 8°C), low concentrations of POC and PN, high C/N ratios and $\delta^{13}\text{-POC}$ (heavy POC), high CO_2 values and low $\delta^{13}\text{-DIC}$ (light DIC) – all signs of minimum primary production activity. Note also the presence of some spots of higher POC, PN and CO_2 (linked with high SPM and low O_2 – see SPM (chapter 4) and O_2 profile (chapter 2)) concentrations with high C/N ratios in December probably linked to the presence of extra sewage contamination. Indeed, in December 2009 the campaign occurred during the period of treatment failure in Brussels largest Wastewater treatment plant “Brussels-North” (1,1 M inh/eq).



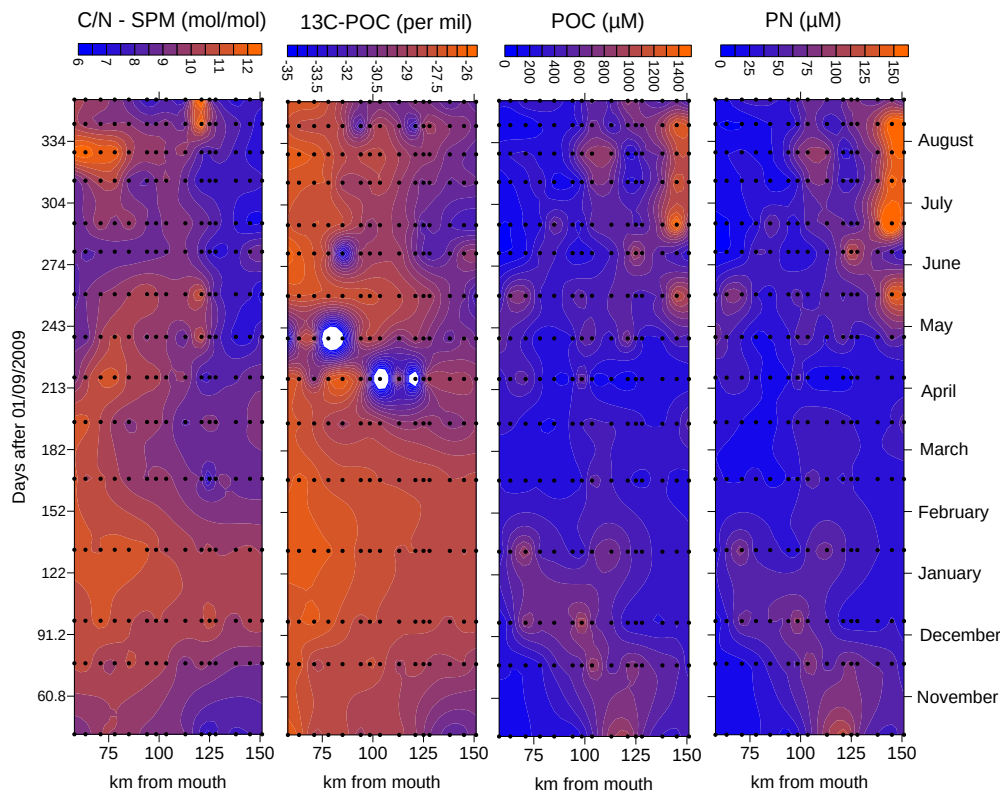


Figure 3.1. Contour Plot representing seasonal (October 2009 to August 2010) and longitudinal (Melle 151km to border 58km) variations of salinity, temperature ($T^{\circ}\text{C}$), CO_2 ($\text{CO}_2 \mu\text{M}$), $\delta^{13}\text{C}$ -DIC (13C-DIC), C/N ratio of suspended particulate material (C/N – SPM), $\delta^{13}\text{C}$ -POC (13C-POC), POC and PN in the Scheldt estuary. Dots represent data points.

Finally, end of April till end of August was typically a spring-summer situation. The upper estuary showed the regular presence of high POC and PN levels with low C/N ratios and light POC, low CO_2 and heavy DIC – all signs for the presence of the development of an active primary producers biomass (see chl a profiles in chapter 2 and 5). Note also that in June and July, the more downstream part of the estuary – although having low POC and PN – also shows the characteristics C/N (low) and $\delta^{13}\text{C}$ -DIC (high) of active primary production (see chl a profiles in chapter 2 and 5).

Tidal variations

Tidal variations of carbon related variables at Kruibeke, Boom and Schellebelle are presented in figures 3.2A and B.

Variability of particulate organic material (POC fig 3.2A and PN fig 3.2B) was relatively low at the three stations with no clear tidal trends. However, isotopic signature of POC did display important variability at most “tidal” stations, Boom and Kruibeke, with two periods of short drops in $\delta^{13}\text{C}$ -POC occurring shortly after high tide and low tide. In Boom, these drops were also characterized by lower C/N ratios. Possibly short events of preferential sedimentation of detrital organic SPM resulting in higher proportions of fresh phytoplanktonic material (“lighter” C and lower C/N) in the remaining surface SPM could explain these observations.

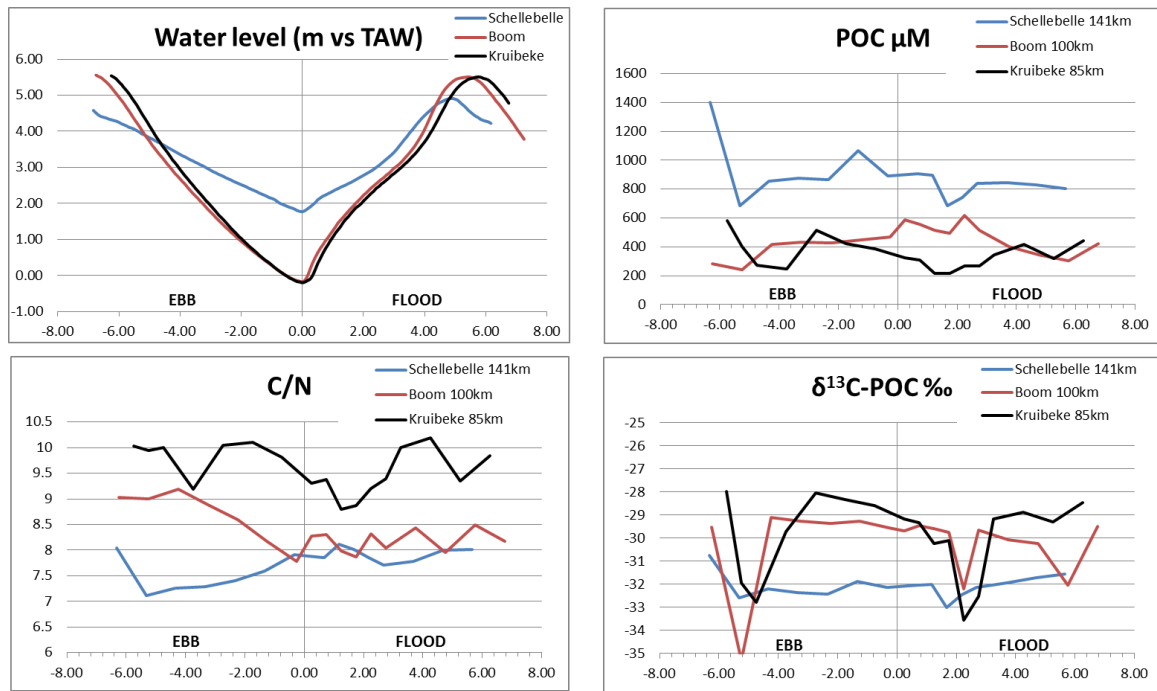


Figure 3.2A. Tidal variations of water level (data from waterbouwkundig laboratorium – thanks to Marc Wouters), POC, C/N ratio, and $\delta^{13}\text{C-POC}$ in the Schellebelle, Boom and Kruikebe in June 2010. Time scale (X axes) is in hours after low tide.

For dissolved species (alkalinity and $\delta^{13}\text{C-DIC}$, fig 3.2B), variability was also reduced, especially in Schellebelle. For the most tidal stations one can observe that the small variations during ebb and flood mirror each other as same water masses pass up and down at sampling locations.

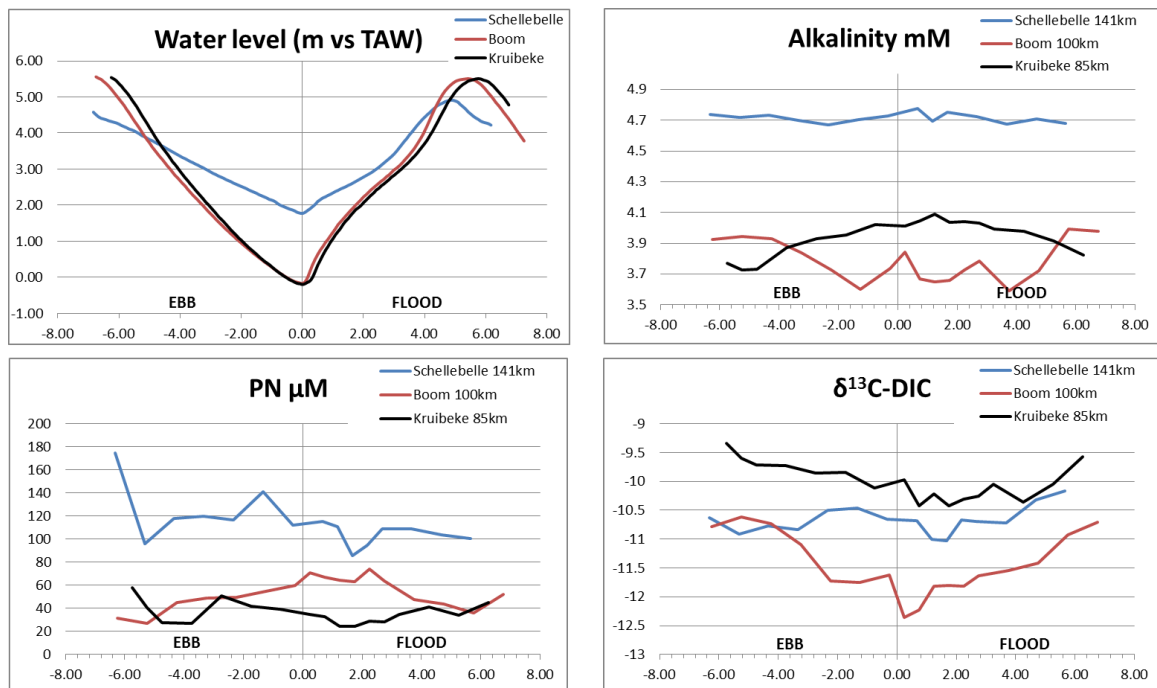


Figure 3.2B. Tidal variations of water level (data from waterbouwkundig laboratorium – thanks to Marc Wouters), PN, Alkalinity and $\delta^{13}\text{C-DIC}$ in Schellebelle, Boom and Kruikebe in June 2010. Time scale (X axes) is in hours after low tide.

3.3.2. Long term variability (1997-2010)

In order to evaluate the long term trends in carbon related variables, the Scheldt estuary was divided into two parts: the freshwater estuary – free of any influence of marine waters, and the brackish water estuary – influenced by marine waters. Basically we considered that all stations having a salinity higher than 1 belonged to the brackish estuary.

Variability of concentrations in the freshwater and brackish water estuary is shown in figures 3.3 and 3.4 respectively.

For both parts of the estuary, particulate organic carbon varies seasonally with maximum at summer low flows and minimums at winter high flows. But above all, clear long term trends are not observed and we can conclude that this C pool did not change significantly in the observation period.

On the contrary, dissolved organic carbon seems clearly to decrease from 2008, especially in the brackish water part of the estuary, although higher concentrations are again observed in the freshwater part of the estuary in winter 2010. In the year 2008, the large sewage treatment plant of Brussels North became operational and could possibly explain the important decrease in DOC in the estuary. The increase in winter 2010 could be related to the extreme heavy rain and flood events – preventing efficient sewage treatment. These observations should be confirmed in the future.

Most interesting long term trend concern both the CO₂ concentrations and $\delta^{13}\text{C}$ -DIC. Both display a clear seasonal pattern with high CO₂ and low $\delta^{13}\text{C}$ -DIC during winter high flows and low CO₂ and high $\delta^{13}\text{C}$ -DIC in summer low flows. But above all, CO₂ concentrations clearly decreased in both parts of the estuary since 2007 and DIC became heavier. Both can result from an increase of primary productivity and a decrease of respiration processes (in line with the lower DOC) and are closely linked with O₂ trends (see chapter 2).

Reference

Meire P., Ysebaert T., Van Damme S., Van den Bergh E., Maris T., Struyf E. (2005) The Scheldt estuary: a description of a changing ecosystem. *Hydrobiologia* 540: 1–11.

Lewis P. D. E. and Wallace D. W. R. (2006) MS Excel Program Developed for CO₂ System Calculations. ORNL/CDIAC-105a. Carbon Dioxide Information Analysis Center, Oak Ridge National Laboratory, U.S. Department of Energy, Oak Ridge, Tennessee.

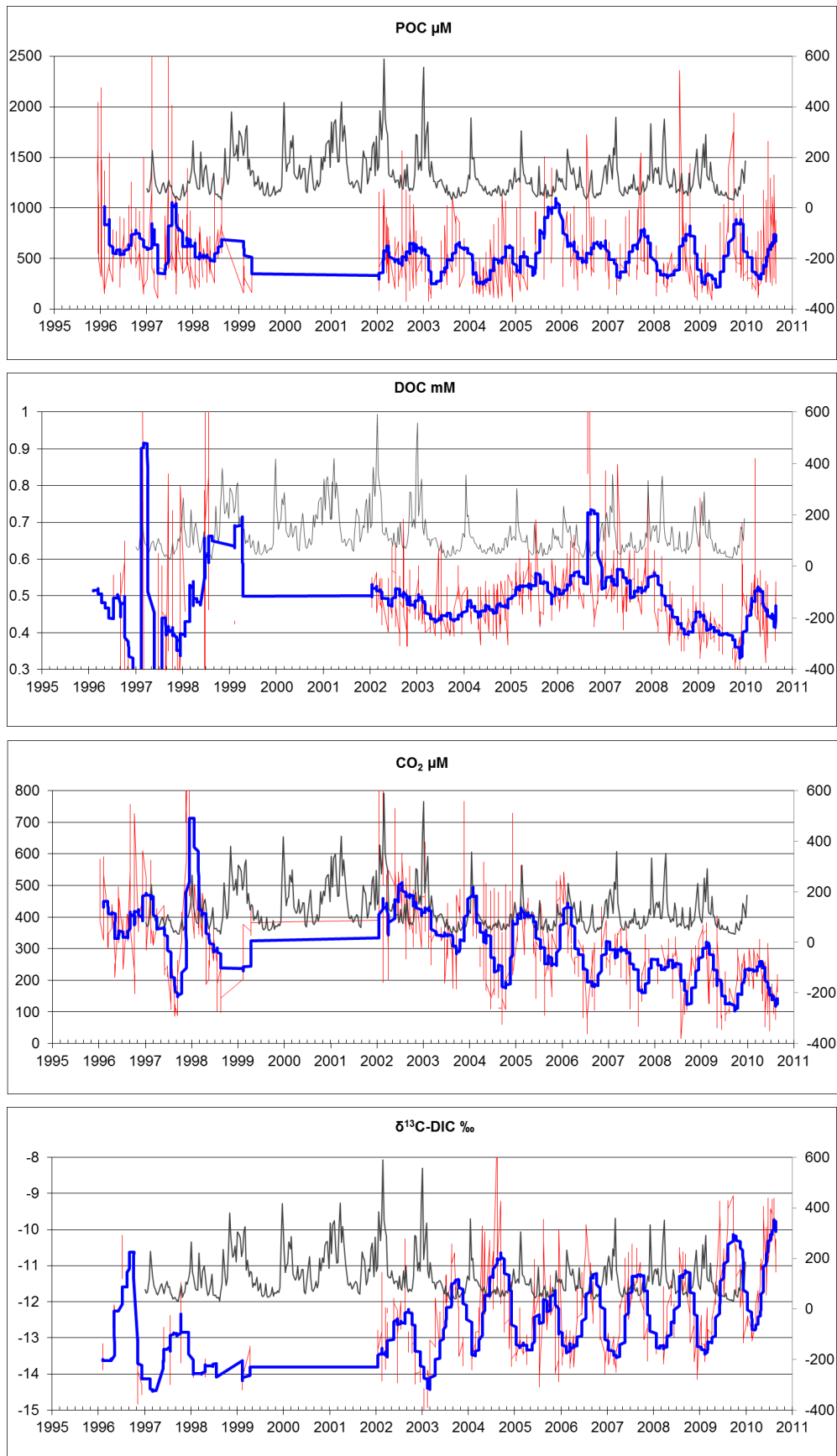


Figure 3.3 Variability in POC, DOC, CO₂ and $\delta^{13}\text{C-DIC}$ (thin line – left scale) and monthly moving average (bold line – left scale) in all freshwater stations (salinity < 1) of the Scheldt estuary and water discharge (m³/s) in Schelle (black line – right scale) between 1996 and August 2010.

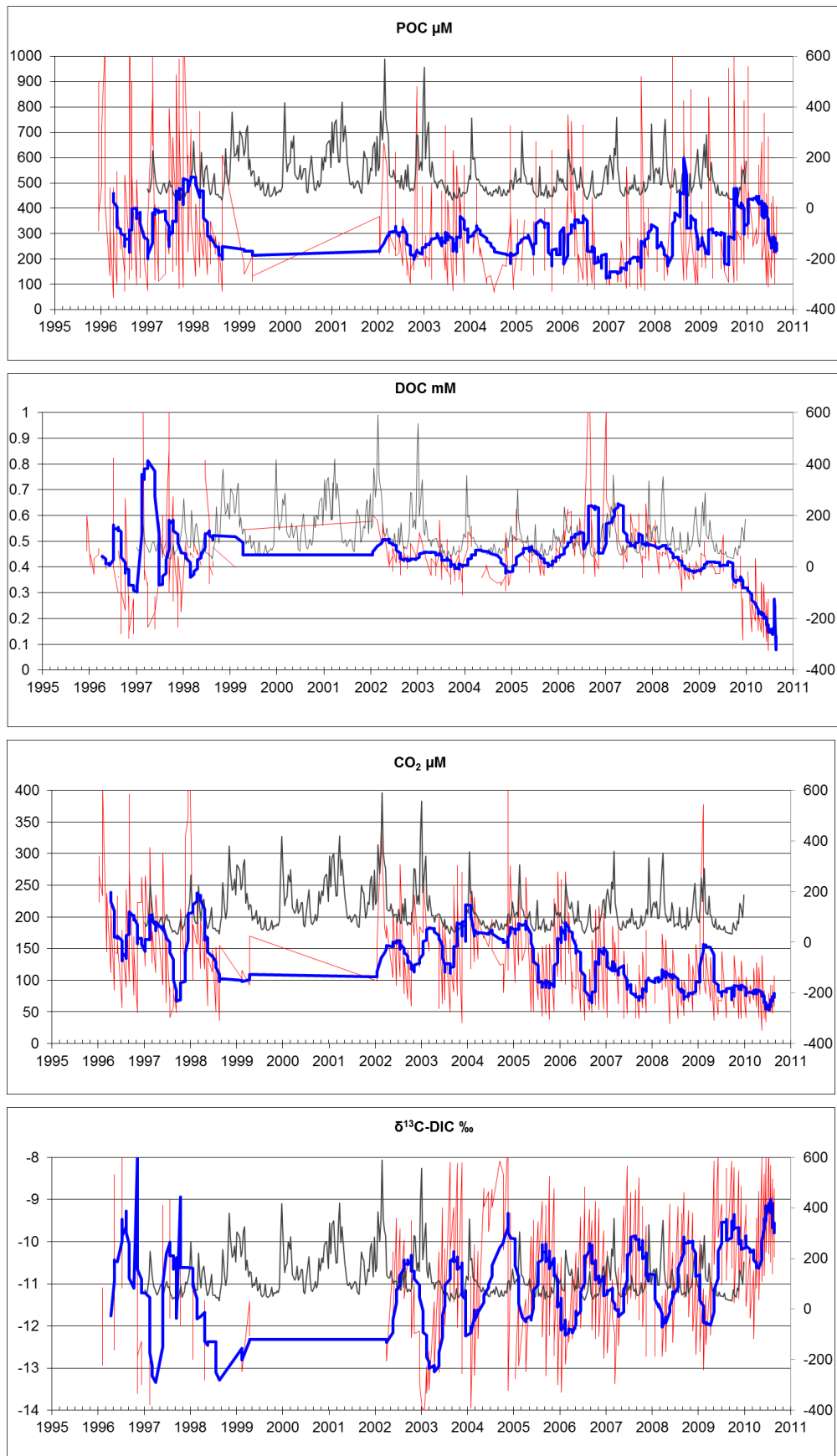


Figure 3.4 Variability in POC, DOC, CO_2 and $\delta^{13}\text{C-DIC}$ (red line – left scale) and monthly moving average (blue line – left scale) in all brackish water stations (salinity > 1) of the Scheldt estuary and water discharge (m^3/s) in Schelle (black line – right scale) between 1996 and August 2010.

Hoofdstuk 4. Zwevende stof en sedimenten in de Zeeschelde

Margaret Chen
Florimond de Smedt
Álvaro de J. González
Stanislas Wartel
Edward Van den Storme
Andualet G. Damte

Eindverslag voor deelstudie 3 (perceel 3), 2009-2010

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

4.1. Introduction

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

Field survey was performed at 20 stations in the Scheldt River Estuary, between the Belgian-Dutch border and Ghent, and in the tidal reach of the Rupel River (Table 4.1). This survey was carried out monthly over a year and biweekly during the spring and summer periods (April to September). Next to the monthly and biweekly surveys, several complete full tidal measurements were performed in the upstream part of the Scheldt (Schellebelle), in the brackish zone of the Scheldt (Kruibeke) and in the Rupel River (Terhaegen).

Vertical profiles of flow velocity, suspended sediment concentration and salinity were measured at each station. Light attenuation variability was measured and light extinction coefficient was determined for every survey site. Measurements with an Acoustic Doppler Current Profiler (ADCP) were performed to acquire continuous spatial distribution of current profile, and in addition utilization of backscatter intensity recorded with ADCP to gauge suspended sediment concentration.

Table 4.1. Measuring stations in the Scheldt River Estuary and the Rupel River. Note*: measuring stations at both sides, right and left bank, of the channel. (NA: not available).

survey site	locality	distance to the river mouth (km)	station code	OMES compartment
Belgian-Dutch border	Noordzeeterminal	58	9.1	9
Liefkenshoek	Liefkenshoektonnel	63.5	10.1	10
Melsele	Punt van Melsele	71	11.1	11
Antwerpen	Steen	78	12.1	12
Kruike (*)	veer	85	13.1	13
Steendorp	kerk	94	14.1	14
Temse	ponton	98	14.2	14
Lippenbroek (*)	Hamme (Driegoten)	104	15.1	15
Baasrode	ponton	113	15.3	15
Dendermonde	brug	121	16.2	16
St. Onolfs	bocht v Damme	125	17.1	17
Appels	veer	128	17.2	17
Uitbergen	brug	138	18.1	18
Wetteren	baanbrug	145	19.1	19
Melle	brug	151	20.1	20
Beneden Nete	tussen E19 en N1		NA	NA
Dijle	brug		NA	NA
Rupel - Terhagen	kerk		NA	NA
Rupel - Boom	veerpont		NA	NA
Rupel - Niel	loskade		NA	NA

4.2. Methodology

4.2.1. Sampling and analysis of suspended sediment concentration

Samples for the measurement of the suspended sediment 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 200 ml. 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 three times with at least 50 ml of demineralized water.

The measured suspended sediment concentrations in the Scheldt estuary are far from homogeneous. It varies with the tide along the estuary in depth as well as over the cross section. Therefore knowing the accuracy of the measuring method is important. The accuracy of the sampling technique was tested on 52 samples taken in twofold on different occasions and at several sampling sites. The suspended sediment 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 4.1). 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 mg/l.

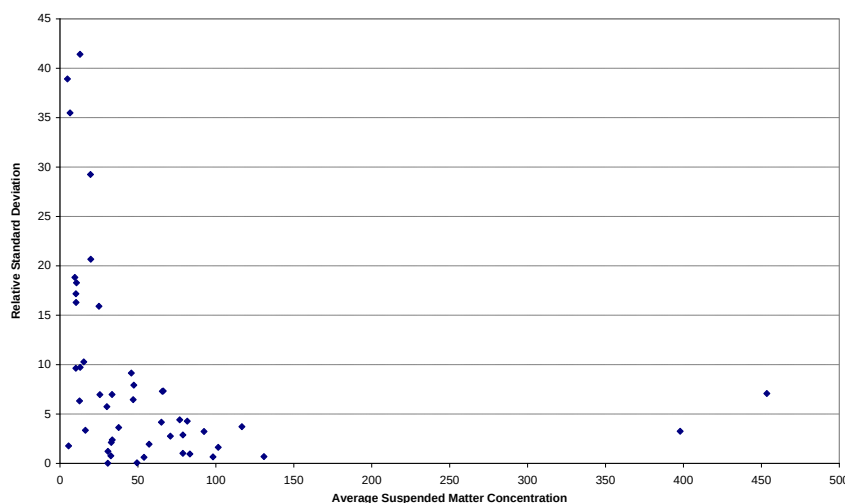


Figure 4.1. Percent standard deviation observed in test samples as a function of concentration of suspended particulate sediment in mg/l.

4.2.2. Turbidity measurement

The turbidity of the water is an indicative indirect method to measure the amount of suspended sediment available in the water column. The turbidity was measured using the optical backscatter sensor (OBS-3+) which positions perpendicular to the length of the sensor. Turbidity is obtained through OBS sensor which works by emitting near-infrared light into the water. When the reflected light hits the surface of a detector, a small electrical current is generated. This current, expressed in millivolt, is recorded together with the date, the time and the water depth. In practice two sensors are used: one for low suspended sediment concentrations (below 0.5 gram per liter) and one for high suspended sediment concentrations (up to several gram per liter). The data recording is set at an interval of every five seconds, and each recording is the average of 100 readings. For every campaign both sensors are calibrated with the SM concentration obtained from water samples as described in the previous section. Figure 4.2 illustrates an example of calibration of two OBS sensors.

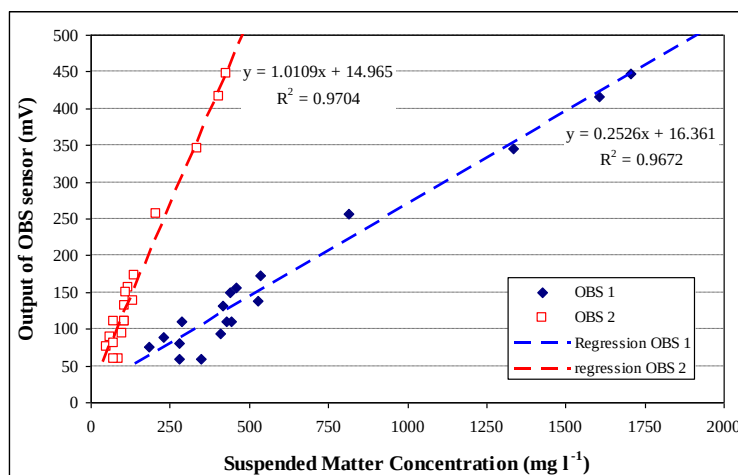


Figure 4.2. Calibration curves of the OBS output and suspended sediment concentration.

4.2.3. Water velocity measurement

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. In some occasions a calibrated YSI-ADV6600 probe was also used parallel as a backup current meter. 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.

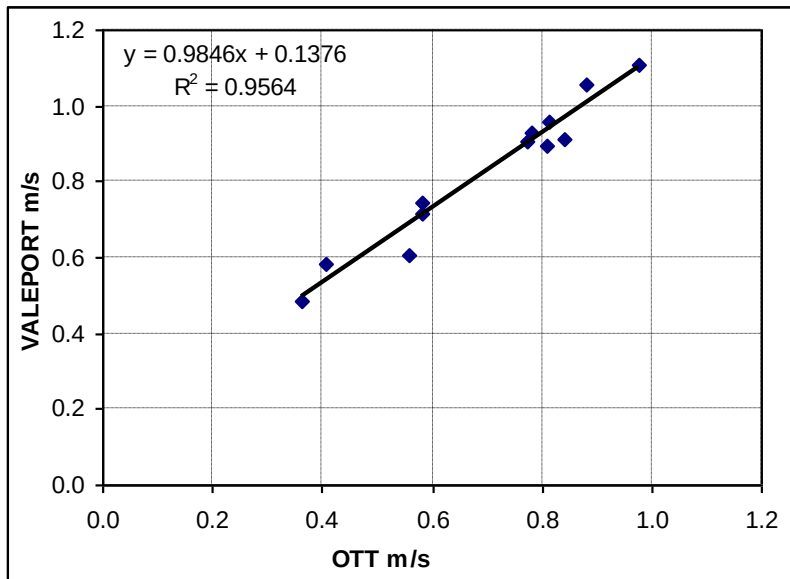


Figure 4.3. Comparison of the current velocity simultaneously recorded by an electromagnetic VALEPORT- (x-axis) and a propeller type OTT (y-axis) current meter. The full line is the linear regression of the data.

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. The output from these two meters suggests that both instruments give very comparable outputs (Figure 4.3).

4.2.4. Field measurement of salinity and conductivity

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.

4.2.5. Determination of light attenuation coefficient k_d

Light in the water column is measured with a RAMSES-ACC hyperspectral UV-VIS irradiance sensor. This radiometer measures the vertical spectral irradiance E_λ in function of the wavelength λ in the range of 320 to 950 nm with intervals of about 3.3 nm. The total irradiance of visual light E can be determined by integrating the vertical spectral irradiance E_λ over the visual wavelength spectrum, i.e. from 400 to 700 nm:

$$E = \int_{400\text{nm}}^{700\text{nm}} E_{\lambda} d\lambda \quad (1)$$

To determine the attenuation coefficient, which is usually described by a decreasing exponential function, i.e. the Beer-Lambert Law. Beer's law describes the transmission of light through a medium as water as an exponential function of the penetration depth

$$E = E_0 \exp(-kz) \quad (2)$$

where E_0 is the irradiance at the surface ($z = 0$), z is the depth in the medium, and k is the attenuation coefficient.

To compute the photosynthetically active radiation, abbreviated as PAR, can follow:

$$\text{PAR} = \int_{400\text{nm}}^{700\text{nm}} \frac{\lambda E_{\lambda}}{hc} d\lambda \quad (3)$$

where PAR is in unit $\mu\text{E}/\text{m}^2\text{s}$, λ in nm, E_{λ} in $\text{mW}/\text{m}^2\text{nm}$, and energy of a photon is given by hc/λ , where h is Planck's constant (6.626068×10^{-34} Js) and c is the speed of light ($299,792,458$ m/s).

4.2.6. Estimation of suspended sediment concentration from ADCP

A 600 kHz RDI broadband ADCP was deployed to collect the acoustic backscatter data. The ADCP was setup at self-contained mode. Due to the blank zone of ADCP, the first bin was located ca. 1.5 m bellow the transducers. The bin size was between 0.3 m and 0.5 m and the average ensemble fluctuated between 2 sec and 5 sec. Water samples (at least two samples) from different depth intervals were collected for calibration of the acoustic backscatter data.

ADCP was designed initially to gauge 3-D flow structure. It sends acoustic waves through water that are backscattered by particles in the water. The backscattered echo wave is recorded by its phase shift and amplitude intensity. As ADCP records the intensity of the return echo that is proportional to the number of backscatters present in the water column and thus can be used as a proxy for suspended sediment concentration. However, since suspended sediment concentration varies significantly both in time and in space and are susceptible to factors such as water discharge regime and system geometry, the acoustic technique is unable to distinguish whether the changes in backscatter echo are caused by suspended sediment concentration or by particle size distribution.

The attenuation of acoustic waves from the ADCP results in transmission loss due to both spreading and absorption. A first transmission loss TL_1 is due to spreading, which can be estimated with the following empirical relation

$$TL_1 = 20 \log x \quad (1)$$

where TL_1 is transmission loss (dB) due to spreading, $\log$ stands for logarithm base 10, and x is the distance (m) between the source and backscattering particles. Generally it is recommended to take for x the distance between the ADCP and the middle of a bin plus $1/4$ of the bin size. The second transmission loss is due to absorption and is given by

$$TL_2 = 2\alpha x \quad (2)$$

where TL_2 is transmission loss (dB) due to absorption, and α is the attenuation rate (dB/m). The absorption rate depends upon the acoustic frequency and the properties of the medium, i.e. water with all its constituents.

The attenuation rate α is governed by frequency of sound waves which is of apparatus frequency setup, by water properties such as salinity and temperature, and by sediment properties such as size and viscosity which scatter and absorb acoustic energy. The basic formula widely applied is

$$\alpha = \frac{2.94 \times 10^{-5} f^2}{21.9 \times 10^{6-152/T}} \quad (3)$$

where f is acoustic frequency (kHz) and T absolute temperature (K) ($K=273+^{\circ}C$). This formula neglects effects of water pressure, salinity, and suspended particle concentration and size distribution, and in this study the α is assumed to be constant in the whole water column at each survey site.

Hence, the echo intensity of a backscattered wave is obtained as

$$EI = K_c I + TL_1 + TL_2 = K_c I + 20 \log x + 2\alpha x \quad (4)$$

where EI is echo intensity (dB), I the observed intensity of the echo wave which is usually recorded by ADCP in counts, and K_c is the ADCP echo intensity scale (dB/count).

To determine the suspended sediment concentration as a function of echo intensity, a calibration curve has to be established, which usually takes following form

$$\log C = aEI + b \quad (5)$$

where C is suspended sediment concentration (mg/l), and a and b are regression coefficients.

4.3. Distribution and behavior of suspended sediments

4.3.1. Surface plots of monthly observation of suspended sediments

An overview of the monthly suspended sediment concentrations is given as surface plots. It shall be noted that the data presented in this monthly suspended sediment concentration surface plots were obtained at different moments of the tide. It does not give an image of the suspended sediment concentration at a given time in the estuary but it gives the suspended sediment 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 over the years.

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

The monthly suspended sediment concentrations near bottom in the lowermost 10% of the water column for the period 2002 to 2010 versus distance to the river mouth are given in the Figure 4. It can be observed that at a given location the suspended sediment concentration shows an alternation of periods with low concentration and periods with high concentration. These periods do not exactly match the seasonal variation. This is to some extent due to the sampling program which does not consider tidal moment. In spite of this shortcoming the suspended

sediment concentration plot for the period 2002-2010 shows some important information. Two zones with recurring high suspended sediment concentration (exceeding 500 mg/l) existed, one in the upstream part between 120 km and 145 km, a second zone in the downstream part between 58 km (Belgian-Dutch border) and 90 km (around the confluence of the Rupel- Scheldt, Rupelmonde). High suspended sediment concentration in the upstream zone was more pronounced in the period 2004-2007, while in the downstream zone was more pronounced in the periods 2002-2003 and 2008-2010.

The monthly suspended sediment concentrations near surface in the uppermost 10% of the water column for the period 2002 to 2010 versus distance to the river mouth are given in the Figure 4.5. The observed suspended sediment concentration ranged from less than 100 mg/l to more than 800 mg/l. The overall distribution pattern showed strong similarity to the one from the near bottom (Figure 4.4). The reoccurrence of high suspended sediment concentration can be clearly observed in two zones. One zone was observed in the upstream part between 120 km and 135 km (concentration exceeding 200 mg/l) with predominant high concentration occurred in 2006. A second zone was observed in the downstream part between 58 km (Belgian-Dutch border) and 100 km (around the confluence of the Rupel- Scheldt, Rupelmonde) with predominant high concentration occurred in the periods 2003 and 2009-2010.

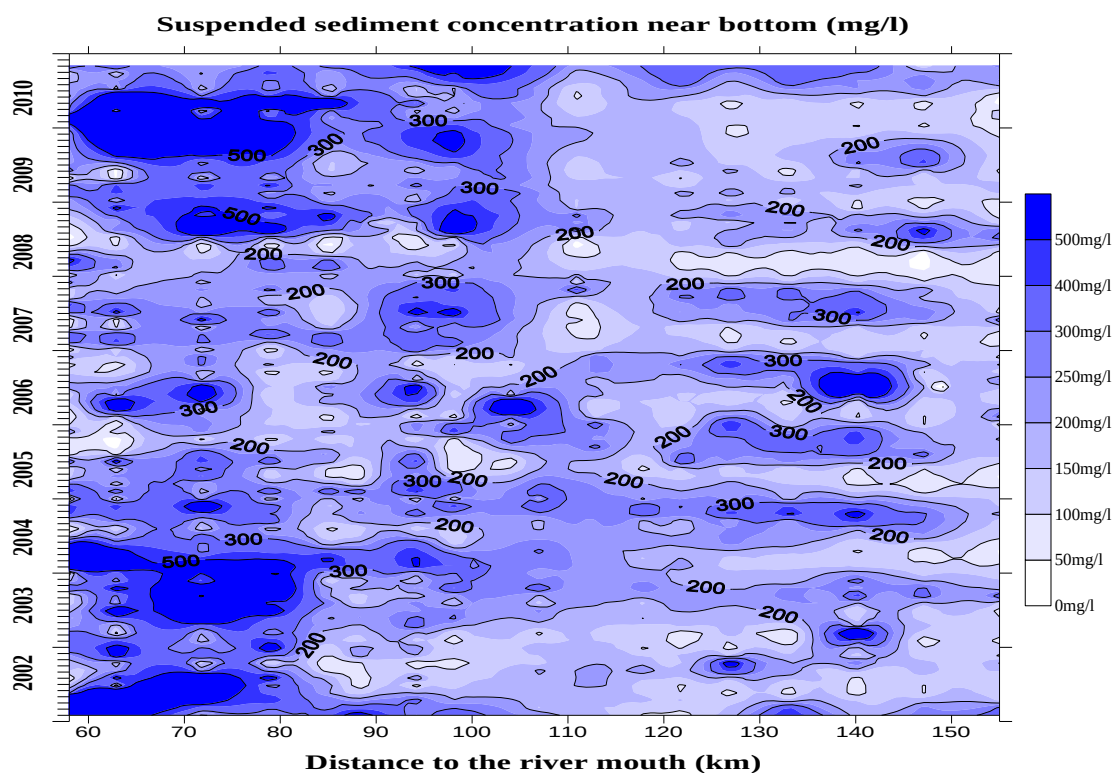


Figure 4.4. Monthly observation of suspended sediment concentrations near bottom in the lower 10% of the water column from 2002 to 2010.

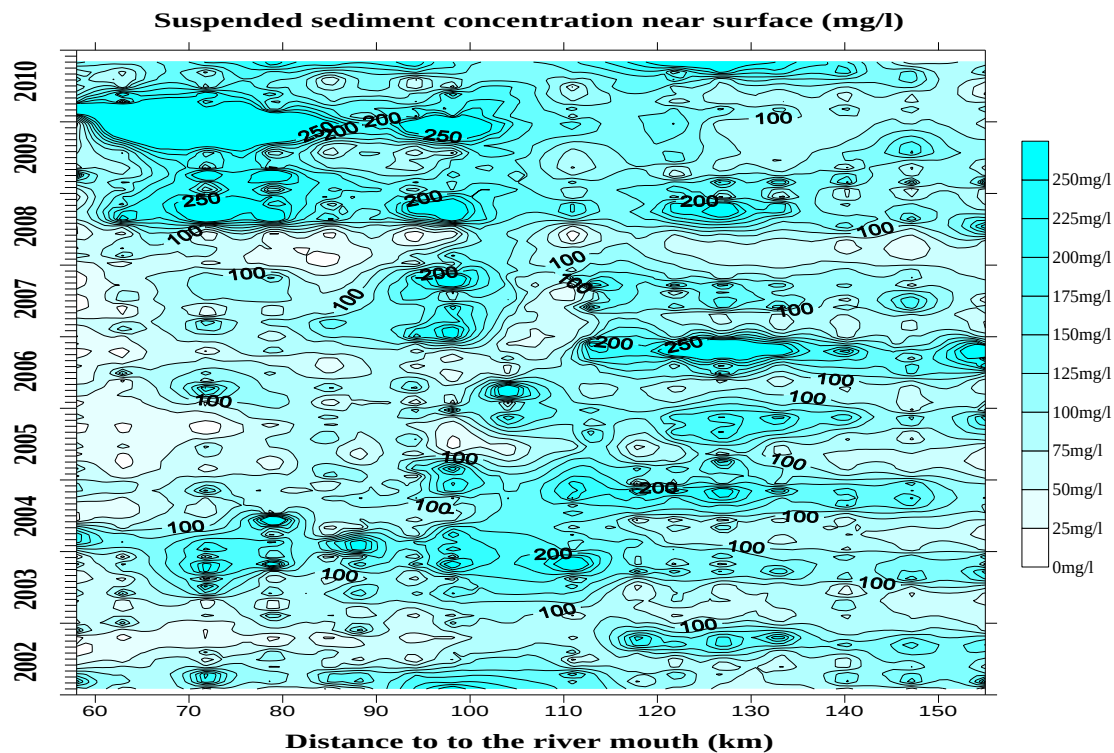


Figure 5. Monthly observation of suspended sediment concentrations near surface in the uppermost 10% of the water column from 2002 to 2010.

4.3.2. Longitudinal variations of suspended sediment concentration

Monthly measurements of suspended sediment concentration in 2009 and in 2010 were analyzed and summarized in the Tables 4.2 and 4.3 comparing to the averages obtained from the previous monitoring measurements from 2002 to 2009. It should be noticed that for 2010 only the period January till October was taken into account and that for 2009 no measurements were performed for September and October.

Table 4.2. Average suspended sediment concentrations in mg/l at the near-surface layer for 2009, 2010 and for the period 2002-2009.

Locality	distance to the river mouth (km)	2002-2009	2009	2010
Belgisch-Nederlands grens	58	68	105	168
Liefkenshoek	64	90	171	186
Melsele	71	134	261	205
Antwerpen Steen	78	118	255	186
Kruikebe veer	85	104	151	137
Bazel veer	89	109		
Steendorp kerk	94	121	142	146
Temse ponton	99	169	193	161
Lippenbroek	103	168	221	229
Mariekerke veer	107	168	221	229
Baasrode	113	144	143	162
Vlassenbroek kapel	118	132		
Dendermonde ponton	121	133	135	149
St. Onolfs	125	140	128	162
Appels veer	128	118	112	149
Uitbergen baanbrug	138	111	123	133
Wetteren baanbrug	145	113	119	105
Melle baanbrug	151	101	102	81

Suspended sediment concentration measured near surface at each station in 2009 and in 2010 was either higher or at least very close to the average values for the period 2002-2009. A developing trend of increasing sediment transport can be observed in the last few years in the Scheldt. This evolution is shown in Figure 4.6 that a trend of an increment of suspended sediment concentration in 2010.

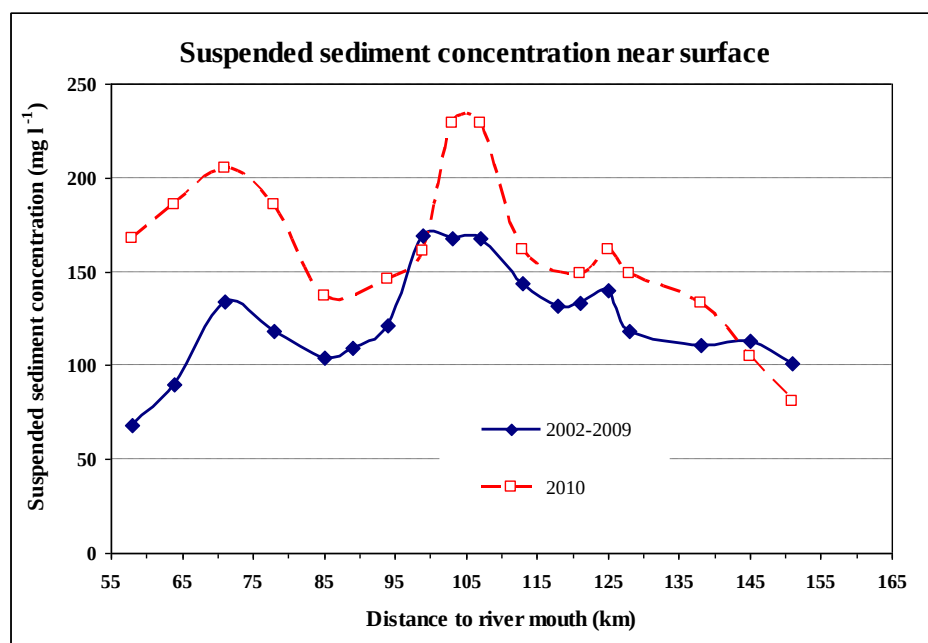


Figure 4.6. Long term evolution of suspended sediment concentrations near surface.

Table 4.3. Average suspended sediment concentrations in mg/l at the near-bottom layer for 2009, 2010 and for the period 2002-2009.

Locality	distance to the river mouth (km)	2002-2009	2009	2010
Belgisch-Nederlandse grens	58	289	295	326
Liefkenshoek	63	351	426	702
Melsele	72	412	411	342
Antwerpen Steen	79	335	406	468
Kruiabeke Ponton	85	222	207	328
Bazel ponton	88	208		
Steendorp kerk	94	252	263	274
Temse ponton	98	285	310	354
Lippenbroek	104	250	321	281
Mariekerke veerpont	111	232		
Baasrode	113	209	159	241
Vlassenbroek kapel	118	180		
Dendermonde ponton	122	179	160	249
St. Onolfs 'bocht van Damme'	127	211	151	172
Appels veerpont	133	197	142	225
Uitbergen baanbrug	140	223	189	204
Wetteren baanbrug	147	186	213	163
Melle baanbrug	155	143	131	149

Average suspended sediment concentration near bottom showed a similar trend comparing to the near surface ones (Tables 4.2 and 4.3). However, the maxima of the suspended sediment concentration near surface cannot be observed simultaneously in the lower part of the water column (Figure 4.7). This may be due to differences in origin of the sediment sources such as advection, resuspension or local erosion and needs to be characterized in future studies.

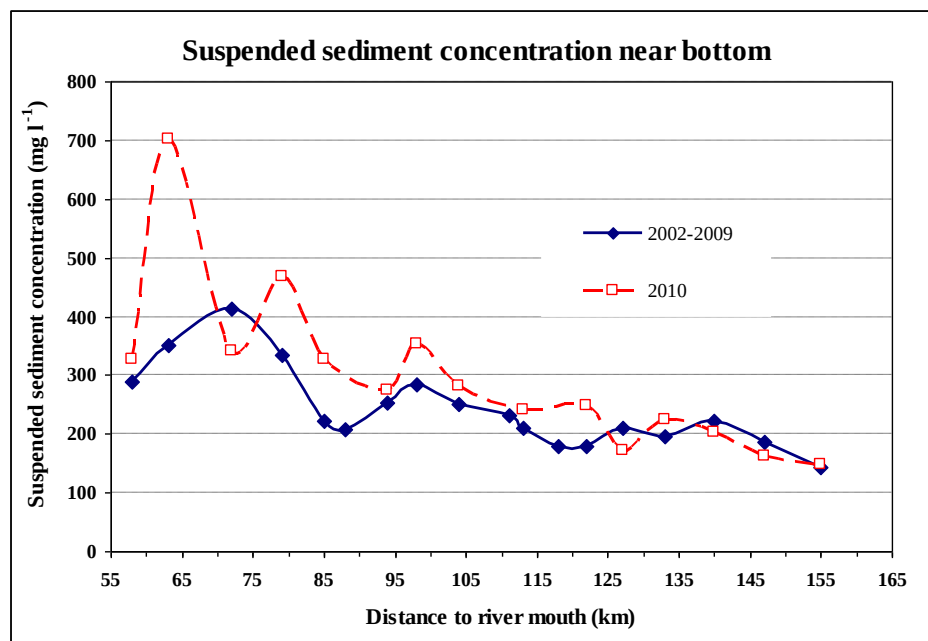


Figure 4.7. Long term evolution of suspended sediment concentrations near bottom.

4.3.3. Suspended sediment concentration in the Rupel basin

Monthly monitoring of suspended sediment was also performed in the estuarine part of the Rupel basin. Since 2009, regularly, 5 stations were surveyed, the Nete (a few kilometers upstream of the outflow in the Rupel), the Dijle (a few kilometers upstream of the outflow in the Rupel), and Terhagen, Boom and Niel in the tidal reach of the Rupel river. The yearly averages of suspended sediment concentration at these five stations are given in the Tables 4.4 and 4.5 for near water surface and near bottom respectively.

Table 4.4. Average suspended sediment concentrations in mg/l at the near-surface layer at 5 stations in the Rupel basin.

suspended sediment concentrations near surface					
(yearly average in mg l ⁻¹)					
year	Nete	Dijle	Terhagen	Boom	Nete
2009	77	116	103	116	147
2010	113	128	116	120	129

Table 4.5. Average suspended sediment concentrations in mg/l at the near-bottom layer at 5 stations in the Rupel basin.

suspended sediment concentrations near bottom					
(yearly average in mg l ⁻¹)					
year	Nete	Dijle	Terhagen	Boom	Nete
2009	104	132	131	163	193
2010	196	119	157	141	185

4.3.4. Suspended sediment distributions in full tide-cycle measurements

Full tide-cycle measurements in 2009-2010 were performed at three stations, i.e., the upstream part of the Scheldt at Schellebelle, brackish part of the Scheldt at Kruibeke, and in the Rupel at Terhaegen.

Full tide-cycle measurements at Schellebelle:

The data from the full tide cycle measurements showed that the sediment transport was clearly ebb-dominated at Schellebelle station. The suspended sediment concentration in the near-surface layer varied between 58 and 221 mg/l during ebb and from 23 to 88 mg/l during flood (Figure 4.8). In the near-bottom layer the suspended sediment concentration varied from 183 to 669 mg/l during ebb and from 44 to 249 mg/l during flood (Figure 4.9).

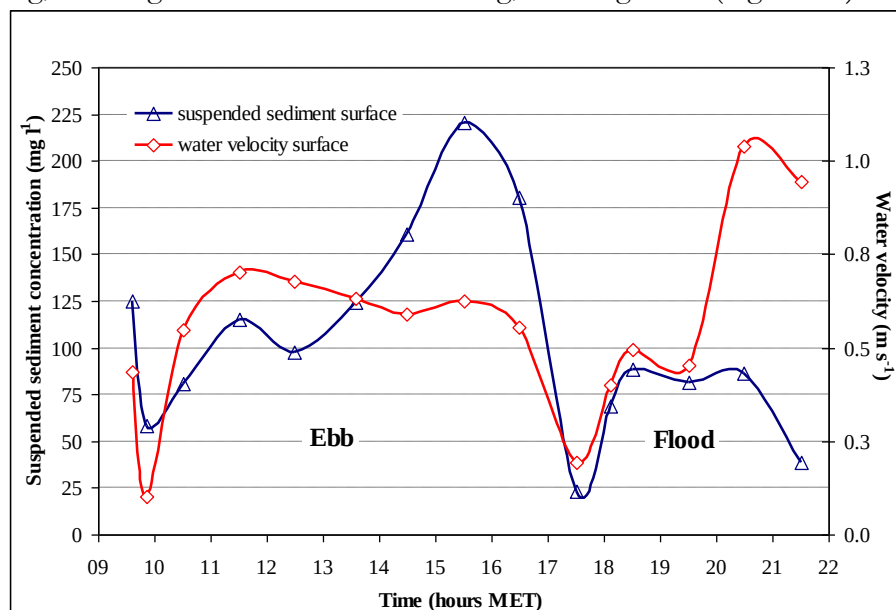


Figure 4.8. Suspended sediment concentration and water velocity at near surface layer during the full tide-cycle measurements at Schellebelle on June 15, 2010.

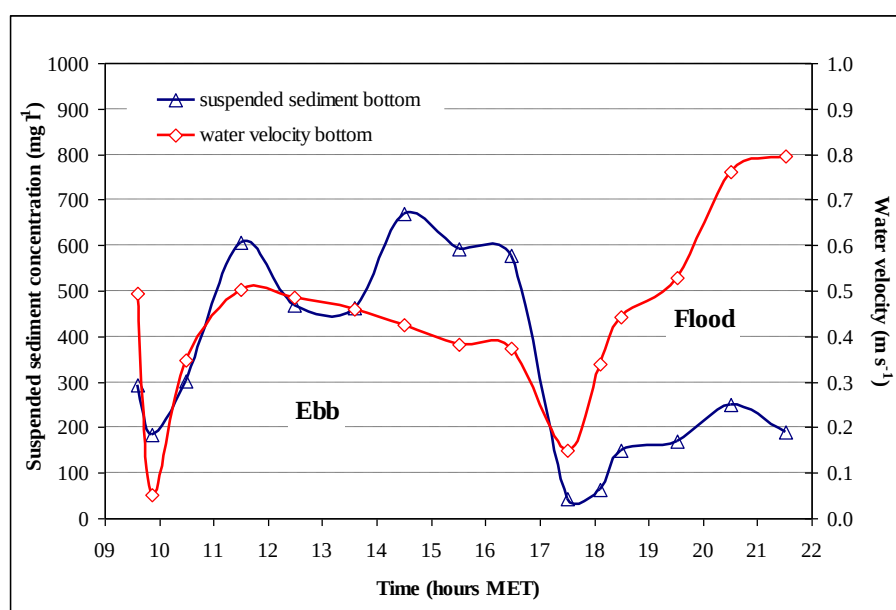


Figure 4.9. Suspended sediment concentration and water velocity at near bottom layer during the full tide-cycle measurements at Schellebelle on June 15, 2010.

Full tide-cycle measurements at Terhaegen:

The data from the full tide cycle measurements showed that the sediment transport was ebb-dominated near surface layer and reached quasi-equilibrium near bottom layer from ebb to flood phase at Terhaegen station. The suspended sediment concentration in the near-surface layer varied between 15 and 127 mg/l during ebb and from 22 to 110 mg/l during flood (Figure 4.10). In the near-bottom layer the suspended sediment concentration varied from 70 to 126 mg/l during ebb and from 76 to 138 mg/l during flood (Figure 4.11).

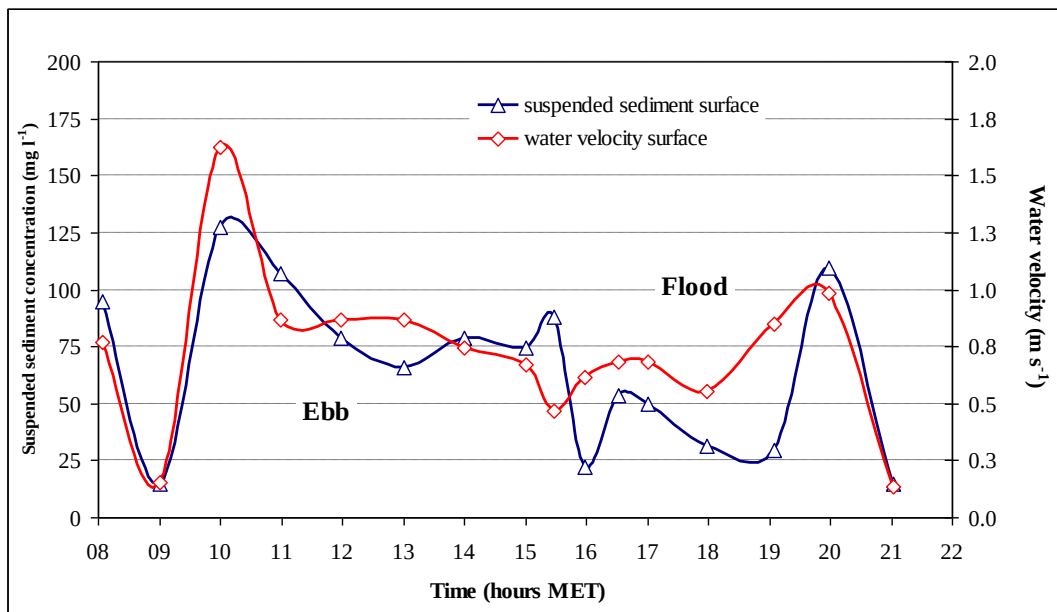


Figure 4.10. Suspended sediment concentration and water velocity at near surface layer during the full tide-cycle measurements at Terhaegen on June 16, 2010.

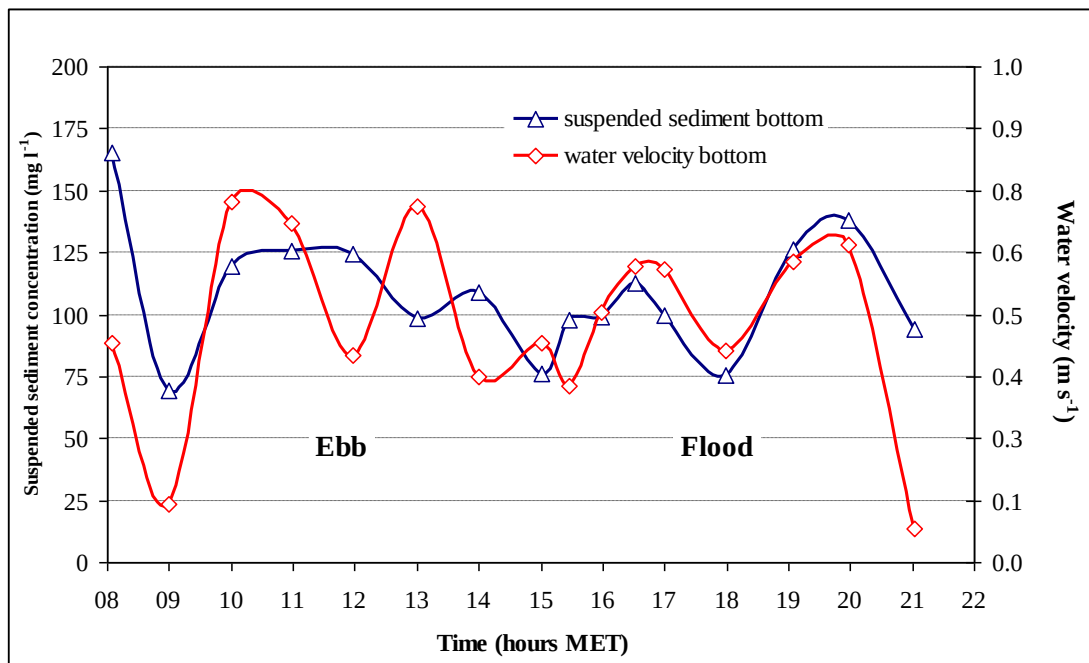


Figure 4.11. Suspended sediment concentration and water velocity at near bottom layer during the full tide-cycle measurements at Terhaegen on June 16, 2010.

Full tide-cycle measurements at Kruibeke:

The data from the full tide cycle measurements showed that the sediment transport was quite close to quasi-equilibrium with a weak ebb-dominated tendency at Kruibeke station. The suspended sediment concentration in the near-surface layer varied between 83 and 192 mg/l during ebb and from 40 to 299 mg/l during flood (Figure 4.12). In the near-bottom layer the suspended sediment concentration varied from 249 to 623 mg/l during ebb and from 115 to 334 mg/l during flood (Figure 4.13).

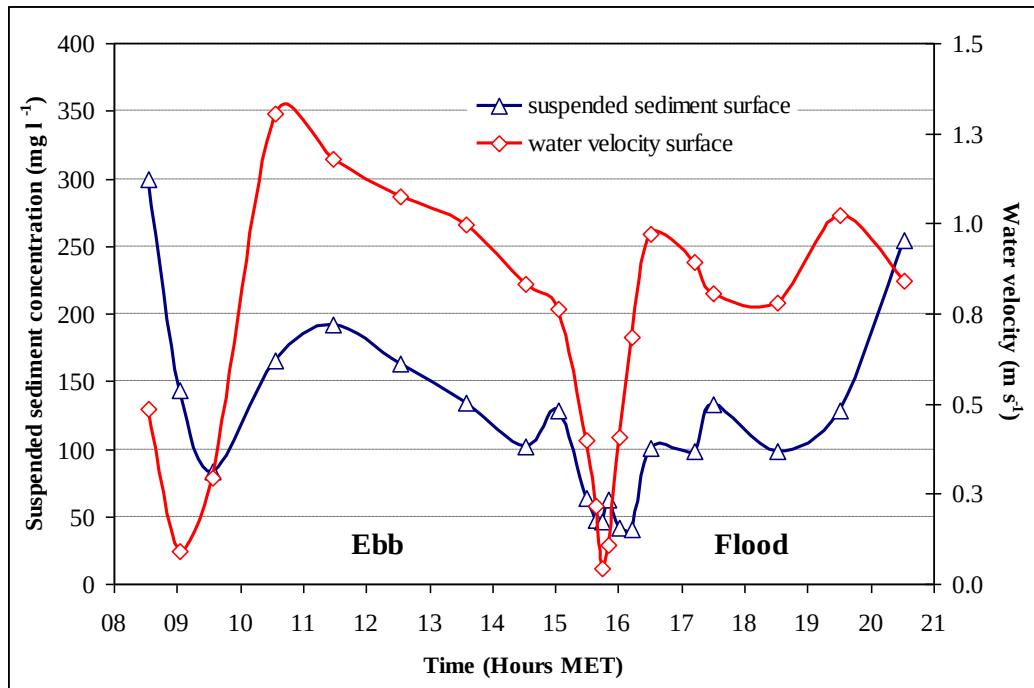


Figure 4.12. Suspended sediment concentration and water velocity at near surface layer during the full tide-cycle measurements at Kruibeke on June 17, 2010.

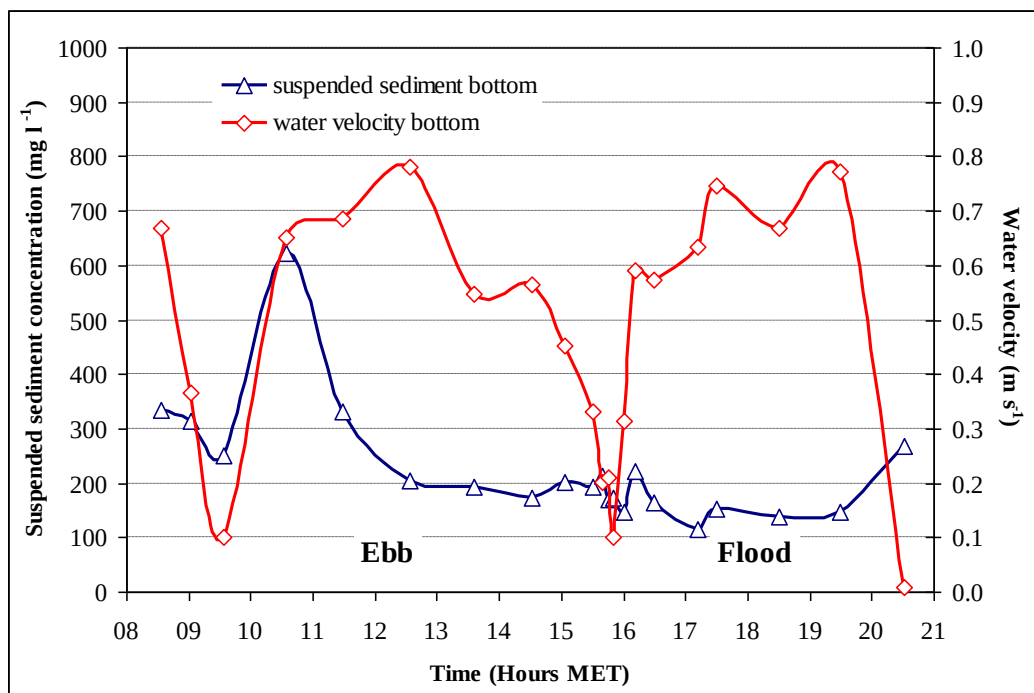


Figure 4.13. Suspended sediment concentration and water velocity at near bottom layer during the full tide-cycle measurements at Kruibeke on June 17, 2010.

4.4. Light climate of the estuarine water

4.4.1. Monthly surveys of light climate

Light attenuation coefficient and euphotic depth were determined for every station from November 2009 to October 2010. The light attenuation coefficient for vertical irradiance k_d varied between 1.75 near Belgian-Dutch border (Station “Grens”, June 2010) and 17.05 m^{-1} at the station Lippenbroek (July 2010). The observed maximum and minimum euphotic depths (defined as the depth where irradiance is equal to 1% of the value at the water surface) thus varied between 2.63 and 0.27 m. These findings are very close to what has been reported by J.P. Vanderborght in the previous OMES report (Maris et al. 2008). The distributions of light attenuation coefficient and euphotic depth that determined in this project period are compared to the values reported in the period of 2002-2008 and presented in the Table 4.6.

Longitudinal distributions of the average light attenuation coefficient were shown in the Figure 4.14. Longitudinal distributions of the average euphotic depth presented a very similar trend as the year 2008 reported by J.P. Vanderborght in the previous OMES report (Maris et al. 2008). In 2008, the euphotic depth varied from about 0.5 m to a little over 1 m. The year 2008 was reported as a year replaced the year 2007 as the “darkest” year since 2002. In this project year (2009-2010), it is found that the average euphotic depth fluctuated between 0.68 m to 1.18 m (Figure 4.15). This “dark” water climate was attributed to the observed high suspended sediment concentrations in the near surface layer as shown in the Figure 4.6.

Table 4.6. Light attenuation coefficient and euphotic depth determined in this project period (Nov.2009-Oct.2010) and values documented in the period of 2002-2008. Data from 2002-2008 are reported by J.P. Vanderborght in Maris et al. 2008.

Year	Number of samples	k_d (m^{-1})			Euphotic depth (m)		
		min	max	median	min	max	median
2002	203	1.77	16.50	5.11	0.28	2.60	0.90
2003	189	1.71	17.50	5.33	0.26	2.69	0.86
2004	199	2.01	17.20	5.76	0.27	2.29	0.80
2005	152	1.03	13.10	4.60	0.35	4.47	1.00
2006	124	1.84	12.40	5.33	0.37	2.50	0.85
2007	147	1.95	17.70	6.20	0.26	2.37	0.74
2008	132	3.24	17.80	7.50	0.26	1.42	0.61
2002 - 2008	1205			5.49			0.84
current study							
2009-2010	220	1.75	17.05	6.27	0.27	2.63	0.86

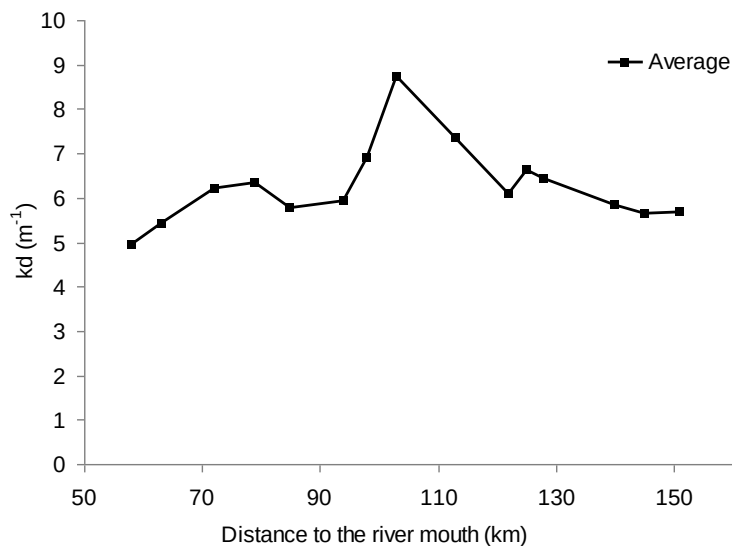


Figure 4.14. Longitudinal distributions of the average light attenuation coefficient k_d (Nov. 2009 – Oct. 2010).

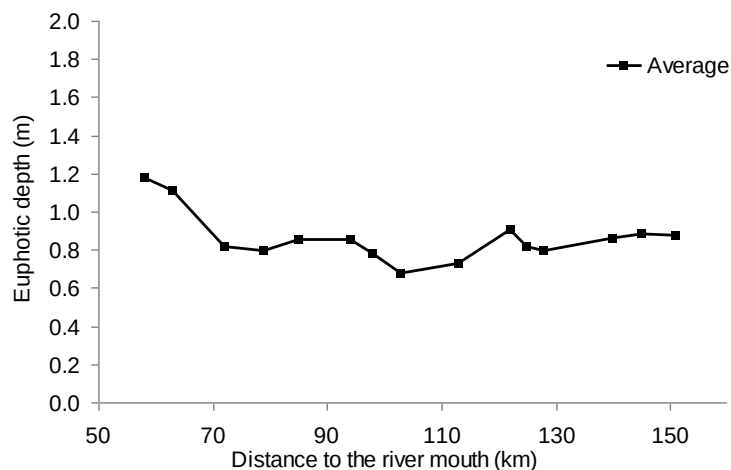


Figure 4.15. Longitudinal distributions of the average euphotic depth (Nov. 2009 – Oct. 2010).

4.4.2. Light climate observed through full tide-cycle measurements

Light attenuation coefficient and euphotic depth were determined through full tide-cycle measurements performed at three stations, i.e., the upstream part of the Scheldt at Schellebelle, brackish part of the Scheldt at Kruibeke, and in the Rupel river at Terhaegen. The temporal variation of the light attenuation coefficient k_d and suspended sediment concentration (SSC) were plotted over one tide cycle (Figures 4.16-4.18). In general temporal evolution of k_d corresponded well with the change of suspended sediment concentration (SSC).

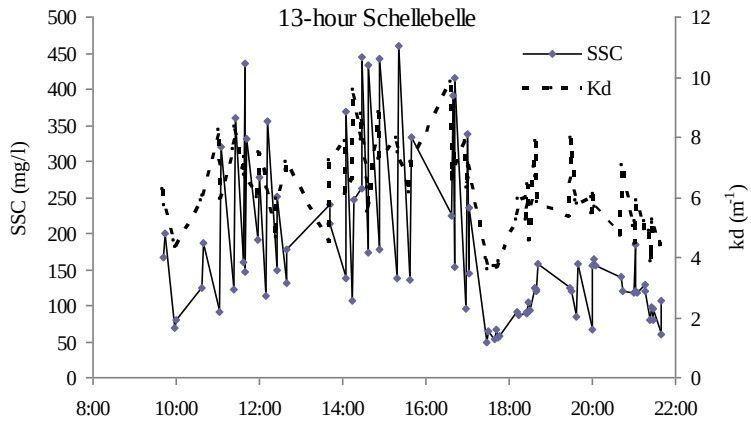


Figure 4.16. Temporal variation of light attenuation coefficient k_d in a full tide-cycle at Schellebelle on June 15, 2010.

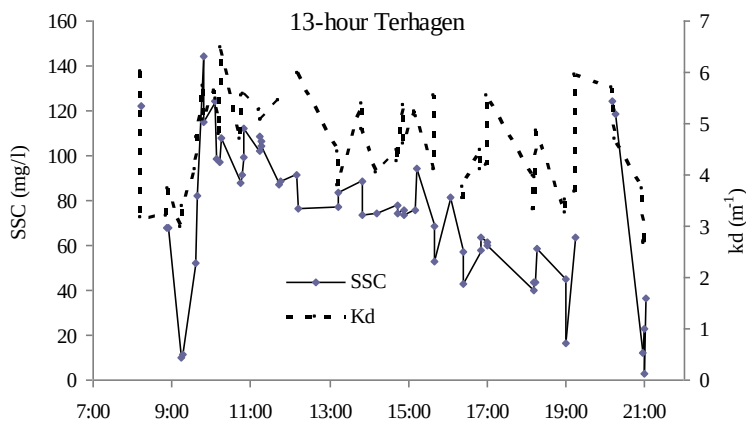


Figure 4.17. Temporal variation of light attenuation coefficient k_d in a full tide-cycle at Terhagen on June 16, 2010.

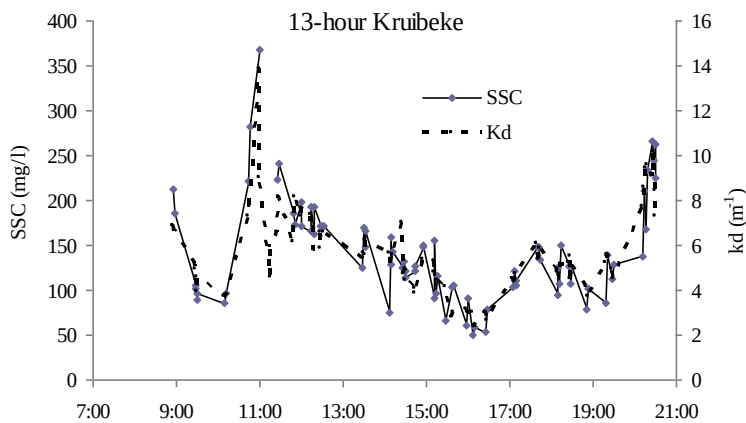


Figure 4.18. Temporal variation of light attenuation coefficient k_d in a full tide-cycle at Kruibeke on June 17, 2010.

4.5. ADCP derived suspended sediment concentration distribution

ADCP was designed initially to gauge 3-D flow structure. As it also records the intensity of the return echo which is proportional to the number of backscatters present in the water column, ADCP can be used as a proxy for suspended sediment concentration (SSC). However, as mentioned in the previous section, though SSC can be derived from ADCP, it has limitations. The limitations or uncertainties are mainly attributed to the fact that suspended sediment concentration varies significantly both in time and in space and the acoustic technique is unable to distinguish whether the changes in backscatter echo are caused by suspended sediment concentration or by particle size distribution. Also the attenuation of acoustic energy is governed by a number of factors among which water properties and particle properties such as size and viscosity can lead to large uncertainties in converting acoustic intensity to SSC. It shall also be noted that, due to the blank zone of ADCP, both near surface layer and near bottom layer of the water column is out of ADCP reach and thus no SSC information can be deduced in these two layers.

In this study, estimation of suspended sediment concentration using acoustic backscatter from ADCP was performed, and examples are shown in the Figures 4.19-4.23. This assessment is compared to suspended sediment concentration data obtained with an optical backscatter sensor (OBS). The results have shown an acceptable fit between SSC derived from OBS and from ADCP (Figures 4.19-4.23).

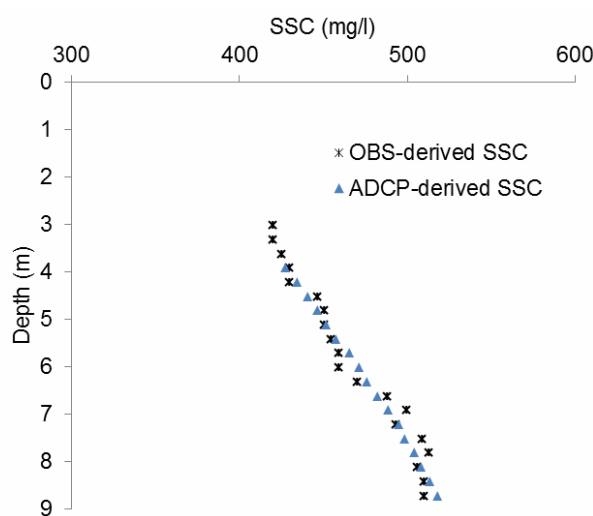


Figure 4.19. Comparison of SSC derived from ADCP and OBS at station Grens in February, 2010.

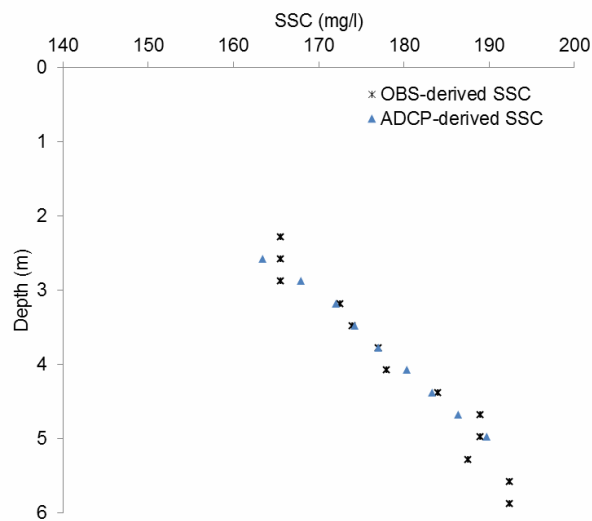


Figure 4.20. Comparison of SSC derived from ADCP and OBS at station Steendorp in February, 2010.

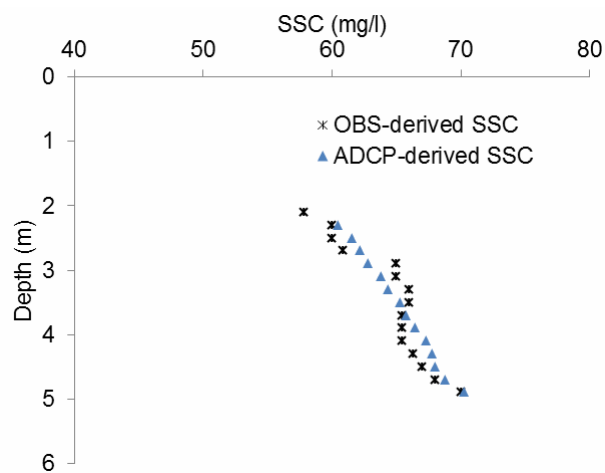


Figure 4.21. Comparison of SSC derived from ADCP and OBS at station Wetteren in February, 2010.

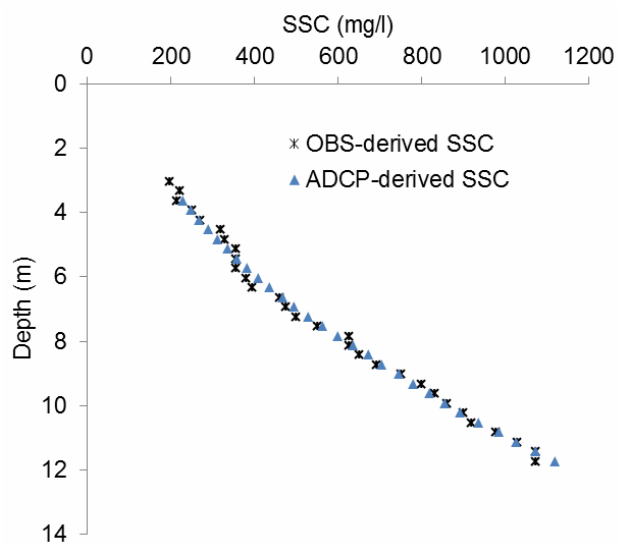


Figure 4.22. Comparison of SSC derived from ADCP and OBS at station Kruikebe in April, 2010.

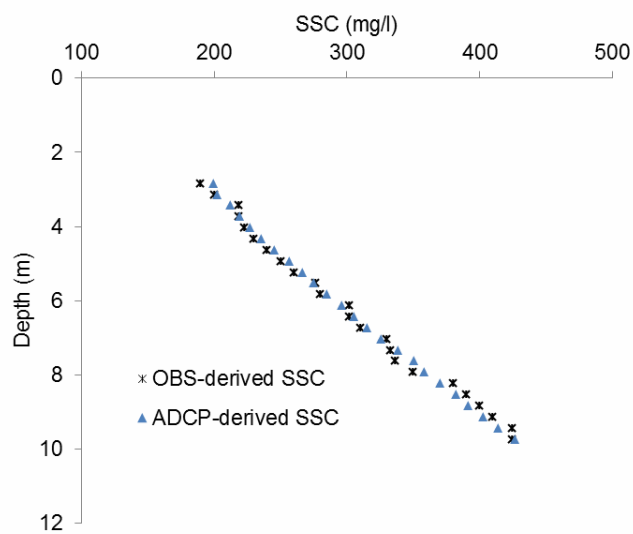


Figure 4.23. Comparison of SSC derived from ADCP and OBS at station Steendorp in April, 2010.

4.6. References

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

Hoofdstuk 5. Fytoplankton en fyto­benthos

Els Van Burm
Renaat Dasseville
Ilse Daveloose
Ann-Eline Debeer
Jeroen Van Wichelen
Wim Vyverman

Eindverslag voor deelstudie 4 (perceel 4), 2009-2010

Laboratory for Protistology & Aquatic Ecology
Biology Department, Ghent University

Abstract

From September 2009 to October 2010 **phytoplankton** dynamics were monitored monthly at 15 different stations in the Scheldt continuum between Ghent and the Belgian-Dutch border and in the main tributaries of the Scheldt estuary; Bovenschelde, Dender, Durme, Rupel. In addition to these sampling stations, the Beneden Nete, Dijle, Grote Nete and Kleine Nete were monitored as well.

The year 2010 was characterized by one summer bloom that began to develop in late April and extended until October. Peak concentrations of $647 \mu\text{g Chl a.l}^{-1}$ were detected in late July at Melle. A similar pattern was observed in the summer of 2009 when the bloom extended from May until September and a maximal chlorophyll a (Chl *a*) concentration was detected in July. A spring bloom consisting of *Thallasiosira* sp. was recorded in the brackish part of the estuary during April and May 2010. The same bloom was also observed in spring 2009 but with a lower biomass.

Like in previous years, centric diatoms dominate the phytoplankton community in the estuary and the tributaries that are exposed to the tidal cycle. *Actinocyclus normanii*, *Cyclotella* sp., *Stephanodiscus hantzschii* and *Thallasiosira* sp. were the most important taxa. In the Bovenschelde, chlorophytes were equally important as diatoms, with *Desmodesmus* sp. as the dominant taxon. The phytoplankton in the Dender is dominated by diatoms, euglenophytes and cryptophytes.

Phytobenthos was monitored monthly between September 2009 and November 2010 along a transect at 5 intertidal flats in the Scheldt estuary between Ghent and the Belgian-Dutch border. A general pattern was detected in the distribution of the phytobenthos. With a few exceptions, chlorophyll a concentrations decreased from the high water line to the low water line. Maximal chlorophyll a concentrations were observed in autumn 2010 at the brackish intertidal flats. Diatoms were dominant at all flats in the brackish zone, while more diverse communities with diatoms, chlorophytes and euglenophytes were observed in the freshwater zone.

5.1. Monitoring phytoplankton biomass and community composition

5.1.1. Methodology

Each month, a 50 ml water sample was taken on each station along the Scheldt continuum and fixed with alkaline lugol 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 with 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 200 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 fiber filter (GF/F). This filter was immediately inundated in liquid nitrogen in the field 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.

5.1.2. Phytoplankton biomass in the Scheldt estuary in 2009-2010

The year 2009 is characterized by one summer bloom extending from May ($185 \mu\text{g Chl a.l}^{-1}$) to September ($173 \mu\text{g chl a.l}^{-1}$) (figure 5.1) with a maximal chlorophyll a concentration of $551 \mu\text{g Chl a.l}^{-1}$ observed in July. It occurred in the upstream reaches of the estuary. More details of the 2009 summer bloom can be consulted in the previous report.

The first chlorophyll a maximum of 2010 was observed in late April ($212 \mu\text{g Chl a.l}^{-1}$), which is one month earlier than in 2009, when a maximum of $185 \mu\text{g Chl a.l}^{-1}$ was observed in May. It was located a few kilometres more upstream (at Wetteren) than in 2009, when the chlorophyll a maximum was situated at Uitbergen. The summer bloom of 2010 extended until October, with values of $205 \mu\text{g Chl a.l}^{-1}$ at Uitbergen. A maximal concentration was found in late July ($647 \mu\text{g Chl a.l}^{-1}$). The entire summer bloom was located in the most upstream part of the estuary, between Appels and Melle.

Similar to 2009, a spring bloom was observed in the brackish part of the estuary in 2010. It started to develop in early April and reached maximal chlorophyll a concentrations in May ($165 \mu\text{g chl a.l}^{-1}$). Microscopic analysis revealed a *Thalassiosira* sp. bloom. The same taxon was detected during the brackish spring bloom of 2009. Such blooms were never observed before spring of 2008.

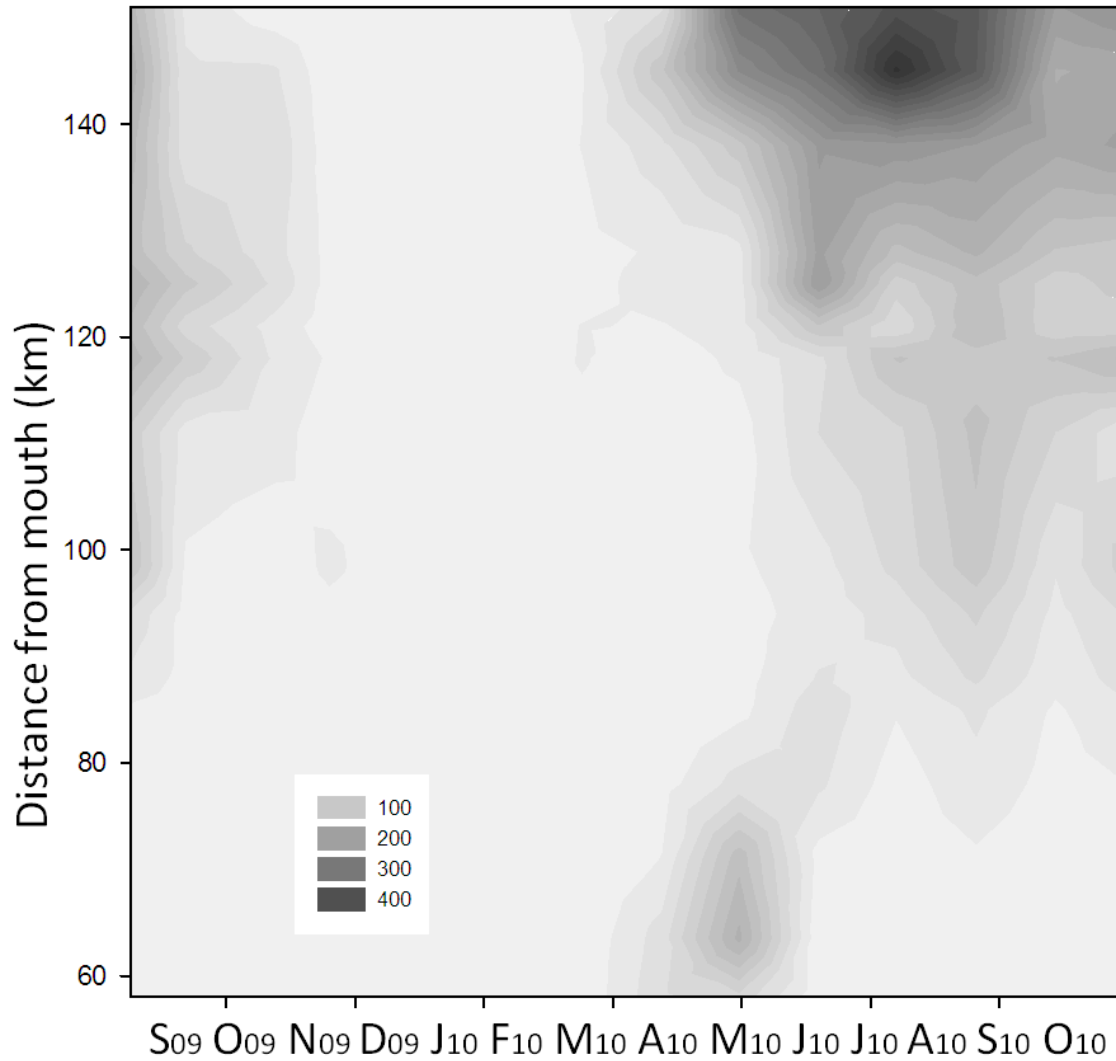


Figure 5.1: Chlorophyll a concentrations in $\mu\text{g.l}^{-1}$ between September 2009 and October 2010 along the Scheldt estuary from the freshwater reaches towards the city of Ghent (at about 160 km from the river mouth) to the brackish zone at the Belgian-Dutch border (at about 60 km).

As seen in figure 5.2, a decrease in retention time in the estuary is induced by higher discharge, which leads to a weaker build-up of the phytoplankton and a lower phytoplankton biomass. A small increase in water discharge can cause a significant decrease in chlorophyll a concentration, which is observed in July 2009.

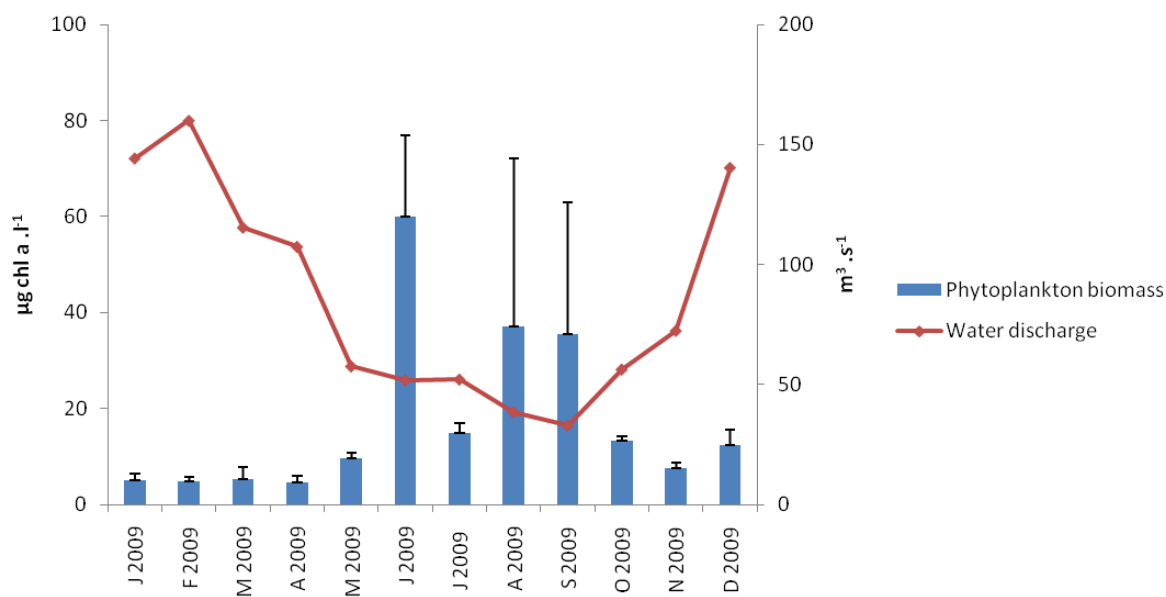


Figure 5.2: Ten days averages of water discharge from the Scheldt estuary at Schelle (data from Vlaamse Overheid – Waterbouwkundig Laboratorium) compared to the monthly averages of phytoplankton biomass (in µg chlorophyll a.l⁻¹) at Kruikebe and Steendorp for 2009.

Similar to previous years, a decrease in chlorophyll a concentration is observed towards the brackish sampling stations all over the year (figure 5.3). Stronger light limitation and salinity stress might be causing this decrease. The steep increase in salinity towards the brackish zone of the estuary can lead to an osmotic shock in phytoplankton cells. Stronger light limitation in this zone is mainly due to a combination of a higher water column depth and a higher turbidity. As in 2009 maximum chlorophyll a values were located in Wetteren and Melle, the most upstream sampling stations.

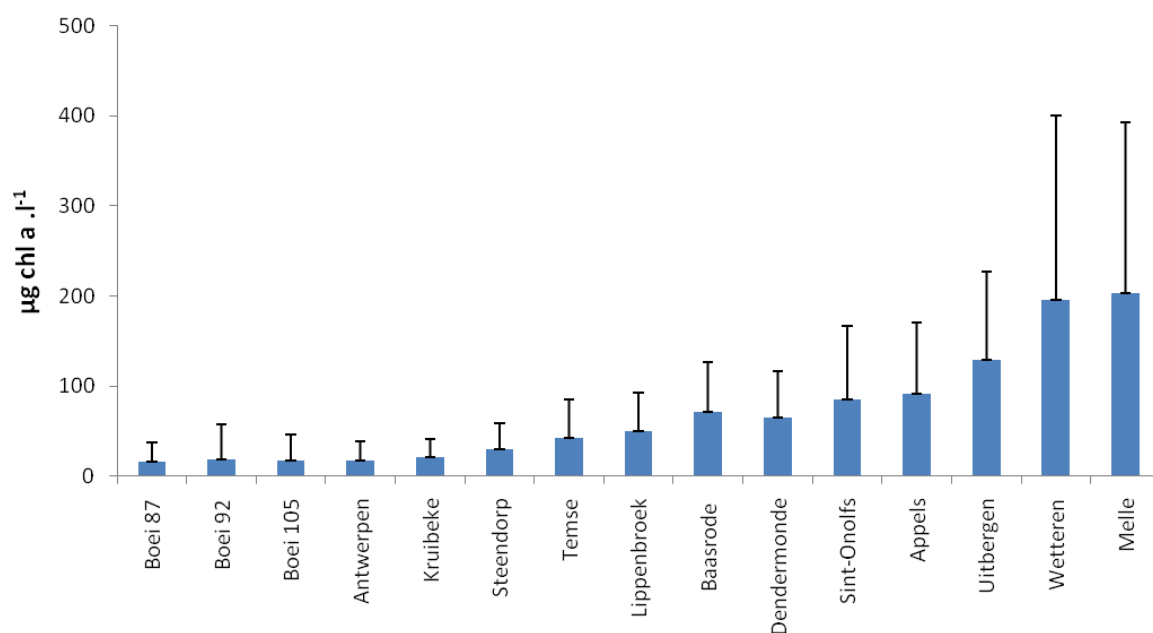


Figure 5.3: Averaged phytoplankton biomass in µg chlorophyll a.l⁻¹ for each monitoring station in the Belgian part of the Scheldt estuary between September 2009 and October 2010.

5.1.3. Phytoplankton biomass in the Scheldt estuary between 1996 and 2010

An increase in chlorophyll a concentration is observed between 1996 and 2010 (figure 5.4). Maximal chlorophyll a concentrations moved upstream latest years. Since 2008, a spring bloom is observed in the brackish zones of the estuary, which is composed of *Thalassiosira* sp. and is characterized by an increase of chlorophyll a concentration each year.

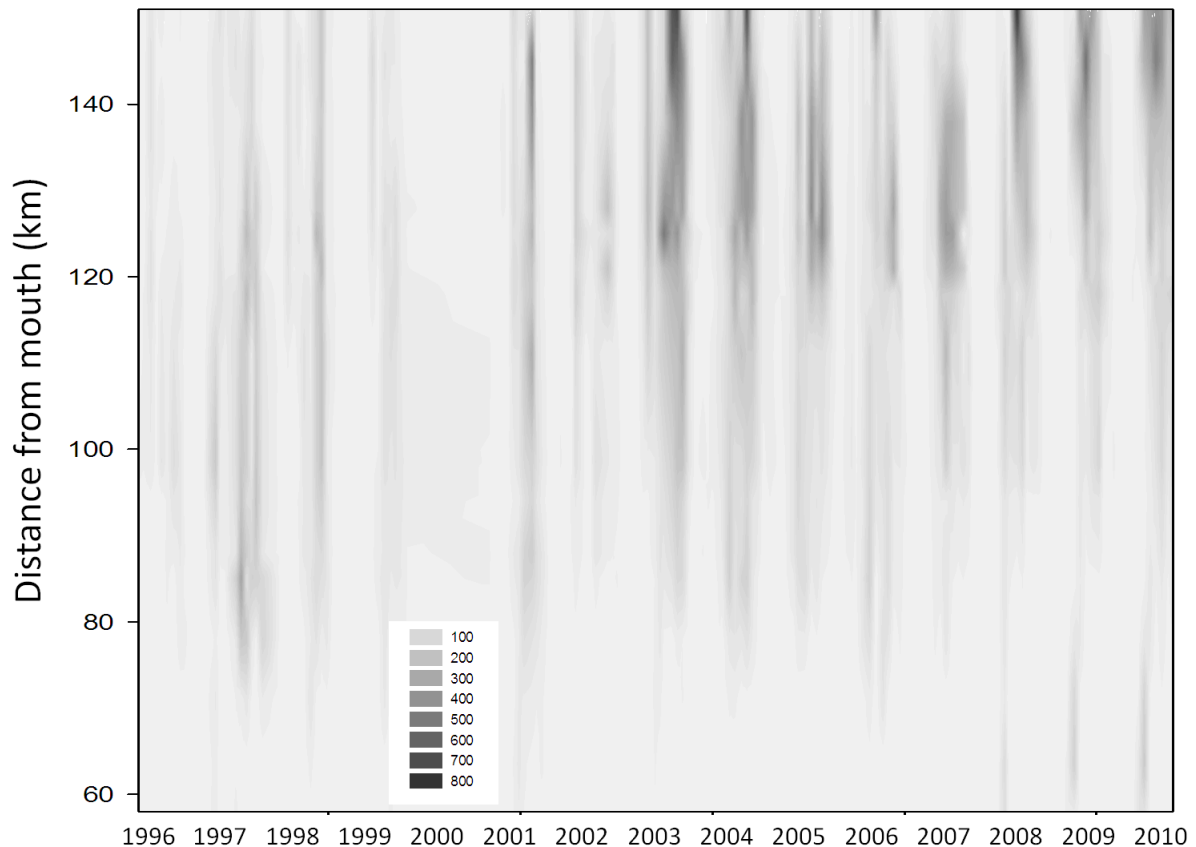


Figure 5.4: Phytoplankton bloom development in the Belgian part of the Scheldt estuary over the latest 15 years (no data in 2000) expressed as μg chlorophyll a.l^{-1} .

5.1.4. Comparison of phytoplankton biomass between estuary and tributaries

The comparison of phytoplankton biomass 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 Scheldt estuary. Figure 5.5 (a - g) represents the amount of chlorophyll a in the tributaries together with chlorophyll a concentration in the adjacent stations of the estuary.

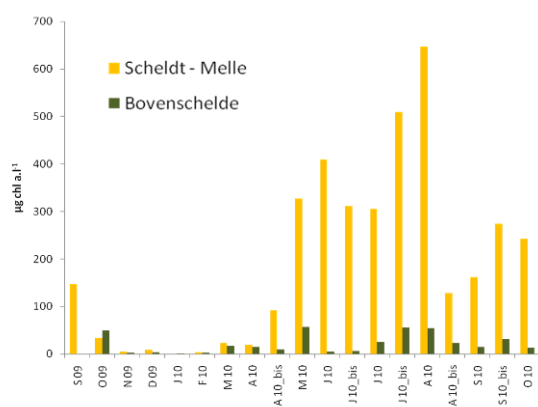


Figure 5.5.a: Monthly chlorophyll a concentration in $\mu\text{g.l}^{-1}$ in the river Bovenschelde compared to the adjacent monitoring station in the Scheldt estuary at Melle between September 2009 and October 2010.

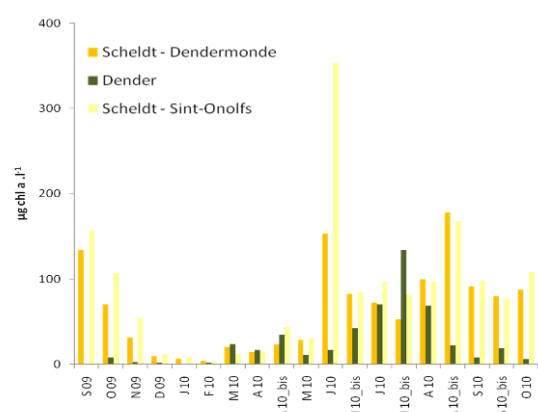


Figure 5.5.b: Monthly chlorophyll a concentration in $\mu\text{g.l}^{-1}$ in the river Dender compared to the adjacent monitoring stations in the Scheldt estuary between September 2009 and October 2010.

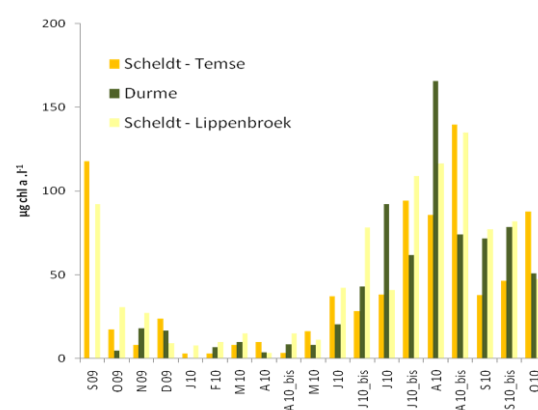


Figure 5.5.c: Monthly chlorophyll a concentration in $\mu\text{g.l}^{-1}$ in the river Durme compared to the adjacent monitoring stations in the Scheldt estuary between September 2009 and October 2010.

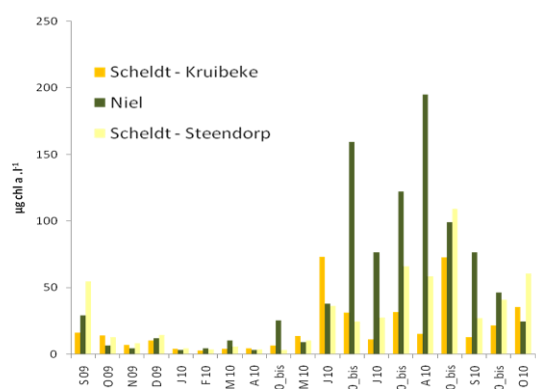


Figure 5.5.d: Monthly chlorophyll a concentration in $\mu\text{g.l}^{-1}$ in the river Rupel at Niel compared to the adjacent monitoring stations in the Scheldt estuary between September 2009 and October 2010.

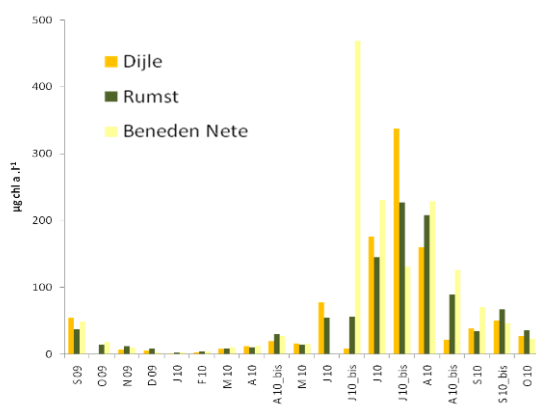


Figure 5.5.e: Monthly chlorophyll a concentration in $\mu\text{g.l}^{-1}$ in the river Rupel at Rumst compared to the river Dijle and the river Nete between September 2009 and October 2010.

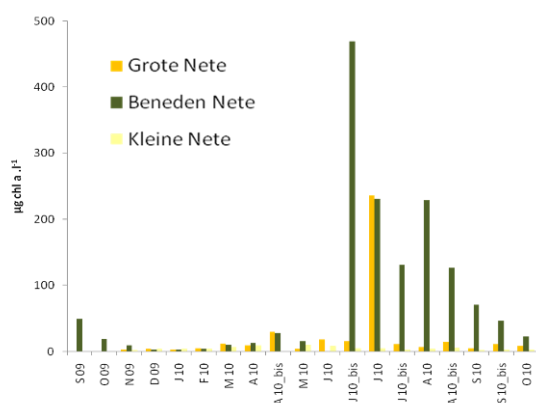


Figure 5.5.f: Monthly chlorophyll a concentration in $\mu\text{g.l}^{-1}$ in the river Beneden Nete compared to the Grote Nete and the Kleine Nete between September 2009 and October 2010.

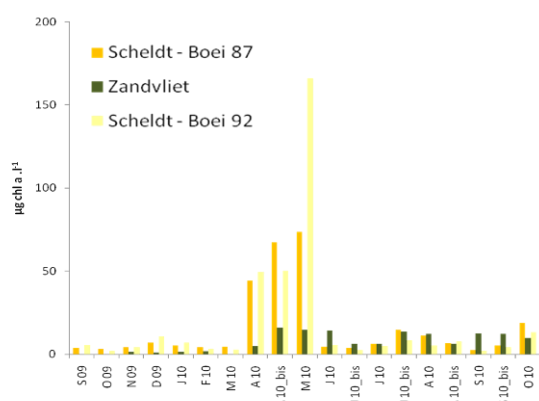


Figure 5.5.g: Monthly chlorophyll a concentration in $\mu\text{g.l}^{-1}$ at Zandvliet compared to the adjacent monitoring stations in the Scheldt estuary between September 2009 and October 2010.

Phytoplankton biomass in the river Bovenschelde (figure 5.5.a) was significantly lower than the biomass in the most upstream station of the estuary. Phytoplankton in the river never attained a higher biomass than $60 \mu\text{g Chl a.l}^{-1}$, while a ten times higher maximal concentration was observed at Melle ($647 \mu\text{g Chl a.l}^{-1}$). The phytoplankton biomass in summer at Melle never fell below $200 \mu\text{g Chl a.l}^{-1}$. Also during spring, chlorophyll a concentrations were always a little higher in the estuary than in the river Bovenschelde. Only in November, phytoplankton in the river reached a slightly higher biomass than the phytoplankton in the estuary. Thus the river does not act as a major source of phytoplankton for the Scheldt estuary.

In spring, chlorophyll a concentrations in the river Dender (figure 5.5.b) were slightly higher than the concentrations in the estuary. Except for late July, phytoplankton biomass in the Dender was always lower than in the estuary during both summer and winter. During spring and in late July, de Dender could have been a phytoplankton source for the estuary. The same pattern was observed in spring 2009, when the Dender was a possible source of phytoplankton for the estuary as well.

Chlorophyll a concentrations in the Durme (figure 5.5.c) were fluctuating between lower and higher than the concentrations in the estuary. No clear seasonal pattern was observed. In early July and early August, phytoplankton biomass in the Durme was significantly higher than that in the estuary. Then the river could have been a source of phytoplankton for the estuary.

Phytoplankton biomass in the river Rupel at Niel (figure 5.5.d) was almost always significantly higher than in the estuary. In 2009, phytoplankton biomass reached similar values as in the estuary, while in previous years the biomass in the Rupel never attained significant biomass. This increase in chlorophyll a concentration in summer can possibly be related to the improvement of the water quality in the Rupel, since waste water from Brussels is treated the latest years. Thus, the Rupel could have become a possible source for phytoplankton for the Scheldt estuary.

The Rupel is formed by the confluence of the river Beneden Nete and the river Dijle. During summer, the maximum phytoplankton biomass alternated between the Beneden Nete and the Dijle. Both rivers could have been a possible source of phytoplankton for the Rupel at Rumst (figure 5.5.e).

The Beneden Nete is formed by the confluence of the Kleine Nete and the Grote Nete. Except for early July, chlorophyll a concentrations in the Beneden Nete were always significantly higher

than the ones observed in the Kleine Nete and the Grote Nete (figure 5.5.f). Thus the Kleine and the Grote Nete could not have been a major source of phytoplankton for the Beneden Nete.

In spring, the phytoplankton biomass in the brackish stations of the estuary was much higher than in Zandvliet (figure 5.5.g). At that moment, a spring bloom was observed in the estuary. During summer, the biomass in Zandvliet was slightly higher than in the estuary but not enough to be a possible source of phytoplankton for the estuary. Chlorophyll *a* concentrations in Zandvliet were always significantly lower than the concentrations in the upstream reaches of the estuary.

5.1.5. Phytoplankton community composition

Estuary

Pigment analysis revealed that phytoplankton biomass along the estuary in 2009-2010, like in previous years, was dominated by diatoms (Bacillariophyta), as was shown by the amount of fucoxanthin.

Of less importance were the pigments chlorophyll *b* and lutein, which are indicative the presence of green algae (Chlorophyta).

Other pigments, such as zeaxanthin, peridinin and alloxanthin, indicate the presence of cryptophytes (Cryptophyta), euglenophytes (Euglenophyta) and dinophytes (Dinophyta) were less important.

Microscopic analysis confirmed the results of the pigment analyses with a dominance of diatoms while chlorophytes were the second main group (figure 5.6.a-b).

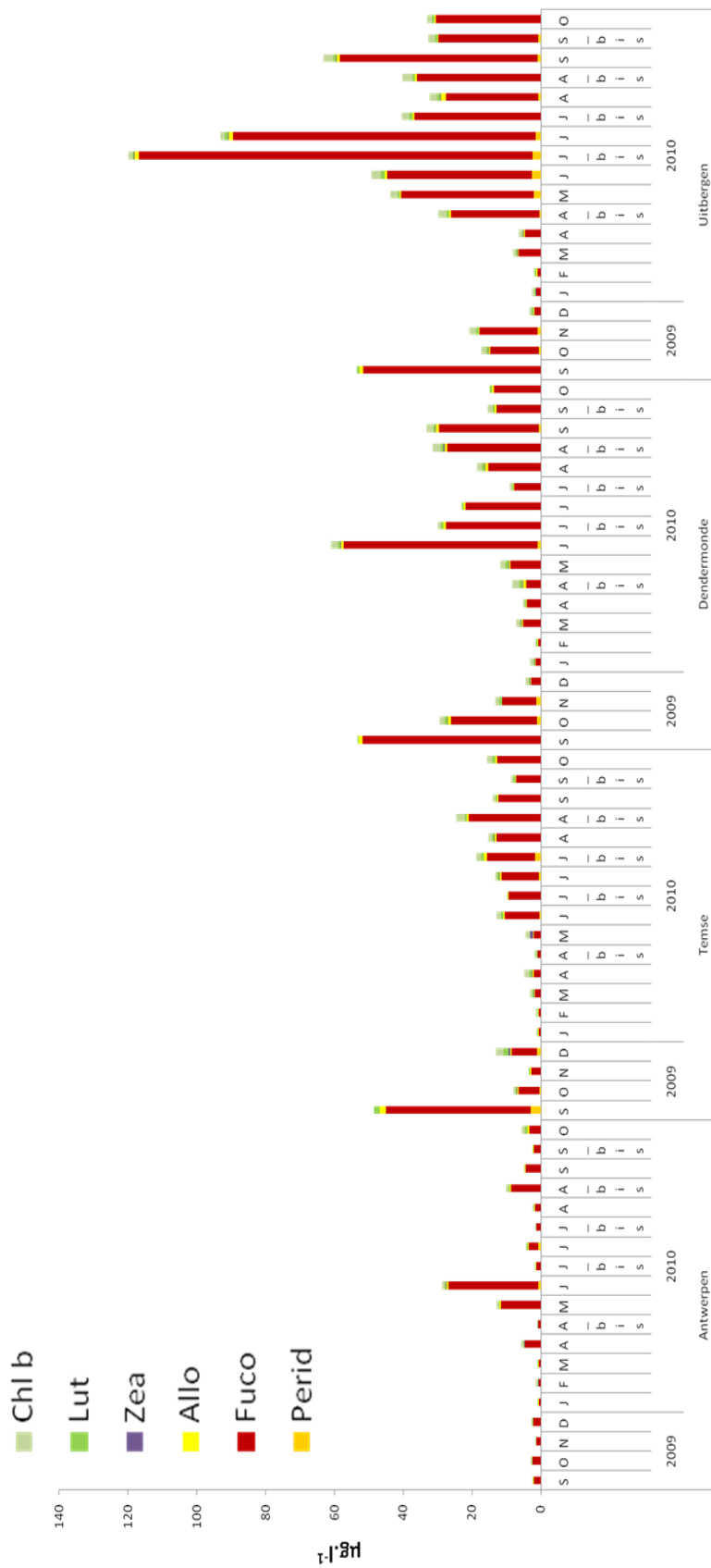


Figure 5.6.a: Phytoplankton pigment composition in $\mu\text{g l}^{-1}$ in the different zones of the Scheldt estuary between September 2009 and October 2010.

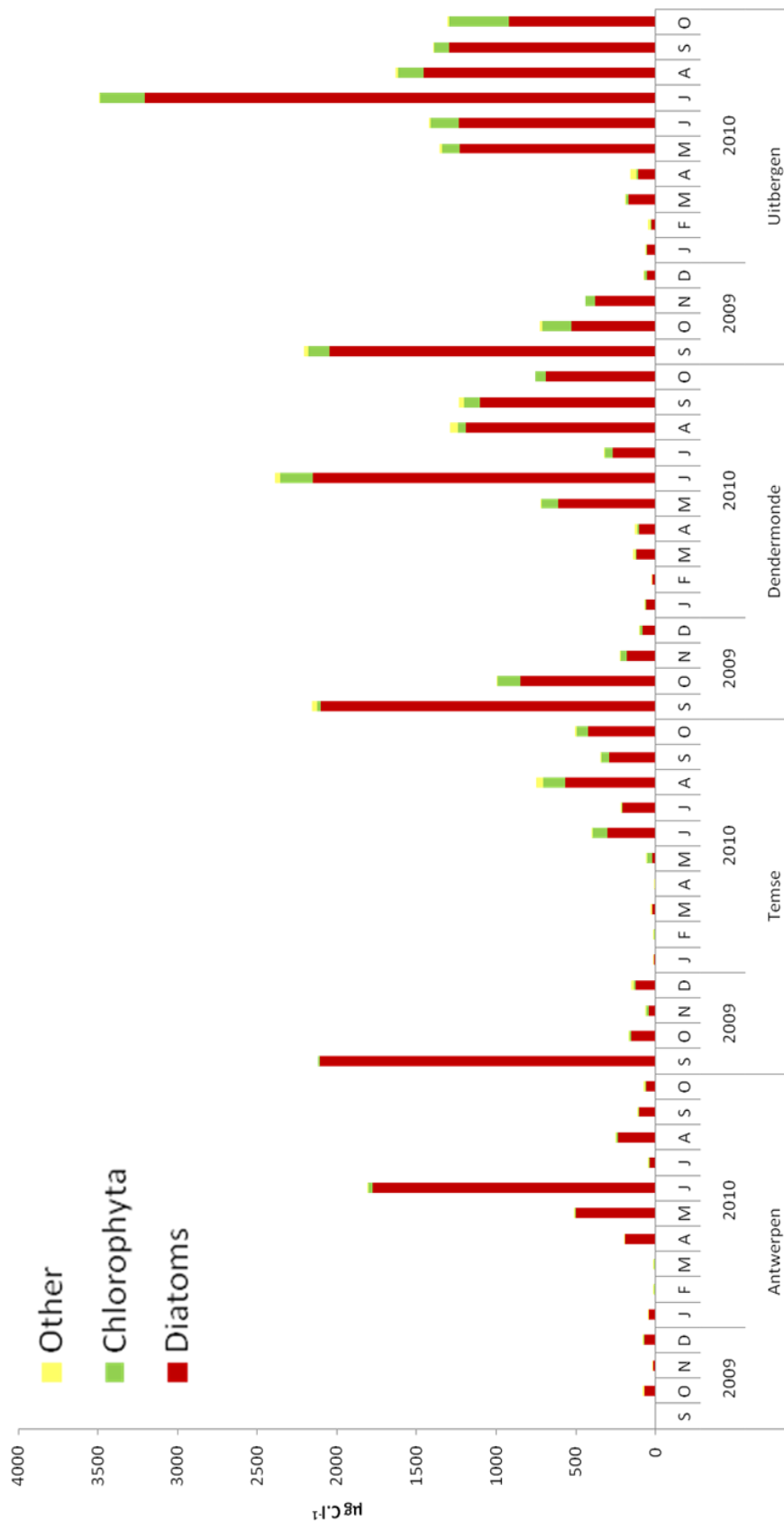


Figure 5.6.b: Phytoplankton biomass in $\mu\text{g C l}^{-1}$ divided in diatoms, chlorophytes and other phytoplankton groups (euglenophytes, cryptophytes, cyanobacteria and dinophytes) based on cell counts in the different zones of the Scheldt estuary between September 2009 and October 2010.

The most important diatom taxa in the estuary were *Thallasiosira* sp. and *Actinocyclus normanii*.

Thallasiosira sp. dominated the phytoplankton in the brackish station at **Antwerp**. Except for March and late summer 2010, when resp. *Asterionella formosa* and *Actinocyclus normanii* were the most important diatom species, it was dominant all year round.

At **Temse**, the phytoplankton was mainly dominated by *Actinocyclus normanii*. However, in September and October 2009, *Cyclotella choctawacheeana* became most important. As in Antwerp, *Asterionella formosa* was dominant in March 2010 and unlike in Antwerp, September 2010 was dominated by *Thallasiosira* sp.

The dominant phytoplankton species at **Dendermonde** was *Actinocyclus normanii*, present almost all year round. Except for September 2009, when *Cyclotella choctawacheeana* was most important and for April, when *Stephanodiscus hantzschii* became dominant.

At **Uitbergen**, a similar pattern was observed as at Dendermonde, with *Actinocyclus normanii* as dominant species except for September 2009 and April 2010. Unlike at Dendermonde, where *Cyclotella choctawacheeana* dominated the phytoplankton, *Cyclotella* spp. were dominant at Uitbergen in September 2009. April 2010 was also dominated by *Stephanodiscus hantzschii*, similar as at Dendermonde.

Other diatoms like *Navicula* sp., *Aulacoseira granulata* and *Nitzschia* sp. were observed occasionally and contributed significantly to the total phytoplankton biomass at times while other diatom species never attained a significant biomass.

The second main group of phytoplankton were the chlorophytes. They only became important in spring and summer in the freshwater part of the estuary. As in previous years, *Desmodesmus* spp. and *Scenedesmus* spp. were the dominant genera.

At times cryptophytes (mainly *Cryptomonas* sp.) contributed significantly to the phytoplankton biomass but never attained a high biomass. Cyanobacteria, euglenophytes and dinophytes were observed occasionally but never became important.

Tributaries

Like in the estuary, pigments in the tributaries were also dominated by fucoxanthin, which indicates the importance of diatoms. In the Rupel, the Dijle and the Nete, chlorophyll *b* and lutein became more important in winter, when phytoplankton biomass was low. In the Bovenschelde and the Dender chlorophyll *b* and lutein gained importance in summer, when they became dominant. Those pigments are an indication of the presence of chlorophytes. The Durme was characterized by dominance of fucoxanthin, except in spring, when lutein and chlorophyll *b* became the most important pigments. In Zandvliet, the pigments are dominated by fucoxanthin and in late summer by chlorophyll *b* and lutein. Peridinin occasionally attained a significant concentration. Other pigments were found only in minor concentrations (figure 5.7.a-f).

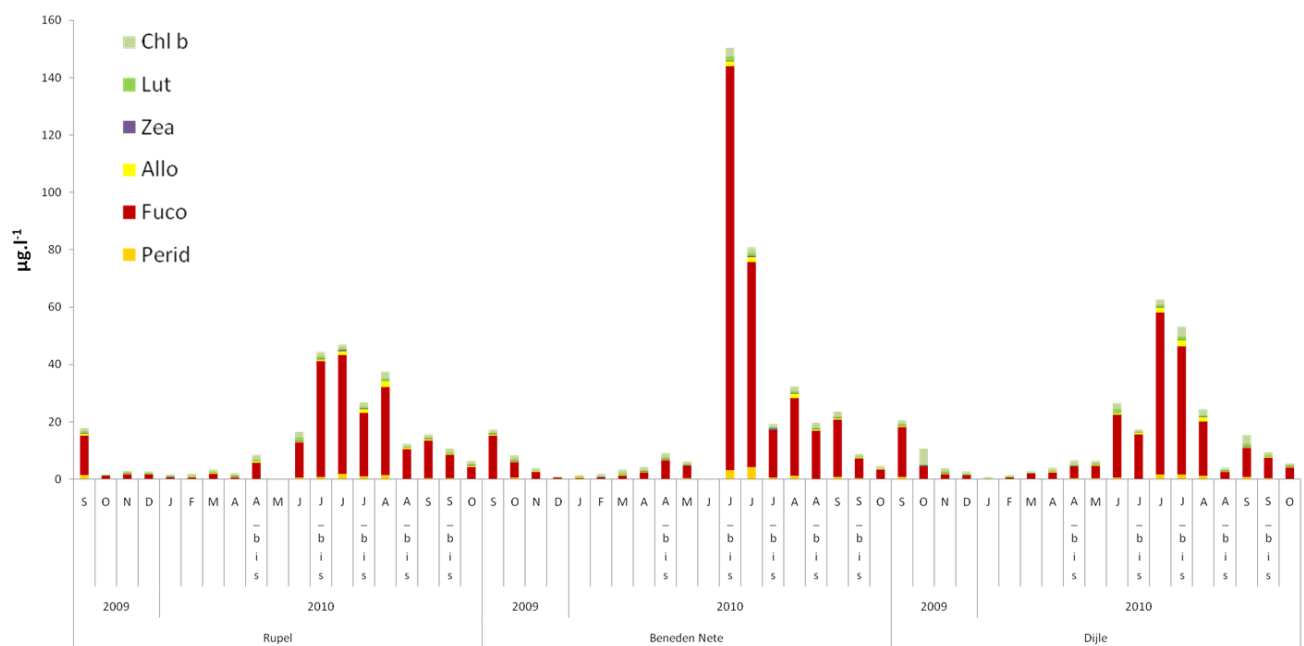


Figure 5.7.a: Phytoplankton pigment composition in $\mu\text{g l}^{-1}$ in the Rupel, Beneden Nete and the Dijle between September 2009 and October 2010.

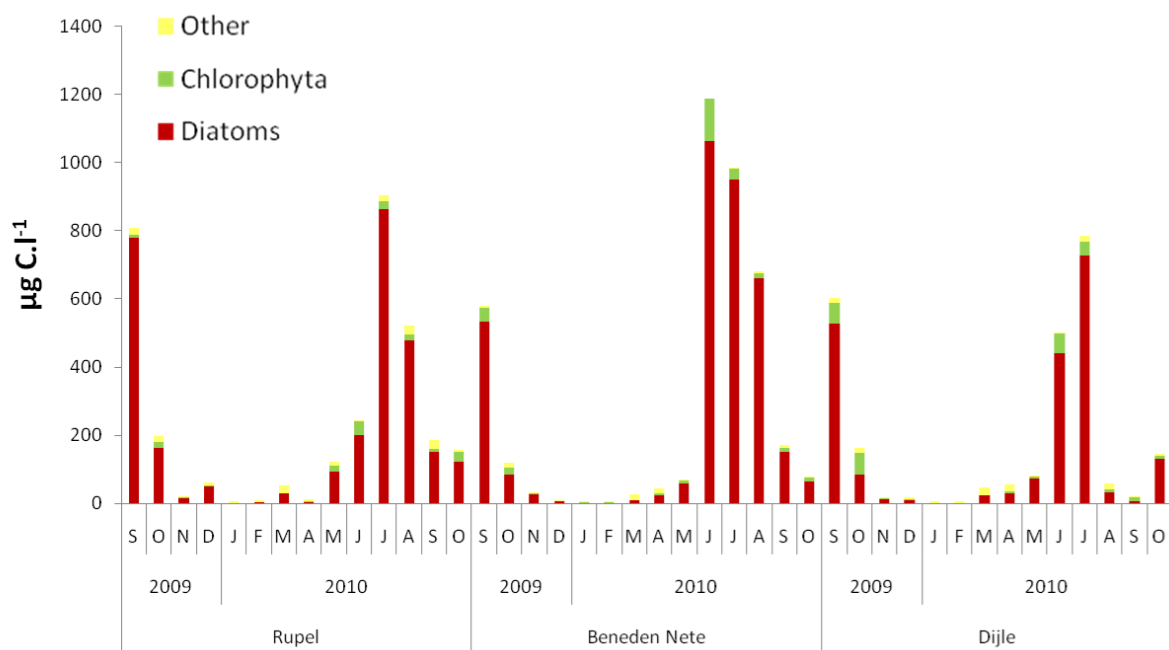


Figure 5.7.b: Phytoplankton biomass in $\mu\text{g C l}^{-1}$ divided in diatoms, chlorophytes and other phytoplankton groups (euglenophytes, cryptophytes, cyanobacteria and dinophytes) based on cell counts in the Rupel, Beneden Nete and the Dijle between September 2009 and October 2010.

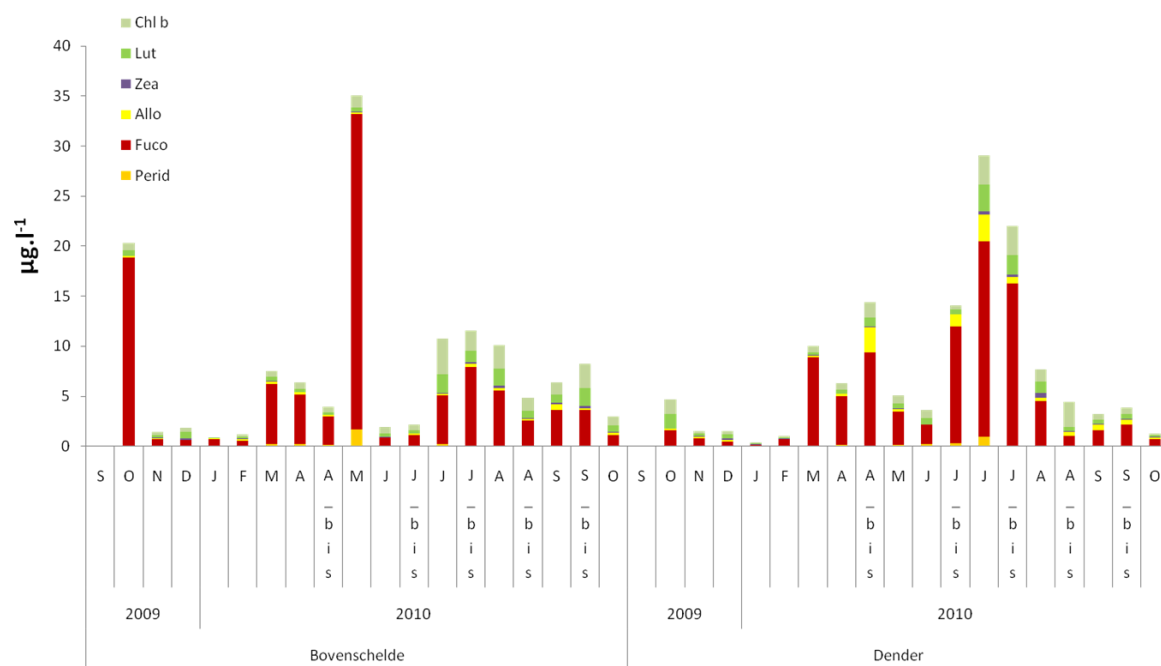


Figure 5.7.c: Phytoplankton pigment composition in $\mu\text{g l}^{-1}$ in the Bovenschelde and the Dender between September 2009 and October 2010.

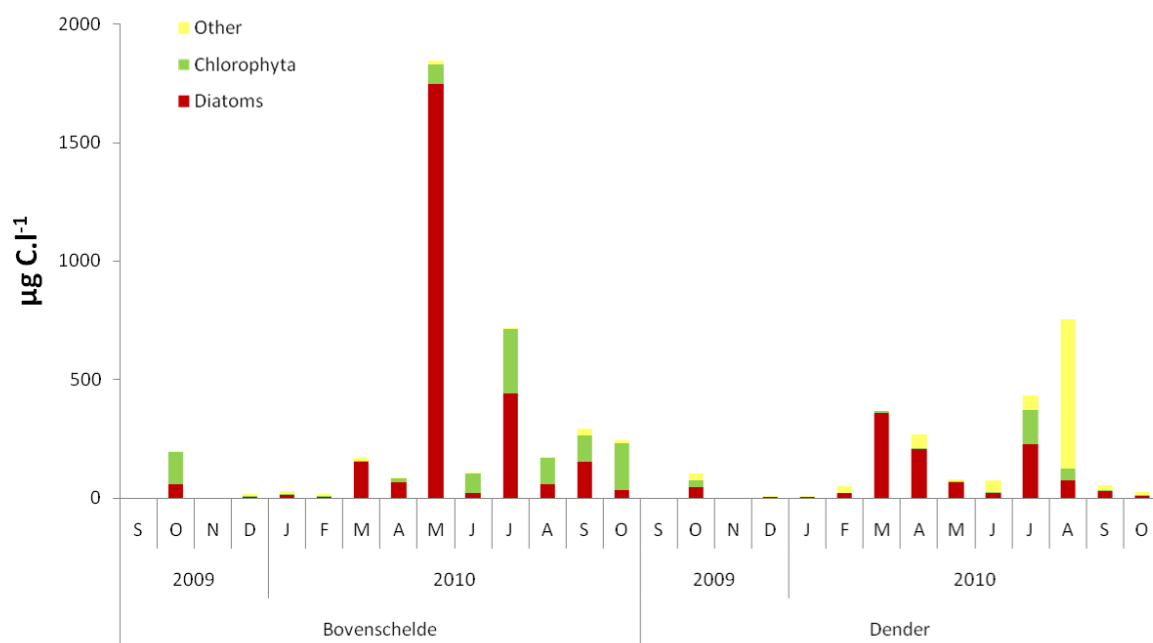


Figure 5.7.d: Phytoplankton biomass in $\mu\text{g C l}^{-1}$ divided in diatoms, chlorophytes and other phytoplankton groups (euglenophytes, cryptophytes, cyanobacteria and dinophytes) based on cell counts in the Bovenschelde and the Dender between September 2009 and October 2010.

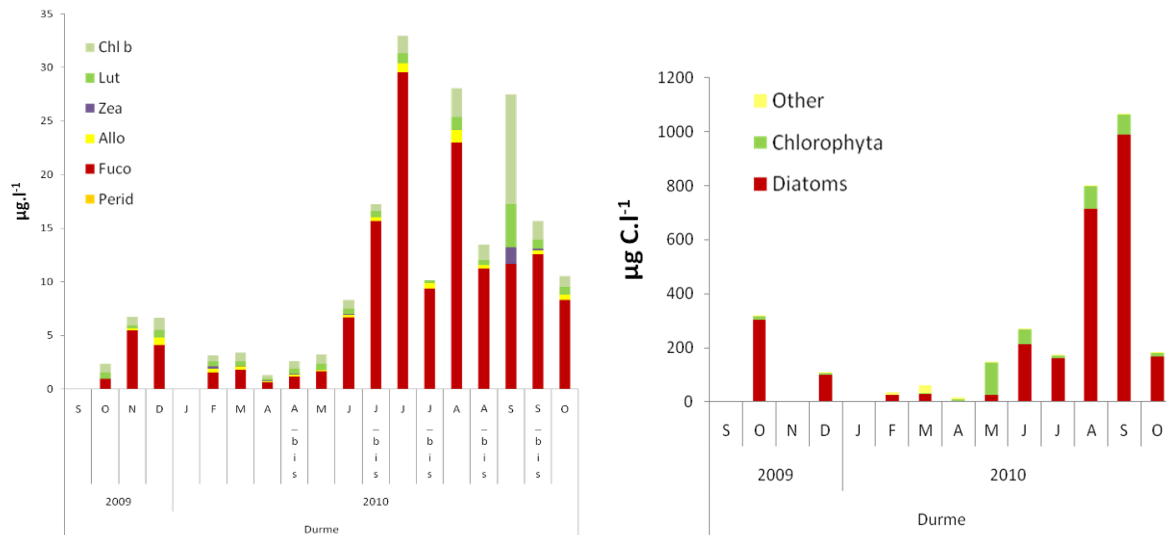


Figure 5.7.e: Phytoplankton pigment composition in $\mu\text{g l}^{-1}$ (left panel) and biomass in $\mu\text{g C l}^{-1}$ divided in diatoms, chlorophytes and other phytoplankton groups (euglenophytes, cryptophytes, cyanobacteria and dinophytes) based on cell counts (right panel) in the Durme between September 2009 and October 2010.

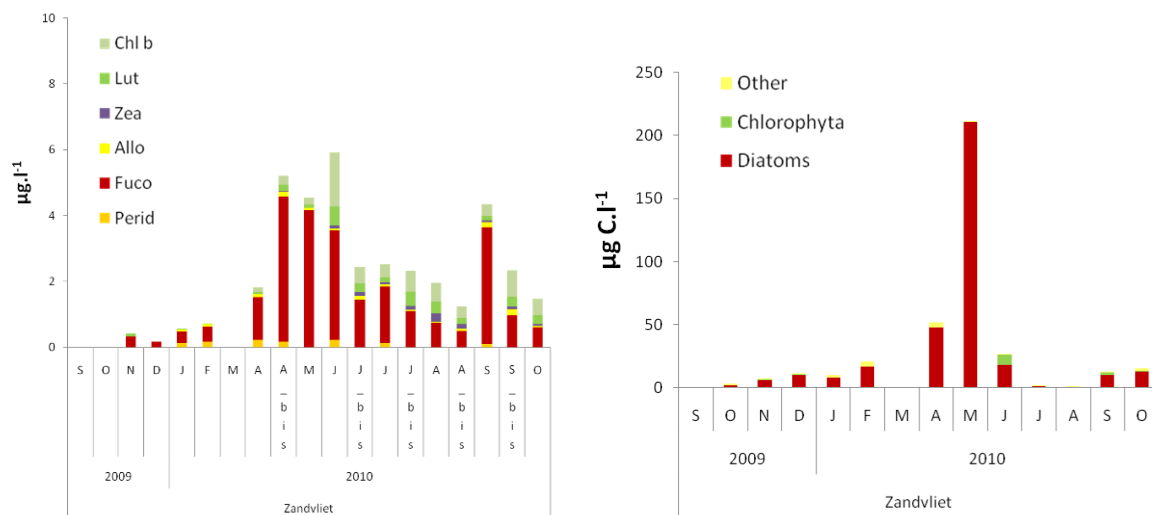


Figure 5.7.f: Phytoplankton pigment composition in $\mu\text{g l}^{-1}$ (left panel) and biomass in $\mu\text{g C l}^{-1}$ divided in diatoms, chlorophytes and other phytoplankton groups (euglenophytes, cryptophytes, cyanobacteria and dinophytes) based on cell counts (right panel) at Zandvliet between September 2009 and October 2010.

The river **Rupel**, the **Beneden Nete** and the **Dijle** were dominated by diatoms throughout the year, especially *Actinocyclus normanii* and *Cyclotella* sp. were important. In January, February and March 2010, other groups became more important, more specific euglenophytes and cryptophytes. *Euglena* sp. and *Cryptomonas* sp. were the most important genera (figure 5.7.b).

The **Bovenschede** showed a shared dominance by diatoms and chlorophytes. *Desmodesmus* sp., *Actinocyclus normanii* and *Cyclotella* sp. were the dominant taxa (figure 5.7.d).

In the **Dender**, a shared dominance is observed as well, but by diatoms, cryptophytes and euglenophytes. Diatoms are dominant most of the time. Most important species are *Actinocyclus normanii*, *Cyclotella atomus* and *Stephanodiscus hantzschii* for the diatoms and *Cryptomonas* sp. and *Euglena* sp. for the other groups (figure 5.7.d).

The **Durme** was dominated by diatoms throughout the year except for spring, when chlorophytes and cryptophytes gained importance. *Actinocyclus normanii* and *Cyclotella* spp. were the most important diatoms and *Cryptomonas* sp. and *Desmodesmus* spp. dominated the other groups (figure 5.7.e).

At **Zandvliet**, the phytoplankton was always dominated by diatoms. *Actinocyclus normanii*, *Melosira* sp. and *Thallasiosira* sp. were the most important taxa, with a dominance of *Thallasiosira* sp. most of the time.

5.1.6. Correlation between chlorophyll a concentration and phytoplankton biomass

Both the microscopic analysis and chlorophyll a analysis yield data on total phytoplankton biomass. Although the microscopic analysis provides taxonomic detail, the error on the counts is relatively large. The estimated error on the count of 100 phytoplankton individuals is 20%. The biomass data that are derived from microscopic counts are likely to contain an additional error, because biovolume measurements are only carried out on a relatively small number of individuals. The error only declines slowly by counting more “units” and/or measuring more individuals. Moreover, microscopic counts are time-consuming and require a high level of training to be able to identify the different taxa. Chlorophyll a analysis lacks the taxonomic detail but is more accurate and reproducible than microscopic analysis and consequently less time-consuming. Therefore, chlorophyll a analysis is more suited for routine monitoring of large numbers of samples.

In general, the results from both approaches agree well. A strong correlation was found between log-transformed chlorophyll a concentrations, obtained by HPLC analysis, and phytoplankton carbon biomass, assessed by microscopic analysis for the data between September 2009 and October 2010 (figure 5.8).

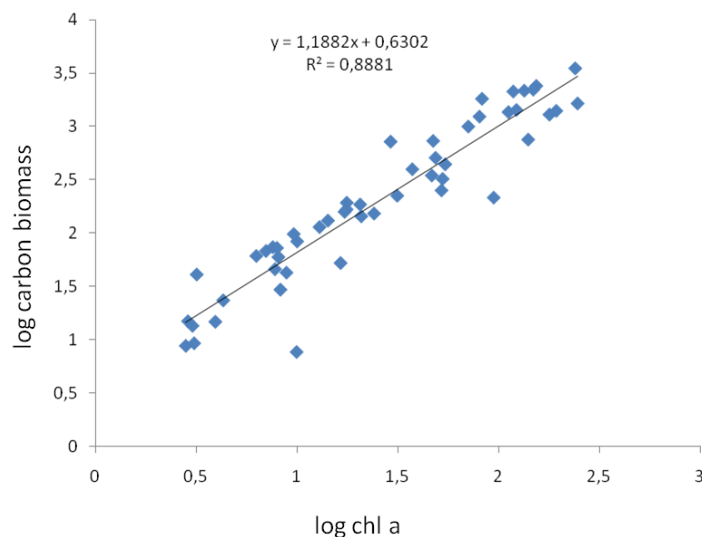


Figure 5.8: Correlation between log Chl a (with chlorophyll a concentration in $\mu\text{g.l}^{-1}$) obtained by HPLC analysis and log carbon biomass (with carbon biomass in $\mu\text{g.l}^{-1}$) assessed by microscopic analysis of samples between September 2009 and November 2010.

5.1.7. Dynamics in chlorophyll a concentration during the tidal cycle

In June 2010 three 13h measurements were carried out at different stations in the Scheldt estuary to assess the impact of the tide on the phytoplankton populations. These measurements were carried out at Schellebelle (freshwater zone), at Kruikebeke (brackish zone) and in the river Rupel at Terhaegen, always between two high tides. Chlorophyll a was measured with HPLC as described before (figure 5.9.a-c).

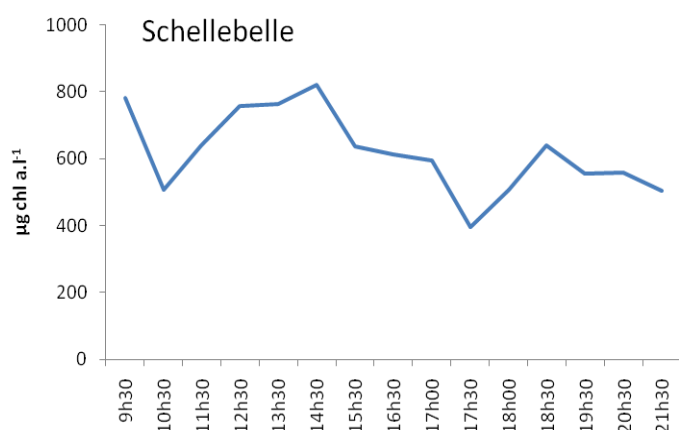


Figure 5.9.a: Dynamics in phytoplankton biomass (in $\mu\text{g Chl a.l}^{-1}$) during the tidal cycle measured during a 13h campaign in June 2010 in the Scheldt estuary at Schellebelle.

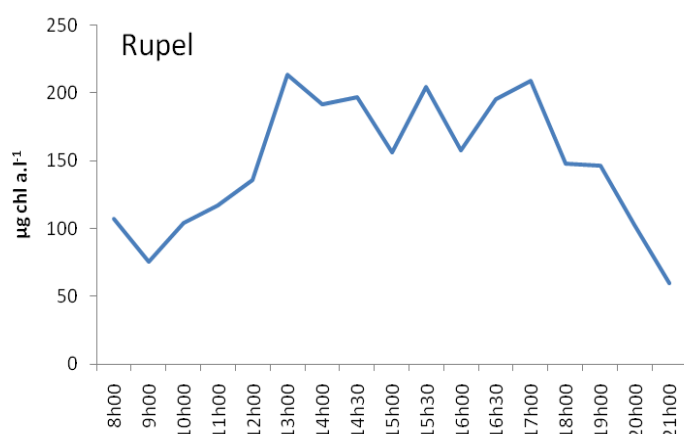


Figure 5.9.b: Dynamics in phytoplankton biomass (in $\mu\text{g Chl a.l}^{-1}$) during the tidal cycle measured during a 13h campaign in June 2010 in the Rupel at Terhaegen.

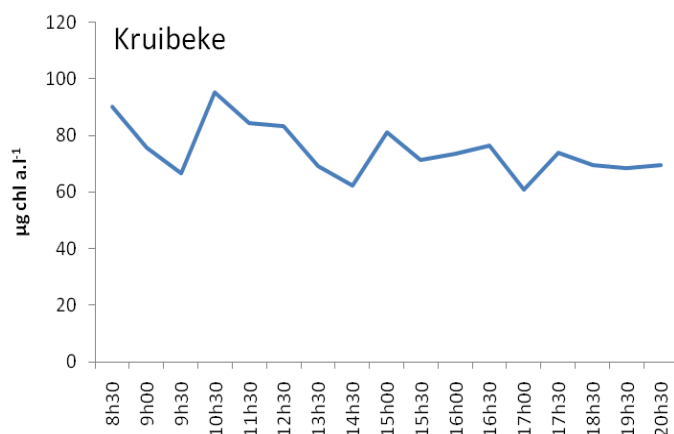


Figure 5.9.c: Dynamics in phytoplankton biomass (in $\mu\text{g Chl a.l}^{-1}$) during the tidal cycle measured during a 13h campaign in June 2010 in the Scheldt estuary at Kruibeke.

During low tide and subsequent high tide, chlorophyll a concentrations at **Schellebelle** showed an alternating pattern (figure 5.9.a). At the beginning of low tide a small decrease is observed, followed by an increase. Then phytoplankton biomass decreased again to level off at about 600 $\mu\text{g Chl a.l}^{-1}$. A similar pattern was observed during the 13h measurement at Schellebelle in 2008.

The phytoplankton biomass in the **Rupel** shows an increase during low tide, followed by a decrease during high tide (figure 5.9.b). An opposite pattern was observed during the 13h measurement of 2007 and 2008 in the Rupel, when the water that entered the Rupel during low tide contained very low chlorophyll a concentrations. This suggests that, in recent years, phytoplankton rich water from the upstream rivers enters the Rupel during low tide and may indicate that phytoplankton biomass in upstream rivers increased latest years.

Like at Schellebelle, chlorophyll a concentrations during the 13h measurement at **Kruibeke** showed an alternating pattern (figure 5.9.c). Low tide started with a decrease in chlorophyll a concentration, immediately followed by an increase. Then phytoplankton biomass decreased slightly to level off at about 80 $\mu\text{g Chl a.l}^{-1}$ during high tide.

5.2. Monitoring phytobenthos biomass and community composition on intertidal flats

5.2.1. Methodology

From September 2009 onwards, samples were collected monthly at five selected intertidal flats in the Scheldt estuary between Ghent and the Dutch-Belgian border (figure 5.10): the silty and the sandy flat at Groot Buitenschoor at the Belgian-Dutch border, Boerenschans, Ballooi and Appels. At each intertidal flat, between three and five stations situated along a transect between the high and low water mark were sampled. At each station, three 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 $-80\text{ }^{\circ}\text{C}$ 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.

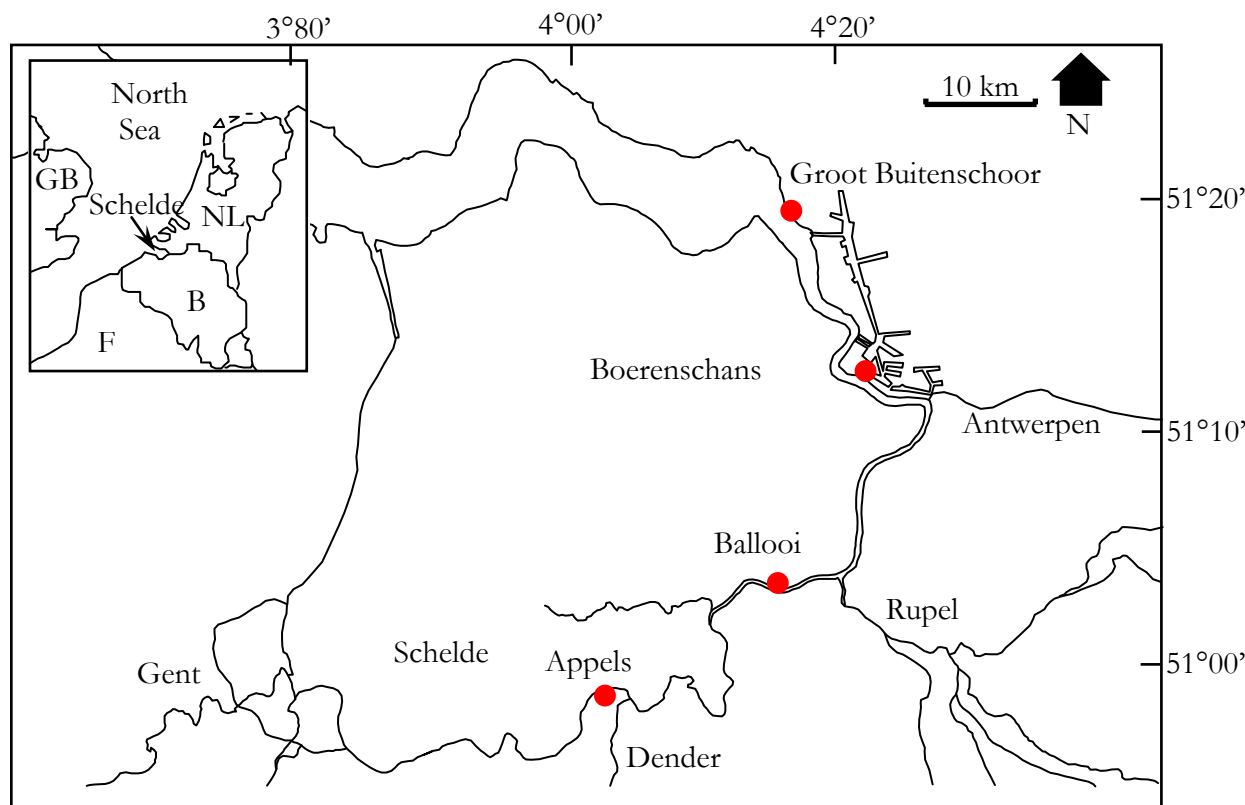


Figure 5.10: The Scheldt estuary with location of the intertidal flats that were sampled for the study of the microphytobenthos development in 2009-2010.

5.2.2. Phytobenthos biomass

During the investigated period (September 2009 – November 2010), maximal chlorophyll a concentrations were observed in September 2010 at Appels and in November 2010 at the sandy tidal flat of Groot Buitenschoor and at the Boerenschans (figure 5.11). In September 2010, an average chlorophyll a concentration of $148 \text{ mg Chl a.m}^{-2}$ was observed at Appels. In November 2010, the average concentrations were $168 \text{ mg Chl a.m}^{-2}$ at the sandy flat of Groot Buitenschoor and at the Boerenschans. Those values are exceptionally high for the time of the year. In the previous year, between September and December 2009, the average phytobenthos biomass never attained higher values than $100 \text{ mg Chl a.m}^{-2}$. However, like in 2010, November 2009 showed the highest biomass at the sandy flat of Groot Buitenschoor. That chlorophyll a concentration was higher than the ones at the same site in previous and following months.

Microphytobenthos concentration at the silty flat of Groot Buitenschoor showed an alternating pattern during the year. At the sandy flat, an alternating pattern is observed during winter and spring of 2010, but in summer and autumn that same year, biomass increased significantly towards autumn. The same pattern is detected at the flat of Boerenschans, while an opposite pattern of decreasing chlorophyll a concentration towards autumn is observed at the tidal flat of Ballooi. Phytobenthos biomass at Appels showed an alternating pattern as well, but with significant higher values in autumn. Extremely low concentrations were observed in June 2010. This does not correspond with low phytoplankton concentrations in the estuary.

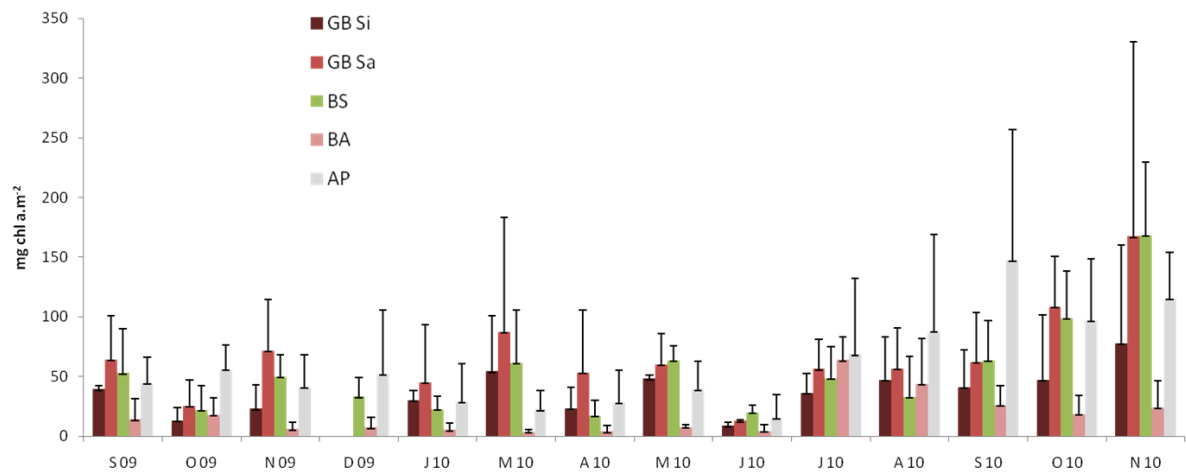


Figure 5.11: Average microphytobenthos biomass in mg chlorophyll a.m⁻² for each tidal flat sampled along the Scheldt estuary between September 2009 and November 2010.

At all intertidal flats, chlorophyll a concentration declined in general from the high water line to the low water line (figure 5.12) except for the concentrations at Boerenschans that are sometimes highest at the intermediate sampling point. 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 phytobenthos receives no light. Sediments near the low water line are also exposed to strong tidal currents which may result in losses of phytobenthos populations due to re-suspension.

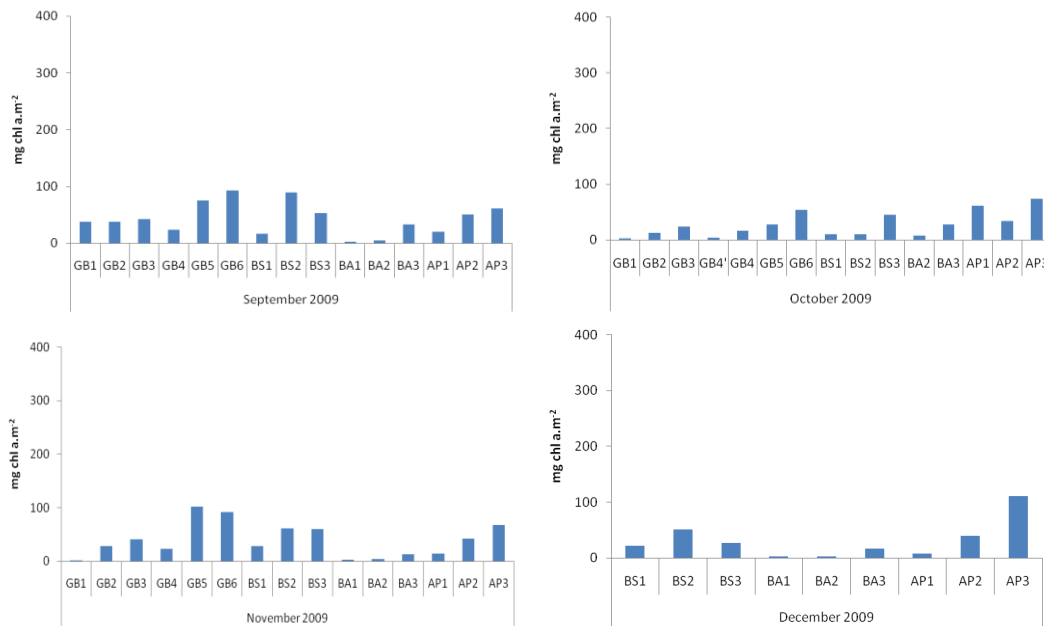


Figure 5.12: Spatial and temporal variability in phytobenthos biomass in mg Chl a.m⁻² along intertidal flats from the Scheldt estuary, sampled between September 2009 and November 2010. (GB: Groot Buitenschoor, BS: Boerenschans, BA: Ballooi, AP: Appels).

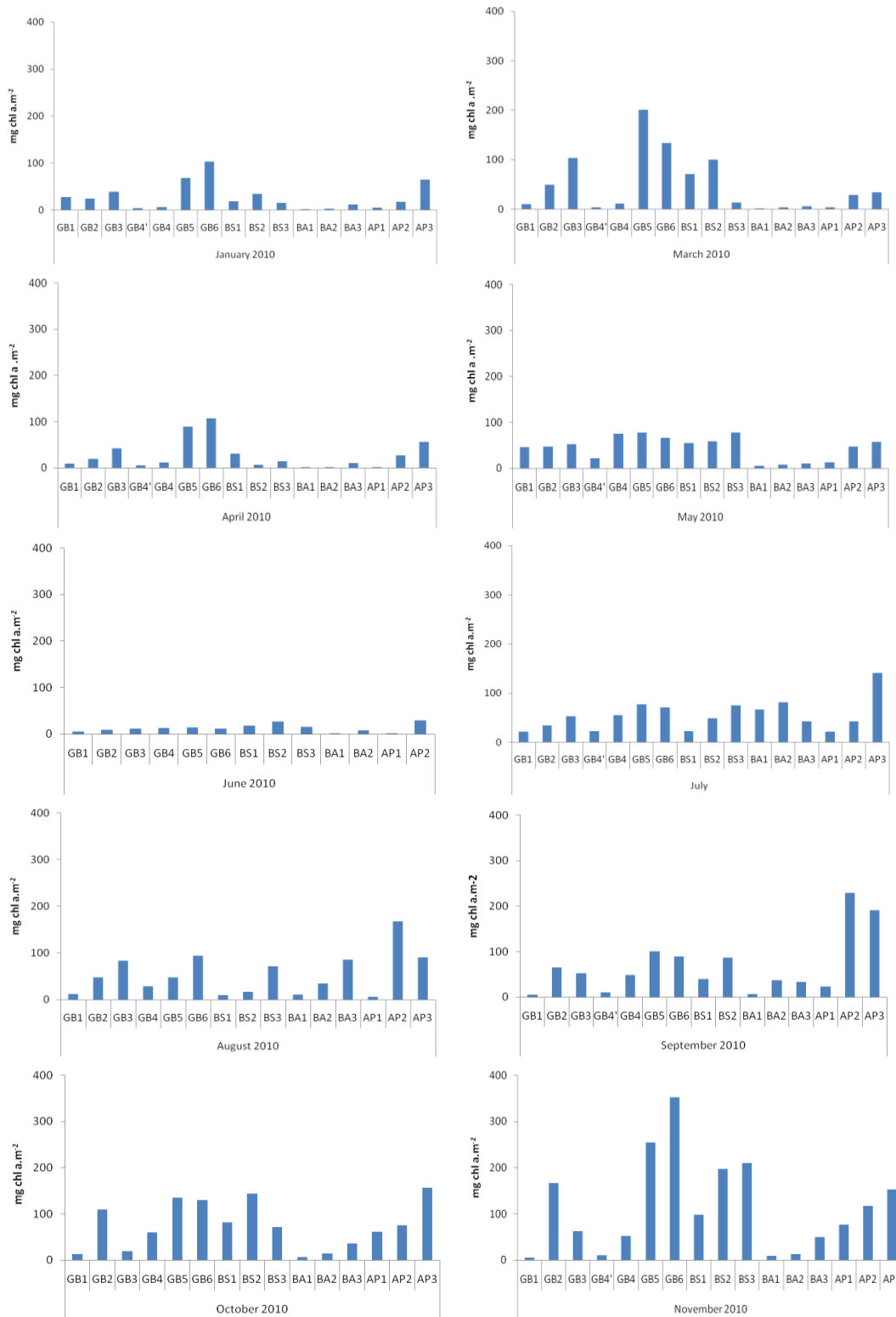


Figure 5.12 (continued): Spatial and temporal variability in phytoplankton biomass in mg chl a.m⁻² along intertidal flats from the Scheldt estuary, sampled between September 2009 and November 2010. (GB: Groot Buitenschoor, BS: Boerenschans, BA: Ballooi, AP: Appels).

5.2.3. Phytoplankton species composition

Pigment analysis revealed a dominance of fucoxanthin, which indicates a dominance of diatoms, in all samples (figure 5.13). Mainly the intertidal flats at Groot Buitenschoor contained rarely any

other pigment in significant concentrations. The dominance by diatoms is clearly seen in the field as brownish mats covering the surface. Pennate diatoms were dominant at these sampling sites.

Towards the freshwater zone, chlorophyll *b* and lutein gained importance, which indicates the presence of chlorophytes. These pigments became mainly important towards the high water line, where the light climate is better than at the low water line. Qualitative microscopic analysis also revealed the presence of euglenophytes at the freshwater tidal flats. Presence of chlorophytes and euglenophytes are clearly visible in the field as greenish mats covering the surface.

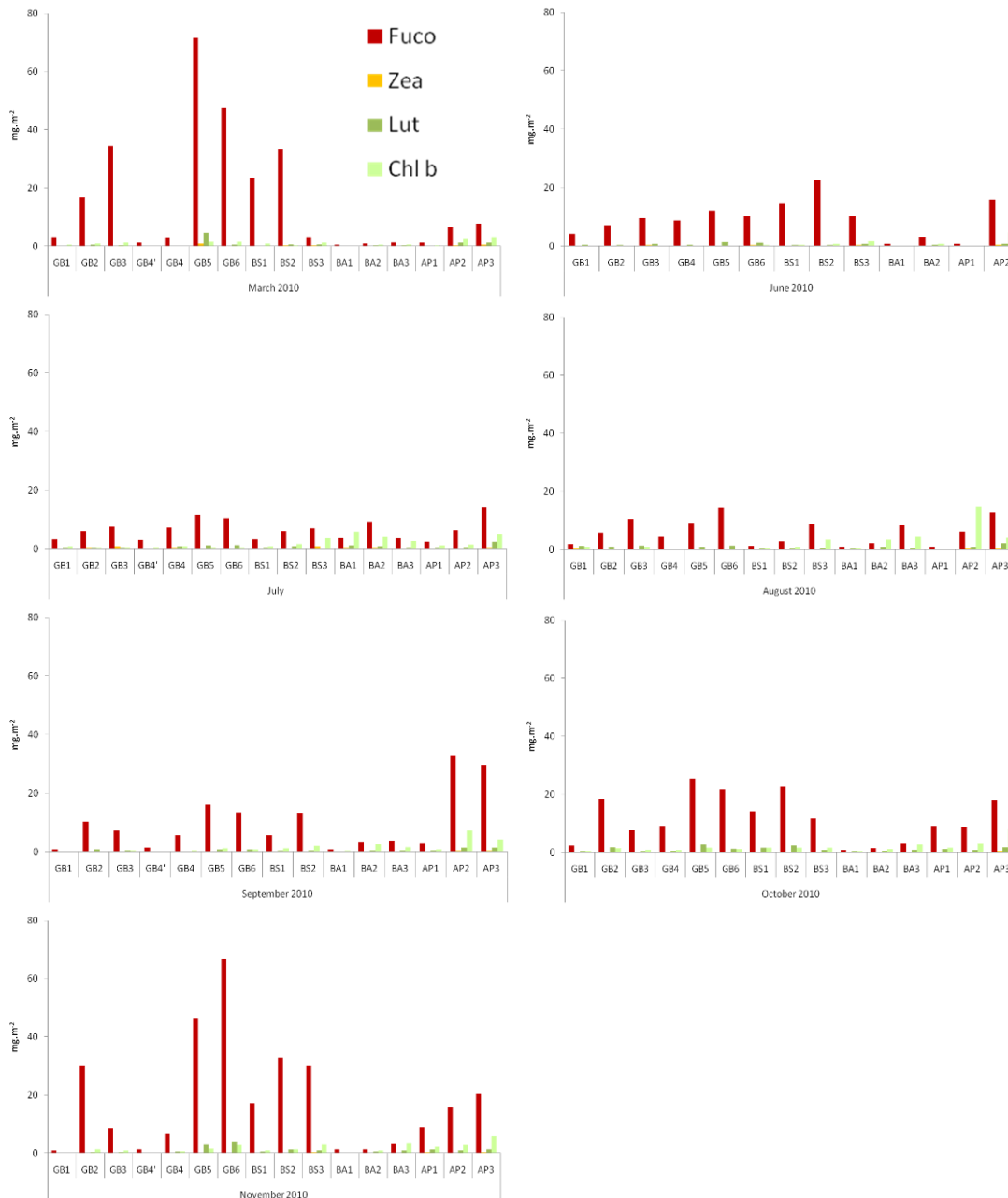


Figure 5.13: Spatial and temporal variability in phytobenthos pigment composition (in mg.m^{-2}) along intertidal flats from the Scheldt estuary, between March 2010 and November 2010. (GB: Groot Buitenschoor, BS: Boerenschans, BA: Ballooi, AP: Appels).

5.3. Future studies

Continued monitoring of species composition by microscopical counts at selected stations in the estuary and in the tributaries.

Continued monitoring of phytoplankton pigments by HPLC analyses.

Continued monitoring of the Scheldt tributaries (Bovenshelde, Dender, Durme, Zandvliet, Rupel, Nete, Dijle).

Continued monitoring of chlorophyll a during 13h measurements at Lippenbroek and in the estuary and the Rupel.

Continued monitoring of phytobenthos from the intertidal flats of the Scheldt estuary.

5.4. References

Hillebrand, H., C. Durselen, D. Kirschtel, U. Pollinger, T. Zohary (1999). Biovolume calculation for pelagic and benthic microalgae. *Journal of phycology* 35: 403-424.

Menden-Deuer, S. and E.J. Lessard (2000). Carbon to volume relationships for dinoflagellates, diatoms and other protist plankton. *Limnology and Oceanography* 45: 569-579.

Wright, S.W. and S.W. Jeffrey (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 6. Studie naar de primaire productie

Jacco Kromkamp
Jan Peene

Eindverslag voor deelstudie 5 (perceel 5), 2009-2010

NIOO-CEME
Postbus 140, Yerseke, Nederland
j.kromkamp@nioo.knaw.nl

Samenvatting

Er zijn aanzienlijke verschillen in fytoplankton biomassa en primaire productie tussen de verschillende locaties in de Schelde en zijn aanvoerende rivieren. In het algemeen neemt de primaire productie stroomopwaarts toe van af Antwerpen richting Gent. De fotosynthese parameters lijken vooral te variëren als een functie van de temperatuur, maar er bestaan significante verschillen tussen de stations. Veranderingen in chlorofyll verklaren een significant deel (86%) van de veranderingen in primaire productie. De rapportage periode is echter te kort om al grote conclusies te trekken.

Appendices

Appendix 1. Coëfficiënten van het multiple lineaire regressiemodel dat $P_{\max}^B$ als een functie van temperatuur en station beschrijft.

Appendix 2. Coëfficiënten van multiple lineaire regressiemodel dat α^B als een functie van temperatuur en station beschrijft.

6.1. Inleiding

Primaire productie is het proces waarbij algen CO_2 en nutriënten omzetten in nieuw celmateriaal. Zonlicht levert de hiervoor benodigde energie. De groei van algen wordt bepaald door “bottom-up” factoren zoals de beschikbaarheid van licht, nutriënten en temperatuur. Omdat het zeer onwaarschijnlijk is dat micronutriënten beperkend zijn, zal groeibeperking vooral plaatsvinden door een tekort aan macronutriënten: fosfaat, nitraat of ammonia of silicaat. Dit laatste nutriënt is een essentieel nutriënt voor diatomeeën, maar de andere groepen algen hebben hier geen behoefte aan. Colimitatie van verschillende nutriënten is mogelijk waarbij de ene soort/groep door een ander nutriënt beperkt kan worden dan een andere groep. Omdat de Schelde en Westerschelde troebele systemen zijn is ook licht vaak de beperkende factor. Merk op dat limiterende factoren hierboven benaderd zijn als een fysiologische limitatie (Blackman type limitatie) en niet als een limitatie die de maximale “yield” bepaalt (Liebig’s law of the minimum), zoals gebruikelijk in de landbouw. De reden hiervoor is dat de algenbiomassa zowel wordt bepaald door “bottom-up” factoren zoals hierboven beschreven, maar ook door “top-down” factoren als begrazing door schelpdieren en zoöplankton. Andere belangrijke verliesfactoren die de biomassa kunnen bepalen zijn sterfte (o.a. lysis door virusinfectie, een grote onbekende) en uitspoeling.

Omdat de turnovertime van het fytoplankton relatief kort is (enkele dagen) is de gemeten chlorofyl concentratie, een proxy voor biomassa, te beschouwen als de resultante van groei minus verliezen. Hierdoor is primaire productie een betere maat voor maximale draagkracht dan algenbiomassa (chlorofyl).

In dit eerste rapport wordt gerapporteerd over de resultaten tot dusver beschikbaar. De meeste data omvatten de periode juni 2009 – juli 2010. Recentere data ontbreken omdat de benodigde analyses nog niet zijn gedaan. Dit rapport bevat een beschrijving van de volgende parameters:

Een beschrijving van de variatie van de chlorophyl concentratie.

Een beschrijving van de fotosynthese parameters α^B and $P^B_{\max}$.

Een beschrijving van de dagelijkse primaire productie.

Een verslag van het verloop van fotosyntheseparameters gedurende een 13 uren meting uitgevoerd bij het Lippenbroek.

6.2. Materiaal en methoden

6.2.1. Staalname en locaties stations

De locatie van de bemonsterde stations is te zien in Fig. 6.1. De frequentie van de staalname varieerde van maandelijks in de periode september – februari en 2-maandelijks in het groeiseizoen (maart – augustus). Vanwege logistieke problemen en de tijd die nodig is om alle stations te bemonsteren (3 dagen) is het niet mogelijk om alle stalen in dezelfde fase van het getij te bemonsteren. De bemonstering van de stations Zandvliet (grens), Antwerpen, Hoboken en Temse werd vanaf de RV Luctor uitgevoerd. Een Sea-Bird 911plus CTD werd gebruikt (Sea-Bird Electronics, Inc) om de *in situ* temperatuur, zuurstofconcentratie en chlorofyl fluorescentie te meten. De lichtverzwakkingcoëfficiënt (k_d) in de waterkolom werd berekend door de lichtintensiteit in de waterkolom te meten op verschillende dieptes m.b.v. een Licor Li-192SB cosine lichtsensor, aangesloten op een LiCor LI-1400 datalogger, waarop een dieptesensor was aangesloten. Een tweede lichtsensor (LiCor-190 SA), geplaatst op het dak van de RV Luctor werd gebruikt om correcties mogelijk te maken indien de instraling fluctueert tijdens de meting. Stalen van de andere stations werden bewaard *in situ* in een koelbox en aan het eind van de vaartocht naar de RV Luctor vervoerd voor de meting van de primaire productie. De lichtverzwakkingscoëfficiënt van deze stations werden bepaald door University Libre de Bruxelles (ULB) (tot juni 2009). Vanaf november 2009 werden de metingen weer uitgevoerd door Álvaro Gonzalez (Vrije Universiteit Brussel, VUB).

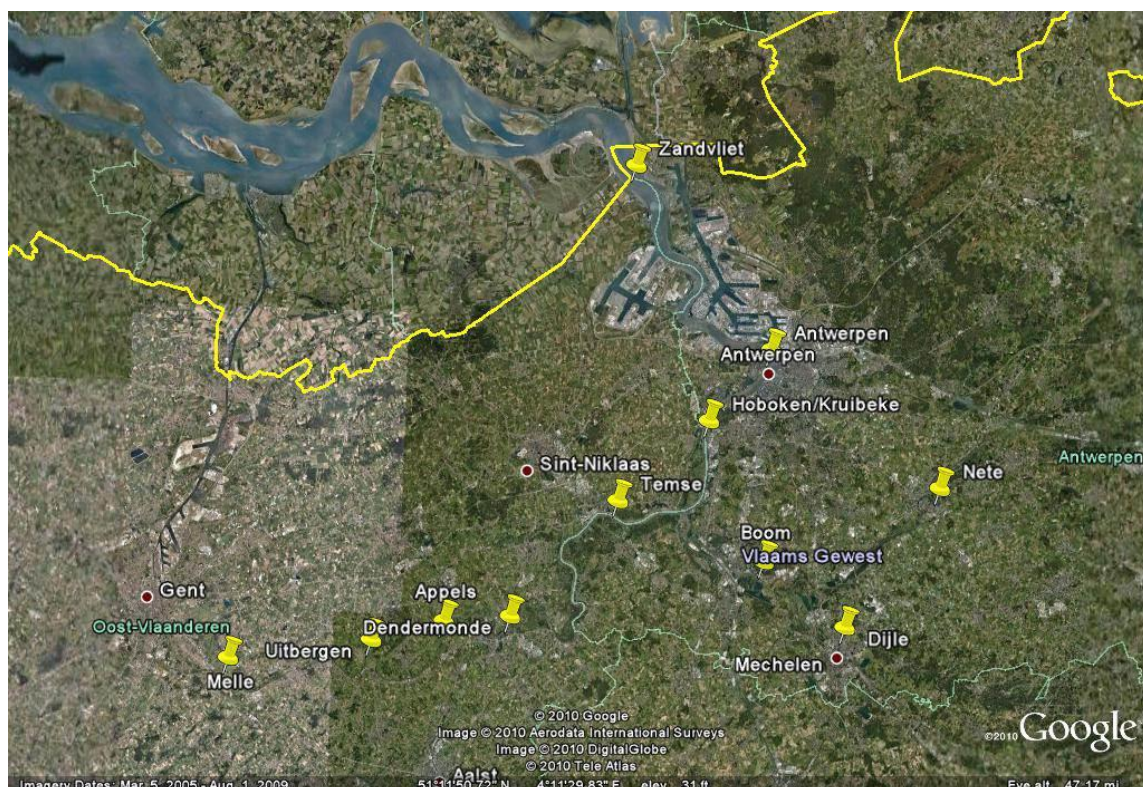


Fig. 6.1. Locatie van de bemonsterde stations.

Pigmentanalyse werd uitgevoerd via HPLC. De stalen van Grens (Zandvliet), Antwerpen, Kruibeke (Hoboken) en Temse werden geanalyseerd door het CEME. De overige analyses werden uitgevoerd door de Universiteit Gent.

6.2.2. Primaire productie metingen.

Van ieder staal werden 11 duplo's van 50 ml gedurende 2 uur geïncubeerd in een roterende incubator aan boord van de RV Luctor. 200 µl met 925 kBq ml⁻¹ NaH¹⁴CO₃ (Amersham) werd aan iedere staal toegevoegd voor de incubatie werd gestart. De lichtintensiteiten varieerden in 11 stappen van 0 tot 810 µmol photons m⁻² s⁻¹. Na afloop van de incubatie werden de stalen gefiltreerd over een 45 µm nitrocellulose filter, wat vervolgens 30 min in een HCl damp werd geplaatst om de niet gebonden H₂¹⁴CO₃²⁻ af te drijven. De fotosynthese lichtcurve (PE-curve) werd gefit naar het model van Eilers & Peeters (1988):

$$PB = I / (aI^2 + bI + c)$$

P_{max}^B , de maximum fotosynthese snelheid per mg chlorofyl a (Chl a, mg C (mg Chl a)⁻¹ h⁻¹) = $1 / (b + 2\sqrt{ac})$ en de fotosynthese efficiëntie (α^B , de initiële helling van de PE-curve, mg C (mg Chl a)⁻¹ h⁻¹) (µmol photons m⁻² s⁻¹)⁻¹ = $1/c$. $I_k (=P_{max}^B / \alpha^B)$ is een maat voor de lichtintensiteit (I) waarbij de fotosynthese overgaat van lichtbeperkt naar beperking in de donkerreacties (Calvin cyclus). De primaire productie werd berekend door de primaire productie in de gehele waterkolom voor ieder uur te berekenen. Hierbij werd aangenomen dat de fotosynthese parameters P_{max}^B , α^B en k_d niet varieerden gedurende de dag. Voor meer informatie zie Kromkamp and Peene (1995). De oppervlakte instraling werd continu gemeten op het dak van het CEME m.b.v. een Licor LI-190 SA sensor en de waarden werden omgezet in uurgemiddelden, die vervolgens werden gebruikt in de dagproductie berekeningen.

6.3. Resultaten

De periode waarover wordt gerapporteerd in dit 1^{ste} rapport betreft de periode juni 2009 t/m juni 2010. Helaas is de berekening van de primaire productie beperkt tot een kortere periode omdat gegevens over de lichtverzwakkingscoëfficiënt k_d over 2009 niet bekend zijn.

6.3.1. Jaargemiddelde chlorofyl a en fotosynthese gegevens: een vergelijking tussen de stations

Vanaf de grens tussen Nederland en Vlaanderen (stations Zandvliet, Zvl) tot station Hoboken variëren de (gewogen) jaar gemiddeldes voor biomassa van het fytoplankton tussen 16 en 12 mg Chl a m^{-3} . Daarna stijgt het Chl a gehalte stroomopwaarts richting Gent sterk. Van Temse naar Melle neemt de Chl a concentratie toe van 26 tot 117 mg m^{-3} . De zijrivieren hebben concentraties die variëren tussen de 17 (Boom) en 30 (Nete) mg Chl a m^{-3} .

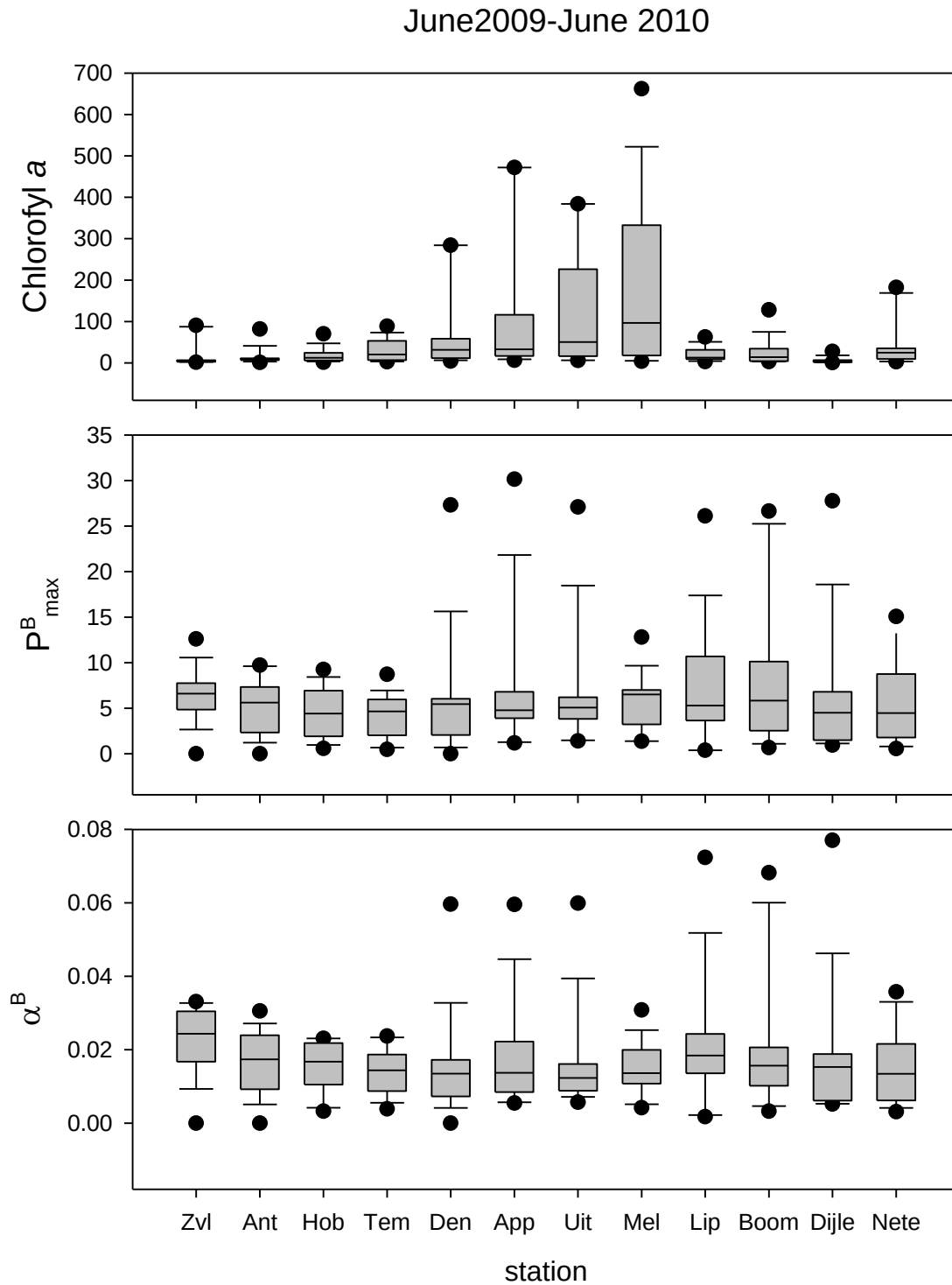


Fig. 6.2. Boxplots van Chl a ($\mu\text{g L}^{-1}$), $P^B_{\max}$ ($\text{mg C (mg Chl a)}^{-1} \text{h}^{-1}$) en α^B ($\text{mg C (mg Chl a)}^{-1} \text{h}^{-1}$) ($\mu\text{mol fotonen m}^{-2} \text{s}^{-1}$)⁻¹).

Het jaargemiddelde van $P^B_{\max}$, de maximale fotosynthese capaciteit varieert tussen de 3.6 (Temse) en 7.1 $\text{mg C (mg Chl a)}^{-1} \text{h}^{-1}$ (Fig. 2). De spreiding in α^B is wat groter dan in $P^B_{\max}$, en voor beide parameters geldt dat de hoogste gemiddelde jaarwaarden worden gevonden voor de stations Zandvliet en Boom (Tabel 6.1).

Tabel 6.1. Gewogen gemiddelden voor chl a en de fotosynthese parameters $P_{\max}^B$ en α^B

station	chl a	$P_{\max}^B$	α^B
Zandvliet	16.3	6.2	0.022
Antwerpen	12.1	4.4	0.014
Hoboken	14.5	4.1	0.014
Temse	25.8	3.6	0.013
Dendermonde	48.6	5.0	0.014
Appels	68.2	5.5	0.015
Uitbergen	85.1	5.3	0.014
Melle	117.0	5.3	0.015
Lippenbroek - estuaries	19.9	6.2	0.018
Boom	17.3	7.1	0.019
Dijle	23.2	5.2	0.015
Nete	29.7	4.7	0.014

6.3.2. Veranderingen in Chl a en fotosynthese parameters gedurende het seizoen

De fytoplanktonbloei viel niet voor ieder station op hetzelfde moment in het jaar (Fig. 6.3) . In de Zeeschelde bij Antwerpen en Zandvliet viel de maximum fytoplankton bloei eind mei, juni, terwijl de Chl a concentratie in Hoboken, Lippenbroek-estuaries en Temse in augustus 2009 werd waargenomen. In Boom, Dendermonde and Appels was Chl a maximaal in juli. In Dijle en Nete daarentegen viel de bloei weer vroeger, in juni. Sommige stations laten in beide jaren een fytoplankton bloei zien. Het feit dat dit niet in de meeste stations zichtbaar was, werd voornamelijk veroorzaakt doordat de bloei niet in ieder jaar op hetzelfde moment viel en daarmee buiten de getoonde meetperiode vielen.

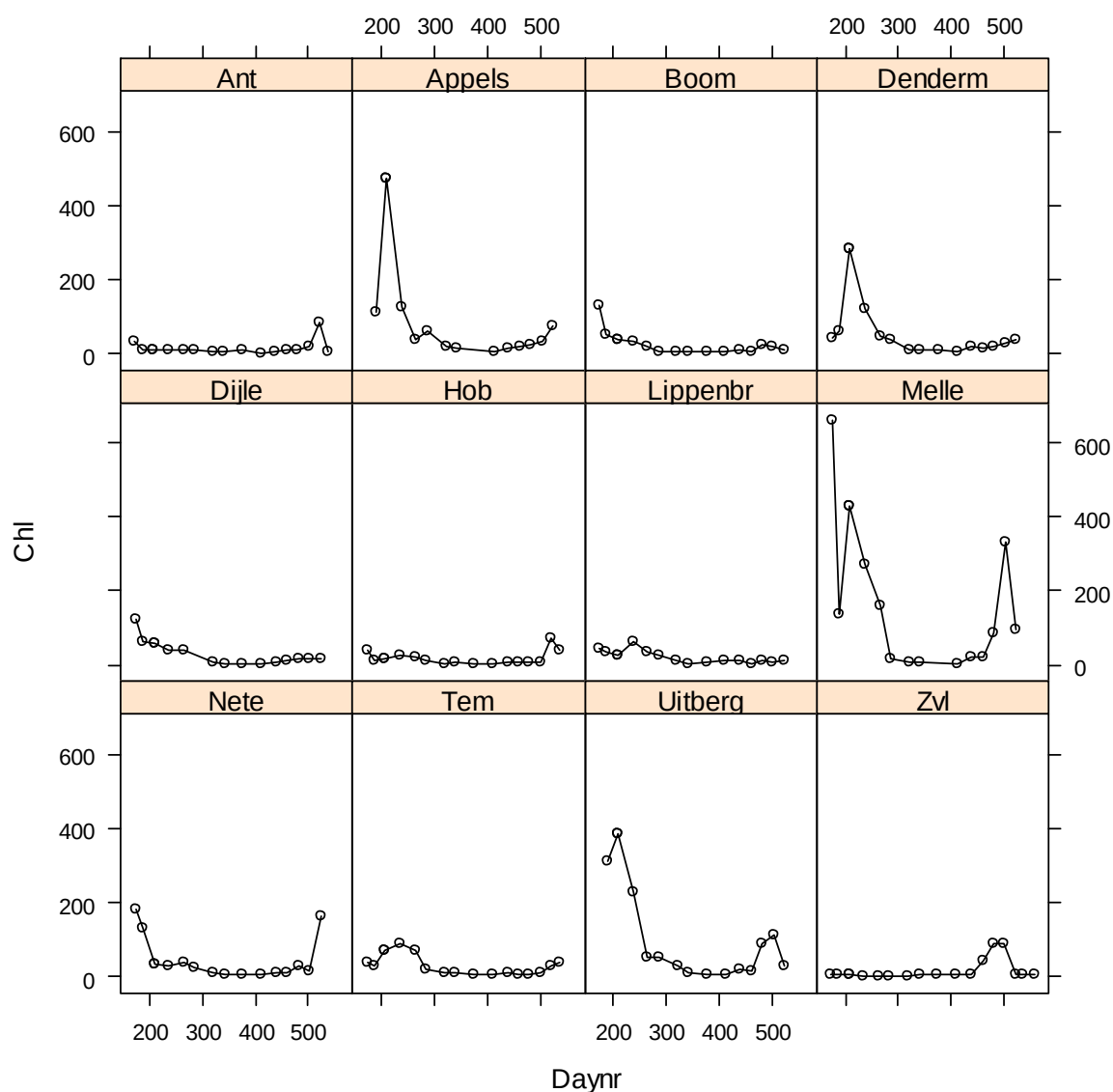


Fig. 6.3. Seizoenaal verloop in Chl a voor de verschillende stations.

De fotosynthese parameters $P_{\max}^B$ en α^B vertoonden zoals verwacht ook een seizoenaal patroon, met hoogste waarden in de zomer (niet getoond), waarschijnlijk een gevolg van de hogere temperaturen.

Fig. 6.4 laat een pairplot zien met de Pearson correlatie coëfficiënten. De hoogste correlatie wordt gevonden voor de relatie tussen $P_{\max}^B$ en α^B ($r=0.9$). Verder vertonen zoals verwacht $P_{\max}^B$, α^B en I_k een sterke relatie met temperatuur, die het sterkst is voor I_k . Om na te gaan of er een mogelijke interactie is met onbekende covariabelen (bijv. nutriënten concentraties of fytoplanktonsamenstelling) is een eenvoudig coplot gemaakt waarin de afhankelijkheid van fotosynthese parameters als functie van de temperatuur is afgebeeld per station. Als voorbeeld worden alleen de resultaten voor $P_{\max}^B$ getoond (Fig. 6.4).

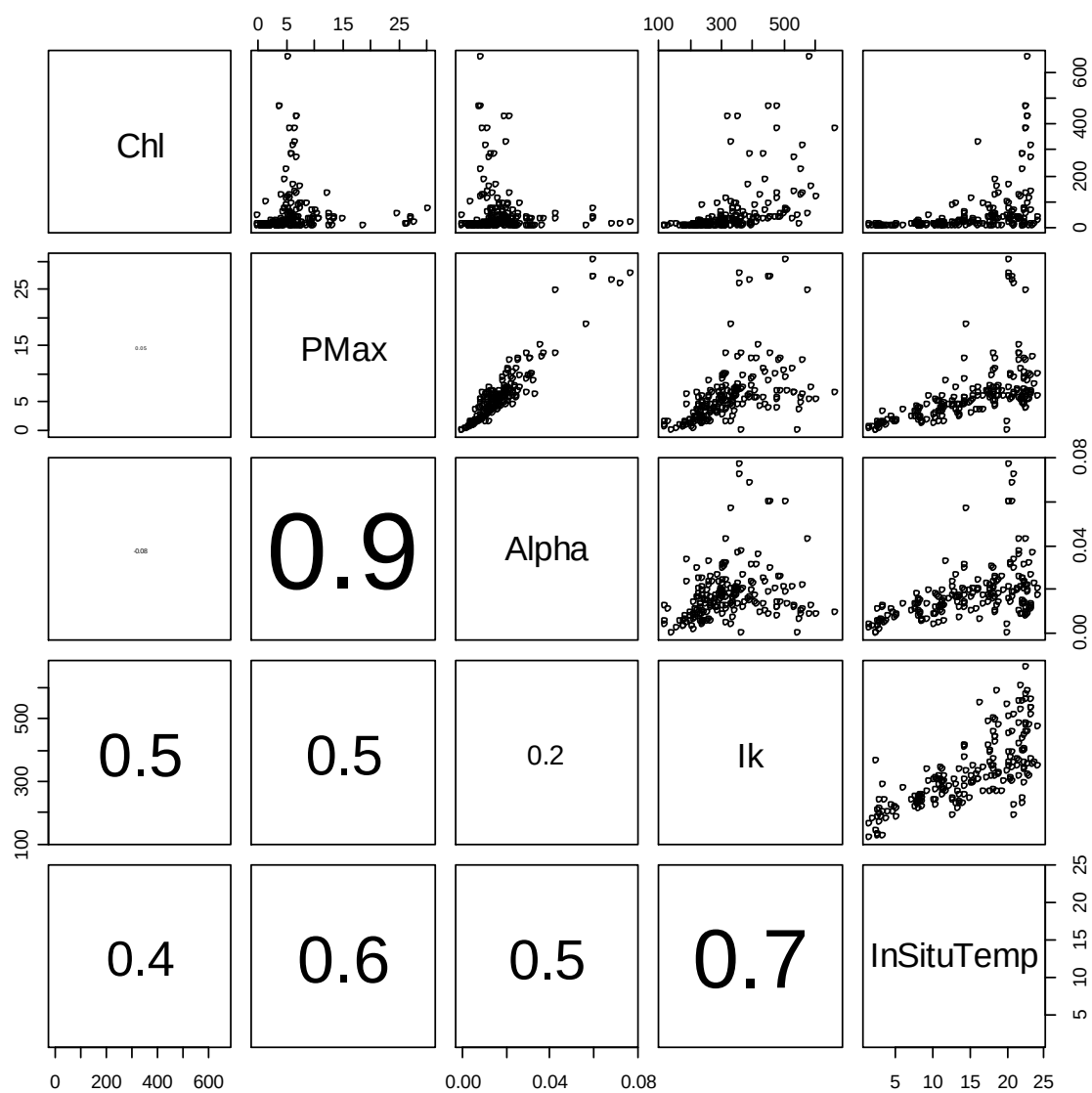


Fig. 6.4. Pairplot met in de bovenste diagonale helft de relatie tussen de geplote parameters en in de onderste diagonale helft de bijbehorende Pearson correlatiecoëfficiënten.

Uit Fig. 6.5 blijkt dat de meeste stations dezelfde respons vertonen, maar dat sommige stations een andere regressiecoëfficiënt lijken te vertonen. Dit is het duidelijkst voor de data van station Boom (3^{de} paneel van links op de onderste rij). Het lijkt waarschijnlijk dat dit voor een groot deel te wijten is aan mogelijke uitschieters, aangezien vrijwel alle waarden voor $P_{\max}^B$ kleiner zijn dan 15 mg C (mg Chl a)⁻¹ h⁻¹. Het lineair regressiemodel M3 met een interactieterm tussen $P_{\max}^B$ en station gaf de beste voorspelling en voldeed aan voorwaarden voor homogeniteit, normaliteit en onafhankelijkheid in de data. Er is daarom (een klein) effect van de stationslocatie op de relatie tussen $P_{\max}^B$ en temperatuur (anova, p-waarden voor intercept, slope en correctiefactor op slope (interactie) allen < 0.0001, zie appendix 1).

$$\begin{aligned}
 \text{M1:} & \quad P_{\max}^B = \alpha + \beta \cdot \text{Temp} \\
 \text{M2:} & \quad P_{\max}^B = \alpha + \beta \cdot \text{Temp} + \text{Station} : \text{Temp} \\
 \text{M3:} & \quad P_{\max}^B = \alpha + \beta \cdot \text{Temp} + \text{Station} : P_{\max}
 \end{aligned}$$

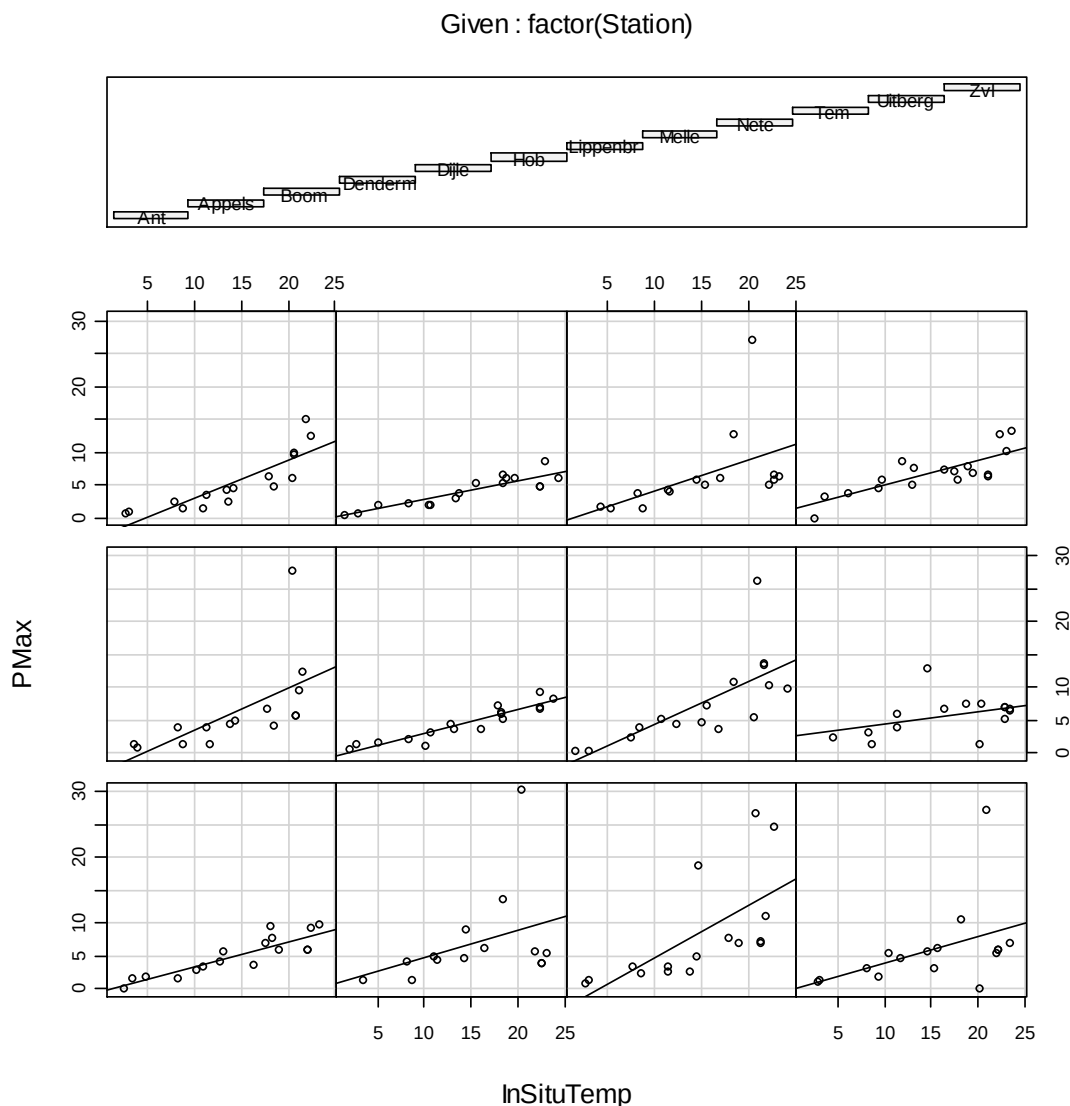


Fig. 6.5. Coplot waarin $P_{\max}^B$ (Y-as label) staat geplotted als een functie van de *in situ* temperatuur. De panels gaan van linksonder naar rechtsboven. Het toppaneel geeft de stationsnamen weer.

Voor de fotosynthese efficiëntie α^B werden dezelfde modellen beschreven, en analoog aan model M3 voldeed het model met een interactieterm tussen station en α^B het best. De resultaten hiervan staan in appendix 2 (ANOVA, $F=207$, $df=168$, $p < 0.001$, $r^2=0.96$).

6.3.3. Dagproducties

Vanwege het ontbreken van veel lichtverzwakkingscoëfficiënten (k_d) viel alleen voor de periode januari – juni 2010 de dagproductie te berekenen. Hierbij is de morfologie van de bekkens niet meegenomen omdat de kombergingsgegevens ontbreken. Echter, het verschil tussen de kolomproductie en de kombergproductie in de Westerschelde is verwaarloosbaar vanwege de hoge troebelheid van het systeem (Kromkamp, not published).

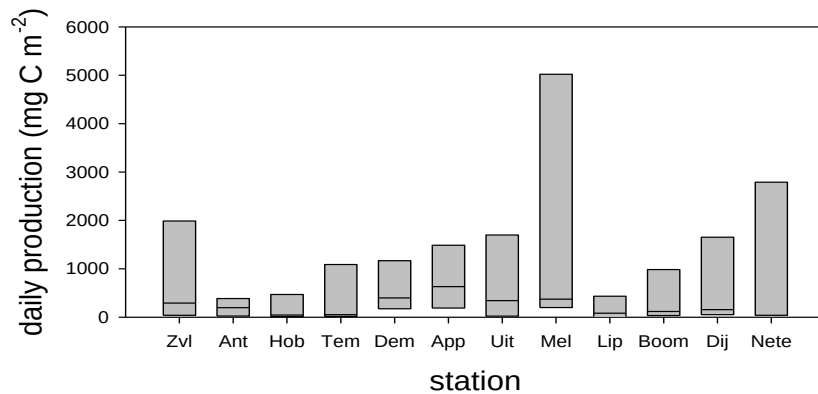


Fig. 6.6. Box plots van de variatie in primaire productie ($\text{mgC} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dag}^{-1}$).

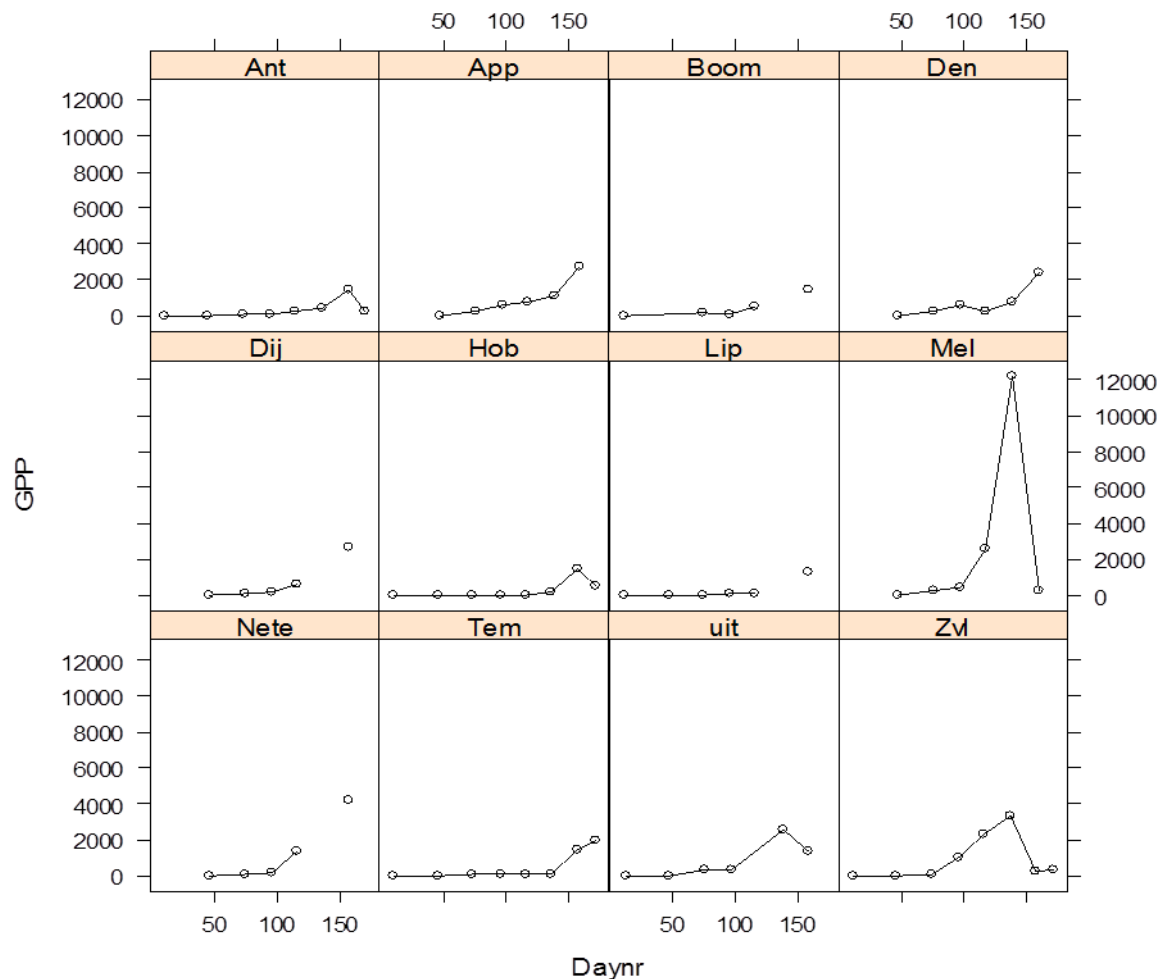


Fig. 6.7 Verloop in dagproductie voor de verschillende stations.

Duidelijk is dat er grote verschillen bestaan tussen de stations, die voornamelijk het gevolg zijn van de verschillen in fytoplanktonbiomassa (Fig. 6.6, 6.7): een lineaire regressie analyse laat zien dat variaties in de Chl a concentratie 86% van de variatie in de primaire productie verklaart (ANOVA, $F=475.2$, $df=75$, $p<0.0001$). Station Melle vertoon de hoogste dagproducties, zoals te verwachten omdat dat station ook de hoogste Chl a concentraties liet zien. Duidelijk is ook dat het maximum in de primaire productie later valt dan de hier beschreven periode (bijv. locatie

Appels, Dendermonde, Boom), terwijl voor andere locaties het maximum in de voorjaarsbloei al is bereikt (Melle, Uitbergen, Zandvliet).

6.3.4. 13-uurs metingen

Op 15, 16 en 17 juni zijn er 13 uursmetingen fotosynthese metingen uitgevoerd. Deze metingen werden gedaan m.b.v. een waterPAM (Walz GmbH, Effeltrich). Voor deze methode is gekozen omdat ze frequent en on-site konden worden uitgevoerd. Het uitvoeren van ^{14}C -metingen was logistiek onmogelijk. Het voornaamste doel was om te zien of er grote variaties zouden zitten in de fotosynthese eigenschappen. Als dit zo is, zou het de betrouwbaarheid van de dagproducties nadelig beïnvloeden, omdat die worden berekend onder de aanname dat de fotosynthese parameters (en k_d) niet variëren over de dag. Voor variaties in k_d wordt verwezen naar hoofdstuk 4. De PAM meet de kwantum efficiëntie van het fotosynthese proces via het meten van de fluorescentie van fotosysteem II (en is daarom een maat voor de activiteit van fotosysteem II (PSII)). Na adaptatie in het donker (15 minuten en correctie (blanco) voor eventuele fluorescentie van gefilterd water) kan de maximale efficiëntie gemeten worden als:

$$F_v/F_m = (F_m - F_o)/F_m$$

De effectieve kwantum efficiëntie wordt gemeten in het licht:

$$\Delta F/F_m' = (F_m' - F_o)/F_m'$$

Hierbij zijn F_o en F_m de minimale fluorescentie resp. maximale fluorescentie (gemeten na donker adaptatie). F_v/F_m is een maat voor de conditie van de algen. Algen met stress (zoals nutriëntlimitatie, blootstelling aan hoge lichtintensiteiten, herbiciden) zullen een verlaagde F_v/F_m vertonen ($<0.55-0.6$). Met een “rapid light curve”(RLC), wordt de relatie tussen de lichtintensiteit en de fotosyntheseactiviteit beschreven. Een RLC is dus vergelijkbaar met de fotosynthese licht (PI) curve:

$$rETR = \Delta F/F_m' \times I$$

waarbij $rETR$ het relatief elektronentransport is door PSII, en E de lichtintensiteit. Het is PSII elektronen transport is relatief omdat het uitgaat van het ingestraalde licht, niet van het geabsorbeerde licht. De RLC werd gefit met het model van Eilers and Peeters (1988) waarmee de parameters $rETR_{max}$ (de maximale PSII activiteit), α_{ETR} (de initiële helling van de RLC, dus de efficiëntie van de fotosynthese activiteit van PSII bij lage lichtintensiteiten) en I_{opt} , de lichtintensiteit waarbij $rETR_{max}$ wordt bereikt.

Duidelijk is dat de variatie gedurende dag in F_o (een proxy voor de fytoplankton biomassa) in Boom het grootst is (Fig. 6.8). De maximale kwantumefficiëntie F_v/F_m is het hoogst in Boom, en is significant hoger dan in de 2 andere stations (ANOVA, $p < 0.05$), die niet significant verschillen. De variatie in beide parameters is het duidelijkst als we de variatie over de dag plotten (Fig. 6.9).

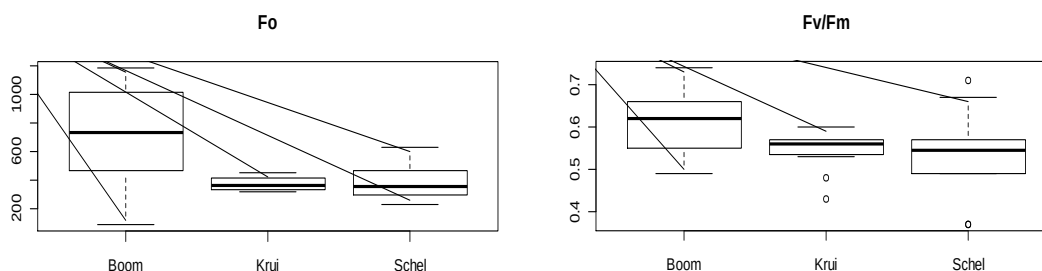


Fig. 6.8. Boxplots of F_0 (links) en F_v/F_m (rechts).

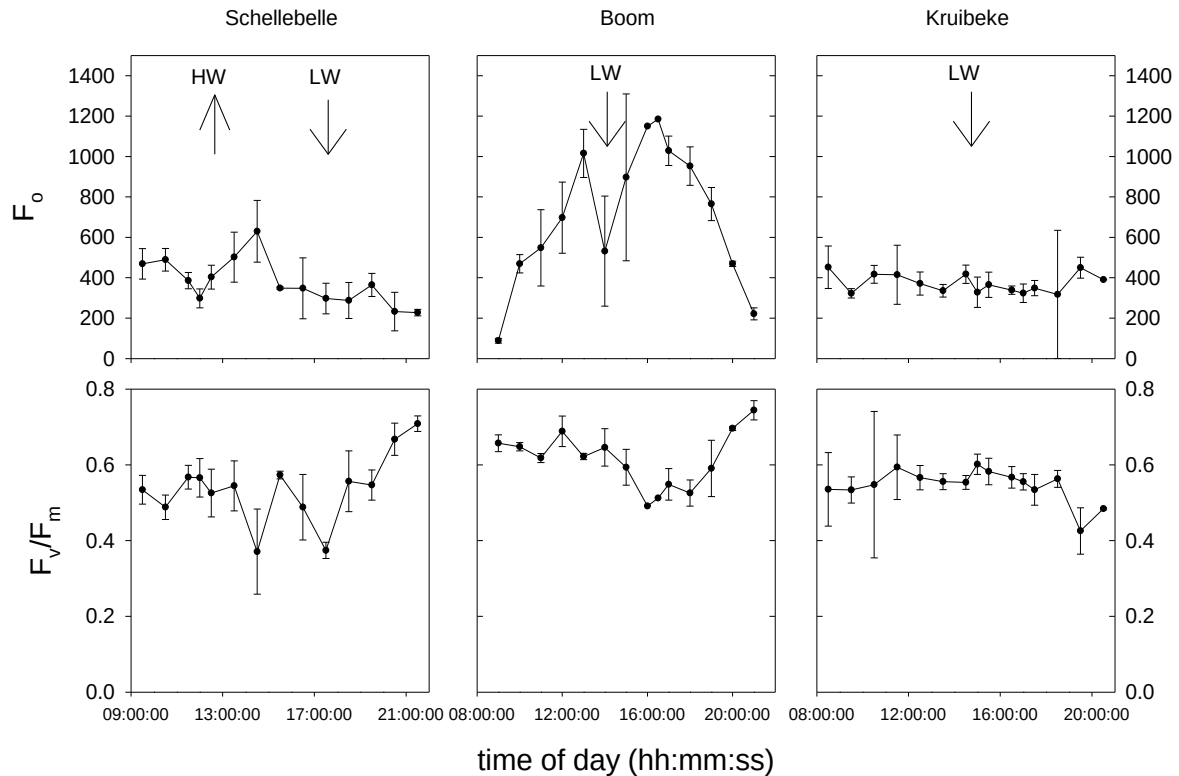


Fig. 6.9. Variatie in de minimale fluorescentie F_0 (een proxy voor de Chl a-concentratie) en de maximale fotosynthese efficiëntie van PSII (F_v/F_m).

In Schellebelle en Kruibeke lijken een duidelijk veranderingen in F_0 als gevolg van getijbeweging te ontbreken. De situatie in Boom is duidelijk anders. Richting laag water (LW) neemt de biomassa van het fytoplankton toe. Echter, op kentering, als de getijdenenergie duidelijk minder is, neemt F_0 tijdelijk af, waarschijnlijk het gevolg van bezinking.

De variatie in F_v/F_m tijdens de verschillende getijfasen is kleiner. Zowel in Schellebelle als in Boom lijkt het fytoplankton een kleine dip te vertonen in de middag. Bij Kruibeke lijkt F_v/F_m af te nemen in het begin van de avond.

De fotosynthese parameters $rETR_{max}$, α_{ETR} en I_{opt} vertonen weinig relatie met de verschillende getijfasen en de variaties zijn in het algemeen klein, vooral in Kruibeke. Alleen I_{opt} vertoont een omgekeerd patroon aan F_v/F_m , hetgeen er op lijkt dat er mogelijk een lichte foto-inhibitie van het fytoplankton plaatsvond.

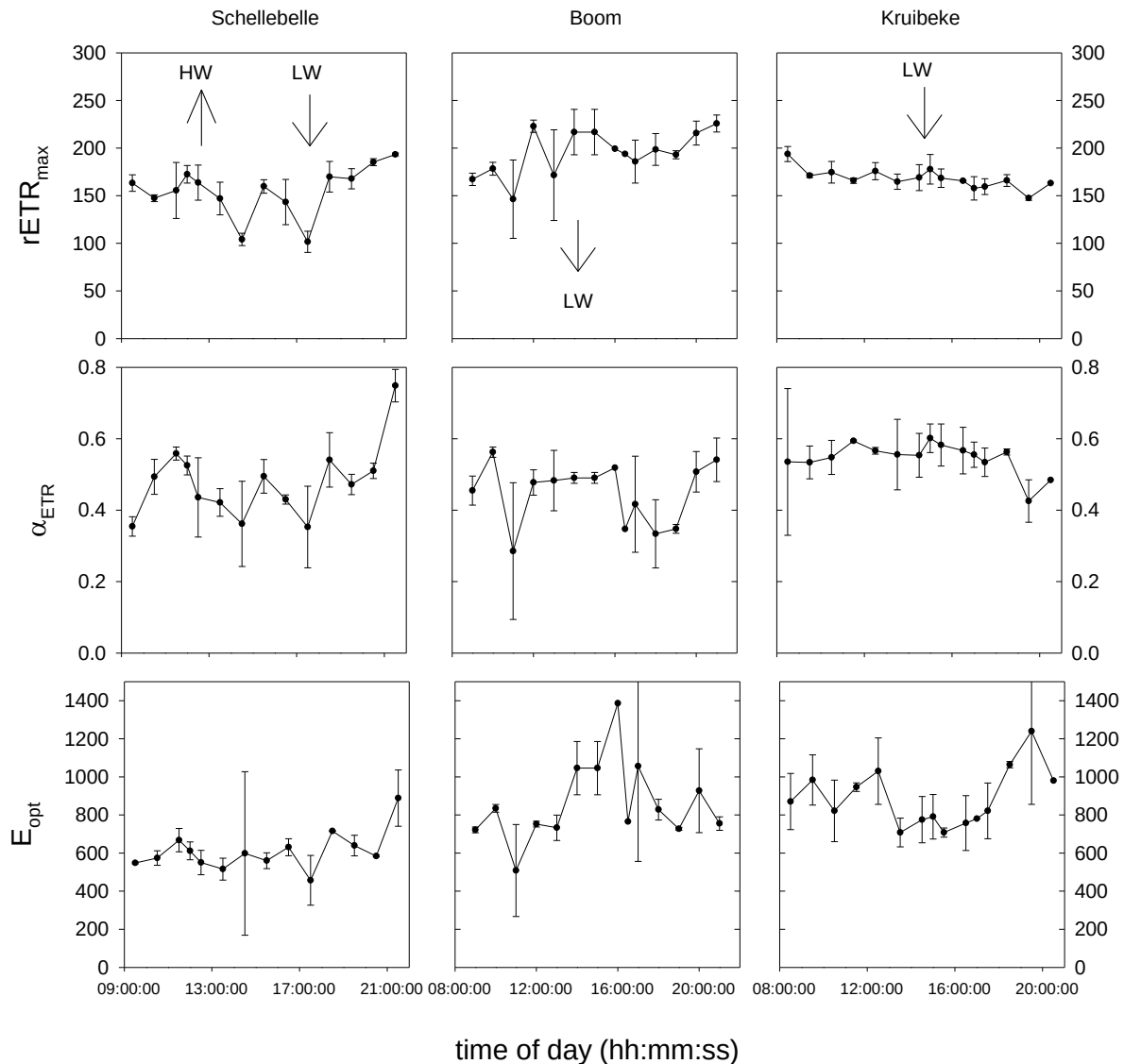


Fig. 10.10. Fotosyntheseparameters die de RLCs beschrijven.

Het effect van deze veranderingen in fotosyntheseparameters op de totale primaire productie zal vermoedelijk gering zijn. In een volgend rapport zal ook het effect van een veranderende k_d op de totale primaire productie van de waterkolom worden meegenomen.

6.4. Conclusies

Stroomopwaarts vanaf Antwerpen richting Gent neemt de fytoplanktonbiomassa toe. Aangezien de veranderingen in primaire productie vooral een gevolg lijken te zijn van de biomassa (veranderingen in Chl a concentratie verklaren 86% van de variatie in primaire productie) neemt de primaire productie in de Schelde dus ook richting Gent toe. De primaire productie nabij de grens is aanzienlijk hoger, en dit wordt deels verklaard door het feit dat de voorjaarspiek in de meetperiode zit, terwijl de piek in biomassa en productie voor sommige van de andere stations buiten de periode valt waarover gerapporteerd wordt. Er moet dus niet al te veel waarde gehecht worden aan de patronen, hier is een heel jaar voor nodig. De primaire productie in de toevoerende rivieren varieert ook aanzienlijk, en hangt deels af van de beperkte periode waarover data beschikbaar is.

Het valt aan te bevelen voor de volgende rapportage de gevonden relaties opnieuw te testen. Opvallend is dat primaire productie vooral afhangt van de Chl a concentratie en dat er dus weinig interactie lijkt te zijn met nutriënten. Omdat er geen nutriënt gegevens zijn gebruikt in deze rapportage (vooral omdat de periode te kort is om een zinvolle analyse te doen) is dit een punt van aandacht voor de volgende rapportage.

6.5. Referenties

Eilers PHC, Peeters JCH. 1988. A model for the relationship between light intensity and the rate of photosynthesis in phytoplankton. *Ecological Modelling*. 42: 199-215.

Kromkamp J, Peene J. 1995. possibility of net phytoplankton primary production in the turbid Schelde Estuary (SW Netherlands). *Marine Ecology-Progress Series* 121: 249-259.

Appendix 1. Coëfficiënten van het multiple lineaire regressiemodel dat $P_{\max}^B$ als een functie van temperatuur en station beschrijft.

Formulering:

$$P_{\max}^B = 4.11 + \text{factor}(\text{station}) + \text{Temperatuur} \times 0.06329 \times \text{Pmax:factor}(\text{Station})$$

Coefficients:

	Estimate	Std.Error	Voor Antwerp en zijn beide factoren 1.
(Intercept)	4.11356	0.27852	
InSituTemp	0.06329	0.01278	
factor(Station)Appels	-4.95202	0.38606	
factor(Station)Boom	-4.75959	0.37773	
factor(Station)Denderm	-4.88949	0.36535	
factor(Station)Dijle	-4.80344	0.37588	
factor(Station)Hob	-4.31759	0.49158	
factor(Station)Lippenbr	-4.68998	0.40378	
factor(Station)Melle	-4.83978	0.53988	
factor(Station)Nete	-4.57884	0.4177	
factor(Station)Tem	-4.32138	0.50103	
factor(Station)Uitberg	-4.86451	0.38569	
factor(Station)Zvl	-4.32418	0.5567	
PMax:factor(Station)Appels	0.98023	0.03283	
PMax:factor(Station)Boom	0.96667	0.02813	
PMax:factor(Station)Denderm	0.9708	0.03571	
PMax:factor(Station)Dijle	0.9645	0.03494	
PMax:factor(Station)Hob	0.84646	0.08562	
PMax:factor(Station)Lippenbr	0.95059	0.0358	
PMax:factor(Station)Melle	0.94237	0.07915	
PMax:factor(Station)Nete	0.91856	0.05411	
PMax:factor(Station)Tem	0.82425	0.09952	
PMax:factor(Station)Uitberg	0.96851	0.03687	
PMax:factor(Station)Zvl	0.89145	0.07002	

Appendix 2. Coëfficiënten van multiple lineaire regressiemodel dat α^B als een functie van temperatuur en station beschrijft.

Formulering:

$$\alpha^B = 0.014 + \text{factor}(\text{station}) + \text{Temperatuur} \times 0.000137 \times \text{alpha:factor}(\text{Station})$$

Voor Antwerpen zijn beide factoren 1.

Coefficients:

	Estimate	Std. Error
(Intercept)	0.014	0.001
InSituTemp	0.000137	0.000
factor(Station)Appels	-0.016	0.001
factor(Station)Boom	-0.016	0.001
factor(Station)Denderm	-0.016	0.001
factor(Station)Dijle	-0.016	0.001
factor(Station)Hob	-0.015	0.002
factor(Station)Lippenbr	-0.016	0.001
factor(Station)Melle	-0.017	0.002
factor(Station)Nete	-0.015	0.001
factor(Station)Tem	-0.015	0.002
factor(Station)Uitberg	-0.016	0.001
factor(Station)Zvl	-0.014	0.002
Alpha:factor(Station)Appels	0.987	0.048
Alpha:factor(Station)Boom	0.973	0.035
Alpha:factor(Station)Denderm	0.979	0.048
Alpha:factor(Station)Dijle	0.975	0.038
Alpha:factor(Station)Hob	0.880	0.096
Alpha:factor(Station)Lippenbr	0.964	0.038
Alpha:factor(Station)Melle	0.988	0.094
Alpha:factor(Station)Nete	0.932	0.063
Alpha:factor(Station)Tem	0.869	0.108
Alpha:factor(Station)Uitberg	0.980	0.050
Alpha:factor(Station)Zvl	0.914	0.067

Hoofdstuk 7. Micro- en mesozooplankton

M. Tackx
B. Mialet
F Azémar
C. Sossou
J. Gouzou
N. Toumi

Eindverslag voor deelstudie 6 (perceel 6), periode 2009- 2010

EcoLab – Laboratoire Ecologie Fonctionnelle et Environnement – UMR 5245 (CNRS-UPS-INPT) Bât. 4R1 31062 Toulouse cedex 9 (France)

Email : tackx@cict.fr

Samenvatting

De maandelijkse staalnames voor micro – en mesozooplankton werden voortgezet gedurende 2010, inclusief de twee- wekelijkse staalnames gedurende het groeiseizoen, in overeenkomst met de MONEOS richtlijnen.

Naast de microscopische analyse van de stalen werd in 2010 aandacht besteed aan de analyse van de lange termijnreeks van de crustaceën (copepoden en cladoceren) in het zoöplankton. De bedoeling was na te gaan of, sinds de aanvang van de OMES monitoring, veranderingen in de zoöplankton samenstelling, abundantie en spatio-temporele distributie zijn waargenomen, en of deze gerelateerd zijn aan de verbeterende waterkwaliteit.

Gedurende de periode 1996–2009 werden belangrijke veranderingen in de spatio- temporele distributie van het zoöplankton vastgesteld. Sinds 2007 hebben calanoïde copepoden, voorheen voornamelijk in het brakwater transect waargenomen, de bulk van hun populatie verplaatst naar het zoetwatertraject (saliniteit < 0.5 psu). Ze bereiken er veel hogere abundanties dan ooit waargenomen tijdens de OMES studie. Tegelijkertijd nemen de cyclopides copepoden, oorspronkelijk dominant in het zoetwatergebied, sterk in abundantie af. Cladoceren daarentegen, eveneens typisch voor het zoetwatertraject, zijn niet in abundantie gewijzigd. Multivariate RDA analyse toont aan dat variabiliteit in de spatiotemporele abundantie van calanoiden voornamelijk gerelateerd is aan omgevingsvariabelen die de waterkwaliteit weergeven, zoals bv. zuurstof- en NH_4^+ concentratie. Voor de distributie van cyclopiden en cladoceren daarentegen blijkt vooral chloriniteit en Chlorofyl a concentratie van belang.

Deze resultaten tonen aan dat de zoöplanktonpopulatie duidelijk reageert op de waterkwaliteitsverbetering in de Schelde. Het vervangen van de cyclopiden populatie door een dominantie van calanoiden opent een aantal vragen over de biologische interacties op gang gebracht door de stroomopwaartse migratie van calanoiden. Ook het trofisch functioneren van het systeem zou hierdoor kunnen wijzigen.

Summary

During 2010, monthly sampling for micro – and mesozooplankton was continued, including bi-weekly samplings during the growth season, in concordance to the MONEOS stipulations. Besides the analysis of the samples, much effort was put during 2010 in the analysis of the long term trend in crustacean zooplankton (copepoda and cladocera). The aim was to verify if, since the start of the OMES monitoring any changes in zooplankton composition, abundance or spatio –temporal distribution have occurred, and if these could be related to the improving water quality. During the 1996–2009 study period, important changes were observed in the zooplankton community composition and spatial distribution. From 2007 onwards,

calanoids, previously mainly found in the brackish water reach of the estuary (salinity > 0.5 psu), moved the bulk of their population to the freshwater (salinity < 0.5 psu), where they reached higher abundances than previously observed. Simultaneously, cyclopoid populations strongly decreased in freshwater while cladocerans did not change their abundance, except during years with high chlorophyll *a* concentrations. Redundancy analyses (RDA) showed that the variability within the calanoid population responds positively to an improvement in water quality. Variability within the cyclopoids and cladoceran community is mainly explained by chlorinity and chlorophyll *a* concentrations. Their presence in the most polluted upstream area up till 2007 suggests they are more tolerant to poor water quality than calanoids. These results show that the zooplankton community clearly responds to the on-going water quality improvement in the Scheldt. The replacement of cyclopoid populations by calanoid populations in the freshwater reach opens a number of questions about biological interactions brought about by the upstream migration of calanoids. Also the trophic functioning of the systems could be influenced.

7.1. 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 Scheldt 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.

At present disposing of a 14 years database on zooplankton in the brackish water-fresh water stretch of the Scheldt, we are now able to analyse the response of the zooplankton community to the restoration of the Scheldt estuary.

7.2. Material and Methods

7.2.1. Sampling microzooplankton

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

15 OMES monitoring stations (Grens; Boei 87, km57), Antwerpen, (km 78,5), Kruibeke (km 88), Temse (km 97,5) Lippenbroek (km 11), Dendermonde (km 121,5), Uitbergen (km 140), Melle (km 155), 3 stations in the Rupel —catchment Rupel (Boom), Beneden Nete and Dijle (estuaries)— and four boundaries Bovenschelde, Dender, Durme and Haven (Zandvlietsluis) were sampled monthly. During the growth season, samplings were carried out bi-weekly.

For microzooplankton, a 2 litres sub-sample of the < 50 µm filtrate available from sampling for mesozooplankton (see further) is used. The 2 litres sample is filtered through 20 µm, and the retained microzooplankton anaesthetized with a carbonated solution and finally fixed in 4% formalin.

7.2.2. Analysis microzooplankton

Determination is carried out at species level as far as possible. The analysis of the microzooplankton fraction is limited to Rotifera. The main references used are: Ruttner-Kolisko, 1972; Pontin, 1978; Koste, 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 M. Tackx et al., 2004a.

7.2.3. Sampling and analysis mesozooplankton

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

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

7.2.4. Analysis of the long-term zooplankton data-series in the Scheldt

Spatio-temporal trends in the zooplankton community, and their relationships to some environmental factors (BOD_5 , Chl a, Cl, $\text{NH}_4^+\text{-N}$, $\text{NO}_3^-\text{-N}$, $\text{NO}_2^-\text{-N}$, $\text{PO}_4\text{-P}$, O_2 , pH, SPM, T, Q) were analyzed using multivariate statistics. For the sampling and quantification of the environmental variables. The environmental factors used are known to be important in structuring the Scheldt zooplankton community (M. Tackx et al., 2004b), and most of them have changed in recent years. Taxa abundance data were $\log(x + 1)$ transformed prior to multivariate analysis to obtain a normal distribution. The data contained 1184 samples, 24 taxa and 12 environmental factors.

The CANOCO software package, version 4.5 (Cajo J. F. ter Braak, 1987; Cajo J. F. ter Braak, 1994) was used. The modality of the environmental factors was first analyzed by a Detrended Correspondence Analysis (DCA), using detrending by segments and downweighting for rare species. As the total inertia observed was less than 2.6, a predominance of linear species response curves could be expected. So a Principal Components Analysis (PCA) was used to investigate the relationships among environmental factors (C.J.F. ter Braak et al., 2002). Then the same DCA for the taxa distribution was performed. As for the environmental factors, the total inertia observed was less than 2.6, and so a redundancy analysis (RDA) was used to investigate the relationships between environmental factors and taxa composition. Forward selection of variables was used to select those most closely associated with the spatio-temporal structure of the zooplankton taxa, and to quantify their relative importance. The statistical significance was tested with Monte Carlo permutation tests (499 unrestricted permutations) ($P < 0.05$) and a Bonferroni correction for multiple test was applied. The minimum model so obtained explains the distribution without co-linear extra fitting. For each analysis, the variance explanation of each environmental variable (marginal effect), and their additional variance explained when included in the model (conditional effect) (C.J.F. ter Braak et al., 2002) were also shown.

Non parametrical tests and boxplot graphs were performed with Statistica 6 (version 6.0; Statsoft Inc., Tulsa, USA).

7.3. Results

7.3.1. Changes in zooplankton distribution during the 1996–2009 study period

The evolution of the abundance of planktonic taxa considered is shown in Fig. 7.1 and in Fig. 7.2. Few crustaceans were observed in the brackish water zone, except calanoids. Between 1996 and 2006, *E. affinis* was observed mainly downstream of km 98.5 and during spring, in varying abundance, with a mean of 610 ind m^{-3} over the year. *E. affinis* was occasionally found in

freshwater, in relative low abundances. Its freshwater abundance increased significantly from 1996 to 2009, especially from 2007 onwards. This increase was associated with an upstream spreading of populations up to km 155 (Fig. 7.5). Moreover, *E. affinis* is now present also during summer.

Other calanoids essentially followed the same evolution as *E. affinis* (Fig. 7.1). Between 1996 and 2006, they were found mainly in freshwater water during winter (*Eudiaptomus gracilis*) and in brackish water during summer (*Acartia tonsa*) in relatively low abundance (Fig. 7.1), with a mean of 130 ind m⁻³ (Fig. 7.6). From 2007 to 2008, an important increase in abundance (Fig. 7.2) and a spreading toward the upstream reach (Fig. 7.1) were observed. However, they were found in very low abundance in the study area during 2009 (Fig. 7.2).

Cyclopoids were typically observed in the freshwater zone upstream from km 98.5 (Fig. 7.1, notice the spatial scale is inversed for clarity reasons), mainly during late spring and summer. They occurred in varying abundance with a mean of 3390 ind m⁻³ between 1996 and 2006 (Fig. 7.2). Their freshwater abundance decreased significantly from 1996 to 2009 (Fig. 7.2), especially from 2007 onwards. No spatial shift was observed for these taxa (Fig. 7.1).

As the cyclopoids, cladocerans also essentially inhabited the freshwater reach, upstream of km 98.5, mainly during late spring and summer (Fig. 7.1). Along the study period, their freshwater mean abundance was around 5000 ind m⁻³. A marked period of high abundance occurred in the freshwater zone between 2003 and 2005, with a mean abundance of 28 600 ind m⁻³ (Fig. 7.2), reaching maximum abundance in 2004.

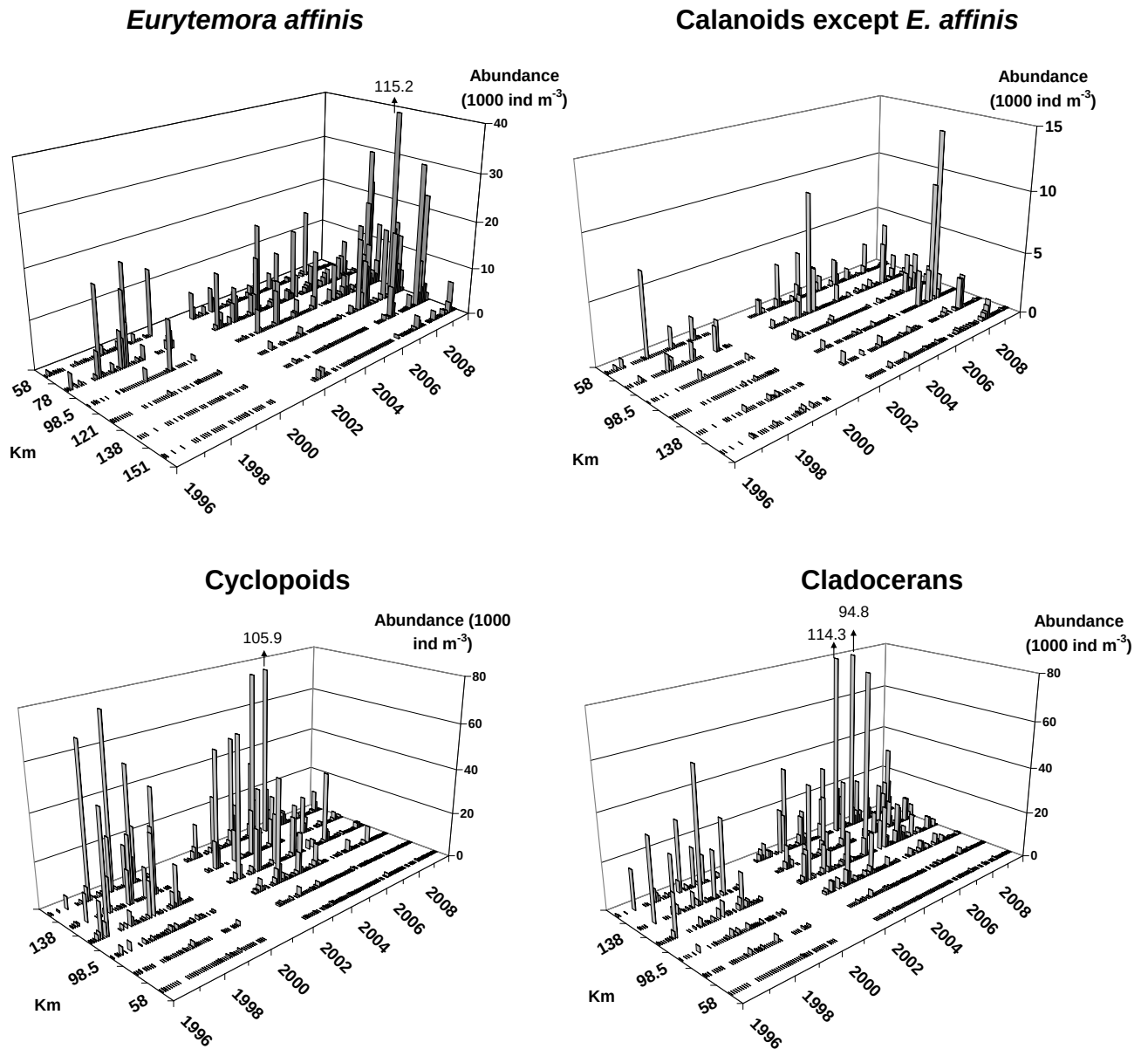


Fig. 7.1. Evolution of spatial and temporal distribution of abundance (monthly values for each station) of planktonic crustaceans in the Scheldt estuary, from 1996 to 2009: *Eurytemora affinis* adults (a), other calanoids adults (b), cyclopoids adults (c) and cladocerans adults (d). Spatial scale is inversed for freshwater species (cyclopoids and cladocerans).

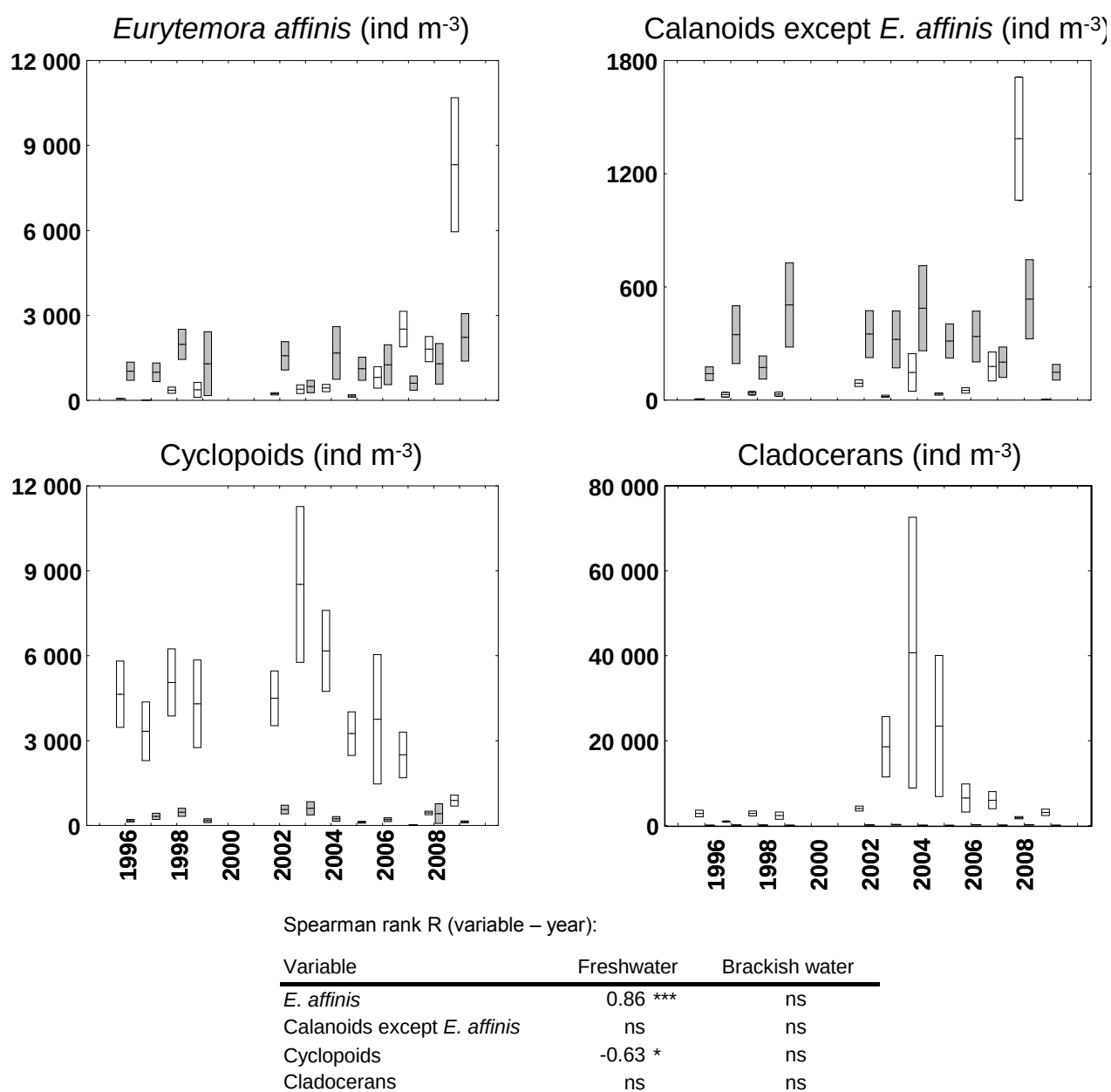


Fig. 7.2. Evolution of the abundance of planktonic crustaceans in the Scheldt estuary, with annual mean values (lines) and standard errors (whiskers), in the brackish water part (salinity > 0.5, grey boxes) and in the freshwater part (salinity < 0.5, blank boxes). The result of a Spearman rank test for tendencies with time for both zones (*: $p < 0.05$; ***: $p < 0.001$; ns: non significant) are given below the figure.

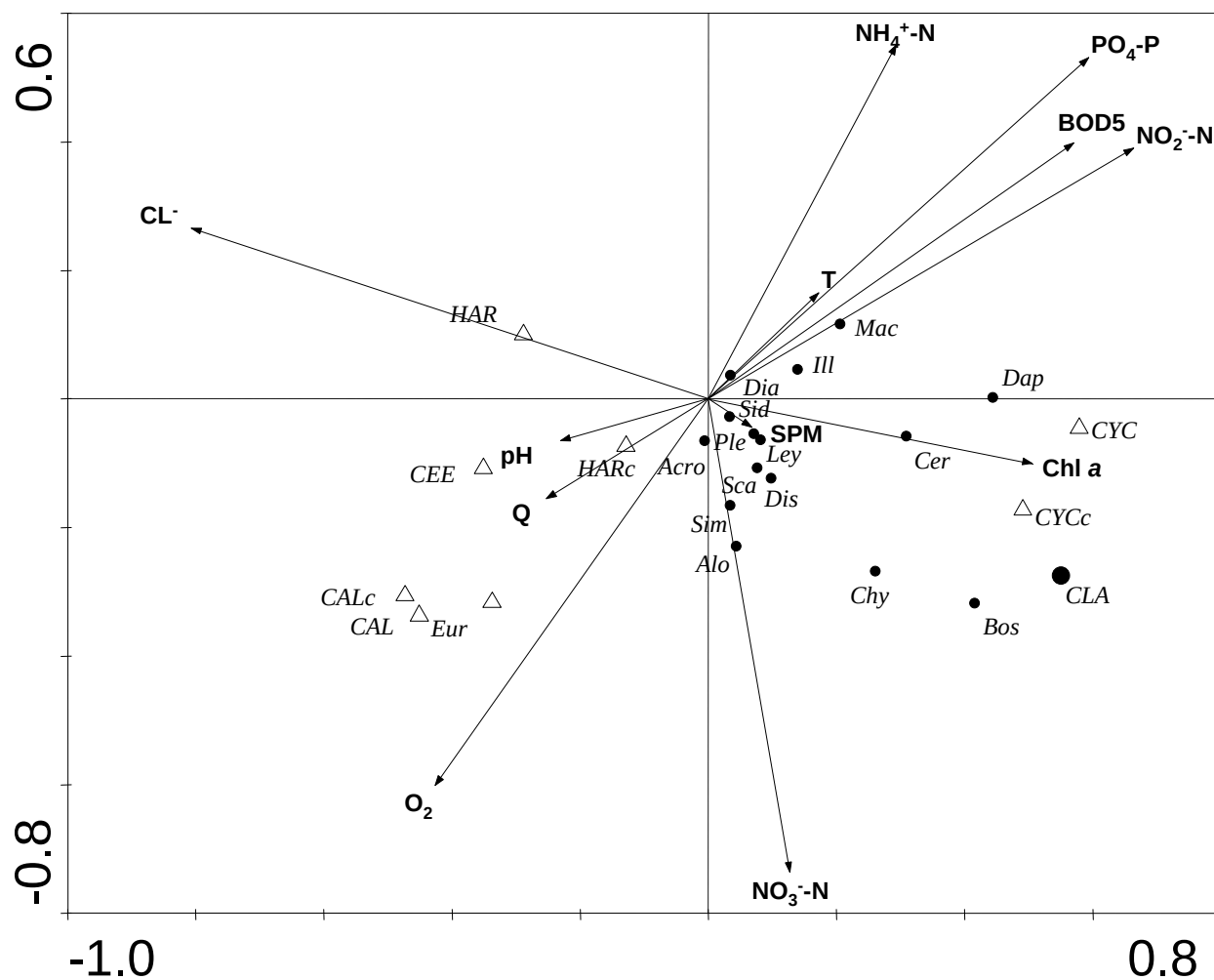
7.3.2. Interactions between zooplankton community and water quality

The first RDA analysis, using all environmental factors, explained 27.5 % of the total variance in the taxa distribution (Fig. 7.2). The taxa ordination was first explained by Cl^- (Tab 7.1a) then by factors representing organic pollution (NO_2^- -N, PO_4 -P, NH_4 -N, BOD_5). Other factors seemed to play a minor role.

The biplot shows a typical estuarine setting, with *E. affinis* and other calanoids placed in the left hand side, negatively correlated with factors representing organic pollution (see above) and positively correlated with Cl^- and O_2 concentrations (Fig. 7. 3). Cyclopoids are placed on the right-hand zone, negatively correlated with Cl^- and positively correlated with Chl a concentration. Total

cladocerans showed the same correlations than cyclopoids, but genera showed various affinities, with some taxa more correlated with T (*Illyocryptus*, *Macrothrix*), than others. NO_2^- -N, PO_4^- -P, NH_4^- -N, BOD_5 are typical for the freshwater area, where water quality is worse than in the brackish part of the estuary and Chl a concentrations are higher (Fig. 7.2). They were also associated with temperature, typically at maximum values during summer months. Harpacticoids adults seem correlated with Cl. As they were observed in few numbers, essentially in the brackish water part, we chose to not show results of a RDA based on this taxa (11.4 % of the variance explained). Rare cladocerans genera and harpacticoids copepodites are located in the centre of the diagram, with no particular affinities with environmental variables.

RDA analysis performed with freshwater and brackish water data separately, gave essentially the same associations between taxa and environmental factors.



Cladocerans	
Alo	<i>Alona</i> sp
Acro	<i>Acroperus</i> sp
Bos	<i>Bosmina</i> sp
Cer	<i>Ceriodaphnia</i> sp
Chy	<i>Chydorus</i> sp
Dap	<i>Daphnia</i> sp
Dia	<i>Diaphanosoma</i> sp
Dis	<i>Disparalona</i> sp
Ill	<i>Illyocryptus</i> sp
Ley	<i>Leydigia</i> sp
Mac	<i>Macrothrix</i> sp
Ple	<i>Pleuroxus</i> sp
Sca	<i>Scapholeberis</i> sp
Sid	<i>Sida</i> sp
Sim	<i>Simocephalus</i> sp
CLA	Total cladocerans adults

Copepods	
Eur	<i>Eurytemora affinis</i>
CEE	Calanoids except <i>E. affinis</i>
CAL	Total calanoids adults
CYC	Total cyclopoids adults
HAR	Total harpacticids
CALc	Calanoids copepodits
CYCc	Cyclopoids copepodits
HARC	Harpacticids copepodits

Axes	1	2	3	4
Eigenvalues	0.189	0.059	0.012	0.005
Sum of all canonical eigenvalues: 0.275				

Fig. 7.3. RDA biplots axis 1 & 2, showing the distribution of planktonic crustaceans (blank triangles: copepods; black circles: cladocerans) in the Scheldt estuary, as a function of the environmental factors. See text for the abbreviations of the environmental factors. Taxa CAL and CLA, as they already include several taxa, were added as supplementary data after the analysis.

Table 7.1. Variance in the zooplankton abundance explained by the environmental factors in different RDA analysis.

a) RDA with all taxa

Marginal effects		Conditionnal effects	
Variable	Lambda1	Variable	LambdaA
Cl ⁻	0.13	Cl ⁻	0.13
NO ₂ ⁻ -N	0.09	PO ₄ -P	0.05
PO ₄ -P	0.08	NO ₂ ⁻ -N	0.03
BOD5	0.07	NH ₄ ⁺ -N	0.02
O ₂	0.06	O ₂	0.01
Chl a	0.05	Chl a	0.01
NH ₄ ⁺ -N	0.04	pH	0.01
NO ₃ ⁻ -N	0.04	NO ₃ ⁻ -N	0.01
Q	0.02	SPM	0.01
T	0.02	T	0
pH	0.01	BOD5	0
SPM	0	Q	0

Sum of all canonical eigenvalues : 0.275

b) RDA with only taxa EUR, CEE, CALc

Marginal effects		Conditionnal effects	
Variable	Lambda1	Variable	LambdaA
PO ₄ -P	0.15	PO ₄ -P	0.15
NO ₂ ⁻ -N	0.14	O ₂	0.04
BOD5	0.12	Cl ⁻	0.03
O ₂	0.11	NO ₂ ⁻ -N	0.02
NH ₄ ⁺ -N	0.09	T	0.01
Cl ⁻	0.09	Chl a	0.01
Chl a	0.03	Q	0.01
pH	0.02	BOD5	0
NO ₃ ⁻ -N	0.02	pH	0
Q	0.02	NO ₃ ⁻ -N	0
T	0.01	NH ₄ ⁺ -N	0
SPM	0	SPM	0

Sum of all canonical eigenvalues : 0.271

c) RDA with only taxa CLA, CYC, CYCc

Marginal effects		Conditionnal effects	
Variable	Lambda1	Variable	LambdaA
Cl ⁻	0.22	Cl ⁻	0.22
Chl a	0.1	Chl a	0.05
NO ₂ ⁻ -N	0.09	NH ₄ ⁺ -N	0.02
BOD5	0.06	PO ₄ -P	0.02
PO ₄ -P	0.05	NO ₂ ⁻ -N	0.01
NO ₃ ⁻ -N	0.04	O ₂	0.01
O ₂	0.03	NO ₃ ⁻ -N	0.01
Q	0.02	T	0.01
T	0.02	Q	0
NH ₄ ⁺ -N	0.01	SPM	0
SPM	0.01	pH	0
pH	0	BOD5	0

Sum of all canonical eigenvalues : 0.355

Two additional RDA analyses have been specifically performed for brackish water and freshwater groups (Table 7.1b, c). The first one (Table 7.1b) explained 27.1 percent of the total variance of all calanoids adults and copepodits. Their distribution is almost exclusively negatively correlated to factors associated with water quality (Table 7.1b and Fig. 7.7). Other factors, including Cl^- , seem not to be very explicative (see conditional effects). The second analysis (Table 7.1c) explained 35.5 % of the variance of cladocerans, cyclopoids adults and copepodits. The distribution of these freshwater species was mainly explained by Cl^- then by Chl a (Table 7.1c) with a positive correlation with Chl a (Fig. 7.3).

As can be seen from Fig. 7.3, during the study period, the abundance of cladocerans in freshwater followed the same pattern as chlorophyll a concentration. Fig. 7.4 shows an increase in mean annual cladoceran abundance with mean annual chlorophyll a concentration (spearman rank test $p < 0.001$). This increase was particularly strong from $100 \mu\text{g l}^{-1}$ onwards.

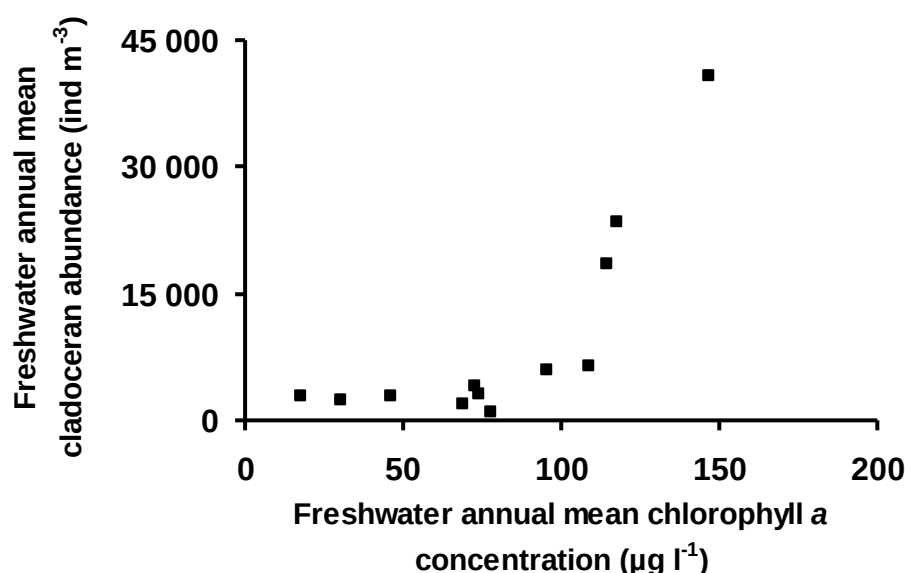


Fig. 7.4. Relation between annual mean cladoceran abundance and chlorophyll a concentration in the freshwater part of the Scheldt estuary.

7.4. Discussion

7.4.1. Effect of environmental changes on the zooplankton community

The use of a 14 year monitoring database allows us to analyse the association of the earlier mentioned improvement of water quality to the evolution of the zooplankton community. Important changes in the abundance and spatial distribution of the dominant mesozooplankton groups have clearly occurred in freshwater during the study period. For *E. affinis* and other calanoids, most strong changes have occurred from around 2007 onwards. For cyclopoids a gradual decrease in abundance occurred from 2003 onwards, while cladocerans reached very high abundances between 2003 and 2005.

Even with a Bonferroni correction, all the environmental factors considered contributed significantly to explain the distribution of crustaceans in the Scheldt. The dataset shows the

colinearity of environmental factors, typical for an estuarine gradient situation. This is well shown by differences between marginal and conditional effects (Table 7.1): after having taken into account the variance explained by the first factors (Cl⁻ for Table 7.1a and 7.1c; PO₄-P for Table 7.1b), the variance explained by following factors is considerably reduced in the conditional effect. In the present study, after the salinity, environmental factors associated with water quality (NO₂⁻-N, PO₄-P, NH₄⁺-N, BOD₅ and O₂) are the dominant factors which explain the ordination of crustacean taxa (Table 7.1a). Contrarily to the strong seasonal influence reported by Soetaert and Van Rijswijk (1993) and Tackx et al. (2004b), in this long term study, factors such as T and Chl a, as seasonal and food availability proxies, seem to be less important than water quality (Table 7.1a). No obvious strong influence of the water quality on the taxa distribution was mentioned in above cited studies. However, the fact that these studies were run before the major physicochemical changes which occurred in the estuary, noticed by Van Damme et al. (2005), has to be considered. This suggests that improving water quality played an important role in determining living conditions of zooplankton taxa in the Scheldt estuary.

Considering the RDA analyses on calanoids, cyclopoids and cladocerans separately (Table 7.1b, c), the marginal effect of the environmental factors showed that the distribution of calanoids is strongly affected by water quality. The distribution of cyclopoids and cladocerans is mainly explained by Chl a in addition to Cl⁻ and not by other factors associated with water quality. Their strongest abundances were found the same years (2003–2005) as the strongest phytoplankton blooms (Fig. 7.2 & 3). The fact that cladoceran mean annual abundance increases with Chl a concentration, especially from 100 µg l⁻¹ onwards (Fig. 7.4), suggests a potential threshold effect of the phytoplankton availability on the cladoceran abundance. In Chilean lakes, De los Rios and Soto (2007) have also shown a strong response of daphnid abundance to eutrophication.

The strong reduction of cyclopoid abundance in the brackish water is probably due to their decrease in freshwater reaches, which limited their expansion in downstream direction. Indeed, for the 1996 (M. Tackx et al., 2004b) and 2002 samples, cyclopoids copepods that were present in the brackish zone almost always belonged to the dominant freshwater species *Cyclops vicinus vicinus* and *Acanthocyclops trajani*.

Among the copepods, *Eurytemora affinis* shows the most spectacular displacement. This calanoid is known to be typical of the brackish–freshwater transition zone in European estuaries (Sautour et al., 1995). In the Scheldt, previous studies have noticed the absence of *E. affinis* from the freshwater–brackish water fringe and upstream reaches during the Sixties (De Pauw, 1973) and the late Eighties (Soetaert et al., 1993). This was explained by the very bad water quality in this salinity range, situated around the highly polluted zone of Antwerp (Fig. 7.1). First observations of the copepod there occurred in the middle of the Nineties and this population shift was attributed to the improving oxygen concentrations (Appeltans et al., 2003). Since 1996 (Fig. 7.1a) *E. affinis* is regularly abundant around Antwerp (km 78.5) and as such well settled in the same salinity range as in other European temperate estuaries (Sautour et al., 1995). Between 2001 and 2006, *E. affinis* was sporadically observed in the upstream freshwater part of the estuary (Fig. 7.1). From 2007 onwards, these occasional occurrences have switched to a consistent high abundance of *E. affinis* in the freshwater area. *E. affinis* reaches now very high abundance with maxima (155 000 ind m⁻³) comparable with those of freshwater stretch of the Seine estuary (Mouny et al., 2002). In the Gironde and in the Ems, maximal freshwater abundances were inferior to 20 000 ind m⁻³ (Sautour et al., 1995). Other calanoids, although much less abundant, have also increased substantially in the freshwater reach in 2007–2009. Thus, since its water quality has improved, the freshwater part of the Scheldt estuary seems to have become a suitable area for calanoids. However, in the last 3 years, the increase in calanoid abundance in the freshwater area is spectacular. Is this a sporadic boom or a real trend? Mialet et al. (2010), using Scheldt spring data

on *E. affinis* between 1996 and 2007, have shown that *E. affinis* can occur in the upstream freshwater stretch (salinity > 0.5) when mean upstream O₂ concentration is > 4 mg l⁻¹ and the minimum O₂ concentration, which is always observed around the middle of the estuary, is > 1.3 mg l⁻¹. A possible explanation to the abrupt invasion of the freshwater reach by *E. affinis* (and other calanoids) since 2007 could be that environmental conditions are since then steadily above limit level. Indeed, verifying the 2007–2009 spring data shows that conditions are permissive over the entire study zone for *E. affinis* upstream expansion during 91 % of the monthly sampling campaigns, while during 1996–2006, this was only the case in 56 % of the campaigns. It remains to be investigated if this recent apparent acceleration in the water quality in the Scheldt estuary is related to the start-up of the purification plant built in Brussels, aimed at reducing organic loads reaching the Scheldt through the Rupel tributary (Van Damme et al., 2005).

Tackx et al. (2003) have shown that *E. affinis* is capable of selecting phytoplankton among the detritus-dominated suspended matter in the Scheldt estuary, and can satisfy its nutritional demands by its phytoplankton ingestion solely. It is thus unlikely, that the higher phytoplankton concentration in the freshwater stretch than in the brackish water (Fig. 7.3), have acted as an incentive for *E. affinis*'s move to the freshwater, or that *E. affinis* really profited from better feeding conditions in this area. Moreover, chlorophyll a concentration in the freshwater zone is decreasing since 2004. Considering the above, the improving water quality (strong reduction of NH₄⁺-N, and BOD₅, increase in O₂ concentration) seems the most likely cause of the shift of *E. affinis* from the brackish water to the upstream freshwater Scheldt.

Previous studies suggested that some *E. affinis* populations which originally live in brackish water environments could adapt to freshwater in only few generations (Lee et al., 2003. Lee 1999) also showed that in the past century, *E. affinis* brackish populations invaded freshwater reaches, in European systems as well as in North American and in Asian ones, in a short time range. But factors responsible for these invasions were not clearly identified. It would be interesting to make an inventory of water quality changes in these *Eurytemora* invaded systems.

7.4.2. Potential effect of biotic interactions on zooplankton community

The shift of calanoids toward upstream is concomitant with a quasi-complete disappearance of cyclopoids from this area. This suggests that cyclopoids, which appear to be less sensitive to poor water quality (Table 7.1c), were able to live there as long as calanoids were not. Once water quality in the freshwater stretch became permissive for calanoids, they rapidly became dominant. To our knowledge, there is no literature comparison of the salinity, pollutant or oxygen concentration tolerance for calanoids, cyclopoids or cladocerans.

As it is difficult to imagine that improving water quality has a negative effect on cyclopoids, a likely explanation is that calanoids reduced cyclopoid abundance by either competition or predation. Using long term (8 months) enclosure experiments with (1) lake calanoids only, (2) cyclopoids only and (3) a mix of both, Soto and Hurlbert (1991) showed that interactions between these two groups are very complex, and both direct and indirect. In an early stage of the experiment, cyclopoids predation on calanoid nauplii and copepodites caused a reduction in calanoid abundance. After a few months however, calanoid abundance was found to be superior in the mixed mesocosms than in the ones with only calanoids. This is explained by the fact that when only calanoids are present, they overexploit the edible phytoplankton, favouring development of non edible species. In the mixed mesocosms, the original reduction of calanoid abundance by cyclopoids reduces calanoid grazing pressure in phytoplankton and as such assures a more sustainable environment for calanoids. In the same experiments, calanoids strongly depressed cyclopoid populations in the mixed mesocosm as compared to the ones with only

cyclopoids. Here also, mainly nauplii and cyclopoids were impacted. Soto and Hurlbert (1991) explain this effect of calanoids on cyclopoids by a reduction of phytoplankton or rotifer food for cyclopoid nauplii or by calanoid predation on cyclopoid nauplii.

Using stable isotope signatures to study the lower trophic web in the York river, (Virginia, USA) Hoffman et al. (2008) have shown that *E. affinis*, the dominant cladoceran *Bosmina freyi* and cyclopoids have similar signatures, and can switch from autochthonous produced phytoplankton to allochthonous matter. In the Scheldt estuary however, *E. affinis* occurs in spring, while *B. freyi* and cyclopoids occur later in the year. Considering the above mentioned capacity for phytoplankton selection of *E. affinis*, it is possible that this dominant calanoid performs better in selecting high quality food than cyclopoids. Moreover, algae species composition during spring and summer in the Scheldt estuary seems to have changed between 1996 and nowadays (Van Burm, unpublished data). During spring 2007 and 2008, large diatoms (*Actinocyclus normanii*) dominated the community whereas during spring 1993, small species (*Cyclotella meneghiniana*, *Skeletonema costatum*) dominated (Muylaert et al., 1999). This shift in phytoplankton size composition could also influence the feeding efficiency and development of the various mesozooplankton species, but also of rotifers, which are numerically dominant in the entire estuary (M. Tackx et al., 2004b) and form another potential high quality prey to the mesozooplankton.

The capacity of both freshwater and marine copepods to feed on rotifers is well known (Ciros-Perez et al., 2004; Conde-Porcuna et al., 1998; Williamson, 1987). Lapesa et al (2004) report that the marine calanoid *Arctodiaptomus salinus* feeds more efficiently on rotifers than the co-occurring cyclopoid *Diacyclops bicuspidatus*. As for algae, it is possible that *E. affinis* feed better on rotifers than cyclopoids. Azémar et al. (2010) showed that during 2002, rotifers reached their peak abundance in spring and autumn (up to 2 500 000 ind m⁻³ in the freshwater zone), thus alternating with cladocerans and cyclopoids population peaks. This alternation could reflect a predation of cyclopoids and/or cladocerans on rotifers. Indeed, the two dominant cyclopoids species in the Scheldt estuary, *Cyclops vicinus vicinus* and *Acanthocyclops trajani*, are able to develop to the adult stage on a pure algal diet (Hansen et al., 1995; Hopp et al., 2005), but feed essentially on rotifers as adults (Brandl, 2005; Brandl et al., 1978). Rotifers were shown to increase by two orders of magnitude (from 10 000 ind m⁻³ to 2 000 000 ind m⁻³) in abundance in the freshwater reach between 1967–1969 and 2002 (M. Tackx et al., 2005). Rotifer abundance data for the Scheldt are not yet available for the complete period studied. While awaiting more recent abundance data, it is difficult to evaluate their potential role in the recent evolution of the zooplankton community in the Scheldt estuary.

We have no knowledge of carnivorous feeding by *E. affinis*, but in view of numerous demonstrations of flexibility in feeding behaviour of calanoids (De Mott, 1988), this possibility cannot be excluded. Dodson (1975) has shown that in freshwater ponds, calanoids and cyclopoids can feed on each other's nauplii.

Also the top-down control on the mesozooplankton could influence the dominance among taxa, for example by selective predation (De Mott, 1995; Lu et al., 2001). During the early Nineties, when *E. affinis* was still very abundant in the brackish water part of the Scheldt, the diet of the mysid *Neomysis integer* in this zone consisted practically solely of *E. affinis* (Fockedey et al., 1999). In addition, in the low salinity zone of the Scheldt (km 78.5 and downstream), *E. affinis* and various hyper benthic species form an important food resource for the diet of juveniles of dominant fish species such as sprat and herring (Maes et al., 2005). While water quality improvement has probably resulted in higher abundance of zooplankton predators in the

freshwater area (Verslycke et al., 2004), there is no obvious reason that these predators would feed selectively on cyclopoids rather than on other copepods.

Contrarily to cyclopoids, cladocerans showed no decrease since 2007. So they are apparently less hampered by biological interactions occurring in the freshwater zone than cyclopoids. While capable of selective feeding (Wong et al., 2006), cladocerans are generally considered as less selective and more filter feeding than copepods (De Mott, 1988). Because of this feeding mode, they perhaps enter little in competition with calanoids and cyclopoids. In the higher mentioned experiments of Sotto et al (1991), addition of cladocerans and of a mosquitofish to the mixed cyclopoid–calanoid tanks showed that the presence of cladocerans had no effect on cyclopoids and increased the abundance of some species of calanoids, while decreasing that of others.

The fact that changes in some other parameters, not measured in OMES, could have lead to the observed changes in the zooplankton community cannot be excluded: besides pollutant loads, also potential changes in the benthos could interact with the pelagic community. In a long term study over zooplankton community of a German lagoon Feike et al. (2007) observed important and rapid changes in calanoids (*Eurytemora affinis* and *Acartia tonsa*) and rotifers abundance just after the introduction of an invasive polychaete species. These authors suggest that this benthic species caused the depletion of rotifer resting eggs by grazing or bioturbation. Also in the upper Scheldt estuary, improving water quality could have affected the benthic community and indirectly changed living conditions for the plankton.

In conclusion, what is clear is that the improving water quality in the Scheldt estuary, and mainly in the freshwater stretch, is paralleled with major shifts in the spatial distribution of the zooplankton taxa: an increase in calanoid copepod and cladoceran abundance, while cyclopoids are strongly diminishing. These changes in the zooplankton community structure raise a number of fascinating questions on tolerance for environmental conditions and trophic competition between the phyla calanoids, cyclopoids and cladocera. Unfortunately, little information on water quality tolerance or biotic interactions among freshwater estuarine crustacean plankton taxa is available. Answering these questions will require mesocosm experiments using freshwater estuarine taxa, combine with in situ studies on trophic interactions (stable isotopes, fatty acids, observation of gut contents).

7.5. Acknowledgements

This research was conducted within the framework of OMES (Onderzoek Milieu–Effecten Sigmaplan financed by the Flemish Administration for Waterways and Maritime Affairs “ZeeScheldt division”). We are indebted to the crews of the vessels Scheldewacht II, Veremans and Scaldis I for assistance during sampling.

7.6. References

- Amoros, C., 1984. Crustacés Cladocères. Bulletin mensuel de la Société Linnéenne de Lyon. 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: 1441–1445.
- Azémar, F., T. Maris, B. Mialet, H. Segers, S. Van Damme, P. Meire & M. Tackx, 2010. Rotifers in the Schelde estuary (Belgium): a test of taxonomic relevance, *J Plankton Res.* fbq030.

- Brandl, Z., 2005. Freshwater copepods and rotifers: predators and their prey, *Hydrobiologia* 546: 475-489.
- Brandl, Z. & C. H. Fernando, 1978. Prey Selection by the Cyclopoid Copepods *Mesocyclops edax* and *Cyclops vicinus*. Congress in Denmark 1977 Internationale Veneinigung fur Theoretische und Angewandte Limnologie. 2505-2510.
- Ciros-Perez, J., M. J. Carmona, S. Lapesa & M. Serra, 2004. Predation as a factor mediating resource competition among rotifer sibling species, *Limnol. Oceanogr.* 49: 40-50.
- Conde-Porcuna, J. M. & S. Declerck, 1998. Regulation of rotifer species by invertebrate predators in a hypertrophic lake: Selective predation on egg-bearing females and induction of morphological defences, *J Plankton Res* 20: 605-618.
- De los Rios, P. & D. Soto, 2007. Eutrophication and dominance of daphnids (Crustacea) in a deep Patagonian lake (Lake Llanquihue, Chile), *Pol J Ecol* 55: 191-193.
- De Mott, W., 1988. Discrimination between algae and detritus by freshwater and marine zooplankton, *Bull. Mar. Sci.* 43: 486-499.
- De Mott, W., 1995. Optimal foraging by a suspension-feeding copepod: response to short-term and seasonal variation in food resources, *Oecologia* 103: 230-240.
- De Pauw, N., 1973. On the distribution of *Eurytemora affinis* (Poppe) (Copepoda) in the Westerschelde estuary, *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 18: 1462-1472.
- Dodson, S. I., 1975. Predation Rates of Zooplankton in Arctic Ponds, *Limnol. Oceanogr.* 20: 426-433.
- Dussart, B., 1967, Les copépodes des eaux continentales d'Europe occidentale. 500 pp.
- Dussart, B., 1969, Les copépodes des eaux continentales d'Europe occidentale. 292 pp.
- Einsle, U., 1996, Copepoda: Cyclopoida - Genera *Cyclops*, *Megacyclops*, *Acanthocyclops* -. SPB Academic Publishing, 83 pp.
- Feike, M., R. Heerkloss, T. Rieling & H. Schubert, 2007. Studies on the zooplankton community of a shallow lagoon of the Southern Baltic Sea: long-term trends, seasonal changes, and relations with physical and chemical parameters, *Hydrobiologia* 577: 95-106.
- Fockedey, N. & J. Mees, 1999. Feeding of the hyperbenthic mysid *Neomysis integer* in the maximum turbidity zone of the Elbe, Westerschelde and Gironde estuaries, *J Marine Syst* 22: 207-228.
- Hansen, A. M. & B. Santer, 1995. The Influence of Food Resources on the Development, Survival and Reproduction of the 2 Cyclopoid Copepods - *Cyclops vicinus* and *Mesocyclops leuckarti*, *J Plankton Res* 17: 631-646.
- Hoffman, J. C., D. A. Bronk & J. E. Olney, 2008. Organic matter sources supporting lower food web production in the tidal freshwater portion of the York River estuary, Virginia, *Estuar Coast* 31: 898-911.
- Hopp, U. & G. Maier, 2005. Implication of the feeding limb morphology for herbivorous feeding in some freshwater cyclopoid copepods, *Freshwater Biol* 50: 742-747.
- Karaytug, S., 1999, Genera Paracyclops, Ochridacyclops and key to the Eucyclopinae. Backhuys Publishing, 217 pp.
- Kiefer, F., 1978, Das Zoöplankton Der Binnengewässer. 2 Teil. ? pp.
- Koste, W., 1978, Rotatoria. Die Rädertiere Mitteleuropas. Borntraeger, Berlin, 673 pp.
- Lapesa, S., T. W. Snell, D. M. Fields & M. Serra, 2004. Selective feeding of *Arctodiaptomus salinus* (Copepoda, Calanoida) on co-occurring sibling rotifer species, *Freshwater Biol* 49: 1053-1061.
- Lee, C. E., 1999. Rapid and repeated invasions of fresh water by the copepod *Eurytemora affinis*, *Evolution* 53: 1423-1434.
- Lee, C. E., J. L. Remfert & G. W. Gelembiuk, 2003. Evolution of Physiological Tolerance and Performance During Freshwater Invasions, *Integrative and Comparative Biology* 43: 439-449.
- Lu, M. & P. Xie, 2001. Impacts of filter-feeding fishes on the long-term changes of crustacean zooplankton in a eutrophic subtropical Chinese lake, *J Freshwater Ecol* 16: 219-228.

- Maes, J., M. Stevens & F. Ollevier, 2005. The composition and community structure of the ichthyofauna of the upper Scheldt estuary: synthesis of a 10-year data collection (1991-2001), *Journal of Applied Ichthyology* 21: 86-93.
- Margaritora, F. G., 1985, Cladocera. Edizioni Calderini, Bologna, 399 pp.
- Mialet, B., F. Azémar, T. Maris, C. Sossou, P. Ruiz, M. Lionard, S. Van Damme, A. Lecerf, K. Muylaert, N. Toumi, P. Meire & M. Tackx, 2010. Spatial spring distribution of the copepod *Eurytemora affinis* (Copepoda, Calanoida) in a restoring estuary, the Scheldt (Belgium), *Estuarine, Coastal and Shelf Science* In Press, Corrected Proof.
- Mouny, P. & J.-C. Dauvin, 2002. Environmental control of mesozooplankton community structure in the Seine estuary (English Channel), *Oceanol. Acta* 25: 13-22.
- Muylaert, K. & K. Sabbe, 1999. Spring phytoplankton assemblages in and around the maximum turbidity zone of the estuaries of the Elbe (Germany), the Schelde (Belgium/The Netherlands) and the Gironde (France), *J Marine Syst* 22: 133-149.
- Pontin, R. M., 1978, A key to British Freshwater Planktonic Rotifera. Freshwater Biological Association Scientific Publication, Kendal, 178 pp.
- Pourriot, R. & A.-J. Francez, 1986. Rotifères. Introduction pratique à la systématique des organismes des eaux continentales françaises. 148-176.
- Ruttner-Kolisko, A., 1972. Rotatoria. In Schweizerbart'sche, E. (ed.), Das Zooplankton der Binnengewässer. Verlagsbuchhandlung, Stuttgart: 118-131.
- Sautour, B. & J. Castel, 1995. Comparative spring distribution of zooplankton in three macrotidal European estuaries, *Hydrobiologia* 311: 139-151.
- Segers, H., 1995, Rotifera. Volume 2: The Lecanidae (Monogononta). SPB Academic Publishing, The Hague, 226 pp.
- Soetaert, K. & P. Van Rijswijk, 1993. Spatial and temporal patterns of the zooplankton in the Westerschelde estuary, *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 97: 47-59.
- Soto, D. & S. H. Hurlbert, 1991. Long-Term Experiments on Calanoid Cyclopoid Interactions, *Ecol Monogr* 61: 245-265.
- Tackx, M., F. Azémar & S. Boulêtreau, 2004a. Onderzoek naar de gevolgen van het Sigmaplan, baggeractiviteiten en havenuitbreiding in de Zeeschelde op het milieu. Perceel 6. Micro - en mesozooplankton. Verslag 2002 - 2003. 19pp.
- Tackx, M., N. De Pauw, R. Van Mieghem, F. Azémar, A. Hannouti, S. Van Damme, F. Fiers, N. Daro & P. Meire, 2004b. Zooplankton in the Schelde estuary, Belgium and The Netherlands. Spatial and temporal patterns, *J. Plankton Res.* 26: 133-141.
- Tackx, M., F. Azémar, S. Boulêtreau, N. De Pauw, B. Sautour, B. Bakker, S. Gasparini, K. Soetaert, S. Van Damme & P. Meire, 2005. Zooplankton in the Schelde estuary, Belgium and the Netherlands: long-term trends in spring populations., *Hydrobiologia* 540: 275-278.
- Tackx, M. L. M., P. M. J. Herman, S. Gasparini, X. Irigoien, R. Billiones & M. H. Daro, 2003. Selective feeding of *Eurytemora affinis* (Copepoda, Calanoida) in temperate estuaries: model and field observations., *Est. Coast. Shelf Sci.* 56: 305-311.
- ter Braak, C. J. F., 1987. Ordination. In Jongman, R. H. G., C. J. F. ter Braack & O. F. R. Van Tongeren (eds.), Data analysis in community and landscape ecology. Pudoc, Wageningen, Netherlands: 91-173.
- ter Braak, C. J. F., 1994. Canonical community ordination. Part I: basic theory and linear methods, *Ecoscience* 1: 127-140.
- ter Braak, C. J. F. & P. Smilauer, 2002, CANOCO Reference Manual and CanoDraw for Windows User's Guide: Software for Canonical Community Ordination (version 4.5). Microcomputer Power, Ithaca, NY, USA, 500 pp.
- Ueda, H., 2003, Copepoda: Cyclopoida. Genera *Mesocyclops* and *Thermocyclops*. Backhuys Publishing, 317 pp.
- Van Damme, S., E. Struyf, T. Maris, T. Ysebaert, F. Dehairs, M. Tackx, C. Heip & P. Meire, 2005. Spatial and temporal patterns of water quality along the estuarine salinity gradient of the

- Scheldt estuary (Belgium and The Netherlands): results of an integrated monitoring approach, *Hydrobiologia* 540: 29–45.
- Verslycke, T., A. Ghekiere & C. R. Janssen, 2004. Seasonal and spatial patterns in cellular energy allocation in the estuarine mysid *Neomysis integer* (Crustacea: Mysidacea) of the Scheldt estuary (The Netherlands), *J Exp Mar Biol Ecol* 306: 245-267.
- Williamson, C. E., 1987. Predator-Prey Interactions between Omnivorous Diaptomid Copepods and Rotifers - the Role of Prey Morphology and Behavior, *Limnol. Oceanogr.* 32: 167-177.
- Wong, C. K., X. J. Liu, Y. Y. Siu & J. S. Hwang, 2006. Study of selective feeding in the marine cladoceran *Penilia avirostris* by HPLC pigment analysis, *J Exp Mar Biol Ecol* 331: 21-32.

Hoofdstuk 8. Opwaardering van de OMES databank

Annelies Goffin
Klaas Deneudt

Eindverslag voor deelstudie 7 (perceel 7), periode 2009-2010

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

Dir. Jan Mees

8.1. Inleiding

De databank wordt actueel gehouden door het toevoegen, kwaliteitscontroleren en integreren van de nieuw gegenereerde gegevens uit de lopende monitoring van 2009-2010. Om deze activiteiten vlotter te laten verlopen werden dataformats uitgewerkt die een semi-automatische import van gegevens toelaten. De werkversie van de OMES databank werd binnen de rapporteringsperiode verder aangepast aan de noden en gefinaliseerd.

Aan de volgende activiteiten werd gedurende 2010 verder aandacht besteed:

- Kritische evaluatie databank en mogelijke structurele en technische aanpassingen
- Data beleid
- Communicatie
- Databank
 - Uitwerken dataformats
 - Toevoegen van gegevens
 - Extractie db uit IMERS
 - Lippenbroek databank
- Rapportering OMES data in kader van Vlaams-Nederlandse samenwerking

8.2. Communicatie

8.2.1. Website

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

De website wordt up to date gehouden, maar geen grote veranderingen werden toegepast ten opzichte van 2009.

VLIZ werkt mee aan een educatieve website ZeeInZicht die door Stichting ZeeInZicht gehost wordt. Sinds 2008 werkte VLIZ mee aan het uitwerken van een Scheldeluik. De VLEET encyclopedie dient als achtergrond voor de website en omvat reeds heel wat informatie. VLIZ kan sinds september 2010 deze VLEET aanvullen met informatie rond de Schelde en brengt zo informatie rond onderzoek en monitoring in de Schelde waaronder OMES bij het bredere publiek.

<http://www.zeeinzicht.nl>

8.3. Databank

8.3.1. Uitwerken dataformats

Om de import van de monitoringsgegevens op een vlottere manier te doen verlopen, werd bekeken waar het datainvoerproces versneld kan worden. Een grote vertragingfactor is de niet-gestandaardiseerde manier van data aanlevering en het vaak ontbreken van essentiële metadata. Dataformats werden opgesteld om de monitoringsdata van het OMES project op een gestandaardiseerde wijze in te vullen. Deze dataformats zorgen ervoor dat alle essentiële gegevens toegeleverd worden, maar ook standaardmetagegevens gebruikt worden. Bovendien wordt een deel van de kwaliteitscontrole reeds op dit niveau bewerkstelligd. Op die manier is het mogelijk de gegevens van de verschillende partners binnen het project sneller te integreren. Hierdoor kan het importeren van de data in de OMES -databank efficiënter verlopen en kan data dus ook sneller teruggekoppeld worden.

De dataformats werden zo opgesteld dat data vanuit de originele files kan gekopieerd worden en later via validatie gecorrigeerd naar standaardmetagegevens. De gebruiksvriendelijkheid van de formats was naast de standaardisatie het belangrijkste punt bij realisatie. Er werd een handleiding bij de dataformats, rondgestuurd naar de partners. De invulling van deze formats wijst zichzelf uit en vergt weinig tijd van de wetenschapper. Hierdoor is het ook mogelijk om per campagne/maand een dataformat te voorzien wat de datastroom mee versnelt.

Na een evaluatie van de dataformats werden deze vanaf maart 2010 in gebruik gebracht. Data afkomstig van alle partners werd reeds met succes op deze wijze geïmporteerd.

Campaign date (dd/mm/yyyy)		Data provider		Remarks		Station Name		Depth	Matrix	Sampling time	Sampling Time hh:mm:ss	Datum	Note
1													
2													
3													
4													
5													
6													
7													
8													
9													
10													
11													
12													
13													
14													
15													
16													
17													
18													
19													
20													
21													
22													
23													
24													

Fig. 8.1. Input sheet van de OMES abiotische dataformats

8.3.2. Toevoegen van gegevens aan de databank

- opvragen en importeren van data in IMERS
- kwaliteitscontrole niveau 1 : doubles, missing data, irregularities
- identificeren gaps in data
- 13 uurscycli: screenen missende datasets + import

De OMES databank wordt verder aangevuld met nieuwe monitoringsgegevens. De integratie van de gegevens voor 2009 werden nog via de originele files van de partners uitgevoerd. De monitoringsgegevens vanaf januari 2010 werden geïmporteerd aan de hand van de dataformats.

Bij het Hydrologisch InformatieCentrum werden voor de OMES stations de waterstanden opgevraagd. Deze werden in een aparte database opgeslagen en verdere mogelijke aanpassingen van de data nodig voor gebruik binnen OMES worden uitgezocht.

Sinds 2009 wordt de overlap in staalname van de waterkwaliteit in de Schelde door OMES en VMM weggewerkt. Beide instituten werken nauw samen bij de monitoring en VLIZ vormt de link voor de overdracht van VMM gegevens in de OMES databank. VMM gegevens worden niet geïntegreerd in de databank, maar kunnen gekoppeld worden en zodoende meegenomen in de OMES analyses.

Dataformats en files die opgenomen werden in de databank worden gearchiveerd in het Marien data Archief onder de context OMES. Dit archief staat beschreven in de OMES-rapportering 2008-2009. (<http://mda.vliz.be>)

8.3.3. Extractie db uit IMERS

Door het VLIZ werd een access -databank ontwikkeld die de partners van het OMES-project toelaat om op een gebruiksvriendelijke manier de volledige OMES-dataset te bevragen. De inhoud van deze databank bestaat uit een extractie van de OMES-gegevens uit het IMERS-datasysteem van het VLIZ. Hierbij worden sommige parameterwaarden geconverteerd om aan een standaardunit te voldoen (mg/l-mmol/l).

De databank kan echter niet gebruikt worden om zelf nieuwe data in te voeren. Data invoer en beheer blijft één van de taken binnen het datamanagement van het OMES project en wordt dus door het VLIZ uitgevoerd. Op regelmatige basis of op aanvraag zal een update van de OMES-databank uitgevoerd worden.

Deze databank werd in de periode 2009-2010 aangepast aan de noden van het OMES-consortium. De updates vanuit de basisdatabank IMERS van het VLIZ werd verder uitgewerkt maar vooral geoptimaliseerd. Aanpassingen t.o.v de vorige werkversie beschreven in rapport 08-09 zijn:

- Eenvoudigere structuur
- Gemakkelijk externe gegevens tijdelijk te koppelen met databank
- Update versneld

8.3.4. Het Lippenbroek experiment

- screening beschikbare data + nodige metadata
- verzamelen van gemeten data

- kwaliteitscontrole: niveau 1
- opladen files
- uitbouwen databank

Lippenbroek is een multidisciplinair experiment. Binnen dit experiment worden zowel de evolutie van de waterkwaliteit, biota, vegetatie, de sedimentologie, geulvorming,... opgevolgd. Dit levert een grote hoeveelheid data. Een eerste stap in het databasebeheer van Lippenbroek is het opslaan en centraliseren van alle datafiles verzameld binnen het experiment. Hiervoor werd het Marien Data Archief van het VLIZ ter beschikking gesteld (uitleg MDA zie 1.3.2).

Een access database werd ontwikkeld voor het Lippenbroek-experiment aan de hand van de voorbeeldfiles die reeds werden opgeladen in de MDA.

Door de multidisciplinariteit van de data is de integratie van de data moeilijk. De databank is nu zo opgebouwd dat selecties kunnen gemaakt worden op data uit de verschillende disciplines op vlak van main location, stationsnaam, discipline en tijdsframe. Gegevens worden geëxtraheerd uit de basisfiles en in éénzelfde excell opgeladen. De data werd voorzien van administratieve gegevens zodat snel naar oorsprong (instituut, persoon,...) type, en filename,... kan teruggekoppeld worden. De databank wordt nu geëvalueerd en na goedkeuring kan de resterende data hier verder in opgeslagen worden. Deze update is voorzien in het voorjaar 2011.

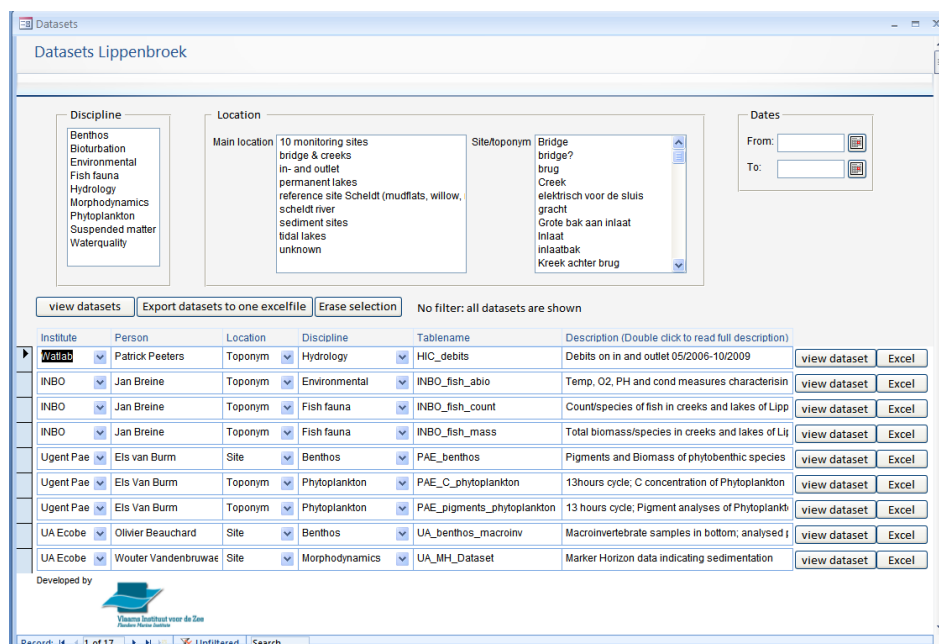


Fig. 8.2. Database home voor het Lippenbroek experiment

8.3.5. rapportering OMES data in het kader van de Vlaams Nederlandse samenwerking.

Het nieuwe gezamenlijke onderzoeks -en monitoringsprogramma rond de langetermijnvisie Schelde-estuarium, gelanceerd in 2009, beoogt een sterkere samenwerking tussen de Vlaamse en Nederlandse overheid. Hiervoor werd een nieuwe werkingstructuur werkgroep Onderzoek en Monitoring (O&M) uitgewerkt. Het OMES-project valt binnen dit onderzoeks- en monitoringsprogramma en alle data verzameld binnen dit project wordt beschikbaar gesteld voor de rapportering en evaluatie langetermijnvisie Schelde-estuarium. VLIZ bouwde een dataportaal uit binnen het project Scheldemonitor (<http://www.scheldemonitor.org>) waar alle datasets die

binnen het monitoringsprogramma verzameld worden alsook oudere datasets relevant voor de evaluatie en beschreven binnen de langetermijnvisie Schelde-estuarium samengebracht worden in een beveiligd platform. Aangezien VLIZ verantwoordelijk is voor het beheer van de OMES-databank, neemt ze ook de transfer van de gegevens naar dit dataportaal op zich.

Hoofdstuk 9. Effecten van waterkwaliteit en getij op overstromingsgebieden

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

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

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

Perceel 1: Maris T., T. Cox & P. Meire (UA-ECOBÉ)
Perceel 3: Chen M., S. Wartel, F. de Smedt, E. Van den Storme (VUB-HYDR)
Vandenbruwaene W. & Temmerman S. (UA-PLG)
Perceel 4: Van Burm E., R. Dasseville, J. Van Wichelen & W. Vyverman (UGent)
Perceel 5: Vanderborght J.P. (ULB)
Perceel 6: Tackx M., B. Mialet & F. Azemar (Université Paul Sabatier Toulouse)

9.1. 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.

Sinds 2006 is de klemtoon van het onderzoek van perceel 8 verschoven naar het pilootproject Lippenbroek. Het onderzoek in de mesocosmosopstelling te Wilrijk werd afgebouwd, en is sinds 2009 geen onderdeel meer van OMES.

Dit hoofdstuk start daarom nogmaals met een uitgebreid overzicht van het opzet van het onderzoek.

9.1.1. 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).

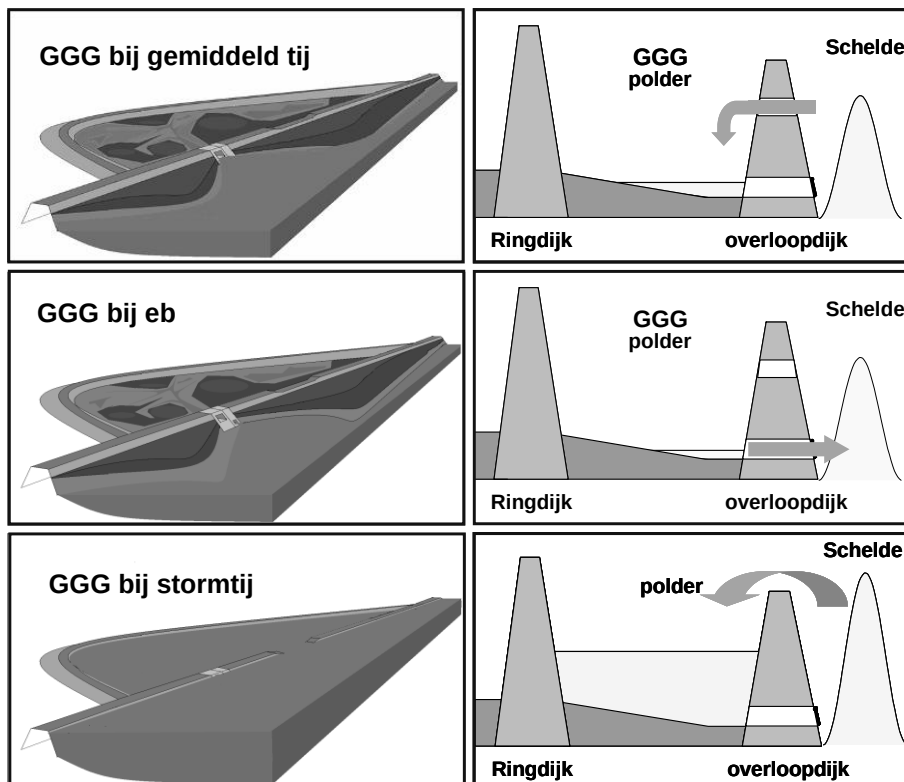
In de meeste Europese estuaria is het areaal slikken en schorren de voorbije eeuw drastisch ingekrompen. Het Schelde-estuarium vormt hierop geen uitzondering: tussen 1900 en 1990 kromp de Zeeschelde met 781 ha in tot 4923 ha (Meire et al., 2005). Deze verliezen, in hoofdzaak door inpolderingen en dijkwerken, 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.

9.1.2. 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 (Figuur 9.1). Door het grote waterbergende vermogen van de GOG-polders kunnen zij de waterstand in het estuarium significant verlagen en zo andere gebieden vrijwaren van overstromingen.

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



Figuur 9.1 werking van het GOG-GGG bij gemiddeld getij (boven), bij eb (midden) en bij stormtij (onder). Wanneer de Schelde bij gemiddeld getij het drempelpeil van de sluis bereikt, vult de polder zich partieel. Bij eb stroomt het water terug weg via de lager gelegen uitwatering. Occasioneel, bij stormtij, wordt het peil van de overloopdijk overschreden en vult de polder zich met enkele meters.

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

Met een eenvoudige duiker doorheen de dijk kan de tijslag sterk gereduceerd worden, maar wordt ook de essentiële springtij-doottij variatie grotendeels teniet gedaan. Een systeem met hoge inlaatsluizen en lage uitlaat kan het getij reduceren mét behoud van de springtij-doottij variatie. Dat is het basisprincipe van een GGG: een Gecontroleerd Gereduceerd Getij met behoud van springtij-doottijvariatie zodat de overstromingsfrequentie op het polderoppervlak vergelijkbaar is met deze in de natuurlijke slik- en schorgebieden (Cox et al., 2006, Maris et al., 2008). De werking is eenvoudig (Figuur 9.1): 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 dicht geduwd bij vloed.

9.1.3. 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-doottijvariatie) als de buitendijkse slikken en schorren. Een getij

reguleren tot op polderniveau met behoud van springtij-doodtijvariatie is nieuw. Vooraleer dit principe op grote schaal toe te passen in het kader van Sigma is een grondige proefopzet een “must”. Er wordt een strategie in drie stappen gevolgd, met telkens toenemende complexiteit.

Stap 1: Mesocosmos experiment te Wilrijk

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

Riet (*Phragmites australis*) is op de schorren langsheen de Zeeschelde de dominante soort. Ook in GGG's kan riet een belangrijke rol spelen. Daarom wordt in het mesocosmosexperiment te Wilrijk (Figuur 9.2) 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 9.2 mesocosmosopstelling te Wilrijk

Stap 2: Mesocosmos experiment te Kruibeke

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

In deze mesocosmosopstelling (Figuur 9.3) wordt naast de effecten van getij en bodemtextuur, gekeken naar het gedrag van zware metalen. Vele polders langsheen de Zeeschelde kennen een historische vervuiling met zware metalen. Verandering van de redoxpotentiaal in de bodem ten gevolge van overstromingen, kan het gedrag van deze metalen beïnvloeden. Ook het overspoelende water zelf kan nog zware metalen bevatten. In deze studie wordt de rol van riet in de biobeschikbaarheid van zware metalen bestudeerd, evenals in invloed van zware metalen op de ontwikkeling van riet. In hoofdstuk 10.2 worden de resultaten van perceel 8 toegelicht.



Figuur 9.3 mesocosmosopstelling te Kruibeke

Stap 3: Pilootproject voor een GOG-GGG te Lippenbroek

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

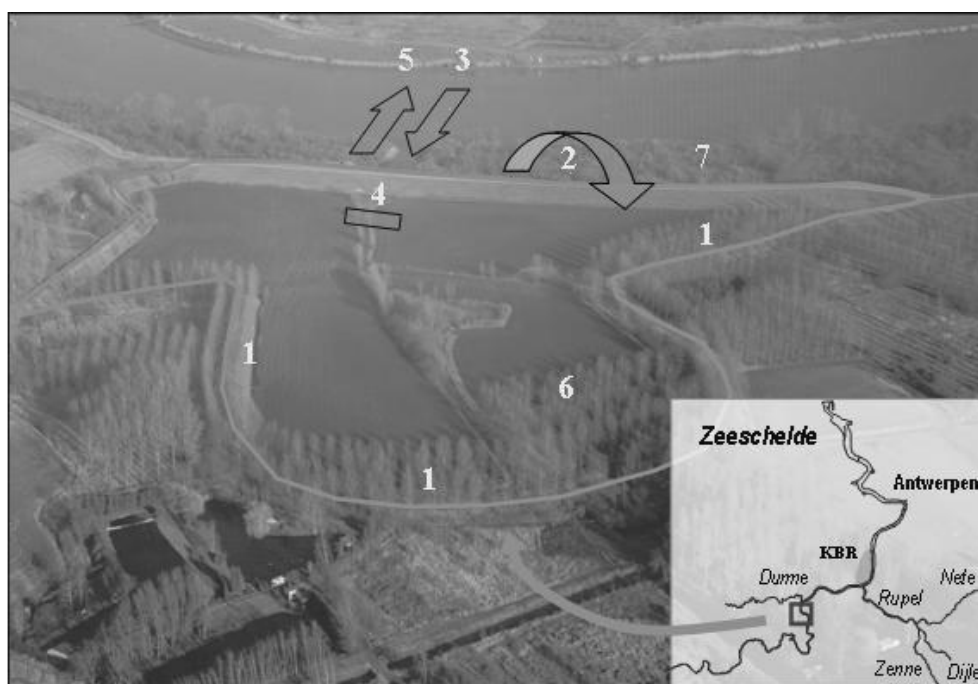
In het pilootproject Lippenbroek te Hamme (Figuur 9.4) wordt het GOG-GGG-principe sinds maart 2006 uitvoerig opgevolgd. Dit pilootproject zal uitwijzen of in GOG-GGG's duurzame ecologische structuren en functies kunnen ontwikkelen, kwalitatief en kwantitatief gelijkwaardig aan deze van buitendijkse slikken en schorren. Bij dit project wordt perceel 8 ondersteund door de percelen 1, 3, 4, 5 en 6.

9.1.4. Monitoringsopzet Lippenbroek

Hydrodynamiek vormt een cruciale indicator, aangezien de hydrologie de voornaamste drijfkracht is achter fysische, biologische en chemische processen in intergetijdengebieden (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 variatie 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 ambitieuze spatio-temporele monitoringsopzet (Tabel 5).

Tabel 5: Ruimtelijk-temporele opzet van het monitoringsprogramma

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



Figuur 9.4 Overzichtskaart van Lippenbroek en situering in het estuarium (inzet). De overzichtskaart toont Lippenbroek voor aanvang van de werken, waarop nog duidelijk de sporen van landbouw en

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

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

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: Zoöplankton en zoöbenthos

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

Om de staalnames van alle partners ruimtelijk goed op elkaar af te stemmen, werd door perceel 8 een netwerk van staalnamepunten opgezet. Het betreft in hoofdzaak 10 random gekozen vaste sites voor intensieve bemonstering. Om alle resultaten optimaal te linken, is staalname en monitoring voor diverse parameters op dezelfde locatie 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).

9.2. Onderzoek naar zware metalen

J. Teuchies, ECOBÉ

9.2.1. Inleiding

De Schelde kent een geschiedenis van metaalvervuiling. Bij de implementatie van overstromingsgebieden langsheen het estuarium dient hier rekening mee worden gehouden. De

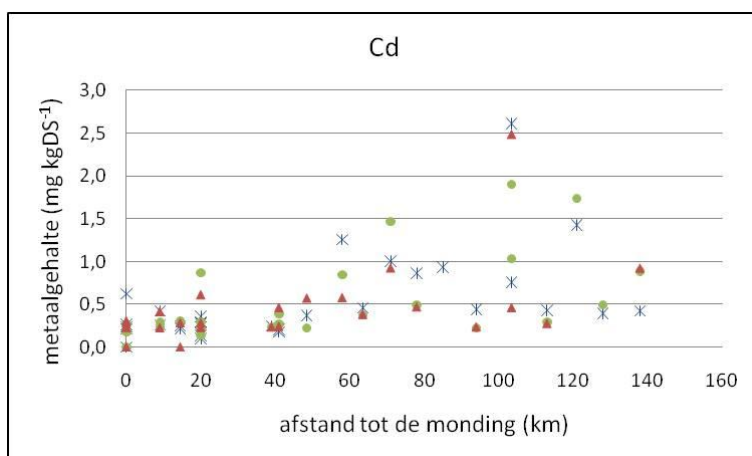
historische vervuiling kan aanwezig zijn in de gebieden die ontpolderd worden. Het estuarium, waar nu terug lagere gehalten aan metalen worden gemeten, kan hierdoor terug gecontamineerd worden. Anderzijds kunnen nieuwe overstromingsgebieden een bijdrage leveren aan de zuiverende werking van een estuarium door depositie van sediment gebonden metalen. Verder heeft overstroming een belangrijk effect op de mobiliteit van metalen in de bodem. Afhankelijk van de omstandigheden kan overstroming zorgen voor een toename of afname van de biobeschikbaarheid van metalen in de bodem. Introductie van getij in een voormalige polder zorgt bovendien voor de vestiging van estuariene natuur. Opname van metalen door planten of bodemorganismen kan een hogere transfer naar de voedselketen betekenen.

Om het gedrag van metalen in sedimenten na te gaan werden er stalen genomen van sedimenten op de Scheldebodem, op slik en schor grenzend aan het Lippenbroek en in het Lippenbroek zelf. De gegevens worden weergegeven in hoofdstukken 9.2.2 en 9.2.3. In 9.2.2 worden de resultaten van metaalgehalten in bodemstalen in het estuarium besproken. Ook metaalgehalten in sedimenten van sediment traps, bemonsterd in een slik en schor grenzend aan het Lippenbroek, en van sediment traps in het Lippenbroek zelf werden geanalyseerd. In hoofdstuk 9.2.3 zijn resultaten van metaalgehalten in diepe bodem cores en lange termijn trends in het Lippenbroek weergegeven. Dit laatste hoofdstuk vormt de basis voor een wetenschappelijke publicatie en is als dus weergegeven.

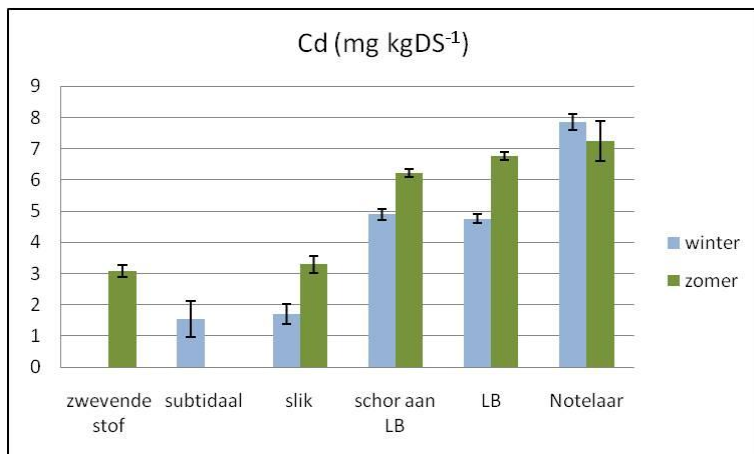
9.2.2. Zware metalen in sedimenten op de Scheldebodem en in sediment traps te Lippenbroek.

De sedimenten van Schelde en Lippenbroek werden geanalyseerd op de gehalten aan zware metalen (arseen, cadmium, chroom, koper, nikkel, zink lood, ijzer en mangaan). Als voorbeeld voor de trends in metaalgehalten worden hier de resultaten voor het metaal Cadmium (Cd) grafisch weergegeven. Metaalgehalten in het sediment op de Schelde bodem zijn lager nabij de monding (Figuur 9.5). Hogere waarden worden terug gevonden in sedimenten verder stroomopwaarts. Vergelijkbaar met de metaalgehalten in het oppervlaktewater is er nabij de monding invloed van vermenging met water en sedimenten van de zee waar metaalgehalten lager zijn. Metalen vertonen een hoge affiniteit voor partikels met een kleine korrelgrootte (klei en organisch materiaal). Het gehalte organisch materiaal en klei is kleiner nabij de monding.

De staalnames en analyses van zware metalen tussen km 58 en 151 (monitoringsstations Zeeschelde) werden uitgevoerd in het kader van OMES. Staalname en analyse tussen km 0 en 58 (Westerschelde) werden buiten het bestek van OMES verricht.

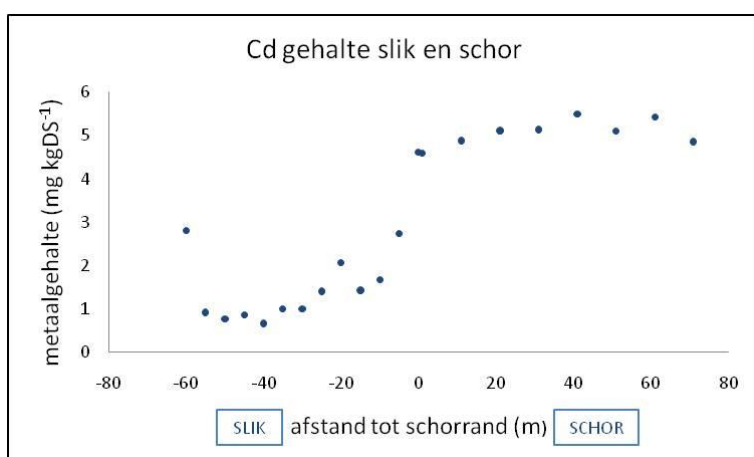


Figuur 9.5: Cd gehalte in functie van de afstand tot de monding, met * 0-5 cm, ● 5-10 cm en ▲ 10-15 cm diepte.

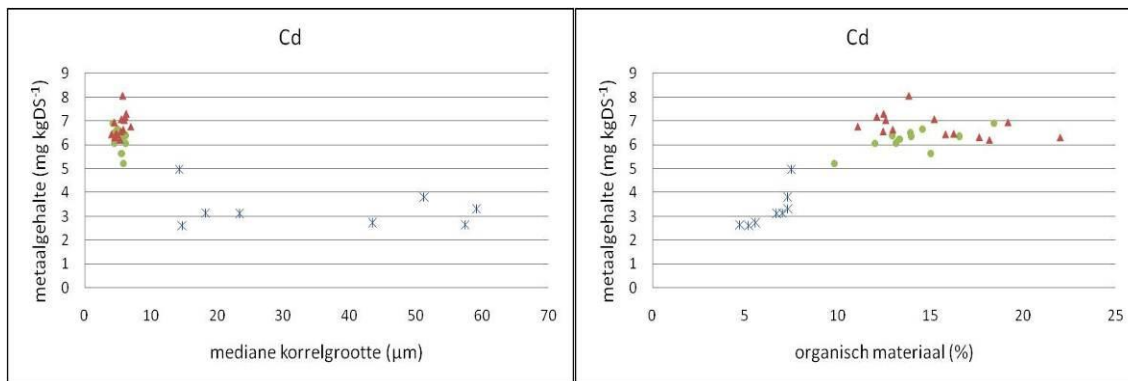


Figuur 9.6: Cd gehalte in de intertidale sedimenten van het slik, het schor, Lippenbroek en het Notelaarschor, in subtidale sedimenten in de Schelde nabij Lippenbroek en in de zwevende stof in de waterkolom, gemiddelden met standaardfouten.

Een verschil in korrelgrootte en gehalte aan organisch materiaal is ook de verklaring voor verschillen in gehalte aan Cd tussen de onderzochte gebieden (Figuur 9.6). De laagste Cd concentratie werd gevonden in het subtidaal gevolgd door het slik. Hier is de stroming het hoogst en sedimenteert vooral de grofkorrelige fractie van de sedimenten, met een lagere affiniteit voor metalen. De Cd concentratie op het slik neemt toe richting de schorrand (Figuur 9.7). Op het schor zelf is de gemiddelde Cd concentratie hoger dan het slik (Figuur 9.6). De Cd concentratie in het Lippenbroek is vergelijkbaar met de concentratie in het aangrenzende schor (Figuur 9.6). De kleinere en vergelijkbare mediane korrelgrootte in schor en Lippenbroek verklaren de hogere Cd concentratie in vergelijking met het slik (Figuur 9.8). De mediane korrelgrootte van het slik is groter en vertoont meer variatie. Het is vooral het gehalte aan klei dat bepalend is voor het Cd gehalte, en dit is overal op het slik zeer klein. Ook het gehalte aan organisch materiaal is een verklarende factor. Hogere gehalten worden terug gevonden in het schor en Lippenbroek (Figuur 9.8). Ondanks een verschil in overstromingskarakteristieken tussen schor en Lippenbroek lijken afgezette sedimenten toch vergelijkbaar te zijn. De Cd concentratie in het slik, schor en Lippenbroek in de winter is hoger dan de concentraties in de zomer. Een hoger debiet heeft afzetting van meer sedimenten met een grotere korrelgrootte tot gevolg. Dit leidt tot lagere Cd concentraties.



Figuur 9.7: Cd-gehalte in het sediment in het intertidale gebied; A: slik en schor, in functie van afstand tot schorrand; B: schor, in functie van afstand tot meest nabije geul.



Figuur 9.8: Cd-gehalte in functie van de mediane korrelgrootte en in functie van de organische fractie van het sediment voor * slik, ● schor en ▲ Lippenbroek.

9.2.3. Evolution of soil metal concentrations in a restored tidal marsh: Three years of field observations.

J. Teuchies, O. Beauchard en P. Meire.

Introduction

The threat of flooding is increasing worldwide. Global change causes sea level rise and enhances storm tides. In estuaries, risks are intensified by coastal squeeze, in recent decades often strengthened by embankment and deepening. Areas surrounding estuaries are usually densely populated and economically important. Consequently, protection against flood is of major importance. Recently, natural wetlands as an effective and economically viable strategy of flood control gained more recognition (French 2006). Under the name of 'managed realignment' previously reclaimed land is reconnected to the river. Land inward movement of the tide will be constrained to those places which are suitable in terms of human activity. Mitigation of flood by expanding the surface of tidal areas will additionally improve other economic, social and ecological functions of estuaries, one of the most valuable ecosystems in the world (Costanza, d'Arge et al. 1997).

In the densely populated area surrounding the Schelde estuary (Belgium and the Netherlands) land is scarce and managed realignment is not obvious. Compensation for loss of habitat obliged by legislations and the need for flood control can be combined in Flood Control Areas (FCA) with Controlled Reduced Tide (CRT) (Cox, Maris et al. 2006; Maris, Cox et al. 2007). In this approach, embanked areas will serve as a storage capacity for water during extreme high tides. A spring-neap tidal cycle introduced by simple sluice constructions will permit estuarine habitat to develop in the FCA (Maris et al., 2007).

Additional to a substantial decrease in surface, the quality of natural tidal areas deteriorated considerably. A continuous rise of industrialization in Europe the last 200 years resulted in an enormous increase of production, use and release of trace metals to the environment (Luoma and Rainbow, 2008). High trace metal concentrations in surface water, suspended matter and sediments of the Schelde are reported (Vandecasteele, De Vos et al. 2002; Baeyens, Leermakers et al. 2005; Teuchies, de Deckere et al. 2008).

Within this study, trace metal concentrations are monitored in a CRT, implemented in a historically contaminated polder. Reintroduction of tidal inundation in this former cropland can have consequences for total metal concentrations as well as metal availability. Metal input in newly created tidal areas as well as a release back to the estuary has been reported (French 2006). Furthermore, changes in redox potential, pH or salinity caused by inundation can alter metal mobility in the soil (Gambrell 1994; Speelmans, Vanthuyne et al. 2007; Teuchies, de Deckere et

al. 2008). And additionally, colonization of a CRT with estuarine plant, invertebrate or bird species can alter metal availability and transfer to the food chain.

Estuaries can be an effective trap for trace metals before released into the marine environment, with deposition of metal containing suspended solids on intertidal areas as the main process (Rozan and Benoit 1999) (Baeyens, Monteny et al. 1997). Enlarging the tidal area, by means of managed realignment or implementation of CRT areas along an estuary, can result in a considerable increase of surface water metal removal.

Materials and methods

Study area

This study took place in the Schelde estuary, located in Belgium and the Netherlands. The estuary is characterized by a total fresh– salt water gradient. The tidal wave penetrates the estuary from the North Sea, gets its maximal vertical range of circa 6 m in the freshwater part and is stopped by sluices 160 km inland. The Schelde estuary is a turbid and eutrophic system which gets a considerably large input of trace metals (Baeyens, Leermakers et al. 2005). For an extensive description of the estuary see (Meire, Ysebaert et al. 2005).

The study area is situated in the freshwater part of the estuary (51°05'10"N; 4°10'20"E). Three systems were considered: (1) a flood control area with controlled reduced tide (CRT), (2) estuarine habitat as a natural reference and (3) adjacent embanked polder areas (Fig. 9.9). The CRT Lippenbroek (10 ha) is a pilot project where the combination of water storage during extreme high tides and estuarine wetland restoration is studied (for details see (Cox, Maris et al. 2006; Maris, Cox et al. 2007)). The area of Lippenbroek was mainly used as cropland after embanked. A small culvert in the dike allowed manure by means of winter irrigation with Schelde surface water. Agricultural activities were abandoned in 2003. In 2004 – 2005 dikes and sluices were constructed and tidal inundation was initiated in March 2006. Crops were replaced by pioneer vegetation during construction works followed by a quick arrival and establishment of typical tidal freshwater marsh vegetation from when inundation started (for details see (Jacobs, Beauchard et al. 2009)).

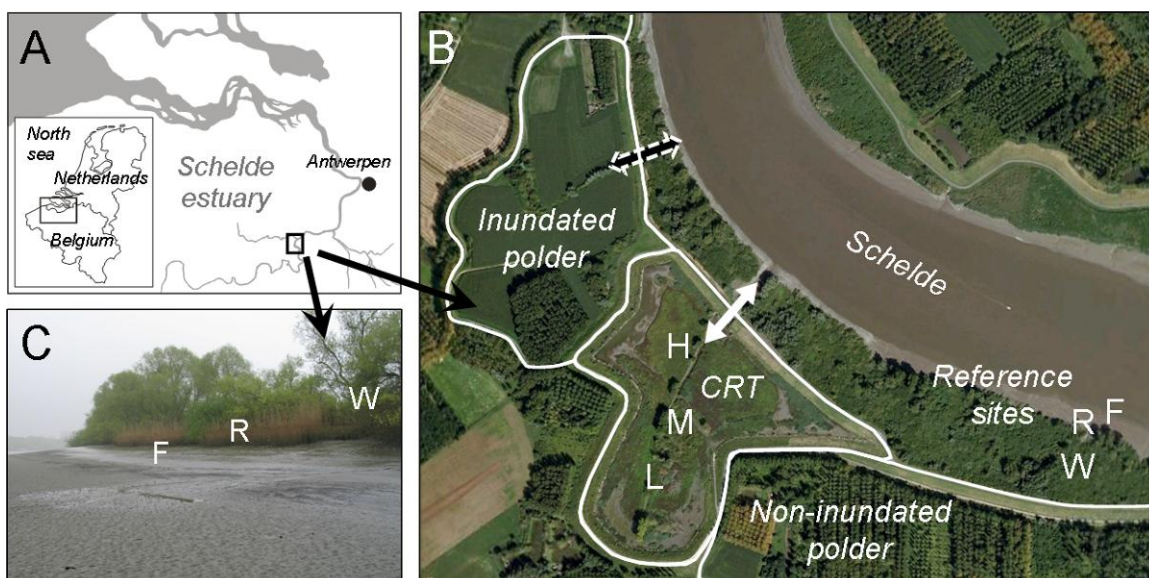


Figure 9.9. A: Situation of the study area. B: aerial photograph of the CRT and adjacent reference and polder sites (see text for details). C: Picture of the natural reference sites.

Site characteristics

Soil samples for this study were taken in three sites in the CRT Lippenbroek, an adjacent polder situated in the NW of the CRT which was occasionally inundated (polder inundated, PI), an adjacent polder situated in the SE of the CRT which was not subjected to inundation (polder not inundated, PNI) and in three adjacent natural reference sites (Fig. 9.9).

Differences in embankment history are based on an historical map from 1790. At this moment, PNI was embanked without a connection between the polder and the estuary. The CRT area was embanked, but a sluice connection between the polder and the estuary existed. The PI was enclosed by dikes but a culvert between polder and estuary existed. In both, the CRT area and the PI, the river-polder connection was kept to date and manure by means of irrigation was applied. Sample sites in PI and PNI are situated in a maize field.

The three sampling sites in the CRT differ in height and consequently in inundation regime, sedimentation and plant growth. A low-elevation site (L), a moderate-elevation site (M) and a high-elevation site (H) were compared. Figure 9.10 displays the hydrological and sedimentation characteristics of the sites. Sediment deposition was rapid and elevation-dependant, with a higher rate at site L, leading to a flattening of the polder surface. Vegetation in site L changed from pioneer vegetation over a mudflat into a monospecific reed bed. In site M, eradication of terrestrial species and colonization by tidal freshwater marsh species resulted in a diverse species rich vegetation in 2009. Vegetation in site H evolved to species poor vegetation dominated by *Urtica dioica* (stinging nettle) (for details see (Jacobs, Beauchard et al. 2009)).

Three natural sites outside the dike act as a reference site. These include a low-elevation tidal flat without vegetation (F), a moderate-elevation tidal marsh overgrown with *Phragmites australis* (common reed) (R) and a high-elevation tidal marsh overgrown with *Salix sp.* (willow) (W) (See Fig 2 for details on hydrological characteristics).

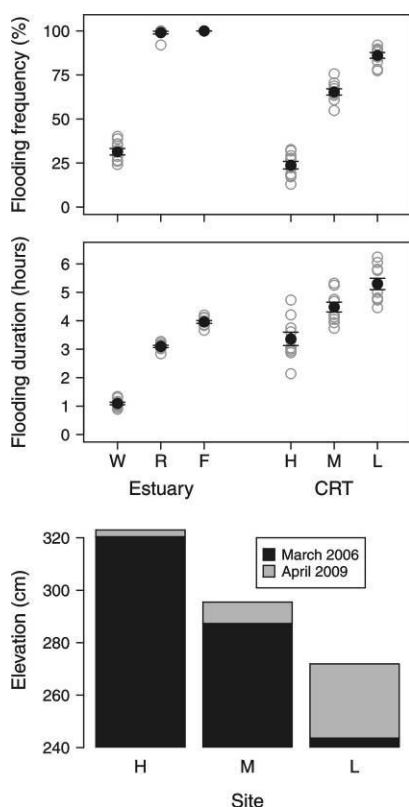


Figure 9.10 Hydrological and morphological aspects of the CRT and natural reference sites. Black points represent mean values ($\pm$ SE) of 13 seasonal mean values from spring 2006 until spring 2009 (grey points). Elevation is measured compared to the Belgian sea level reference.

Sampling

In June 2007, 1 m deep sediment cores were taken with a metal shell bit (5 cm Ø) (not in site R). At each site, two times four adjacent core samples were taken randomly in a 2 meter radius. Cores were sliced ((0-5; 5-10; 10-15; 15-20; 20-30; 30-40; 40-50; 50-60; 60-80; 80-100) cm) and depth sections of the four adjacent cores were mixed.

Additionally, a spatiotemporal sampling framework was carried out. Superficial soil samples were taken during ten field campaigns from April 2006 to April 2009 (once every three months in 2006, 2007 and April 2008, 2009). At each site 15 cm deep sediment cores were taken with a metal shell bit (1 cm Ø). Different strata (0-5 cm; 5-10 cm; 10-15 cm) were separated in three mixed samples based on 10 to 15 replicates. Soil resistance was quantified with a penetrometer.

Analyses

Soil samples were separately stored in closed plastic tubes when transported to the lab where immediately weighed, air dried and grinded. A subsample of the air dry soil is weighed and oven dried (105 °C) to a constant weight in preweighed porcelain crucibles and then reweighed to calculate soil water content and to correct measured metal concentrations when expressed per g dry weight.

Granulometry of the air dry soil was determined with a laser diffraction particle size analyzer (Malvern S, Malvern Instruments Ltd, Worcestershire, UK). Content of clay (<4 µm), very fine silt (), fine silt (), medium silt (), coarse silt and sand (>63 µm) and mean grain size were determined. Soil organic matter (OM) was estimated through loss on ignition. For this purpose, weight difference of oven dried (105 °C) soil and soil incinerated at 550 °C after 6h was determined.

Air dry soil was used for determination of total metal concentration after 'hot block digestion'. For digestion, 5 mL nitric acid (HNO₃, 69% Normapur Trace Analysis Cd Hg Pb) and 5 mL of hydrogen peroxide (H₂O₂, 27% for electrical purpose) are added to 0.2 g of soil. This mixture is heated up to 100 °C for 30 min, cooled overnight and again heated up to 150 °C during 60 min. Metal concentrations in the soil acid mixture were measured after filtration using ICP type radial plasma iris/charge injection device (CID) (Thermo). Analytical accuracy was achieved by the use of blanks and certified reference material for sediment (Institute for Reference Materials and Measurements (IRMM), BCR[®] № 320, channel sediment) were included in all series of metal analysis in order to verify the analyze procedure.

Data analysis

Relationship between heavy metal concentrations and soil physicochemical characteristics was explored by co-inertia analysis (Dray, Chessel et al. 2003). Data were ranged in two tables sharing the same lines (9 dates × 6 sites × 3 strata) which were then standardized. These two tables define two multidimensional clouds of points that co-inertia analysis combine in order to construct a system of axes which maximize the common information between these two patterns. Statistically, the similarity between the two patterns was assessed by the *R*² coefficient which is a multidimensional correlation index between two tables, equivalent to a simple Pearson correlation coefficient between two variables (Escoufier, 1973); its significance was tested by a Monte-Carlo procedure, based on 9999 random permutations of the lines of the two tables (Heo and Gabriel 1998).

Computations and graphical representations were realized using R software (R Development Core Team, 2009). The *ade4* package available in R was used for the multivariate analysis.

9.2.4. Results

Historical context

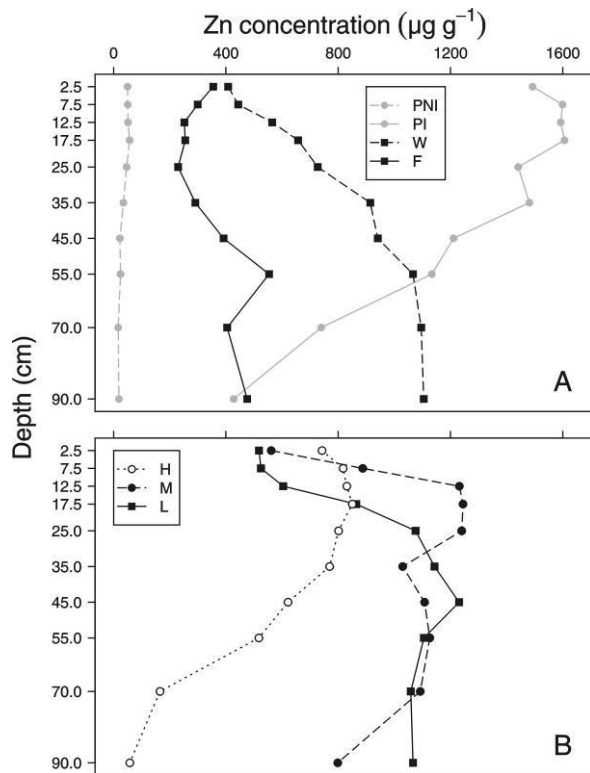


Figure 9.11. Average ($n=2$) soil Zn concentration in polder and estuarine reference sites (A) and in CRT sites (B) in June 2007

Differences in anthropogenic activity and location between sites resulted in differences in flooding regime. Between 2006 and 2009 no inundation in the studied polders (PI, PNI) has been recorded. The flooding frequency, defined as the percentage of tidal floods which inundate the site, of the natural reference sites F and R were close to 100% (Fig. 9.10). A lower flooding frequency for the lower sites of the CRT, L (85%) and M (70%) was measured. Flooding frequency of the highest natural reference site W (30%) and the highest site in the CRT (25%) were comparable. The time of a flood event, expressed as flooding duration (h) was higher and more variable in CRT sites compared with natural reference sites with a comparable flooding frequency (Fig. 9.10). Flooding duration in the natural reference sites was approximately 1 h (W), 3 h (R) and 4 h (F) compared to 3.5 h (H), 4.5 h (M) and 5.5 h (L) in the CRT sites. Sedimentation in the CRT during the 3 years of survey was much higher in the lower site L (30 cm) compared to site M (8 cm) and H (2 cm) (Fig. 9.10).

Large differences in metal concentrations between sites and depths within sites were measured in June 2007 (Fig. 9.11). Zn concentrations in the polder area PNI, with a maximum of $57 \pm 10 \mu\text{g g}^{-1}$ dry mass, were low compared to concentrations measured in polder area PI. In PI, Zn concentrations were decreasing with depth from a maximum of $1573 \pm 73 \mu\text{g g}^{-1}$ dry mass in the upper 20 cm of the soil to $427 \pm 423 \mu\text{g g}^{-1}$ dry mass in the 80-100 cm layer. Zn concentrations in the tidal marsh reference site increased with depth from $408 \pm 39 \mu\text{g g}^{-1}$ dry mass near the surface to $1150 \pm 174 \mu\text{g g}^{-1}$ dry mass in the 80-100 cm sediment layer. On every measured depth, tidal flat (F) sediment Zn concentrations were lower than tidal marsh (W) concentrations. Zn concentrations in the high elevation CRT site (H) decreased with depth from $810 \pm 44 \mu\text{g g}^{-1}$ dry mass in the upper 20 cm of the soil to $58 \pm 4 \mu\text{g g}^{-1}$ dry mass in the 80-100 cm layer. Zn

concentrations in the lower CRT sites (M, L) were comparable and higher than site H in soil layers deeper than 20 cm with a maximum of $1143 \pm 17 \mu\text{g g}^{-1}$ dry mass (L) and $1240 \pm 39 \mu\text{g g}^{-1}$ dry mass (M). An abrupt decrease in Zn concentrations in the superficial layers of lower CRT sites (M, L) was found (Fig. 9.11).

Spatial-temporal patterns of metal concentrations

Overall temporal and spatial trends in soil metal concentrations were comparable for As, Cd, Cr, Pb and Zn (Fig. 9.11B and Table 9.2). These trends were: (1) high values in the CRT sites in 2006, (2) a significant (Wilcoxon signed-rank, $p < 0.05$) decrease in concentration between 2006 and 2009 in the CRT sites and (3) comparable concentrations in the upper 5 cm sediment layers between CRT sites and the natural tidal marsh. Trends in this group of metals can be distinguished from trends observed for Mn concentrations (a significant (Wilcoxon signed-rank, $p < 0.05$) increase in CRT sites between 2006 and 2009), Ni concentrations (no significant (Wilcoxon signed-rank, $p < 0.05$) temporal trend in the CRT) and Cu concentrations (a prompt and high increase resulting in a concentration peak in summer 2007 followed by a prompt decrease observed in all sites (Fig. 9.11B and Table 9.2). No significant changes in metal concentrations between 2006 and 2009 were observed for the natural reference sites (Wilcoxon signed-rank, $p < 0.05$).

Table 9.2. Total metal soil concentrations ($\mu\text{g g}^{-1}$ dry mass) in the 0-5 cm layer in the sites of the CTR (L, M, H) and the natural reference sites in the estuary (F, R, W) in spring 2006 and spring 2009. Below the Flemish soil sanitation threshold for nature areas.

2009: Below the Finnish soil sanitation threshold for nature areas.										
System	Site	Date	As	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn	Mn
CRT	L	Spring 2006	65.5	15.1	311.3	132.0	32.9	306.5	1195.2	895.4
		Spring 2009	12.6	6.5	88.5	58.6	29.1	103.6	516.3	1045.8
	M	Spring 2006	30.7	14.3	363.2	116.8	34.2	201.9	1039.1	768.9
		Spring 2009	11.7	6.4	88.8	59.2	29.1	99.5	519.8	950.7
	H	Spring 2006	28.2	8.0	144.0	74.6	21.3	169.3	698.8	704.6
		Spring 2009	26.1	7.0	114.8	60.4	23.7	142.9	602.2	739.5
Estuary	F	Spring 2006	2.6	2.1	35.1	18.1	8.8	38.6	216.3	311.9
		Spring 2009	12.4	3.2	45.9	25.6	14.9	62.9	289.5	466.7
	R	Spring 2006	12.3	4.9	67.3	50.2	19.2	83.3	418.4	620.0
		Spring 2009	6.0	5.5	73.5	48.6	24.9	86.6	473.9	842.2
	W	Spring 2006	14.2	4.8	69.7	51.3	20.2	89.8	413.2	650.6
		Spring 2009	16.6	7.0	94.5	63.5	30.8	112.1	537.0	947.4
Soil sanitation threshold			60	4	130	230	93	200	860	—

Temporal trends in Zn and Mn concentrations are given in more detail (Fig. 9.12). In spring 2006, when the tidal inundation was introduced in the CRT, soil Zn concentrations in the upper 15 cm of the CRT sites were higher than in the reference sites (Fig. 9.12). At this moment, average Zn concentrations in site L ($1180 \pm 130 \mu\text{g g}^{-1}$ dry mass) and site W ($1214 \pm 31 \mu\text{g g}^{-1}$ dry mass) were comparable and higher than in site H ($727 \pm 25 \mu\text{g g}^{-1}$ dry mass). An overall decrease in Zn concentrations in the 3 years of tidal influence was observed in the CRT sites. The decrease was prompt in all soil strata of site L resulting in lower average Zn concentrations ($506 \pm 12 \mu\text{g g}^{-1}$ dry mass) in the upper 15 cm of this site in 2009. The decrease was comparable in the 0-5 cm layer in site M but less pronounced in the deeper layers in this site. In 2009, the soil Zn concentrations in the upper 5 cm were comparable in all CRT sites L ($519 \mu\text{g g}^{-1}$ dry mass), M ($516 \mu\text{g g}^{-1}$ dry mass), H ($602 \mu\text{g g}^{-1}$ dry mass) and in the natural tidal marsh W ($537 \mu\text{g g}^{-1}$ dry mass). Zn concentrations in the natural reference sites did not show clear temporal trends. Average Zn concentrations were higher in the high tidal marsh W ($487 \pm 75 \mu\text{g g}^{-1}$ dry mass) compared to the lower reed marsh R ($397 \pm 53 \mu\text{g g}^{-1}$ dry mass) and the tidal flat F ($271 \pm 27 \mu\text{g g}^{-1}$ dry mass) (Fig. 9.12).

Contrary to Zn, average soil Mn concentrations in the CRT sites were increasing between 2006 and 2009 from $701 \pm 59 \mu\text{g g}^{-1}$ dry to $868 \pm 89 \mu\text{g g}^{-1}$ dry mass in site L and from $785 \pm 10 \mu\text{g g}^{-1}$ dry mass to $991 \pm 55 \mu\text{g g}^{-1}$ dry mass in site M (Fig. 9.12). In the natural reference sites Mn concentrations were, analogous to Zn, higher in the natural marsh W ($787 \pm 143 \mu\text{g g}^{-1}$ dry mass) compared to the natural reed marsh R ($614 \pm 86 \mu\text{g g}^{-1}$ dry mass) and the tidal flat F ($415 \pm 50 \mu\text{g g}^{-1}$ dry mass). An increase of soil Mn concentrations in the 0-5 cm layer of the natural reference sites was observed (Fig. 9.12).

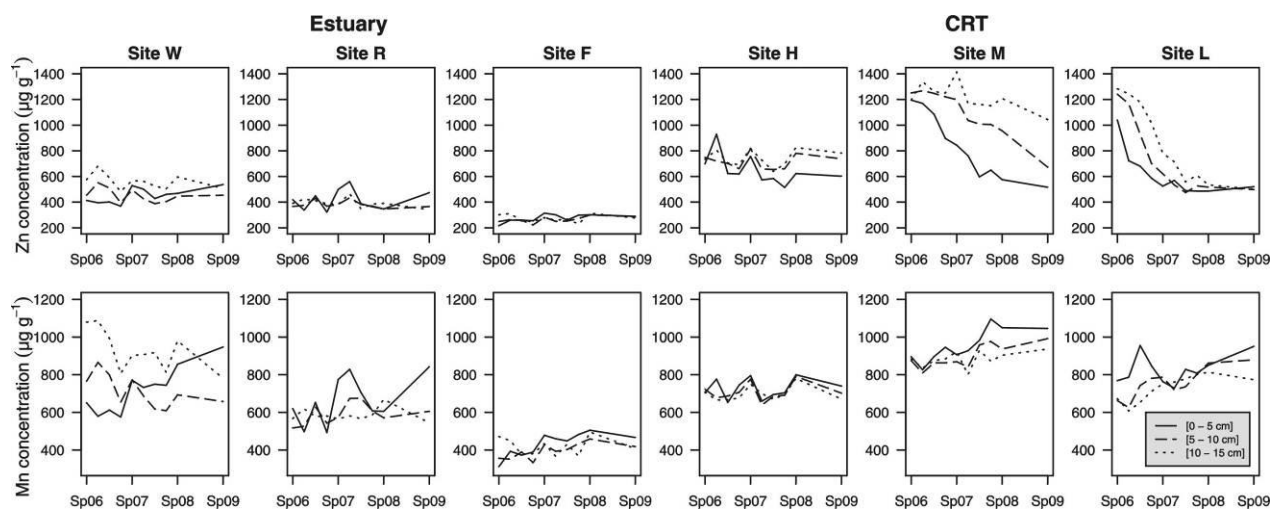


Figure 9.12. Temporal patterns of Zn (above) and Mn (below) concentrations on different ((0-5; 5-10; 10-15) cm) depths in the natural reference sites of the estuary (left) and in the CRT (right). Data from 10 sampling campaigns between spring 2006 and spring 2009.

Soil characteristics

The CRT granulometry was characterized by its rich silt content, ranging between 70 and 100% (Fig. 9.14). In the estuary, comparable high silt content was only found at site W. Silt values at site R never exceeded 70% and the soil at site F was largely sandy ($> 50\%$). Temporally, the main change in the CRT was a replacement of clay by silt. Clay content reached more than 35% in 2006. In 2009, it was lower than 20% at sites M and L, and lower than 30% in the soil surface of site H. Lowest values for water content were found in the CRT in 2006 (from $< 20\%$ to 40%). An increase resulted in water content of $> 60\%$ at sites M and L in 2009. In the Estuary, it ranged between 40 and 60 % at site W and R, and did not exceed 40 % at site F. OM was more variable in the estuary, ranging from less than 40 mg g^{-1} DW at site F to more than 120 mg g^{-1} DW at site W. In the CRT, the OM content remained relatively constant.

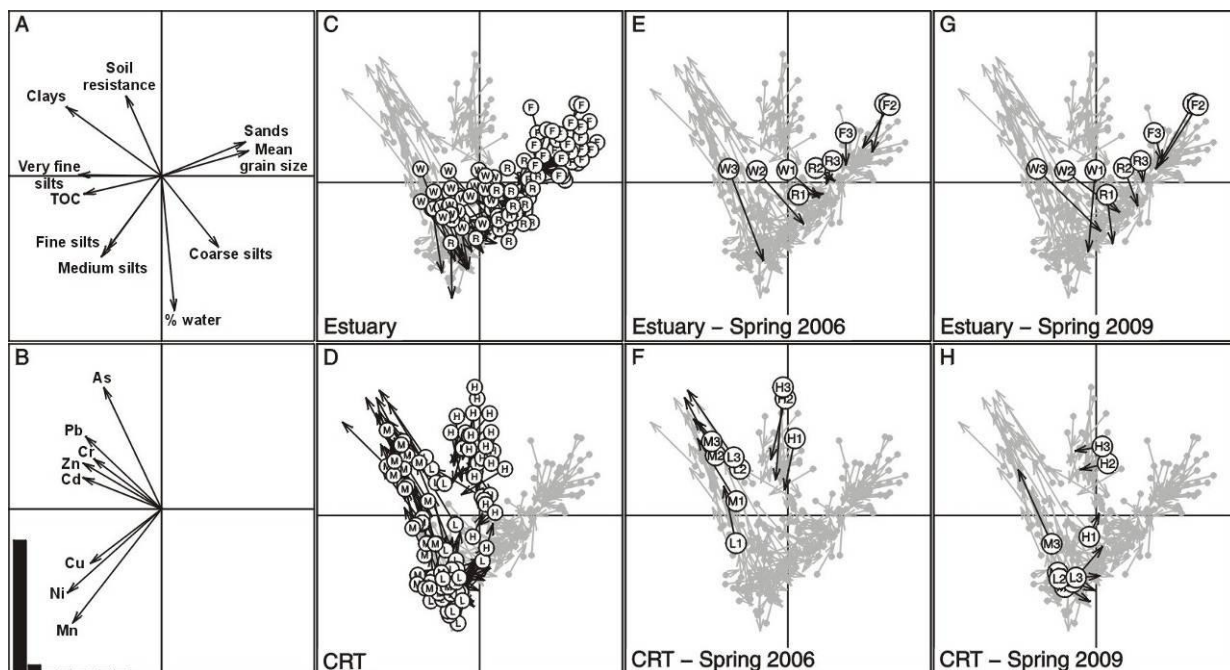


Figure 9.13. Co-inertia analysis between data on trace metal and soil characteristics. Bottom-left corner, eigenvalues diagram; F1, 94.7 %; F2, 5.1 %. A and B: soil characteristic and trace metal covariance. C to H: co-structure between the soil characteristics (circle) and metal concentrations (arrow end) patterns; each arrow refers to a sample; arrow length indicates the lack of fitting. Pearson's correlation between the coordinates on the first axis: $r = 0.91$, $p < 0.0001$. On the second axis: $r = 0.71$, $p < 0.0001$. Letters in labels indicate sites (see M&M for details). E to H: numbers in labels indicate the soil strata, with 1 (0-5cm); 2 (5-10 cm); 3 (10-15cm).

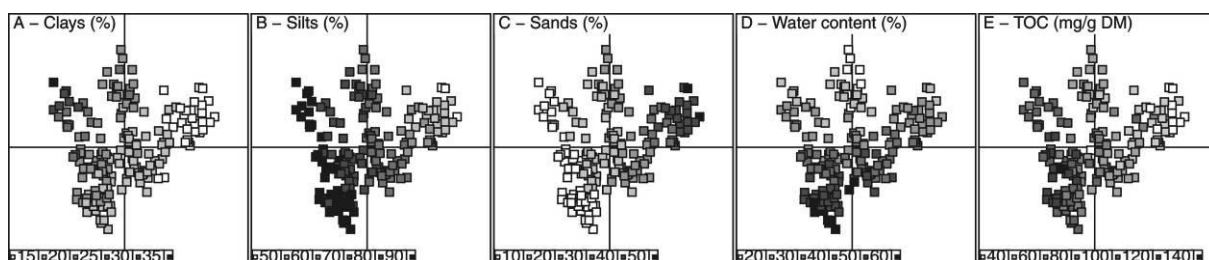


Figure 9.14. Co-inertia analysis, positions of soil characteristics samples (points in Fig. X). Colors underline the value of the considered physicochemical descriptor.

Relationship between soil characteristics and metal concentrations.

The co-inertia analysis highlighted a strong co-structure between trace metal concentrations and some soil characteristic (Fig. 9.13). The two first axes covered respectively 99.3 % and 98.6 % of their multidimensional variances, and the correlation between the two configurations was found to be highly significant ($Rv = 0.67$; $p < 0.0001$). The first axis divided the different sites, with high metal concentrations and small grain size on the left and low metal concentrations and large grain size on the right (Fig. 9.13C, D). Generally, sites in the CRT were characterized by a finer granulometry and higher trace metal concentrations, with the tidal marsh natural reference site (W) positioned close to the CRT, opposing the tidal flat with higher mean grain size, dominated by sand, and lower metal concentrations. In general, arrows pointed down for the natural reference sites indicating lower trace metal concentrations with comparable soil characteristics compared to the CRT sites. Within the CRT, higher metal concentrations in site L and M compared to site H were confirmed by the co-inertia (Fig. 9.13D). On the second axis, the CRT sites were organized along a flooding gradient with high soil resistant and low water content in

site H, opposing site L. Along this axis trace metal concentrations were separated in two groups; As, Pb, Cr, Zn Cd and Cu, Ni Mn (Fig 9.13A, B).

Little differences in positioning of the natural reference sites in the co-inertia structure between spring 2006 and spring 2009 were observed (Fig. 9.13E, G). On the other hand, a large shift of the CRT sites was shown (Fig. 9.13F, H). This change, from spring 2006 to spring 2009, was characterised by a decrease in metal concentrations from one group (As, Pb, Cr, Zn Cd), less clay and a higher water content. All sites and strata in the CRT shift in the same direction. The change was larger at lower elevation (site L and M) and in the upper sediment layers (Fig 9.12).

9.2.5. Discussion

Spatial distribution of trace metals

High trace metal concentrations in the soil of tidal and embanked areas were found. Cd concentrations in the studied areas exceeded the Flemish soil sanitation thresholds for nature areas, up to a factor 8 in the superficial polder soil. The Cr, Pb and Zn sanitation thresholds were exceeded in the superficial polder soil and deeper layers of the tidal marsh. A long history of trace metal pollution in the Schelde estuary has been reported before (for example see (Baeyens 1997)). Anthropogenic activities resulted in increasing surface water metal concentrations from the beginning of the 20th century, maximum values around the seventies and decreasing concentrations again last decades (Zwolsman, Berger et al. 1993; Baeyens 1997). Deposition of contaminated suspended solids on tidal areas or land disposal of dredged sediments resulted in metal contamination of a large number of areas adjacent to the Schelde estuary (Vandecasteele, De Vos et al. 2002; Du Laing, Vandecasteele et al. 2007).

Trace metal concentrations in areas adjacent to estuaries are determined by (1) the estuaries' surface water contamination (2) inundation history of the area and (3) diagenetic processes (Zwolsman, Berger et al. 1993).

Tidal marshes near the Schelde are known to grow in height following mean high water level rise in the estuary (Temmerman, Govers et al. 2003). Due to this accretion by a continuous deposition of metal contaminated suspended sediments, vertical profiles of trace metal concentrations in tidal areas can reflect long term contamination history in estuaries (Church, Sommerfield et al. 2006; Canavan, Van Cappellen et al. 2007; Lesven, Lourino-Cabana et al. 2010). The decrease in Zn concentrations towards the surface, found in the tidal marsh, might be a reflection of decreasing Zn concentrations last decades. However, post depositional mobility caused by diagenetic processes may significantly alter the vertical profile expected from anthropogenic influence (Zwolsman, Berger et al. 1993). Diagenetic modifications are controlled by the behavior of metal scavenging fractions which is determined by conditions such as the redox potential and pH. On the one hand, anoxic sediments proved to be efficient in scavenging trace metals by the reduction of sulfate to sulfite and precipitation with metals under the low redox conditions (Du Laing, De Meyer et al. 2008; Lesven, Gao et al. 2008). On the other hand, oxidation of metal sulfides in oxic sediment layers near the sediment water interface (SWI) can result in metal mobilization and re-precipitation with Fe and Mn oxides near the SWI (Canavan, Van Cappellen et al. 2007). With low oxygen concentrations in the Schelde surface water (Damme, Struyf et al. 2005) and a high input of organic matter in the tidal marshes, anoxic conditions and hence low metal mobility in the sediments can be expected. Low metal mobility and accretion of 1-2 cm y⁻¹, reported in the freshwater part of the estuary (Temmerman, Govers et al. 2004), seems to indicate that Zn concentrations measured in the tidal marsh might be a reflection of pollution history without large diagenetic modifications. The maximum Zn concentration achieved at 60 cm depth then corresponds with the pollution maximum between 1960 and 1970 as found by (Zwolsman, Berger et al. 1993; Andrews, Samways et al. 2008). Higher flow velocities above tidal flats result in sediments with larger grain size and less organic matter compared to tidal marshes. Since trace metals show a high affinity for small sized clay and

organic particles (Du Laing, Vandecasteele et al. 2007), metal concentrations in the tidal flat were found smaller compared to the tidal marsh.

Low Zn concentrations were found in the polder area which was not subjected to flooding after embankment. In this area, tidal inundation with deposition of sediments was terminated before a significant contamination with trace metals of the Schelde occurred. However, Cu and Pb concentrations in the superficial layers of the polder were found to be three times higher compared to the deeper layers. Atmospheric deposition or fertilization could explain these higher values. Contrary to the tidal marsh, the highest Zn concentrations in the polder area where occasional inundation occurred were measured in the superficial soil layers. Manure by means of winter irrigation with estuarine surface water was applied in the 20th century. A sluice allowed metal contaminated surface water to flood the polder. Trace metals in the surface water, mainly adsorbed to suspended particulate matter (Regnier and Wollast 1993; Millward and Liu 2003), were deposited on the agricultural soil. Deposited metals may be trapped in Mn and Fe oxides near the surface, preventing downward migration.

Temporal changes in trace metals

Initiation of tidal inundation in the polder area Lippenbroek by creation of a CRT was accompanied by decreasing metal concentrations measured in the superficial soil layers. As, Cd, Cr, Pb and Zn concentrations exceeding the sanitation threshold at certain sites when the CRT was implemented, decreased towards concentrations below the threshold (except for Cd) after three years of tidal inundation. The rate of decrease depended on the elevation and hence the sedimentation rate. The core samples taken in the CRT were a mixture between the old agricultural soil and the newly deposited sediments. Comparable with the inundated polder, historical irrigation resulted in high Zn concentrations in the superficial agricultural soil of the CRT. Reintroduction of tidal inundation resulted in burial of the contaminated soil with less contaminated sediments. The decrease was fast in the low elevation site where 30 cm of new sediment was deposited in the first three years of tidal inundation. In contrary, the upper 5 cm of the high elevated CRT site is still a mixture of agricultural soil and new sediments after three years.

With differences in tidal characteristics between CRT sites and natural tidal areas, differences in soil characteristics and metal concentrations of deposited sediments could be expected (Du Laing, Rinklebe et al. 2009). The low current during inundation in the CRT allowed fine grained suspended sediments and organic matter to settle down. Compared to the tidal flat and low tidal marsh, clay, silt and organic matter content and hence Zn concentrations were higher in sediments deposited in the CRT. Despite a prolonged inundation time and higher content of silt and organic matter in sediments deposited in the CRT compared to the tidal marsh, Zn concentrations were found to be comparable in newly deposited sediments. Additionally, differences in tidal characteristics between CRT sites did not result in differences in Zn concentrations. Based on these results, reintroduction of tidal inundation in a CRT could be expected to result in deposition of a uniform sediment layer with metal concentrations comparable to concentrations found on adjacent tidal marshes. Depending on the contamination history, this can result in an increase or a decrease in trace metal concentrations in the superficial soil layers of the inundation area. A metal concentration decrease after re-inundation has been reported by (Emmerson, Birkett et al. 2000). Release to the surface water due to metal mobilization by solubilization of Mn and Fe oxides under reducing conditions after inundation can be an explanation (Emmerson, Birkett et al. 2000). However, no decrease in Zn concentrations in the buried agricultural soil was observed. Since the Zn concentration decrease followed the patterns of sediment deposition, low post depositional Zn mobility in the CRT was assumed in the first three years. (Macleod, Scrimshaw et al. 1999; Emmerson, Birkett et al. 2000) reported that penetration of surface water and the changes which occur in the soil after re-inundation are spread over a period of years.

Contrary to Zn, As, Cd, Cr, Cu and Pb, an increase in Mn concentrations was observed after the CRT was implemented. Dissolution of Mn in deeper sediment layers and precipitation as Mn oxides near the SWI can result in enrichment profiles which do not reflect the historical input of anthropogenic sources (Douglas and Adeney 2000). Increasing Mn concentrations were observed in the agricultural CRT soil immediately after tidal inundation was introduced. Mn enrichment can be caused by input from the estuary or by mobilization and upward migration of Mn from deeper soil layers. Contrary to the other elements, Mn concentrations in newly deposited sediments differed between depths. A concentration profile with higher Mn concentrations in the upper 5 cm of the newly deposited sediments was observed. Again, accumulation by precipitation as Mn oxides in oxic surface sediments might be the explanation. Comparable with the CRT, Mn concentrations increased in the upper sediment layer of the tidal marsh. Increasing oxygen concentrations in the estuary's surface water observed last years might result in precipitation of Mn oxides near the SWI (Teuchies et al, 2011).

Mn oxides are known to be an important binding phase for trace metals (Adams, Kirst et al. 2009; Li, Hall et al. 2009). Diagenetic mobility of Mn can result in similar movement of other trace elements and precipitation in the same diagenetic enrichment zones (Zwolsman, Berger et al. 1993; Emmerson, Birkett et al. 2000). Increasing Zn concentrations in the upper sediment layer of the tidal marsh, following the increase of Mn, might indicate that Zn mobility is determined by the diagenetic movement of Mn in the marsh. Increasing metal mobility caused by increasing surface water oxygen concentrations can indicate increasing metal availability and transfer to the estuary (Teuchies et al. submitted) (Zoumis, Schmidt et al. 2001). However, no influence of Mn mobility on the mobility of other metals was observed in the CRT soil.

Metal availability

In addition to metal output or input in the CRT, introduction of tidal inundation in a former polder area can alter availability of present metals. Most studies on the impact of managed realignment on trace metal availability are situated in salt water areas (Emmerson, Manatunge et al. 1997; Macleod, Scrimshaw et al. 1999; Emmerson, Birkett et al. 2000; Emmerson, Scrimshaw et al. 2001; Blackwell, Hogan et al. 2004). Intrusion of brackish or saline surface water might increase metal availability (Emmerson, Scrimshaw et al. 2001; Du Laing, De Vos et al. 2008; Speelmans, Lock et al. 2010). Though, also flooding, independently of the salinity, can influence metal availability (Gambrell, Wiesepape et al. 1991; Speelmans, Vanthuyne et al. 2007; Du Laing, De Vos et al. 2008). Flooding might result in reducing conditions with metal sulfide precipitation and lower metal availability as a consequence (Gambrell, Wiesepape et al. 1991; Teuchies, de Deckere et al. 2008). The prolonged inundation time which characterizes a CRT regime, can be favorable for sulfite precipitation. However, periodical flooding, controlled by the tidal amplitude, was found to be insufficient to create the reducing conditions in which sulfate reduction occurs (Du Laing, Vanthuyne et al. 2007). Additionally, surface water aeration in the CRT might decrease the potential of metal sulfide precipitation. Under prevailing conditions, Mn and Fe oxides might be more important in controlling metal availability in the CRT soil and newly deposited sediments. Moreover, flooding might result in the dissolve of Mn and Fe oxides in deeper sediment layers, with increasing metal availability as a consequence. Increasing Mn concentrations found in the superficial soil layers, subsequent to flooding, might be an indication for increased mobility. However, no diagenetic mobility of other trace metals was observed. As summarized by (French 2006), changes occurring in the soil are slow and situate mainly near the surface and in newly deposited sediments.

The implementation of the CRT resulted in a quick colonization with typical freshwater tidal marsh vegetation (Jacobs, Beauchard et al. 2009). Plant growth can, depending on the species, significantly increase or decrease trace metal availability in the soil, (Reboreda and Caçador 2007; Vinagre, Cabral et al. 2008). Additionally, metal uptake by plants can enhance transfer to the food chain (Caçador, Caetano et al. 2009). *Saplix sp.* (willow) and *Phragmites australis* (common reed) are

the predominant species in the freshwater part of the Schelde estuary. Willow species are known to accumulate trace metals resulting in high foliar concentrations (Vandecasteele, De Vos et al. 2002). In contrary, stabilization of metals in the rhizosphere and a lower allocation to leaf tissues in reed plants has been reported (Weis and Weis 2004; Du Laing, Van de Moortel et al. 2009). On the other hand, decomposing litter of most plant species, including reed, becomes highly enriched in metals. This can result in higher availability and high metal exposure to benthic invertebrates (Weis and Weis 2004; Du Laing, Bontinck et al. 2008).

Deposition of sediments is the main process in metal removal in estuaries (Rozan and Benoit 1999; Andrews, Samways et al. 2008). As reported by (Cave, Andrews et al. 2005), managed realignment has potential to increase the area available for sediment deposition. Due to high rates of sediment accumulation in the CRT, these areas can highly contribute to metal removal from the estuary. Implementation of approximately 1500 ha of CRT areas is planned along the Schelde estuary. This has a potential to improve long term water and sediment quality (Cave, Andrews et al. 2005) and to avoid cleaning costs (Andrews, Burgess et al. 2006).

9.2.6. References

Adams J., et al. (2009). "Mn-oxides and sequestration of heavy metals in a suburban catchment basin of the Chesapeake Bay watershed." *Environmental Geology* 58(6): 1269-1280.

Andrews J. E., et al. (2006). "Biogeochemical value of managed realignment, Humber estuary, UK." *Science of The Total Environment* 371(1-3): 19-30.

Andrews J. E., et al. (2008). "Historical storage budgets of organic carbon, nutrient and contaminant elements in saltmarsh sediments: Biogeochemical context for managed realignment, Humber Estuary, UK." *Science of The Total Environment* 405(1-3): 1-13.

Baeyens W. (1997). "Evolution of trace metal concentrations in the Scheldt estuary (1978–1995). A comparison with estuarine and ocean levels." *Hydrobiologia* 366(1): 157-167.

Baeyens W., et al. (2005). "Overview of trace metal contamination in the Scheldt estuary and effect of regulatory measures." *Hydrobiologia* 540(1): 141-154.

Baeyens W., et al. (1997). "A box-model of metal flows through the Scheldt estuary (1981–1983 and 1992–1995)." *Hydrobiologia* 366(1): 109-128.

Blackwell M. S. A., et al. (2004). "The short-term impact of managed realignment on soil environmental variables and hydrology." *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 59(4): 687-701.

Caçador I., et al. (2009). "Stock and losses of trace metals from salt marsh plants." *Marine Environmental Research* 67(2): 75-82.

Canavan R. W., et al. (2007). "Geochemistry of trace metals in a fresh water sediment: Field results and diagenetic modeling." *Science of The Total Environment* 381(1-3): 263-279.

Cave R. R., et al. (2005). "A review of sediment contamination by trace metals in the Humber catchment and estuary, and the implications for future estuary water quality." *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 62(3): 547-557.

Church T. M., et al. (2006). "Marsh sediments as records of sedimentation, eutrophication and metal pollution in the urban Delaware Estuary." *Marine Chemistry* 102(1-2): 72-95.

Costanza R., et al. (1997). "The value of the world's ecosystem services and natural capital." *Nature* 387(6630): 253-260.

Cox T., et al. (2006). "Flood control areas as an opportunity to restore estuarine habitat." *Ecological Engineering* 28(1): 55-63.

Damme S. V., et al. (2005). "Spatial and temporal patterns of water quality along the estuarine salinity gradient of the Scheldt estuary (Belgium and The Netherlands): results of an integrated monitoring approach." *Hydrobiologia* 540(1): 29-45.

Douglas G. B. and J. A. Adeney (2000). "Diagenetic cycling of trace elements in the bottom sediments of the Swan River Estuary, Western Australia." *Applied Geochemistry* 15(5): 551-566.

Dray S., et al. (2003). "CO-INERTIA ANALYSIS AND THE LINKING OF ECOLOGICAL DATA TABLES." *Ecology* 84(11): 3078-3089.

Du Laing G., et al. (2008). "Effect of decomposing litter on the mobility and availability of metals in the soil of a recently created floodplain." *Geoderma* 147(1-2): 34-46.

Du Laing G., et al. (2008). "Metal Accumulation in Intertidal Marshes: Role of Sulphide Precipitation." *Wetlands* 28(3): 735-746.

Du Laing G., et al. (2008). "Effect of salinity on heavy metal mobility and availability in intertidal sediments of the Scheldt estuary." *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 77(4): 589-602.

Du Laing G., et al. (2009). "Trace metal behaviour in estuarine and riverine floodplain soils and sediments: A review." *Science of The Total Environment* 407(13): 3972-3985.

Du Laing G., et al. (2009). "Factors affecting metal concentrations in reed plants (*Phragmites australis*) of intertidal marshes in the Scheldt estuary." *Ecological Engineering* 35(2): 310-318.

Du Laing G., et al. (2007). "Factors affecting metal concentrations in the upper sediment layer of intertidal reedbeds along the river Scheldt." *Journal of Environmental Monitoring* 9(5): 449-455.

Du Laing G., et al. (2007). "Influence of hydrological regime on pore water metal concentrations in a contaminated sediment-derived soil." *Environmental Pollution* 147(3): 615-625.

Emmerson R. H. C., et al. (2000). "Solid phase partitioning of metals in managed retreat soils: field changes over the first year of tidal inundation." *The Science of The Total Environment* 254(1): 75-92.

Emmerson R. H. C., et al. (1997). "Tidal Exchanges Between Orplands Managed Retreat Site and the Blackwater Estuary, Essex." *Water and Environment Journal* 11(5): 363-372.

Emmerson R. H. C., et al. (2001). "Solid phase partitioning of metals in Managed Realignment soils: laboratory studies in timed soil sea-water batch mixtures." *Applied Geochemistry* 16(14): 1621-1630.

French P. W. (2006). "Managed realignment - The developing story of a comparatively new approach to soft engineering." *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 67(3): 409-423.

Gambrell R. P. (1994). "TRACE AND TOXIC METALS IN WETLANDS - A REVIEW." *Journal of Environmental Quality* 23(5): 883-891.

Gambrell R. P., et al. (1991). "THE EFFECTS OF PH, REDOX, AND SALINITY ON METAL RELEASE FROM A CONTAMINATED SEDIMENT." *Water Air and Soil Pollution* 57-8: 359-367.

Heo M. S. and K. R. Gabriel (1998). "A permutation test of association between configurations by means of the RV coefficient." *Communications in Statistics-Simulation and Computation* 27(3): 843-856.

Jacobs S., et al. (2009). "Restoration of tidal freshwater vegetation using controlled reduced tide (CRT) along the Schelde Estuary (Belgium)." *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 85(3): 368-376.

Lesven L., et al. (2008). "Early diagenetic processes aspects controlling the mobility of dissolved trace metals in three riverine sediment columns." *Science of The Total Environment* 407(1): 447-459.

Lesven L., et al. (2010). "On metal diagenesis in contaminated sediments of the Deûle river (northern France)." *Applied Geochemistry* 25(9): 1361-1373.

Li L., et al. (2009). "Mobility and Bioavailability of Trace Metals in the Water-Sediment System of the Highly Urbanized Brunette Watershed." *Water, Air, & Soil Pollution* 197(1): .

Luoma SN, Rainbow PS (2008). *Metal contamination in aquatic environments*. Cambridge University Press, New York.

Macleod C. L., et al. (1999). "Geochemical Changes in Metal and Nutrient Loading at Orplands Farm Managed Retreat Site, Essex, UK (April 1995-1997)." *Marine Pollution Bulletin* 38(12): 1115-1125.

Maris T., et al. (2007). "Tuning the tide: creating ecological conditions for tidal marsh development in a flood control area." *Hydrobiologia* 588(1): 31-43.

Meire P., et al. (2005). "The Scheldt estuary: a description of a changing ecosystem." *Hydrobiologia* 540(1): 1-11.

Millward G. E. and Y. P. Liu (2003). "Modelling metal desorption kinetics in estuaries." *The Science of the Total Environment* 314-316: 613-623.

Reboreda R. and I. Caçador (2007). "Halophyte vegetation influences in salt marsh retention capacity for heavy metals." *Environmental Pollution* 146(1): 147-154.

Regnier P. and R. Wollast (1993). "DISTRIBUTION OF TRACE-METALS IN SUSPENDED MATTER OF THE SCHELDT ESTUARY." *Marine Chemistry* 43(1-4): 3-19.

Rozan T. F. and G. Benoit (1999). "Heavy metal removal efficiencies in a river-marsh system estimated from patterns of metal accumulation in sediments." *Marine Environmental Research* 48(4-5): 335-351.

Speelmans M., et al. (2010). "Hydrological regime and salinity alter the bioavailability of Cu and Zn in wetlands." *Environmental Pollution* 158(5): 1870-1875.

Speelmans M., et al. (2007). "Influence of flooding, salinity and inundation time on the bioavailability of metals in wetlands." *Science of The Total Environment* 380(1-3): 144-153.

Temmerman S., et al. (2003). "Modelling long-term tidal marsh growth under changing tidal conditions and suspended sediment concentrations, Scheldt estuary, Belgium." *Marine Geology* 193(1-2): 151-169.

Temmerman S., et al. (2004). "Modelling estuarine variations in tidal marsh sedimentation: response to changing sea level and suspended sediment concentrations." *Marine Geology* 212(1-4): 1-19.

Teuchies J., et al. (2008). "Influence of tidal regime on the distribution of trace metals in a contaminated tidal freshwater marsh soil colonized with common reed (*Phragmites australis*)." *Environmental Pollution* 155(1): 20-30.

Vandecasteele B., et al. (2002). "Cadmium and Zinc uptake by volunteer willow species and elder rooting in polluted dredged sediment disposal sites." *The Science of the Total Environment* 299: 191-205.

Vandecasteele B., et al. (2002). "Cadmium and Zinc uptake by volunteer willow species and elder rooting in polluted dredged sediment disposal sites." *The Science of the Total Environment* 299(1-3): 191-205.

Vandecasteele B., et al. (2002). "Heavy metal contents in surface soils along the Upper Scheldt river (Belgium) affected by historical upland disposal of dredged materials." *The Science of the Total Environment* 290(1-3): 1-14.

Vinagre C., et al. (2008). "Influence of halophytes and metal contamination on salt marsh macro-benthic communities." *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 76(4): 715-722.

Weis J. S. and P. Weis (2004). "Metal uptake, transport and release by wetland plants: implications for phytoremediation and restoration." *Environment international* 30(5): 685-700.

Zoumis T., et al. (2001). "Contaminants in sediments: remobilisation and demobilisation." *The Science of the Total Environment* 266(1-3): 195-202.

Zwolsman J. J. G., et al. (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(1): 73-94.

9.3. Sedimentatie en erosie in het Lippenbroek

Onderzoek uitgevoerd door perceel 3, partim UA: L. Oosterlee, W. Vandenbruwaene & S. Temmerman.

Onderzoeksgroep ECOBE & PLG, Universiteit Antwerpen.

9.3.1. Methodiek

In het Lippenbroek werd vanaf 2006 de sedimentatie-erosie opgevolgd gebruikmakende van korte en lange termijnmethodes. De korte termijnmethode omvat metingen over één getijdencyclus (eb-vloed), de lange termijnmethode metingen over meerdere cycli (inclusief springtij en doodtij).

Korte termijnmetingen

Sediment traps en siphon samplers worden gebruikt voor korte termijnmetingen. De sediment traps worden op ongeveer 50 vaste meetlocaties uitgelegd en vangen sediment van één getijdencyclus. De siphon samplers worden geplaatst in de hoofdgeul en bepalen de gesuspendeerde sedimentconcentratie in de waterkolom bij instroom. Beide methodes worden uitgevoerd gedurende 13-uurs metingen, welke ongeveer vier keer per jaar plaatsvinden.

Korte termijnmetingen zijn echter niet opgenomen in het OMES bestek (16EI/10/49) en werden in de periode oktober 2009 – december 2010 niet uitgevoerd. Een overzicht van alle sedimentatie en erosiemetingen vanaf 2006 tot op heden is opgenomen in tabel 9.3. Voor een meer gedetailleerde beschrijving van de meetmethodes wordt verwezen naar het OMES-eindrapport van 2007 (Maris et al., 2007).

Lange termijnmetingen

Marker horizons (MHs), surface elevation tables (SETs) en opnames van geulenmorfologie vallen onder de lange termijnmetingen. Bij MH-metingen wordt de hoeveelheid afgezet sediment op een herkenbare laag gemeten op 25 vaste meetlocaties. Door de beperkte nauwkeurigheid van deze methode worden metingen slechts één keer per jaar uitgevoerd. De SET-metingen worden elke twee maanden uitgevoerd, waarbij heel nauwkeurig (2 mm nauwkeurigheid) hoogteveranderingen van het sedimentoppervlak op tien vaste meetlocaties wordt bepaald. Het voordeel van SET-data ten opzichte van MH-data is dat met de SET methode men ook erosie kan meten. Tenslotte wordt ook de ontwikkeling van de geulen jaarlijks opgevolgd gebruikmakende van een total station. Voor de hoofd- en zijgeul worden zowel de thalweg als verschillende dwarstransecten opgemeten. Vanaf november 2006 werd ook de thalweg van enkele nieuwgevormde, duidelijk ontwikkelde geulen opgemeten waarbij de geuldiepte als meetcriterium werd gebruikt. Vanaf december 2008 werden bijkomend een aantal dwarstransecten opgemeten langs de nieuwe geulen.

Het voorliggend hoofdstuk gaat in op de door de UA uitgevoerde metingen tussen 2009 en 2010 op het gebied van sedimentatie en erosie: de SET-metingen. Deze worden vergeleken met de data van de voorbije jaren.

Tabel 9.3: Overzicht van de meetdata voor verschillende methodes. Elke punt is een meetcampagne.

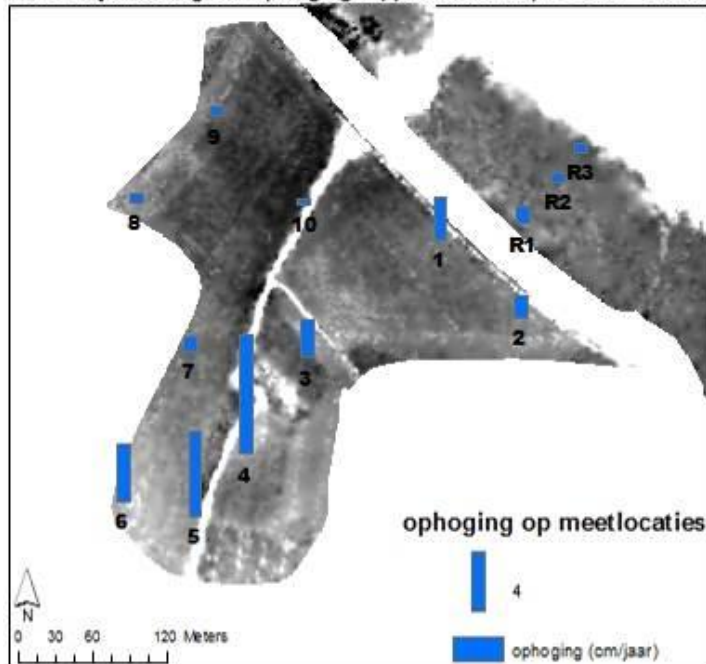
Verklaring van afkortingen: SET = surface elevation table, MH = marker horizon, TS = Total Station, ST = sediment traps, SS = siphon sampler.

Methode	SET	MH	TS	ST	SS
Data	Mrt06 - 17,18 nov08 1,2 jul06 - 3,4 feb09 21,22 sep06 - 4,6 mrt09 17,19,22 jan07 - 14,15 mei09 5,7 mrt07 - 13,14 jul09 7,8 mei07 - 17,21,22 sep09 16,17jul07 - 7,8 dec09 18,19 sep07 - 16,18 mrt10 30,31okt,1nov07 - 11,12 mei10 22,23 jan08 - 28,29,30 jul10 20,21 mrt08 - 6,7 sep10 26,27 mei08 15,167 jul08 1,2,3 sep08	1,2 feb07 18,19,21 jul07 27 feb, 2,3,4,6 mrt 09	17 feb;2 mrt06 9,10 nov06; 11,20,21dec06 12-16 nov07 1-3 dec08 2009-2010 : VUB	30 aug06 11 sep06 25 okt06 18 mrt07 20 mrt07 5 jun07 1 okt07 8 mei08 3 jun08 6 okt08 4 dec08	30 aug06 11 sep06 18 mrt07 5 jun07 1 okt07 8 mei08 3 jun08 4 dec08

9.3.2. Resultaten: sedimentatie in het Lippenbroek

In het Lippenbroek liggen totaal 10 meetlocaties, waar lange termijn-hoogteveranderingen van het sedimentoppervlak regelmatig worden opgevolgd met behulp van zogenaamde 'Surface Elevation Tables'(SETs). Om gemeten resultaten te vergelijken met een natuurlijke situatie zijn er 3 SET-metlocaties in het aangrenzende, buitendijkse schor 'De Plaat'. Figuur 9.15 geeft de ophoging over 2009-2010 van de locaties weer.

Ruimtelijke weergave ophoging Lippenbroek sept. 2009 - 2010



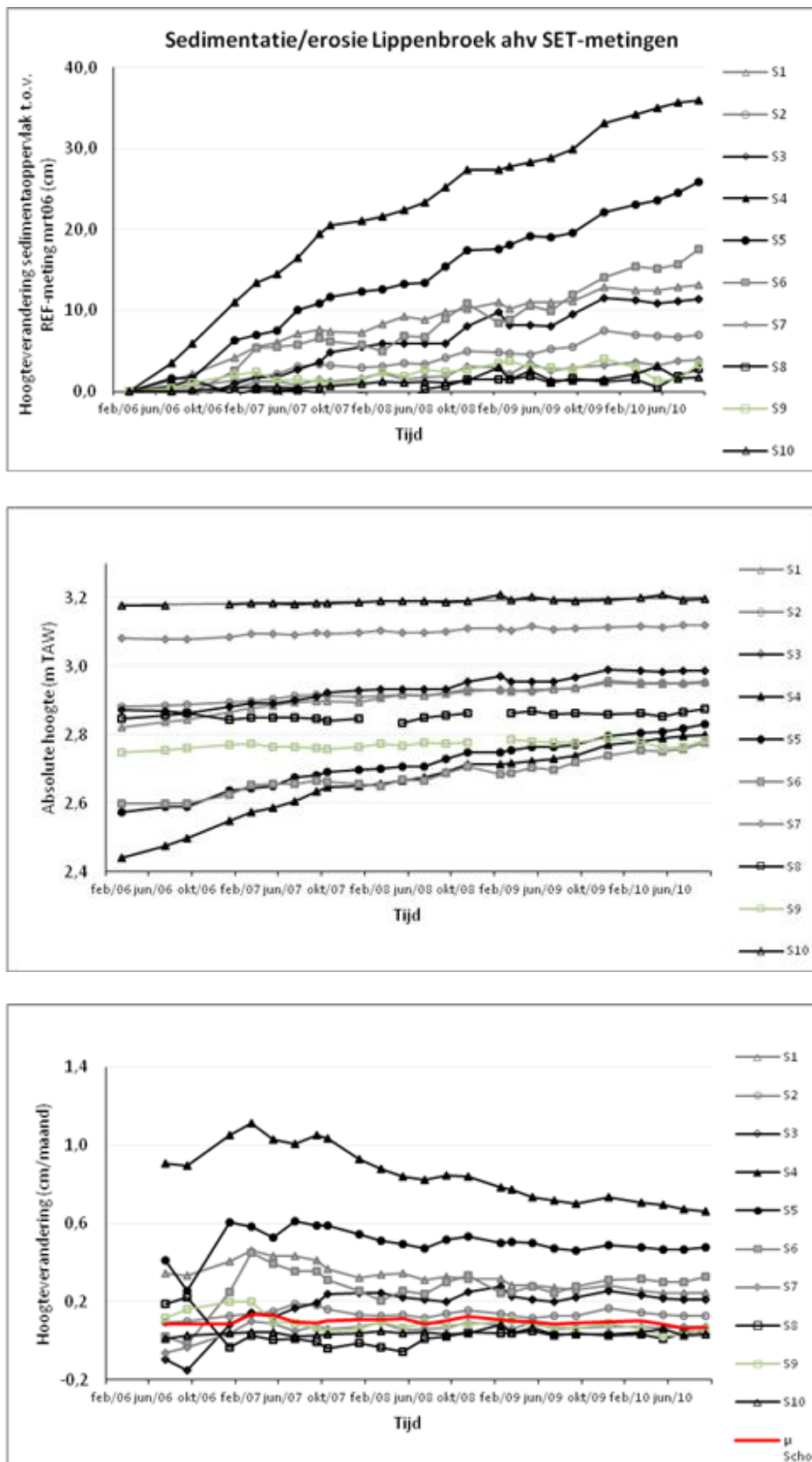
Figuur 9.15: Ruimtelijke variatie van hoogteveranderingen (cm/jaar) sinds september 2009. Cijfers staan voor de nummers van de meetlocaties, de balken voor de hoeveelheid sediment dat zich sinds sept. 2009 heeft afgezet. Precieze hoeveelheden kunnen worden afgeleid uit figuur 9.16a.

In het Lippenbroek bestaat een positief verband tussen gemiddelde hoogteverandering en overstromingsfrequenties; laaggelegen locaties overstroomden vaker dan hoger gelegen locaties, waardoor ze sneller ophogen (Maris et al., 2008). In figuur 9.16b is dit duidelijk waar te nemen voor de oorspronkelijk laaggelegen sites 4 en 5 en hooggelegen sites 7 en 10: de gemiddelde sedimentatiesnelheid op site 4 en 5 was in 2006/2007 het hoogst van alle sites, maar deze snelheid neemt geleidelijk af naarmate de sites ophogen (fig 9.16c), terwijl sites 7 en 10 zeer langzaam ophogen door de lage overstromingsfrequentie.

N.B.: Ophoging op sites is een resultaat van zowel sedimentatie als inklinking en erosie. Daarom wordt in dit geval geen gebruik gemaakt van het begrip sedimentatiesnelheid, maar gemiddelde hoogteverandering.

Sites 8 en 9 bevinden zich op locaties die continu onder water liggen. Beide meetlocaties liggen in een depressie die slecht wordt gedraineerd door een naastliggende verhoging in de topografie die drainage tegengaat. Alleen bij hoge springtijden is er input van nieuw water en sediment waardoor de overstromingsfrequentie zeer laag is; hoogteveranderingen zijn erg laag (fig. 9.16a).

Doordat de laaggelegen locaties die niet continu onder water staan sneller ophogen, ontstaat een afvlakking van de topografie (zie figuur 9.16b).



Figuur 9.16a-c: Vergelijking van hoogteveranderingen in tijd ter hoogte van de 10 locaties. a (boven) geeft sedimentatie en erosie op de locaties weer als de hoogteverandering van het oppervlak ten opzichte van t0 (maart 2006). b (midden) geeft de absolute hoogteverandering (in meters TAW) van het sedimentoppervlak in tijd op de 10 locaties weer. c (onder) geeft de relatieve hoogteverandering van het sedimentoppervlak in tijd weer in cm/maand.

Aanbevelingen:

Het Lippenbroek is op veel plekken volledig overgroeid door vegetatie. Momenteel ligt geen enkele SET-site op een locatie zonder vegetatie die droogvalt tijdens eb. Om toch een goed beeld te krijgen van sedimentatiepatronen in het Lippenbroek is het dan ook aan te raden extra SETs te plaatsen op slikken in het Lippenbroek.

9.4. Granulometrie in het Lippenbroek

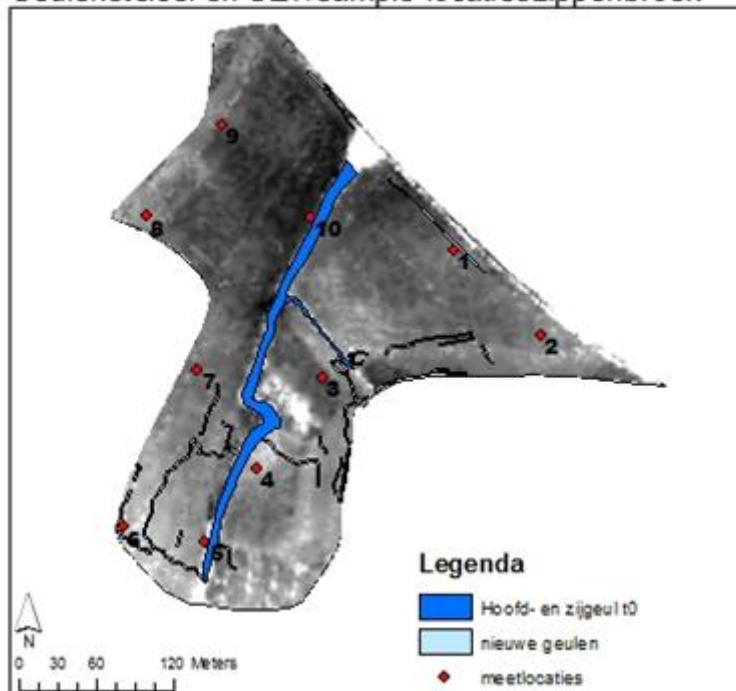
Onderzoek uitgevoerd door perceel 3, partim UA: O. Beauchard, Onderzoeksgroep ECOBE, Universiteit Antwerpen. Rapport: L. Oosterlee. Onderzoeksgroep ECOBE, Universiteit Antwerpen.

9.4.1. Methodiek

Recent afgezette bodemsedimenten reflecteren de eigenschappen van de zwevende stof waaruit ze werden afgezet; Ze kunnen informatie leveren over het transportpatroon van het zwevend materiaal over het Lippenbroek.

Op dezelfde 10 locaties in het Lippenbroek als waar de SET-metingen zijn uitgevoerd (figuur 9.17), zijn bodemstalen van de bovenste 15 cm genomen, verdeeld in delen van 5 cm. Van deze bodemstalen werden korelgrootte en klei-zand fracties bepaald met behulp van een Malvern Particle Size analyzer, type Mastersizer2000. Klei-zand fracties zijn geclassificeerd aan de hand van Wentworth klassen, zie tabel 9.4. Meer informatie over methode: Maris et al., 2008.

Geulenstelsel en SET/sample-locaties Lippenbroek



Figuur 9.17: Ruimtelijke weergave van het geulenstelsel in het Lippenbroek en de sites met nummer.

Tabel 9.4: Klassen korrelgrootte naar Wentworth (1922). De waarden tussen 3,92 en 62,51 μm vallen onder het algemene begrip 'slib'.

klasse	korrelgrootte (µm)
klei	< 3,91
zeer fijn slib	3,92 - 7,81
fijn slib	7,82 - 15,63
medium slib	15,64 - 31,25
grof slib	31,26 - 62,50
zand	62,51 - 100

9.4.2. Resultaten

Op 10 locaties in het Lippenbroek is de granulometrie onderzocht. Op de verschillende locaties is een verschillende hoeveelheid sediment afgezet sinds 2006, met als gevolg dat de korrelgroottebepaling niet alleen op nieuw sediment is uitgevoerd. Tabel 9.5 geeft de resultaten weer van de korrelgrootte bepaling op zowel het oude als nieuwe sediment; lagen met nieuw sediment zijn wit gekleurd, lagen met oud en nieuw sediment lichtgrijs en lagen met oud sediment donkergrijs.

Voor de eerste 6 locaties bestaat de bovenste laag van 5 cm volledig uit nieuw sediment. Voor deze locaties is onderzocht of er een verband bestaat tussen de afstand tot geulen en de korrelgrootte van het sediment. Verwacht wordt dat kleine fracties verder van de geulen afgezet worden dan grote fracties. Er is onderscheid gemaakt tussen afstand tot de hoofd- en zijgeul en afstand tot de dichtstbijzijnde geul (fig. 9.18). De hoofd- en zijgeul zijn diepere geulen dan de nieuw gevormde geulen, waar meer water (en opgelost materiaal) doorheen stroomt. Er wordt dat ook verwacht dat er een verband wordt gevonden tussen korrelgrootte en afstand tot de hoofd- en zijgeul en niet met de nieuw gevormde geulen.

Tabel 9.5: Gemiddelde korrelgrootte en klei-slib-zand-ratio's van bodemstalen op 10 sites. Elk bodemonmonster bestond uit 3 lagen, nl. laag 1: 0 – 5 cm, laag 2: 5 – 10 cm en laag 3: 10 – 15 cm. Afstanden tot geulen staan weergegeven met een precisie van 0,5 meter. Witte cellen geven waarden weer van sedimenteigenschappen van nieuw sediment sinds 2006, grijze cellen komen overeen met sedimentlagen van gemengd sediment (oud en nieuw), donkergrijze cellen met oude sedimentlagen. Afstand tot hoofd/zijgeul geeft de afstand tot de hoofd/zijgeul weer welke in 2006 (t0) de enige geulen waren in het Lippenbroek. Afstand tot dichtstbijzijnde geul geeft de afstand weer tot dichtstbijzijnde nieuwgevormde geul sinds 2006.

Site	Laag	gemiddelde korrelgrootte (µm)	Klei (%)	Slib (%)	Zand (%)	Hoeveelheid nieuw sediment sinds 2006 (cm)	Afstand tot hoofdgeul/zijgeul (m)	Afstand tot dichtstbijzijnde geul (m)
1	1	37,62	17	68	15	13,16	98	1,5
	2	40,80	22	60	18			
	3	48,84	26	52	22			
2	1	23,75	20	73	7	6,95	148,5	45,5
	2	60,14	20	47	33			
	3	69,57	20	42	38			
3	1	26,32	21	71	8	11,37	20,5	11,5
	2	25,23	22	70	8			
	3	26,62	25	66	9			
4	1	26,28	21	71	8	35,89	11	11
	2	21,17	22	72	6			
	3	26,43	21	70	9			
5	1	20,17	21	74	5	25,83	5	5
	2	19,86	21	74	5			
	3	23,87	23	69	8			
6	1	14,83	25	73	2	17,62	64,5	6
	2	20,30	20	76	4			
	3	38,86	24	61	15			
7	1	44,58	23	59	18	3,93	40	21
	2	49,77	29	50	21			
	3	47,97	28	50	22			
8	1	34,71	20	66	14	2,79	121,5	121,5

	2	40,55	23	59	18			
	3	41,81	24	57	19			
9	1	28,98	20	69	11	3,34	96,5	75,5
	2	36,94	24	59	17			
	3	31,37	31	55	14			
10	1	30,46	20	66	14	1,81	1	1
	2	36,59	25	54	21			
	3	33,79	27	54	19			

Er is geen verband gevonden tussen korrelgrootte en afstand tot enige geul (Figuur 9.18a en 9.18b). De reden hiervan is waarschijnlijk dat de afzetting van materiaal niet alleen afhankelijk is van de afstand tot de geul, maar ook hoogteligging, stromingen, vegetatie (..). Uit de resultaten van deze enkele bepaling (tabel 9.5) kunnen enkele conclusies worden getrokken:

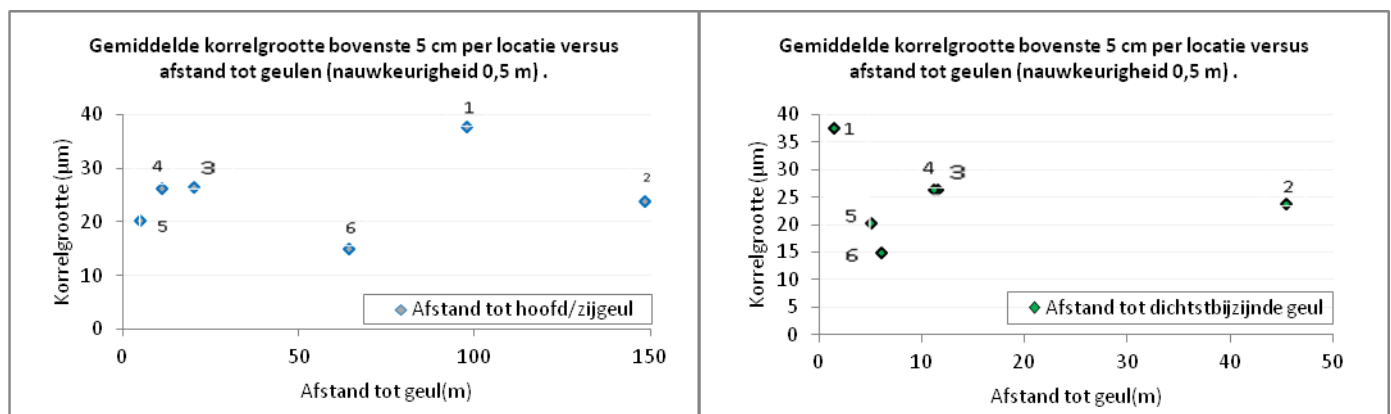
Oud sediment (van de voormalige akker of bij de aanleg getransporteerd van elders) heeft een grotere korrelgrootte dan nieuw sediment, welke afgezet is door water. Het aandeel van slib is aanzienlijk groter in het nieuwe sediment; in oud sediment is het aandeel zand groter.

- Op locatie 1 is het aandeel zand in het nieuwe sediment groter dan op locatie 2 t/m 6. Er wordt twee keer zoveel zand aangevoerd. Dit kan te maken hebben met het feit dat relatief dicht bij de sluizen ligt en regelmatig nieuw sediment aangevoerd krijgt door de nieuwe geul vlakbij locatie 1.

- Nieuwe sedimentlagen van de locaties 2 t/m 4 hebben allemaal ongeveer dezelfde klei-slib-zand ratio's.

- De bovenste 10 cm op locatie 5 bevat 2 tot 3% minder zand dan de nieuwe sedimentlagen van locaties 2 t/m 4. Dit is echter tegen de verwachting in, aangezien locatie 5 aan de hoofdgeul ligt. Verwacht werd dat de gemiddelde korrelgrootte groter zou zijn, doordat grotere sedimenten eerder bezinken. Mogelijk is er op deze locatie veel stroming is zodat materiaal dat tijdens hoog water (rustfase) is afgezet, mee terugspoelt de hoofdgeul in.

- Op locatie 6 bevat de diepste laag (10 -15 cm) meer zand dan de bovenliggende lagen, die voornamelijk klei en slib bevatten. Locatie 6 ligt aan de onderkant van de dijk. Op deze locatie zijn veel werken geweest en is ook nieuw sediment gestort. In de loop van de tijd heeft een geul zich gevormd vlakbij deze locatie. De diepste laag kan nog oud sediment bevatten, de lagen erboven bestaan uit nieuw sediment. Gezien de kleine gemiddelde korrelgrootte en het grote aandeel klei en slib op locatie 6 ten opzichte van nieuw sedimentlagen op andere locaties lijkt het dat de afstand tot nieuw gevormde geulen geen effect heeft op de korrelgrootte, wel de afstand tot de hoofd- en zijgeul. Locatie 6 ligt namelijk helemaal achteraan, ver van de hoofdgeul, maar in vergelijking met locatie 2 ook ver van de sluizen, waardoor waarschijnlijk alleen de kleinste deeltjes tijd hebben om tijdens hoog water te bezinken.



Figuur 9.18a en b: De gemiddelde korrelgrootte van de bovenste 5 cm per locatie (1 t/m 6) uitgezet tegen de afstand tot de geulen.

9.4.3. Literatuur

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

Maris, T., Cox, T., Jacobs, S., Beauchard, O., Teuchies, J., Van Liefferinge, C., Temmerman, S., Vandenbruwaene, W., Meire, P., 2008. Natuurontwikkeling in het Lippenbroek: herstel van estuariene natuur via een gecontroleerd gereduceerd getij. – In: *Natuur.focus*, 7:21-27.

Wentworth, C.K., 1922. A scale of grade and class terms for clastic sediments. *Journal of Geology*, 30:377–439.

9.5. Topographic evolution

Perceel 3 – Partim: Lippenbroek

Vakgroep Hydrologie en Waterbouwkunde

Vrije Universiteit Brussel

Margaret Chen

Álvaro de J. González

Andualem G. Damte

Stanislas Wartel

Edward Van den Storme

Florimond de Smedt

Lippenbroek started functioning as freshwater intertidal habitat since March 2006. Within the framework of pilot project, morphologic change of channels has been monitored yearly since November 2006. The evolution of main channels is elaborated in this report based on the measurement results of 2008, 2009 and 2010, and the measurements and evolution prior to 2008 was described in the previous OMES report (e.g. Maris et al, 2008).

9.5.1. Topographic field survey

Topographical survey was performed in December 2010 to assess the elevation of creeks along the thalwegs and a number of cross-sections within the creeks (at an interval of ca. 30cm) at various measuring points (Figure 9.19 and Figure 9.20). A Topcon GMS-2 GPS was used to obtain the planar coordinates, and the Flemish Positioning Service (Flepos) was used as well to increase the accuracy of the apparatus. A Leica NA-820 level was used to obtain the elevation with very high accuracy, i.e., by means of an Engineer's Level, an accuracy is of 2-3 mm and over short distances (10-100's of meters) with a precision about ± 1 mm, and can reach 0.02 mm to 0.003mm using a precise level (USACE, 2002). In addition, in order to check the accuracy of the measurements, closed-loop measurements were performed to evaluate and reduce the collimation errors, errors due to Earth curvature and due to refraction (Venkatramaiah 1996).

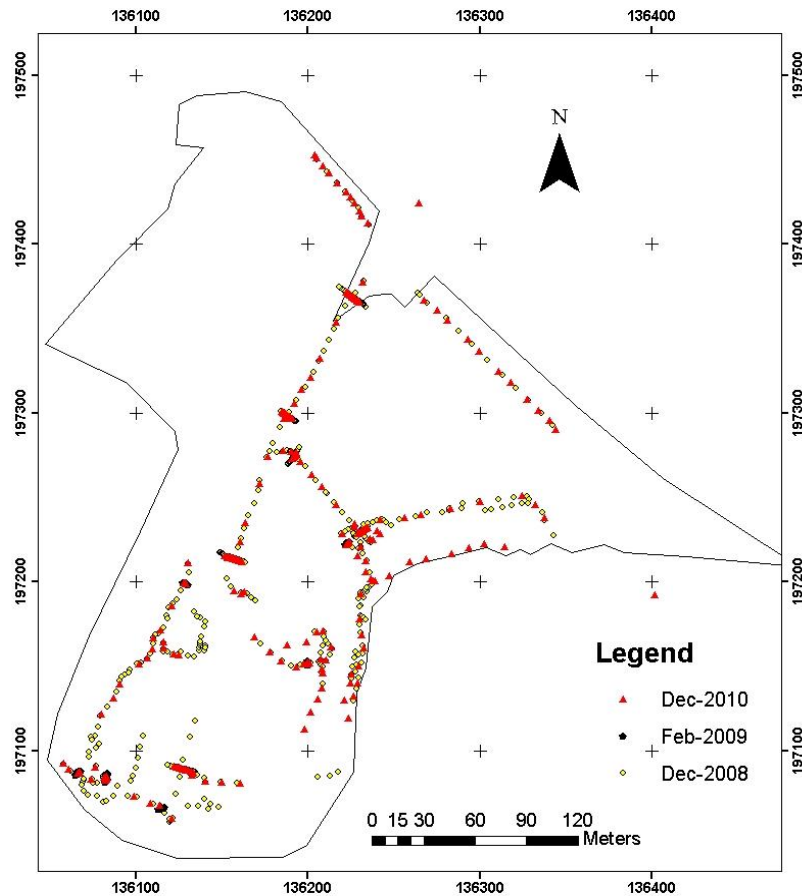


Figure 9.19. Topographic surveys performed in December 2010 (VUB-HYDR), February 2009 (UA-Ecobe), and December 2008 (UA-Ecobe) in the Lippebroek. Thalweg elevation was used as a measuring criterion for the monitoring of various creek developments.

9.5.2. Topographic evolution and assessment

Topographic mapping of the complete Lippebroek area is shown in Figure 9.21. This survey was performed in December 2010 (VUB-HYDR) and in December 2009 (VUB-HYDR in collaboration with Waterbouwkundig Laboratorium, and the data was collected and provided by Algemene Technische Ondersteuning i.o.v. Waterbouwkundig Laboratorium). An overview of the measurement points from field surveys of 2008-2010 is given in the Figure 9.19 and Figure 9.20. Thalweg elevation was used as a measuring criterion for the monitoring of various creek developments.

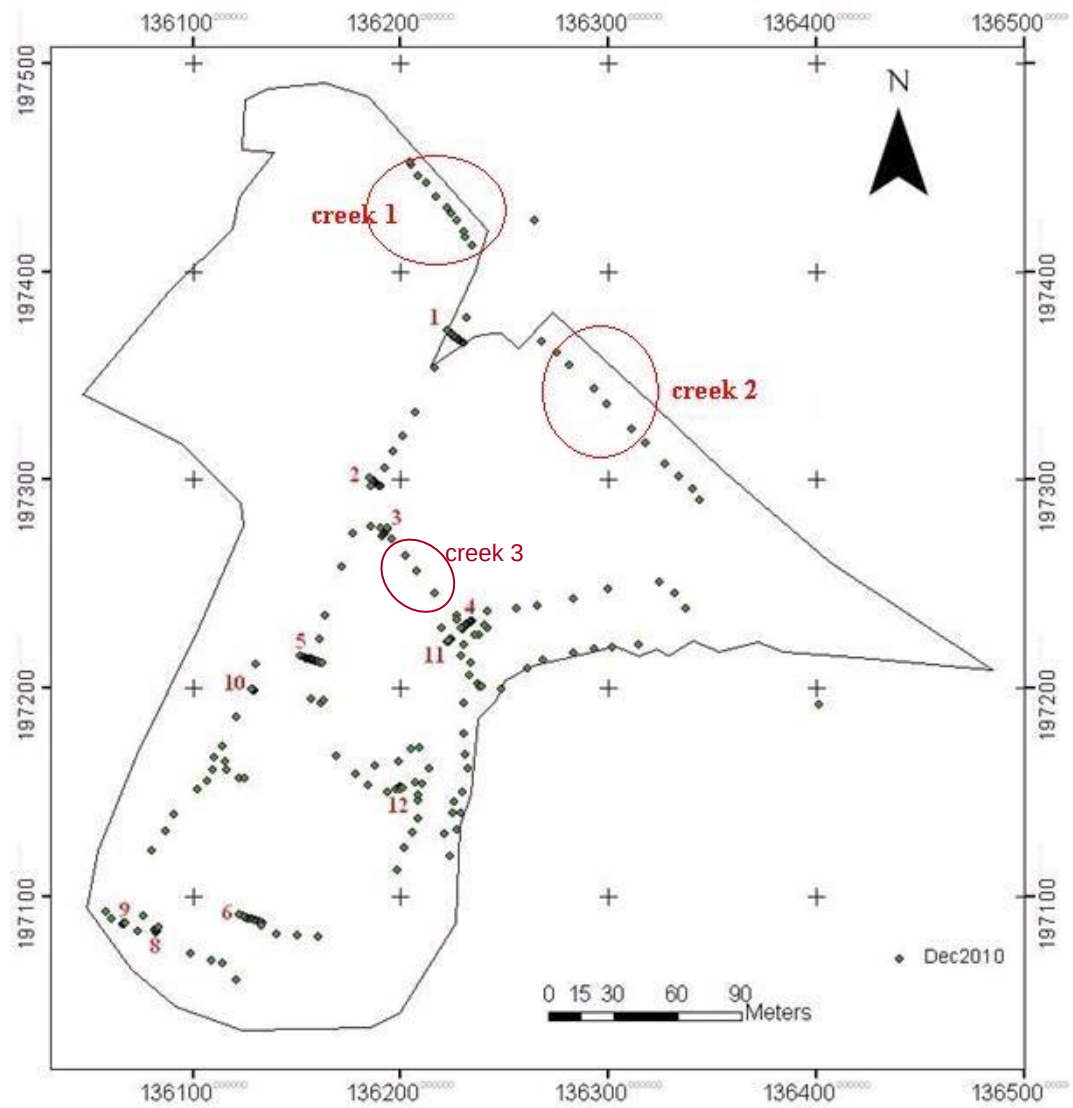


Figure 9.20. Topographic surveys performed in December 2010 (VUB-HYDR). Locations of various creeks, 12 cross-sections, and selected 3 lateral creeks for evaluation of morphological evolution.

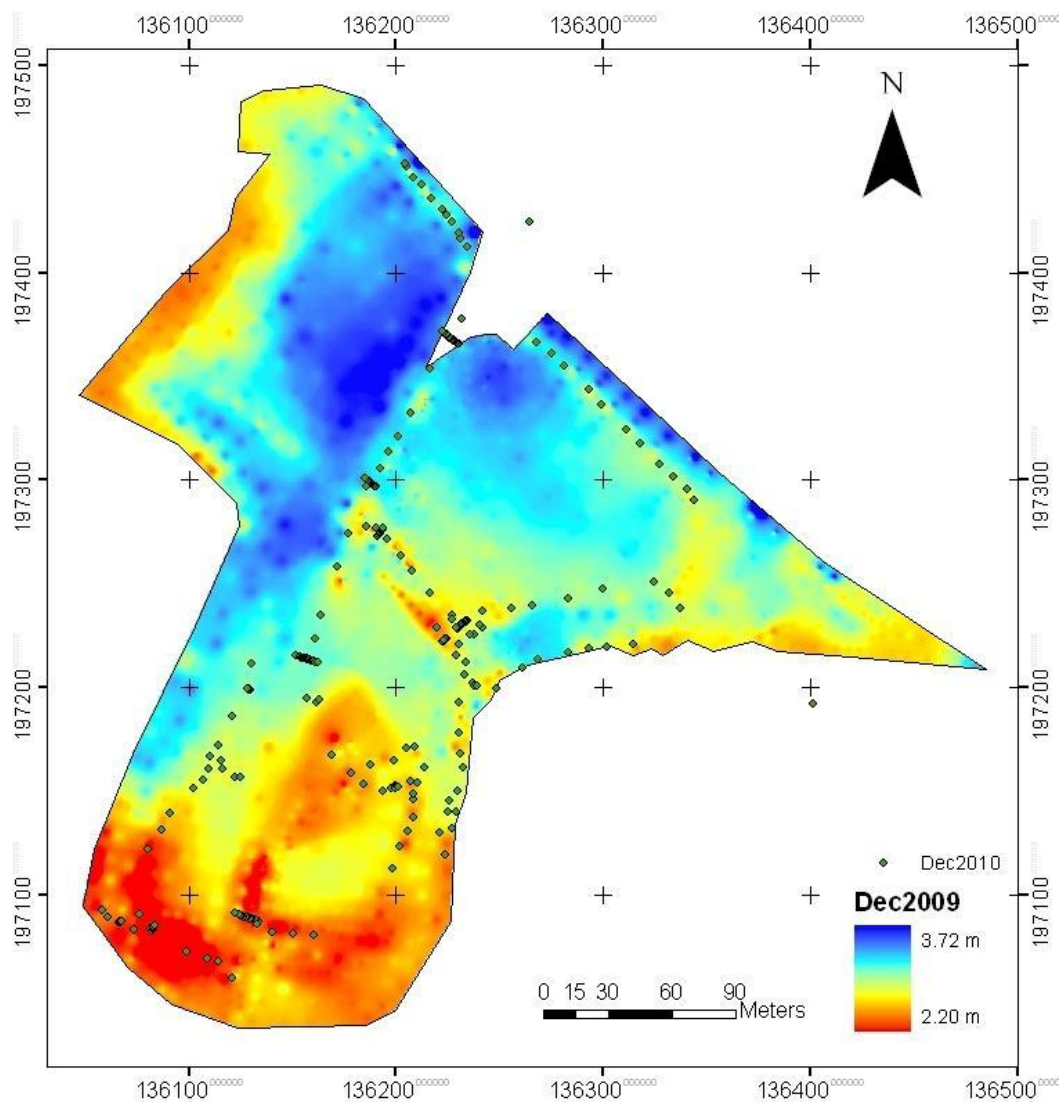


Figure 9.21. Topographic mapping based on the surveys performed in December 2010 (VUB-HYDR) and in December 2009 (VUB-HYDR in collaboration with Waterbouwkundig Laboratorium and data provided by Algemene Technische Ondersteuning i.o.v. Waterbouwkundig Laboratorium).

It is noted that there is no significant changes in the thalweg elevation of the main creek near the sluice while comparing the data of December2010 with the data of December 2008 (Figure 9.22). A reported morphological change of an erosion up to 0.8 m occurred near the sluice and deposited in the back part of the Lippenbroek polder in a three-year period, presented in the OMES report 2008-2009 (Maris et al, 2008), was not observed in the survey of 2010.

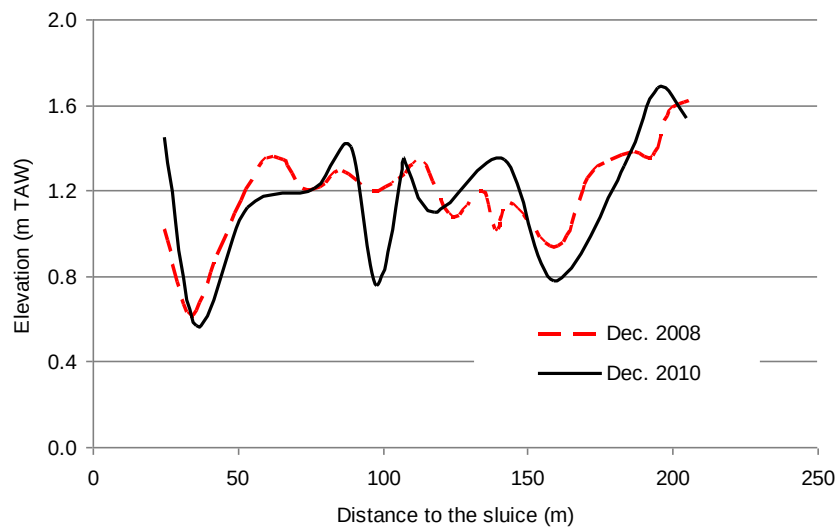


Figure 9.22 Longitudinal profile of the thalweg elevation in the main creek near the sluice.

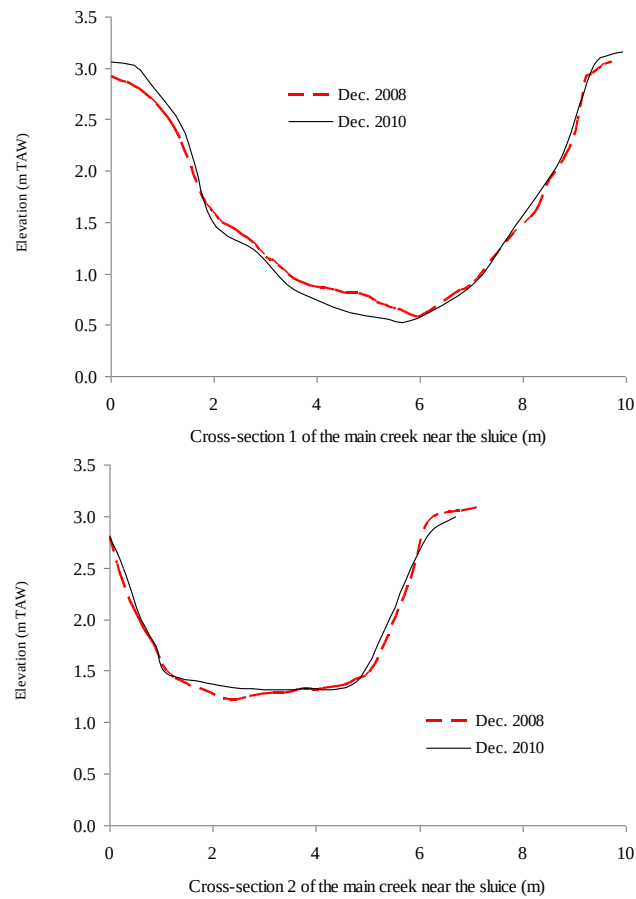


Figure 9.23. Morphological evolution of the cross-sections in the main creek near the sluice (locations of the cross section 1 and cross section 2 see Figure 9.20).

Further analysis of evolution of the cross section 1 and cross section 2 (Figure 9.20) within this main creek conform to the above finding of this study (Figure 9.23). There are no significant changes in the cross-sections within this main creek in the last two years. This suggests that (1) after the implementation of Lippenbroek as a flood control area with a controlled reduced tide in 2006, in a period of three-year time (2006-2008), some important morphologic changes occurred in the main creek near the sluice; (2) the main creek near the sluice has reached a kind of quasi-balanced state with respect to coupled sedimentation-erosion processes in the last two years (2008-2010).

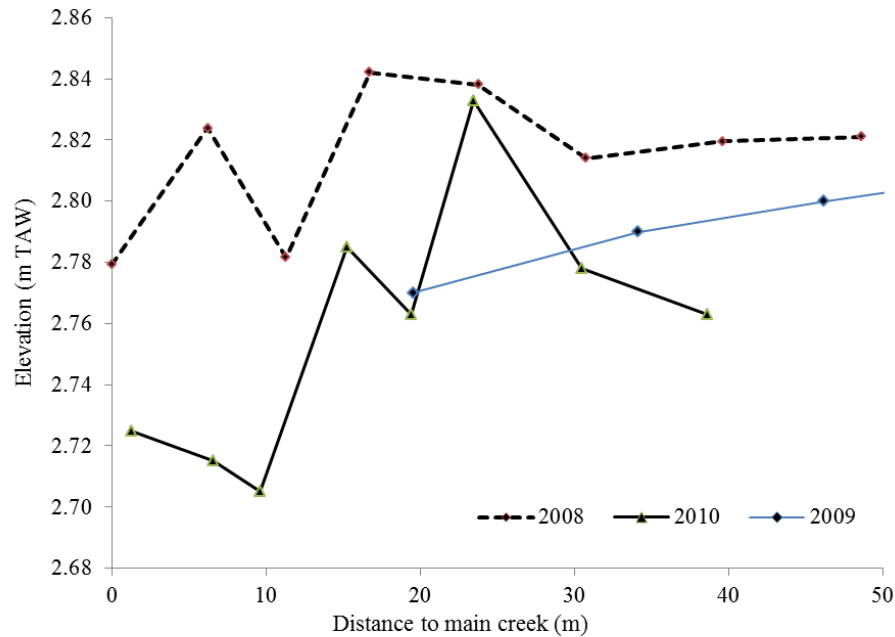


Figure 9.24. Evolution of the thalweg in the lateral creek 1 (location of the creek 1 see Figure 2). Topographic surveys carried out in December 2010 (VUB-HYDR), December 2009 (VUB-HYDR in collaboration with Waterbouwkundig Laboratorium, data provided by Algemene Technische Ondersteuning i.o.v. Waterbouwkundig Laboratorium), and December 2008 (UA-Ecobe).

Evolution of the thalweg in the lateral creeks are evaluated based on the topographic surveys carried out in December 2010 (VUB-HYDR), December 2009 (VUB-HYDR in collaboration with Waterbouwkundig Laboratorium, and the data was collected and provided by Algemene Technische Ondersteuning i.o.v. Waterbouwkundig Laboratorium), and December 2008 (UA-Ecobe). The evaluated lateral creeks are creek 1, creek 2 and creek 3 which are marked in the Figure 9.20. It can be clearly observed that erosion has been taking place close to the sluice in the lateral creek 1 (up to 0.15 m) and even a bit stronger in the lateral creek 2 (up to 0.25 m) (Figure 9.24 and Figure 9.25), while sedimentation has been going on in the lateral creek 3 for about 0.1-0.2 m (Figure 9.26).

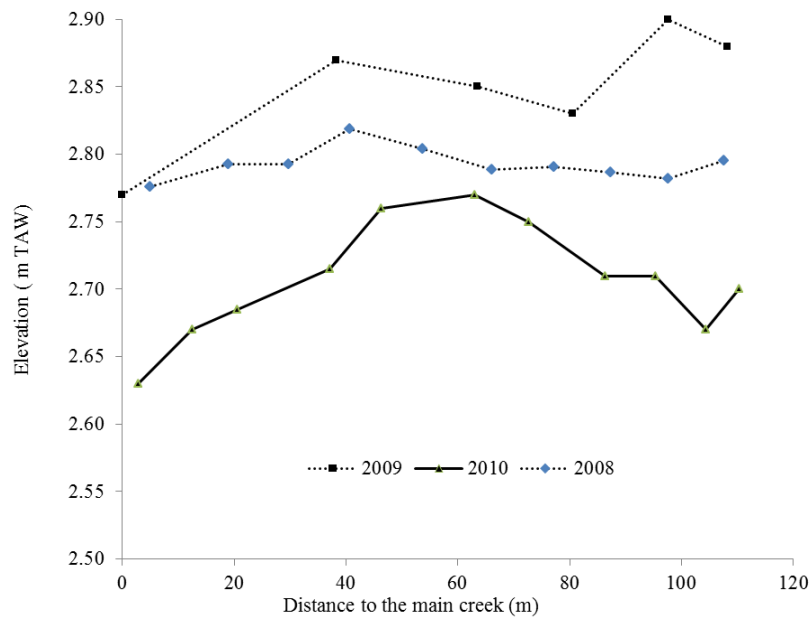


Figure 9.25. Evolution of the thalweg in the lateral creek 2 (location of the creek 2 see Figure 9.20). Topographic surveys carried out in December 2010 (VUB-HYDR), December 2009 (VUB-HYDR in collaboration with Waterbouwkundig Laboratorium, data provided by Algemene Technische Ondersteuning i.o.v. Waterbouwkundig Laboratorium), and December 2008 (UA-Ecobe).

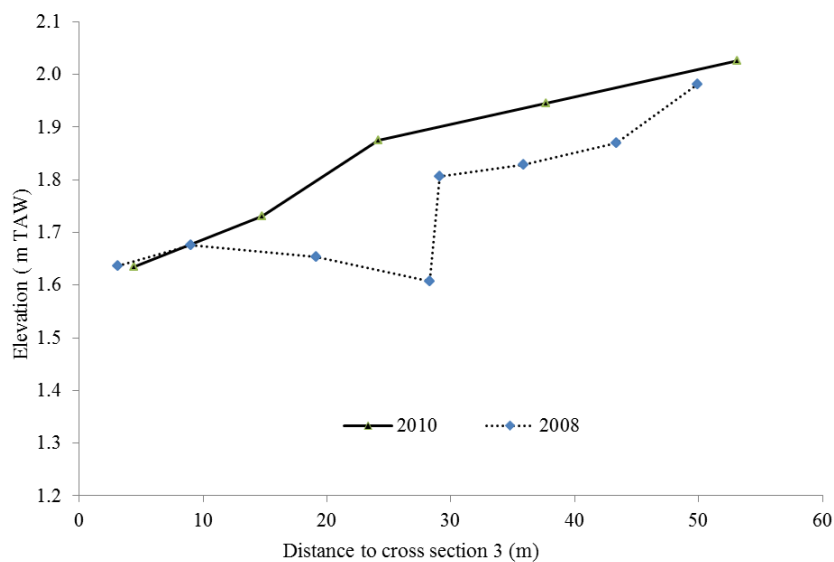


Figure 9.26. Evolution of the thalweg in the lateral creek 3 (location of the creek 3 see Figure 9.20). Topographic surveys carried out in December 2010 (VUB-HYDR), December 2009 (VUB-HYDR in collaboration with Waterbouwkundig Laboratorium, data provided by Algemene Technische Ondersteuning i.o.v. Waterbouwkundig Laboratorium), and December 2008 (UA-Ecobe).

9.6. Full tide measurements of suspended sediment

Perceel 3 – Partim: Lippenbroek

Vakgroep Hydrologie en Waterbouwkunde

Vrije Universiteit Brussel

Margaret Chen

Álvaro de J. González

Andualem G. Damte

Stanislas Wartel

Edward Van den Storme

Florimond de Smedt

9.6.1. Field Measurements

The Lippenbroek area is flooded twice a day. Inflow starts approximately 1 hour before high water in the river (at a tidal height of ca. 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 sediment is transported from the river into the Lippenbroek area. Part of it settles on the marsh surface resulting in a decreasing water storage capacity of the area. In order to understand the 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. The measurements and analysis of suspended sediment concentration near the metal bridge over the main creek (bridge 1) is reported here (Figure 9.27).

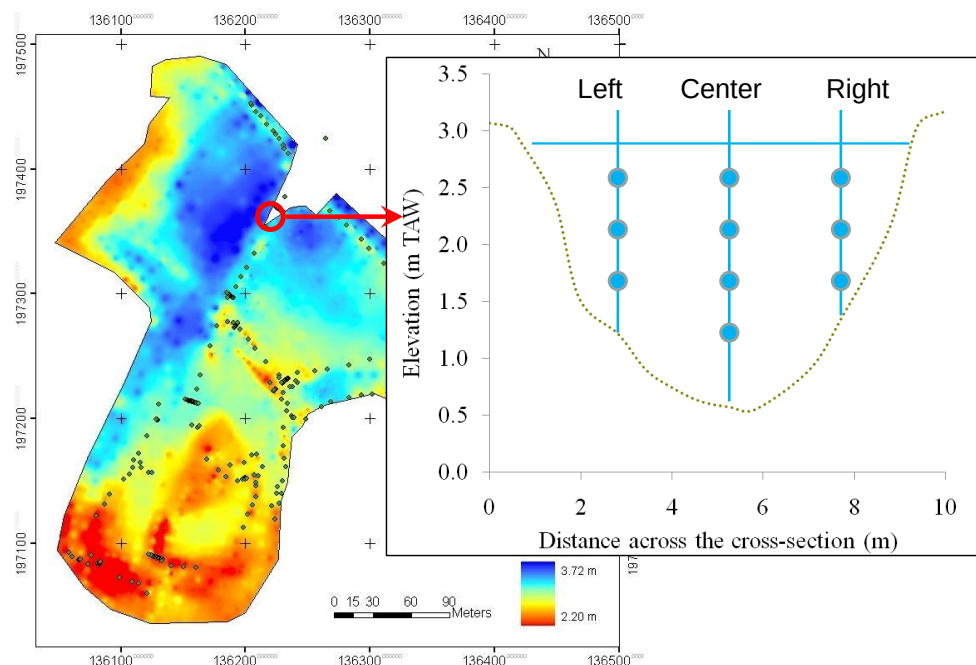


Figure 9.27. The sampling site of the full tide measurements at cross section 1 near the metal bridge over the main creek (bridge 1).

Full tide measurements were performed on September 14, 2010 and on October 28, 2010. Vertical profiles of water turbidity, velocity and suspended sediment concentration were measured at three positions, left-center-right, along the cross section as shown in Figure 9.27. The measurements were executed at 30 min interval during the inflow period and at hourly basis during the outflow.

9.6.2. Data acquisition and results

Water samples were collected and used to calibrate the turbidity measurements recorded by the YSI. It yields a good correlation as shown in the Figure 9.28.

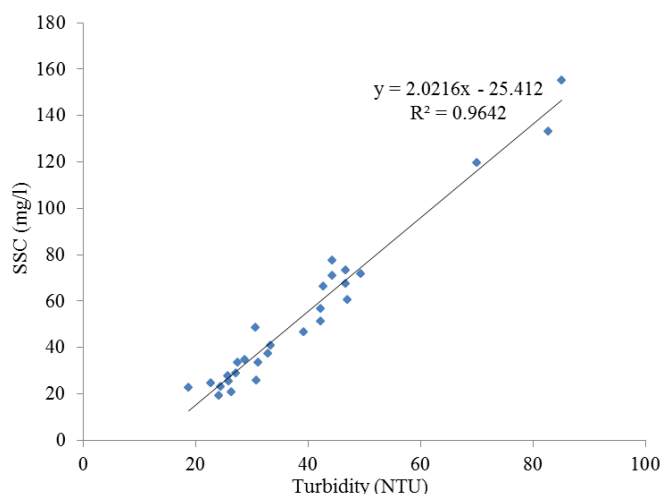


Figure 9.28. Calibration of water samples with the turbidity probe for both campaigns in September and October, 2010.

The results of the full tide measurements of suspended sediment concentration are presented in the Figure 9.29 and Figure 9.30 for both campaigns on September 14, 2010 and on October 28, 2010 respectively.

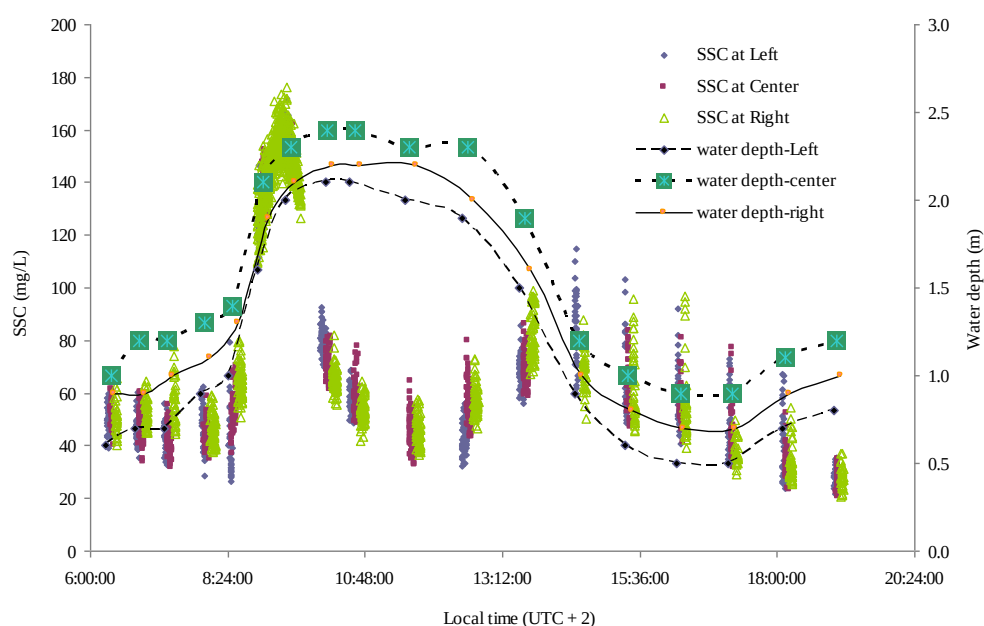


Figure 9.29. Suspended sediment concentration at left-center-right along the cross section near the metal bridge over the main creek (bridge 1), full tide measurements on September 14, 2010.

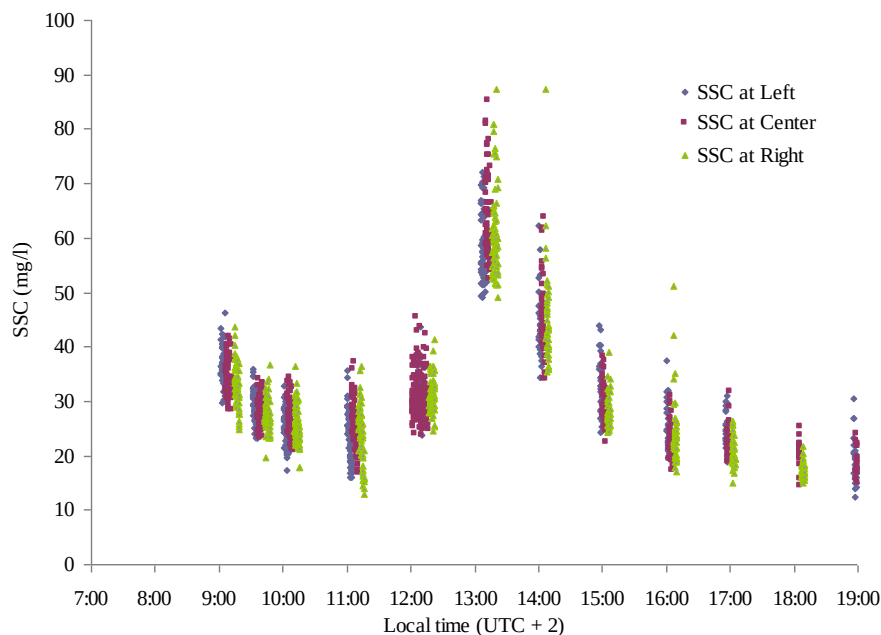


Figure 9.30. Suspended sediment concentration at left-center-right along the cross section near the metal bridge over the main creek (bridge 1), full tide measurements on October 28, 2010. (Note: data was failed to be recorded in the first two hours of the tidal cycle 7:00-9:00).

The overall distribution pattern of suspended sediment concentration following the in- and out-flow presented comparable trend as reported by Chen et al in the previous OMES reports (2006-2009) (e.g. Maris et al, 2008). When the inflow started, the suspended sediment concentration increased rapidly to a maximum or peak value for a short period, and then decreased and remained low till the start of the outflow, it then increased again progressively to a high value and then dropped slowly and stayed low till the next inflow of a tide cycle. Velocity profile measurements were unfortunately failed due to the malfunction of the velocity meter. Nevertheless, these suspended sediment concentration results are the first attempt to measure vertical profiles at left-center-right along the cross section in the Lippenbroek, and variations are clearly observed. However, whether such variation presents a pattern along the cross section at this measuring site still needs further study and more measurements in the future.

9.6.3. References

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

USACE, 2002. Structural Deformation Surveying (EM 1110-2-1009), US Army Corps of Engineers, Washington D.C., USA.

Venkatramaiah, C., 1996. A Textbook of Surveying, Universities Press / Orient Longman Ltd.

9.7. Vegetatieontwikkeling in Lippenbroek

L. Oosterlee, S. Jacobs en T. Maris

Onderzoeksgroep ECOBE, Universiteit Antwerpen.

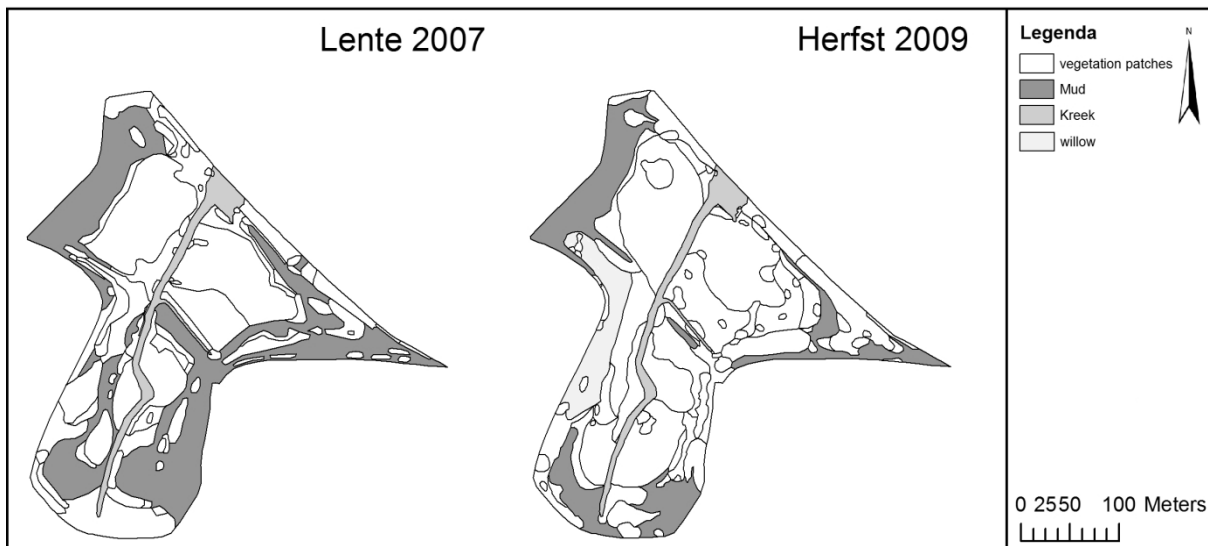
9.7.1. Inleiding

De opvolging van de vegetatiesuccessie werd op dezelfde manier uitgevoerd als eerdere jaren: op de 10 random gekozen locaties (dezelfde locaties als voor de SET metingen, zie fig. 9.5) in het Lippenbroek en 3 langs de slik-schorgradiënt op een referentieschor zijn telkens 7 permanente kwadranten (PQ) uitgezet.

De 70 PQ's in het Lippenbroek werden seizoensaal (winter, lente, zomer) bemonsterd van sept 2009 tot sept 2010. Naast staalnames voor fysico-chemische bodemeigenschappen werden de volgende variabelen genoteerd: vegetatie, dikte strooisellaag, algenbedekking, mosbedekking, diatomeeënbedekking, kale bodem, water, gemiddelde hoogte, vegetatie (cm), helling (%), microreliëf (cm), uitschieters (soort en hoogte), soorten (soort en bedekking). Bedekkingen werden allen geschat als percentage van het totaal, voor percentages lager dan 3 werd ook telkens het aantal individuen genoteerd (1-10, >10).

Naast de vegetatiekartering van de 70 kwadraten zijn vanaf maart 2006 twee keer per jaar gebiedsdekkende vegetatieopnames uitgevoerd (lente en herfst). Bij deze opnames werden grote vegetatie-eenheden (patches) onderscheiden van elkaar, waarvan vervolgens alle soorten werden genoteerd. Tevens werden de variabelen genoteerd die hierboven staan beschreven bij de 70 kwadraten.

Vegetatie-eenheden werden met behulp van arcGIS in beeld gebracht, resulterend in figuur 9.31 voor lente 2007 en herfst 2009.



Figuur 9.31: Ruimtelijke weergave vegetatiepatronen in het Lippenbroek ten tijde van vegetatieopnames lente 2007 en herfst 2009.

9.7.2. Ontwikkeling vegetatie Lippenbroek.

In figuur 9.31 staan twee overzichtskaartjes weergegeven van de vegetatie in het Lippenbroek in wit, de hoofd- en zijgeul in lichte tint en slikken (intertidaal gebied) in donkere tint. Duidelijk is te zien dat de oppervlakte van slikken aanzienlijk is afgenomen over de jaren heen. Daarbij moet

vermeld worden dat de getijpoel aan de NW-kant van het Lippenbroek een permanent water is, waarvan alleen de randen droogvallen tijdens laag water en vallen onder intertidaal gebied, anders dan figuur 9.31aangeeft. Daarnaast geeft de figuur enkel een indicatie van slikken weer; de oppervlakte van onbegroeide tot weinig begroeide slikken was groter dan in de figuur staat weergegeven.

Van de vegetatiepatches (in figuur 9.31weergegeven in wit) zijn telkens de 3 meest dominante soorten van de patch genoteerd, met daarbij de geschatte oppervlakte die ze bedekken binnen de patch. Wanneer de oppervlakte van de patch vermenigvuldigd wordt met het relatieve aandeel van de soort, geeft dit de bedekking van de meest dominante soorten op dat moment in het Lippenbroek weer (tabel 9.6).

Tabel 9.6: Het relatieve voorkomen van de meest voorkomende plantensoorten in het Lippenbroek ten tijde van vegetatieopname lente 2007 en herfst 2009. Gemarkeerde soorten zijn in ongeveer 2,5 jaar in oppervlakte toegenomen. Bomen (*Salix* sp., *Populus* sp., *sambucus nigra*) zijn buiten beschouwing gelaten.

Meest voorkomende plantensoorten	Relatieve oppervlakte 2007 (%)	Relatieve oppervlakte 2009 (%)	Procentuele verandering '07-'09
<i>Bidens frondosa</i>	0	1,24	1,24
<i>Bolboschoenus maritimus</i>	0	0,92	0,92
<i>Callitriche</i> sp.	0	0,21	0,21
<i>Cirsium arvense</i>	0,12	0	-0,12
<i>Eleocharis palustris</i>	0	0,01	0,01
<i>Epilobium hirsutum</i>	43,62	36,73	-6,90
<i>Iris pseudacorus</i>	0,40	0	-0,40
<i>Glyceria maxima</i>	0	10,25	10,25
<i>Juncus effusus</i>	0,91	0,30	-0,61
<i>Lycopus europaeus</i>	4,42	0	-4,42
<i>Lythrum salicaria</i>	6,47	19,86	13,39
<i>Myosotis laxa cespitosa</i>	0,03	0	-0,03
<i>Persicaria hydropiper</i>	0	5,85	5,85
<i>Phalaris arundinacea</i>	0	0,44	0,44
<i>Phragmites australis</i>	13,47	16,67	3,19
<i>Poa</i> sp.	1,63	0	-1,63
<i>Pulicaria dysenterica</i>	0,06	2,11	2,06
<i>Ranunculus acris</i>	5,55	0	-5,55
<i>Rumex obtusifolius</i>	7,09	0	-7,09
<i>Scirpus sylvaticus</i>	0	0,14	0,14
<i>Trifolium repens</i>	1,36	0	-1,36
<i>Typha latifolia</i>	4,20	4,73	0,53
<i>Urtica dioica</i>	8,01	0	-8,01
<i>Veronica anagallis-aquatica</i>	1,68	0,52	-1,17
<i>Veronica catenata</i>	0,98	0,03	-0,95

9.7.3. Florale veranderingen tussen lente 2007 en herfst 2009

Net als al eerder was waargenomen op de 70 plots, kan aan de hand van tabel 9.6 geconcludeerd worden dat de evolutie van de vegetatie in het Lippenbroek zich heeft ontwikkeld in de richting

van typisch estuariene soorten. Duidelijk is te zien dat graslandsoorten in de loop van de tijd zijn afgenomen (*C. arvense*, *R. obtusifolius*, *T. repens*, *R. acris*, *Poa sp.*). Deze soorten kwamen voor vóór de implementatie van het getij. *Epilobium hirsutum* en *urtica dioica* koloniseerde de braakliggende landbouwgrond tijdens de bouwwerken. Deze soorten tonen dan ook een achteruitgang sinds de implementatie van het getij.

Alle genoemde soorten zijn kenmerkend voor voedselrijke tot zeer voedselrijke bodems. Deze voedselrijke bodem is het gevolg van bemesting in eerdere tijden. Ook wijst de grote toename van *Glyceria maxima* op de aanwezigheid van zeer voedselrijk (polysaproob) water, wat overeenkomt met onze waterkwaliteitsmetingen. Daarnaast is dit een typische zoetwatergetijdenvegetatie; *Glyceria maxima* velden komen niet veel meer voor in Nederland en België.

Andere hydrofyten (*Lythrum salicaria*, *Phragmites australis*) en pioniersgemeenschappen (*Lycopus europaeus*) vervingen al snel de graslandsoorten (Maris et al., 2009). Het feit dat *L. europaeus* een achteruitgang laat zien van 2007 naar 2009 duidt op successie; pionierssoorten worden vervangen door overgangsvegetatie.

Persicaria hydropiper is een ook pionierssoort van open, stikstofrijke, natte grond. Deze soort wordt dan ook gevonden op de lagere gedeelten, welke door de dynamiek van het systeem vaak bestaat uit open natte grond.

Er heeft zich in het Lippenbroek een vegetatie gevormd van de typische zoetwatergetijdensoorten, welke in oppervlakte zijn toegenomen: *L. salicaria*, *L. europaeus*, *P. hydropiper*, *B. frondosa*, *V. anagallis-aquaticus*, *V. catenata*.

De toename van *Pulicaria dysenterica* is minder goed te verklaren. Wel is bekend dat deze soort niet goed tegen maaien en begrazing bestand is, welke in het Lippenbroek ook niet voorkomen. Ook is de soort niet erg overstromingstolerant, wat verklaart dat deze soort alleen voorkomt in het wilgenbosje in de westelijke bocht van het Lippenbroek. Dit wilgenbosje werd in 2007 nog niet waargenomen, en wordt verwacht te groeien in oppervlakte over de volgende jaren, aangezien wilgenbos een climaxstadium is van schorrenvegetatie.