

OMES rapport 2016

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

monitoring in opdracht van
Waterwegen & Zeekanaal NV
bestek 16EI/14/51



**Ecosystem Management
Research Group (Ecobe)**
University of Antwerp



**Universiteit
Antwerpen**



EcoLab
Laboratoire Ecologie fonctionnelle
et environnement



IMDC
International Marine & Dredging Consultants



**VRIJE
UNIVERSITEIT
BRUSSEL**

Colofon

Tekst:

Maris, T. & P. Meire

Universiteit Antwerpen, Ecosysteembeheer (ECOBÉ)

Universiteitsplein 1, 2610 Antwerpen (Wilrijk)

tom.maris@uantwerpen.be

In samenwerking met:

N. Brion, D. Verstraeten, W. Baeyens (koolstof)

Vrije Universiteit Brussel, Laboratorium Analytische-, Milieu-, en Geochemie (AMGC)

Pleinlaan 2, 1050 Brussel

International Marine & Dredging Consultants (dynamiek zwevende stof)

International Marine and Dredging Consultants (IMDC)

Van Immerseelstraat 66, 2018 Antwerpen

R. de Blok, R. Dasseville, I. Daveloose, T. Verstraete, W. Vyverman (fytoplankton)

Universiteit Gent, Protistology & Aquatic Ecology (PAE)

Krijgslaan 281, 9000 Gent

J. Kromkamp, J. Peene, J. Vlamming (primaire productie)

Koninklijk Nederlands Instituut voor Onderzoek der Zee (NIOZ)

Korringaweg 7, 4401 NT Yerseke, Nederland

M. Tackx, C. Sossou, J. Ovaert, F. Azémar, S. Chambord, M. Le Coz (zoöplankton)

Université Paul Sabatier, Laboratoire Ecologie Fonctionnelle et Environnement (Ecolab)

31062 Toulouse cedex 9, Frankrijk

Studie in opdracht van:

Waterwegen en Zeekanaal N.V.

Afdeling Zeeschelde, Anna Bijns-gebouw, Lange Kievitstraat 111-113 bus 44, B-2018 Antwerpen

bestek 16EI/14/51

Met dank aan:

De bemanning van de schepen Pierre Petit, Veremans, Hondius en Scaldis I

De ondersteuning op het veld van T. van den Broeck en D. Van Pelt.

Het VMM-team voor de aangename samenwerking

Wijze van citeren:

Maris, T. & P. Meire, 2017. Onderzoek naar de gevolgen van het Sigmaplan, baggeractiviteiten en havenuitbreiding in de Zeeschelde op het milieu. Geïntegreerd eindverslag van het onderzoek verricht in 2016. ECOBE 017-R206 Universiteit Antwerpen, Antwerpen.

Inhoud

Hoofdstuk 1.	Inleiding	1
1.1.	Inleiding	1
1.2.	Ontstaan van OMES.....	1
1.3.	OMES - MONEOS - Evaluatiemethodiek.....	2
1.4.	Huidige OMES programma	3
1.4.1.	Systeemmonitoring	3
1.4.2.	Onderzoeksmonitoring.....	4
1.4.3.	Projectmonitoring	4
1.5.	Partners	4
1.6.	OMES rapport.....	5
Hoofdstuk 2.	Materialen en Methoden	7
2.1.	Staalname	7
2.1.1.	Estuariene campagnes.....	7
2.1.2.	Tijcampagnes.....	11
2.1.3.	Benthische campagnes.....	11
2.2.	Zonering.....	12
2.3.	Parameters en staalname.....	13
2.3.1.	Staalname	13
2.3.2.	Staalname voor zwevende stof	14
2.3.3.	Samenwerking met VMM.....	15
2.4.	Monitoring basis waterkwaliteit	18
2.4.1.	Temperatuur, zuurstof, pH en conductiviteit.....	18
2.4.2.	Chloride en sulfaat.....	18
2.4.3.	Stikstof (Ammonium, nitraat, nitriet en Kjeldahl-stikstof)	18
2.4.4.	Fosfor (Orthofosfaat en totaal fosfor).....	19
2.4.5.	Silicium.....	19
2.4.6.	Biochemische zuurstofvraag BOD: CBOD en NOD	20
2.4.7.	Opgelost organisch koolstof (Dissolved Organic Carbon, DOC)	23
2.4.8.	Opgelost anorganisch koolstof (Dissolved Inorganic Carbon, DIC): concentratie en isotoop verhouding ($\delta^{13}\text{C}$ -DIC)	24
2.4.9.	Particulair organische koolstof (Particulate Organic Carbon, POC) en koolstof/stikstof (C/N) verhouding	24
2.4.10.	Particulair totaal en anorganisch koolstof (TOC en PIC)	25
2.5.	Monitoring lichtklimaat en zwevende stof.....	25
2.5.1.	Lichtextinctiecoëfficiënt en eufotische diepte.	25
2.5.2.	Zwevende stof	26

2.5.3.	Troebelheidsmetingen (turbiditeitsmetingen).....	26
2.5.4.	zwevende stof en stroomsnelheid via ADCP	27
2.5.5.	Data-analyse van zwevende stof tot jaargemiddelden	30
2.6.	Monitoring Plankton en Fytobenthos	33
2.6.1.	Totaal chlorofyl a en andere pigmenten	33
2.6.2.	Fytoplankton.....	34
2.6.3.	Microfyto­benthos.....	34
2.6.4.	Pelagische primaire productie in het estuarium	35
2.6.5.	Primaire productie microfyto­benthos (benthische primaire productie)	36
2.6.6.	Zoöplankton.....	36
Hoofdstuk 3.	Klimatologisch overzicht.....	39
3.1.	Inleiding	39
3.2.	Temperatuur.....	39
3.3.	Debiet en neerslag.....	41
3.4.	Chloride	42
Hoofdstuk 4.	Basis waterkwaliteit.....	45
4.1.	Zuurstof	45
4.1.1.	Evaluatie 2016	45
4.1.2.	Invloed van debiet op zuurstof in 2016.....	46
4.1.3.	Zuurstofvraag: langetermijntrend	50
4.2.	Nutriënten	53
4.2.1.	Inleiding	53
4.2.2.	Stikstof.....	53
4.2.3.	Fosfor.....	57
4.2.4.	Silicium.....	59
4.2.5.	Beoordeling Nutriënten.....	60
4.3.	Zuurtegraad (pH)	61
4.4.	Invloed van debiet op waterkwaliteit: langetermijn analyse.....	62
Hoofdstuk 5.	Lichtklimaat en zwevende stof.....	65
5.1.	Inleiding	65
5.2.	Getijvariatie	68
5.2.1.	Kruibeke, Terhagen en Schoonaarde	68
5.2.2.	GGG Lippenbroek	73
5.3.	Lokale variatie over de dwarssectie	75
5.4.	Verticale variatie	77
5.5.	Lichtextinctiecoëfficiënt k_D en de ratio eufotische zone (Z_{eu}) / mengdiepte (Z_m)	83
5.6.	Lange termijn waarnemingen in zwevende stof	87
5.6.1.	Zwevende stof nabij het oppervlak.....	87

5.6.2.	Dieptestalen en ADCP-data	88
5.6.3.	Troebelheid	91
5.7.	Evoluties in zwevende stof	92
5.7.1.	Inleiding	92
5.7.2.	Relatie tussen SPM en debiet	92
5.7.3.	Veranderende relatie tussen SPM en debiet.	95
5.7.4.	Resultaten Zoete zone met lange verblijftijd / zone km100-130	101
5.7.5.	Rupel	102
5.7.6.	Mogelijke oorzaken	104
5.7.7.	Invloed getijslag	109
5.7.8.	Invloed van baggeren en storten	112
Hoofdstuk 6.	Plankton	117
6.1.	Inleiding	117
6.2.	Fytoplankton in de eutrofe Zeeschelde: analyse van de voorbije 7 jaar	117
6.2.1.	Fytoplankton biomassa: chlorofyl a	118
6.2.2.	Fytoplankton gemeenschapssamenstelling	122
6.2.3.	Cyanobacteriën	125
6.2.4.	Phaeocystis	126
6.2.5.	Fotosynthese parameters: fotosynthese capaciteit $P_{\max}^B$	126
6.2.6.	Fotosynthese parameters: fotosynthese efficiëntie α^B	128
6.2.7.	Fotosynthese parameters: I_k	131
6.2.8.	Dag- en jaarproducties	134
6.2.9.	P_B en $P_B:B$ -ratios	136
6.3.	Fytobenthos	139
6.3.1.	Microfytobenthos: biomassa (Chl a)	140
6.3.2.	Microfytobenthos: soortensamenstelling	143
6.3.3.	Microfytobenthos: fotosynthese parameters: $P_{\max}^B$	146
6.3.4.	Microfytobenthos: fotosynthese parameter α^B	147
6.3.5.	Microfytobenthos: fotosynthese parameter I_k	149
6.3.6.	Microfytobenthos: synthese	151
6.4.	Zoöplankton	151
6.4.1.	Inleiding	151
6.4.2.	Data-analyse	151
6.4.3.	Abundantie en samenstelling zoöplankton gemeenschap	152
6.4.4.	Grazing	154
6.4.5.	Langetermijn trends in zoöplankton	156
Hoofdstuk 7.	Conclusie	157

Hoofdstuk 1. Inleiding

1.1. Inleiding

Het Sigmaplan werd in 1977 opgezet om het Scheldebekken tegen overstromingen te beschermen. Na de actualisatie in 2005 is daar een tweede doelstelling bijgekomen: de Scheldenatuur laten herademen. Maar welk effect hebben het Sigmaplan, andere ingrepen en evoluties precies op het ecosysteem? Hoe is het met de waterkwaliteit van de Schelde gesteld? Hoe evolueren de troebelheid en de morfologie? Met uitgebreide onderzoeks- en monitoringsprogramma's zoals OMES (Onderzoeksprogramma Milieu-Effecten Sigmaplan) volgen de Vlaamse waterbeheerders en wetenschappers de waterkwaliteit, de waterkwantiteit en de flora en fauna in het Schelde-estuarium van dichtbij op. Dit rapport stelt u de resultaten van de ecologie in de waterkolom voor en schetst de evolutie die de rivier doormaakt.

1.2. Ontstaan van OMES

OMES werd opgestart om de effecten van het Sigmaplan op het milieu in kaart te brengen. De stormvloed van 3 januari 1976 en de daar op volgende overstromingen gaven aanleiding tot de uitvoering van dit omvangrijke plan dat het gehele Zeescheldebekken dient te beschermen tegen overstromingen. Het Sigmaplan moest de Vlaamse tegenhanger vormen van het Nederlandse Deltaplan, maar kwam slechts langzaam op gang.

Na een nieuwe storm in 1994, met de hoogste waterstanden ooit gemeten op de Zeeschelde, werd een nood- en urgentieprogramma goedgekeurd. De uitvoering hiervan diende te passen binnen een integrale visie op het beheer van de waterlopen. Dit leidde tot een Algemene Milieu-Impact Studie voor het Sigmaplan en daarop aansluitend tot een Onderzoek Milieu-Effecten Sigmaplan, OMES genaamd.

Het OMES-project had tot doel de biogeochemische kennis van de Zeeschelde te actualiseren en in belangrijke mate uit te breiden. Een uitgebreid monitoringprogramma werd opgestart: "Onderzoek naar de gevolgen van het Sigmaplan, baggeractiviteiten en havenuitbreiding in de Zeeschelde op het milieu", kortweg OMES. Een estuarium is echter een zeer complex systeem dat door verschillende (menselijke) factoren wordt beïnvloed. Monitoring moet dan ook gebeuren vanuit verschillende onderzoeksdomeinen. In deze nieuwe visie waarbij veiligheid, toegankelijkheid en natuurlijkheid samen worden aangepakt, is een goede kennis van het estuariene ecosysteem van de Schelde onontbeerlijk. OMES is een belangrijk instrument geworden bij het wetenschappelijk onderzoek in het estuarium. Monitoring wordt echter pas waardevol wanneer de metingen systematisch, over lange periode worden volgehouden. Dan pas kunnen langetermijneffecten en trends onderscheiden worden van kortetermijnvariaties. Belangrijk is dus een dataset te creëren zonder grote hiaten. OMES kan terugblikken op een grote, consistente dataset: sinds december 1995 werd maandelijks op vaste plaatsen, volgens een vast schema bemonsterd. Op enkele uitzonderingen na zijn er nooit onderbrekingen geweest in het staalnamepatroon.

1.3. OMES - MONEOS - Evaluatiemethodiek

In het voorjaar van 2008 werd MONEOS voorgesteld: een programma voor geïntegreerde monitoring van het Schelde-estuarium in Nederland en Vlaanderen onder coördinatie van de Vlaams-Nederlandse Scheldec commissie (VNSC). Het MONEOS programma beschrijft 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. OMES vervult in dit kader een belangrijk deel van de fysico-chemische en ecologische monitoring voor de Zeeschelde.

In het kader van MONEOS werden de bestaande monitoringsactiviteiten onder de loep genomen. Hieruit bleek er een opportuniteit te zijn om het OMES programma en de VMM activiteiten beter op elkaar af te stemmen. In 2009 werd het OMES programma afgestemd op de aanbevelingen uit MONEOS. VMM en OMES bemonsteren nu gezamenlijk de waterkwaliteit van de Schelde, waarbij de klemtoon binnen OMES op de ecologie ligt, bij VMM meer op toxicologie (onder andere zware metalen, pollutanten). Een overlap in parameters werd gereduceerd en er kwam een nauwe samenwerking en uitwisseling van gegevens. De staalnamecampagnes werden uitgebreid naar de Rupel.

Als vervolg op MONEOS, werd door Deltares en Universiteit Antwerpen in opdracht van de Vlaams-Nederlandse Scheldec commissie de Evaluatiemethodiek Schelde-estuarium (Maris et al., 2014) ontwikkeld om op basis van die MONEOS dataset het functioneren van het Schelde-estuarium te evalueren. Voordien bestonden er natuurlijk reeds verschillende beoordelingskaders (o.a. inzake veiligheid, Kaderrichtlijn Water, Habitatrichtlijn), maar een overkoepelende evaluatie van het systeem ontbrak. Ter ondersteuning van beheer en beleid is echter een overkoepelende evaluatie gewenst. Daarom werd de Evaluatiemethodiek ontwikkeld met als uitgangspunten de beleidsdoelstellingen uit de LangeTermijnVisie (LTV) en het goed functioneren van het ecosysteem. De basis is dus niet een historische of ongerepte referentie, wel een systeem dat goed functioneert.

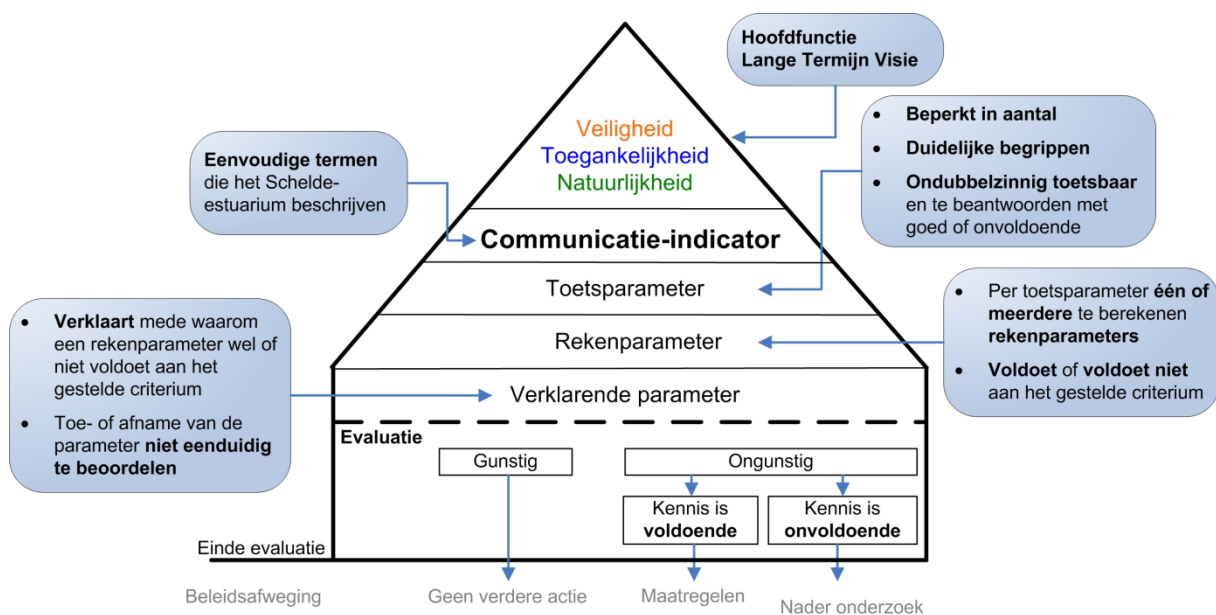
De Evaluatiemethodiek is opgebouwd rond de drie hoofdfuncties van de LTV: Veiligheid, Toegankelijkheid en Natuurlijkheid. Vanuit deze functies is een beperkte set communicatie-indicatoren ontwikkeld. Voor de evaluatie van Natuurlijkheid zijn vijf communicatie-indicatoren opgesteld: Plaat- en geulsystemen, Leefomgeving, Waterkwaliteit, Ecologisch functioneren en Flora & Fauna. Het OMES monitoringsprogramma zal in hoofdzaak data aanleveren voor de indicator Waterkwaliteit.

Elke communicatie-indicator is uitgewerkt in een zelfstandig hoofdstuk in de evaluatiemethodiek, waarbij de beoordeling een getrapte aanpak volgt: de piramide-aanpak (Figuur 1-1). Bovenaan de piramide staat de communicatie-indicator. Deze wordt beoordeeld door de onderliggende niveaus te doorlopen.

Niveau 1: Rechtstreeks onder de communicatie-indicator staan de toetsparameters: een beperkte maar toch volledige set parameters waarmee ondubbelzinnig de toestand of trend van de communicatie-indicator geëvalueerd kan worden.

Niveau 2: Elke toetsparameter is opgebouwd uit één of meerdere rekenparameters. Voor elke rekenparameter is een duidelijk toetsingscriterium opgesteld. Alle rekenparameters samen bepalen of de ontwikkelingen van een toetsparameter gunstig of ongunstig zijn voor het functioneren van het systeem.

Niveau 3: Onderaan de piramide staat een set verklarende parameters. Verklarende parameters dragen vooral bij aan het begrijpen van de waargenomen ontwikkelingen en minder aan het beoordelen van de ontwikkeling. De verklarende parameters zelf zijn immers niet onafhankelijk te beoordelen.



Figuur 1-1 Schematische weergave 'piramide-aanpak'

OMES maakt deel uit van het grensoverschrijdende monitoringsprogramma MONEOS, de geïntegreerde monitoring van het Schelde-Estuarium. Het monitoringprogramma bouwt verder op bestaande monitoringsactiviteiten en streeft naar integratie en afstemming over de grenzen heen.

Binnen deze OMES rapportage zal waar mogelijk de Evaluatiemethodiek toegepast worden. Een volledige beoordeling van een piramide is echter niet mogelijk, aangezien hiervoor input vereist is vanuit andere disciplines die niet in OMES vervat zitten. Maar verschillende reken-, toets- of verklarende parameters kunnen wel bepaald en beoordeeld worden.

1.4. Huidige OMES programma

Binnen het OMES project worden drie types monitoring uitgevoerd: systeemmonitoring, onderzoeksmonitoring en projectmonitoring.

1.4.1. Systeemmonitoring

De systeemmonitoring is een langlopend programma dat alle basisparameters voor het goed functioneren van het Schelde-ecosysteem opvolgt. De maandelijkse OMES monitoring op de vaste stations en een 13-uurs opvolging in de Zeeschelde vormen belangrijke onderdelen van deze systeemmonitoring voor waterkwaliteit in het estuarium. Stalen over de ganse lengte van de Zeeschelde en Rupel worden onderzocht op ruim 50 parameters, gaande van zuurstof en nutriënten over profielen van zwevende stoffen en debieten tot fotosynthese en plankton. De resultaten geven over langere tijd een schat aan informatie over hoe de ecologische toestand van onze getijdenrivieren evolueert.

Elke OMES monitoringscampagne wordt opgedeeld in 3 vaardagen, normaal telkens een maandag (Beneden-Zeeschelde), dinsdag (Rupelbekken en Lippenbroek-Baasrode) en woensdag (Boven-Zeeschelde) (zie Figuur 2-1).

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 stations en de vaardagen wordt gegeven bij Materialen en Methoden.

In het winterhalfjaar (oktober – maart) wordt 1 monitoringscampagne per maand georganiseerd, telkens samen met VMM. In het zomerhalfjaar (april – september) wordt de monitoring uitgebreid tot 2 campagnes per maand, om snel fluctuerende ecologische fenomenen zoals algenbloei adequaat te kunnen registreren. VMM neemt niet deel aan deze extra campagnes: voor een goede opvolging van toxische stoffen volstaat de maandelijkse staalname.

In het kader van MONEOS wordt ook met Nederland een optimale afstemming nagestreefd. In het verleden betekende dit dat de vaartochten van OMES en NIOZ perfect op elkaar afgesteld werden. In 2014 werden echter de maandelijkse campagnes van NIOZ afgevoerd, en wordt de monitoring van de Westerschelde enkel door Rijkswaterstaat verzorgd. Voor staalname en analyse is nog steeds een afstemming tussen Vlaanderen en Nederland aanwezig. De frequentie van staalname, zowel in ruimte als tijd, is nu echter lager in Nederland, waardoor de spatio-temporele afstemming minder gunstig geworden is.

1.4.2. Onderzoeksmonitoring

De onderzoeksmonitoring omvat de gedetailleerde opvolging van pilootprojecten om meer wetenschappelijk inzicht te verwerven. In Lippenbroek loopt het onderzoeksmonitoringsproject waarbij kennis vergaard wordt over de ontwikkeling van gecontroleerde overstromingsgebieden met gecontroleerd gereduceerd getij. Resultaten hiervan zijn te vinden in het deelrapport Intergetijdengebieden.

1.4.3. Projectmonitoring

De OMES monitoring in Bergenmeersen, Burchtse Weel en Bazel zijn voorbeelden van projectmonitoring. Voor resultaten verwijzen we naar het deelrapport Intergetijdengebieden. Met een programma voor projectmonitoring wordt gedurende de eerste drie tot zes jaar na de inrichting van deze gebieden nagegaan in hoeverre ze voldoen aan de gestelde verwachtingen en of ze al dan niet in goede richting evolueren. Door de vinger aan de pols te houden, worden mogelijke problemen sneller gedetecteerd. Dat maakt adaptief beheer en bijsturing mogelijk. Het MONEOS-rapport omschrijft projectmonitoring als die monitoring die – aanvullend op de reguliere systeemmonitoring – wordt uitgevoerd om bepaalde parameters met verhoogde frequentie te meten, beperkt in tijd en ruimte. Na een periode van drie tot zes jaar volgt een evaluatie. Als alles naar wens verloopt, kan de projectmonitoring worden afgebouwd en wordt het gebied opgenomen in de reguliere systeemmonitoring.

1.5. Partners

De huidige OMES monitoring wordt gefinancierd door W&Z (Waterwegen en zeekanaal NV, Vlaamse Overheid; Beleidsdomein Mobiliteit en Openbare Werken). Via een openbare aanbesteding werd de

OMES monitoring gegund aan de Universiteit Antwerpen, die een interdisciplinair team van wetenschappers van verschillende universiteiten en instituten samenstelde voor deze opdracht. De taken binnen OMES vereisen immers experts vanuit verschillende wetenschappelijke disciplines:

- **UAntwerpen - Universiteit Antwerpen, Onderzoeksgroep ecosysteembeheer (ECOB)**
De UAntwerpen is coördinator van het OMES programma. Voor de systeemmonitoring leidt ze de campagnes en staat in voor de monitoring van de basiswaterkwaliteit. De onderzoeks- en projectmonitoring neemt de UAntwerpen ook voor haar rekening.
- **VUB - Vrije Universiteit Brussel - Laboratorium Analytische-, Milieu-, en Geochemie**
De VUB staat in voor de opvolging van de koolstofcyclus, zowel bij de systeem- als onderzoekmonitoring.
- **IMDC - International Marine and Dredging Consultants**
Dit private studiebureau vult het OMES team aan omwille van de sterke expertise inzake het meten van zwevende stof- en stroomsnelheidsprofielen met de ADCP techniek.
- **UGent - Universiteit Gent - Protistologie en aquatische ecologie (PAE)**
De UGent is de specialist bij uitstek voor de monitoring van het fytoplankton (plantaardige plankton).
- **NIOZ - Koninklijk Nederlands Instituut voor Onderzoek der Zee**
Dit Nederlandse kennisinstituut voert metingen van primaire productie uit: zij bepalen de productiviteit en groeikarakteristieken van de aanwezige algen in de Zeeschelde.
- **ECOLAB - Université Paul Sabatier (Toulouse): Laboratoire d'Ecologie Fonctionnelle**
Voor de determinatie en analyse van het aanwezige zoöplankton (dierlijk plankton), wordt beroep gedaan op ECOLAB, een Franse onderzoeksgroep met Vlaamse roots.
- **VLIZ - Vlaams Instituut voor de Zee**
Het Vlaams Instituut voor de Zee bouwde een sterke reputatie op als datacentrum voor mariene en bij uitbreiding estuariene wetenschappen. Zij zijn bijgevolg de partner bij uitstek om ook voor OMES het databeheer in goede banen te leiden.

1.6. OMES rapport

Dit OMES rapport beschrijft de evolutie van het ecosysteem in de waterkolom (pelagiale ecosysteem) van de Zeeschelde en Rupel. Hiervoor wordt de Evaluatiemethodiek als leidraad gebruikt, en waar mogelijk worden het estuarium geëvalueerd zoals beschreven in de methodiek.

In de Evaluatiemethodiek Schelde-estuarium wordt het pelagiale ecosysteem beoordeeld in de piramide Waterkwaliteit aan de hand van vier toetsparameters: zuurstof, nutriënten, algen en toxische stoffen. Aangezien de meting van toxische stoffen niet tot OMES behoort (VMM neemt deze taak op), zal deze laatste toetsparameter niet behandeld worden. Zuurstof (inclusief biochemische zuurstofvraag en de verschillende koolstofverbindingen) en de nutriënten stikstof, fosfor en silicium worden in dit rapport in hoofdstuk 4 'Basis Waterkwaliteit' besproken en waar mogelijk ook getoetst aan de criteria uit de Evaluatiemethodiek. Ook pH, verklarende parameter in de Evaluatiemethodiek, wordt hierbij betrokken. Verklarende parameters temperatuur, debiet (verblijftijd) en chloride (zout) komen aan bod in het hoofdstuk 3 'Klimatologisch overzicht'. De verklarende parameters 'Lichtklimaat en zwevende stof' vormen een afzonderlijk hoofdstuk 5. Algen worden besproken in een volgend hoofdstuk 6 'Fyto- en zoöplankton'.

Staalnamelocaties en een overzicht van de gebruikte methodiek vormen het onderwerp van hoofdstuk 2: Materialen en methoden.

Hoofdstuk 2. Materialen en Methoden

2.1. Staalname

De OMES campagnes hebben een traditie van tijonafhankelijke staalname, waardoor steeds wordt bemonsterd in verschillende fasen van het getij. Echter, sommige stoffen vertonen grote schommelingen met het getij. Zwevende stof bijvoorbeeld wordt bij hoge stroomsnelheden opgewerveld en zal uitzakken rond kentering. Om de staalname te kaderen in de fase van het getij, wordt daarom steeds stroomsnelheid en -richting mee gemeten. Ook opgeloste stoffen kunnen een sterke tijvariatie kennen, wanneer er voor die stof een sterke longitudinale gradiënt bestaat, met andere woorden wanneer die stof een sterke toename of afname kent in op- of afwaartse richting. Om tijafhankelijke fluctuaties beter te interpreteren, worden daarom jaarlijks 3 dertienuursmetingen (= volledige tijcyclus) uitgevoerd op 3 locaties in het estuarium. Ook in de nieuwe intergetijdengebieden worden verschillende dertienuursmetingen (en andere campagnes) uitgevoerd. Deze worden besproken in het **OMES rapport Intergetijdengebieden**. Te Lippenbroek wordt jaarlijks een dertienuurscampagne uitgevoerd met parallelle staalname in het gebied zelf en in de Schelde ter hoogte van dit overstromingsgebied, om de link tussen de Scheldemonitoring en het instromende water in het gebied beter te kunnen leggen. De resultaten van deze campagne worden ook in voorliggend rapport toegelicht.

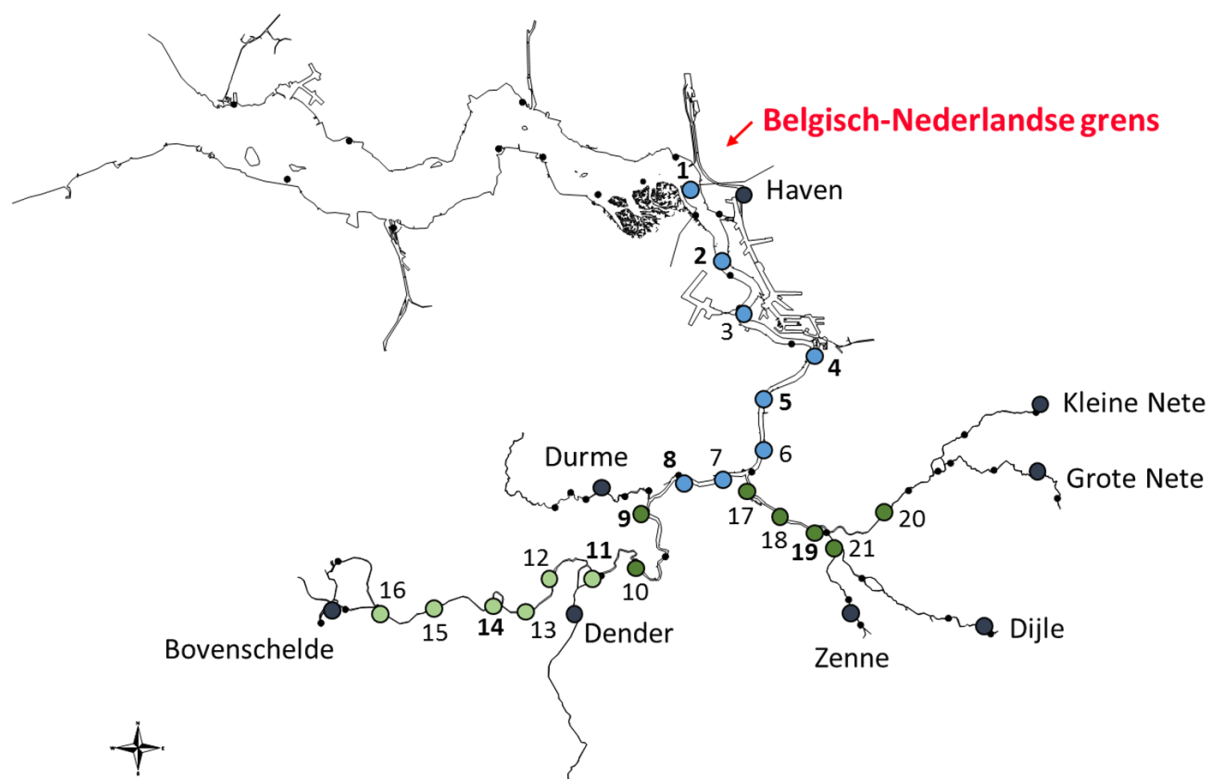
2.1.1. Estuariene campagnes

De locaties in het estuarium, de estuariene stations (Tabel 2-2, Figuur 2-1), worden per schip bemonsterd. Zo kan in het midden van de stroom een representatief monster genomen worden. Om alle stations onder min of meer gelijke weersomstandigheden te bemonsteren, worden deze binnen een tijdsspanne van drie dagen bemonsterd. De monsternamen zijn opgedeeld in drie opeenvolgende vaardagen, met telkens vertrek tussen 8 en 9 uur. Op deze wijze kunnen alle stations bij voldoende daglicht bemonsterd worden, wat naar veiligheid een voordeel is, maar voor de metingen van het lichtklimaat een must. Tabel 2-1 geeft een overzicht van alle campagnedagen in 2016. Wanneer er in het zomerhalfjaar twee campagnes per maand zijn, is de eerste steeds in samenwerking met VMM; aan de tweede campagne neemt VMM niet deel. In het winterhalfjaar is er 1 maandelijks campagne, steeds samen met VMM.

Tijdens alle campagnes werd telkens 1 diepteprofiel gemeten van de stroming, zwevende stof en troebelheid. Een overzicht van opmerkingen tijdens het verloop van de meetcampagnes is ook terug te vinden in Tabel 2-1.

De grenzen van het estuariene systeem, de zogenaamde boundaries (Figuur 2-1), worden binnen dezelfde periode van drie dagen bemonsterd, tevens in nauwe samenwerking met VMM. Ook hier worden tijonafhankelijk schepstalen genomen. Deze plaatsen worden echter niet meer per schip

bemonsterd. De locaties zijn zo gekozen dat een representatief staal genomen kan worden van de waterloop, meestal vanop een kade, ponton of brug.



Figuur 2-1 Overzicht van de locaties voor de systeemmonitoring in OMES. Donkergrijze stippen duiden de boundaries aan, met vermelding van de naam. De gekleurde stippen duiden de estuariene stations aan (blauw: monsternamen op vaardag 1, dondergroen op vaardag 2, lichtgroen op vaardag 3; zie Tabel 2-2 voor nummering). Op stations met nummering in vet worden dwarsprofiel opgenomen.

Tabel 2-1: Een overzicht van het verloop van de estuariene meetcampagne in meetjaar 2016. Omdat diepteprofielen (ADCP, dieptestaal en troebelheid op diepte) afhankelijk zijn van de uitrusting van het schip (dit in tegenstelling tot schepstalen voor waterkwaliteit), wordt databeschikbaarheid voor deze parameters ook weergegeven.

#	Datum	Meetschip	Gemeten locaties	Databeschikbaarheid				Opmerking
				ADCP	Diepte-staal	Troe-belheid	%	
018	18/01/2016	Hondius	8	8	8	8	100%	-
	19/01/2016	Scaldis	7	7	7	7	100%	-
	20/01/2016	Scaldis	6	6	6	6	100%	-
019	15/02/2016	Pierre Petit	8	8	8	8	100%	-
	16/02/2016	Scaldis	7	7	7	7	100%	-
	17/02/2016	Scaldis	6	6	6	6	100%	-
020	14/03/2016	Pierre Petit	8	8	8	8	100%	-
	15/03/2016	Scaldis	7	7	7	7	100%	-
	16/03/2016	Scaldis	6	6	6	6	100%	-
021	4/04/2016	Pierre Petit	8	8	8	8	100%	-

#	Datum	Meetschip	Gemeten locaties	Databeschikbaarheid				Opmerking
				ADCP	Diepte-staal	Troe-belheid	%	
	5/04/2016	Scaldis	7	7	7	7	100%	-
	6/04/2016	Scaldis	6	6	6	6	100%	-
022	18/04/2016	Pierre Petit	8	8	8	8	100%	-
	19/04/2016	Scaldis	7	7	7	7	100%	-
	20/04/2016	Scaldis	6	6	6	6	100%	-
023	9/05/2016	Pierre Petit	8	8	8	8	100%	-
	10/05/2016	Scaldis	7	7	7	7	100%	-
	11/05/2016	Scaldis	6	6	6	6	100%	-
024	23/05/2016	Pierre Petit	11	11	11	11	100%	Meetlocaties van meetdag 2 bijkomend aangevaren (Lippenbroek, Baasrode en Dendermonde)
	24/05/2016	Scaldis	0				-	Geen meetboot beschikbaar
	25/05/2016	Scaldis	0				-	
025	13/06/2016	Pierre Petit	8	8	8	8	100%	-
	14/06/2016	Scaldis	7	7	7	7	100%	-
	15/06/2016	Scaldis	6	6	6	6	100%	-
026	27/06/2016	Pierre Petit	8	8	8	8	100%	-
	28/06/2016	Scaldis	7	7	7	7	100%	-
	29/06/2016	Scaldis	6	6	6	6	100%	-
027	12/07/2016	Pierre Petit	8	8	8	8	100%	-
	13/07/2016	Scaldis	7	7	7	7	100%	-
	14/07/2016	Scaldis	6	6	6	6	100%	-
028	25/07/2016	Hondius	11	11	11	11	100%	Meetlocaties van meetdag 2 bijkomend aangevaren (Lippenbroek, Baasrode en Dendermonde)
	26/07/2016	Scaldis	0				-	Geen meetboot beschikbaar
	27/07/2016	Scaldis	0				-	
029	8/08/2016	Hondius	8	8	8	8	100%	-
	9/08/2016	Scaldis	7	7	7	7	100%	-
	10/08/2016	Scaldis	6	6	6	6	100%	-
030	22/08/2016	Hondius	8	8	8	8	100%	-
	23/08/2016	Scaldis	7	7	7	7	100%	
	24/08/2016	Scaldis	6	6	6	6	100%	-
031	5/09/2016	Pierre Petit	8	8	8	8	100%	
	6/09/2016	Scaldis	7	7	7	7	100%	
	7/09/2016	Scaldis	6	6	6	6	100%	
032	19/09/2016	Pierre Petit	8	8	8	8	100%	
	20/09/2016	Scaldis	7	7	7	7	100%	
	21/09/2016	Scaldis	6	6	6	6	100%	
033	17/10/2016	Pierre Petit	8	5	7	7	79%	Technisch probleem met ADCP (aan eerste 3 meetlocaties geen meetdata beschikbaar)
	18/10/2016	Scaldis	7	7	7	7	100%	
	19/10/2016	Scaldis	6	6	6	6	100%	
034	21/11/2016	Pierre Petit	8	6	8	8	92%	Technisch probleem met ADCP (aan eerste 3 meetlocaties geen meetdata beschikbaar)

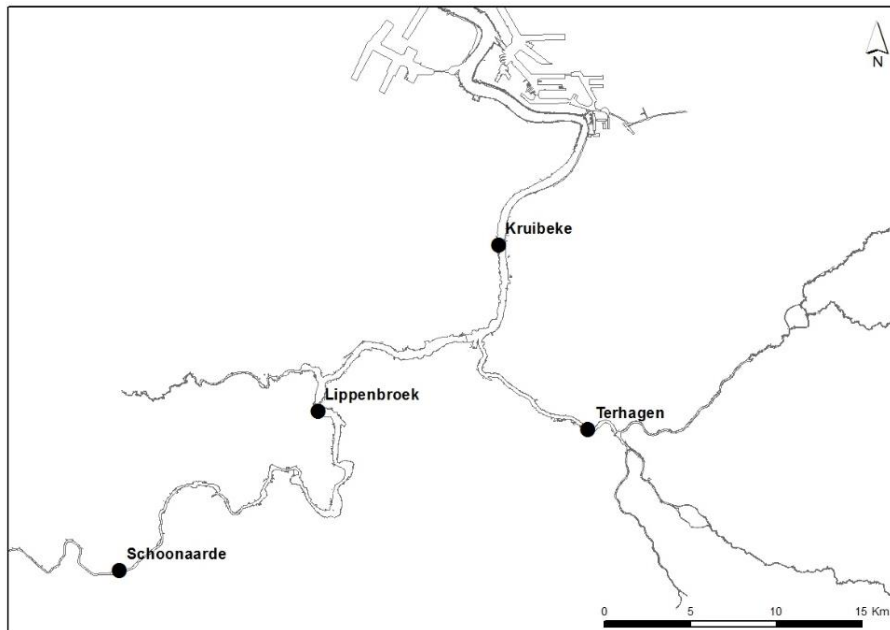
#	Datum	Meetschip	Gemeten locaties	Databeschikbaarheid				Opmerking
				ADCP	Diepte-staal	Troe-belheid	%	
	22/11/2016	Scaldis	0	0	0	0	-	Meetboot in herstelling wegens technisch defect
	23/11/2016	Scaldis	0	0	0	0	-	
035	12/12/2016	Hondius	8	8	8	8	100%	
	13/12/2016	Scaldis	7	7	7	7	100%	
	14/12/2016	Scaldis	6	6	6	6	100%	
TOTAAL		aantal	345	340	344	344	-	
		perc. (%)	91%	99%	100%	100%	-	

Tabel 2-2 monitoringsstations in het OMES programma met aanduiding van de staalnamedag en de afstand tot de monding (Vlissingen, volgens OMES databank)

	station	Herkenningspunt	rivier	km t.o.v. monding	staalname
1	Grens	boei 87	Zeeschelde	58	dag 1
2	Liefkenshoek	boei 92, Liefkenshoektunnel	Zeeschelde	63,5	dag 1
3	Melsele	Punt van Melsele	Zeeschelde	72	dag 1
4	Antwerpen	ter hoogte van het Steen	Zeeschelde	79	dag 1
5	Kruibeke	Veerponten	Zeeschelde	85	dag 1
6	Bazel	Veerponten	Zeeschelde	89	dag 1
7	Steendorp	ter hoogte van de kerk	Zeeschelde	94	dag 1
8	Temse	Afwaarts spoorbrug	Zeeschelde	98,5	dag 1
9	Lippenbroek	ter hoogte van GOG-GGG	Zeeschelde	103,5	dag 2
10	Baasrode	Veerponten	Zeeschelde	113	dag 2
11	Dendermonde	afwaarts brug	Zeeschelde	121	dag 3
12	Sint Onolfs	'bocht van Damme'	Zeeschelde	125	dag 3
13	Appels	veerponten	Zeeschelde	128	dag 3
14	Uitbergen	Afwaarts baanbrug	Zeeschelde	138	dag 3
15	Wetteren	Afwaarts baanbrug	Zeeschelde	145	dag 3
16	Melle	Afwaarts baanbrug	Zeeschelde	151	dag 3
17	Niel	Loskade	Rupel	94	dag 2
18	Boom	veer	Rupel	98	dag 2
19	Terhagen	kerk	Rupel	102	dag 2
20	Beneden-Nete	Tussen Brug E19 – N1	Nete	105	dag 2
21	Dijle (tidaal)	voetgangersbrug	Dijle	104	dag 2

2.1.2. Tijcampagnes

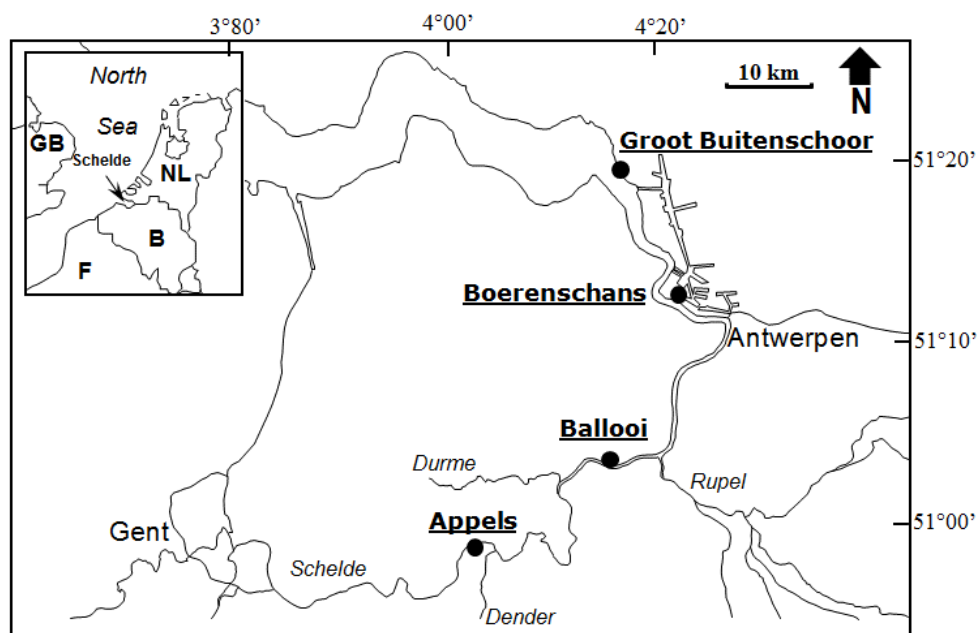
In een tijdsspanne van 1 week, om min of meer gelijkaardige klimatologische en tijomstandigheden te hebben, wordt op drie locaties in het estuarium een volledige tijcyclus lang de waterkwaliteit bemonsterd (Figuur 2-2). Deze campagnes worden in samenwerking met het waterbouwkundig laboratorium (WLB) uitgevoerd te Kruibeke (oligohaliene zone), te Terhagen (Rumst, Rupel) en te Schoonaarde (zoete zone met korte verblijftijd). OMES focust op pelagiale waterkwaliteit, WLB op de water- en sedimentbalans. Te Lippenbroek worden jaarlijks 4 tijcycli bemonsterd, verspreid over het jaar, waarvan 1 getij bij nacht.



Figuur 2-2 Locaties van de estuariene tijcampagnes langs Zeeschelde en Rupel

2.1.3. Benthische campagnes

Binnen OMES worden ook fyto-benthos campagnes uitgevoerd: deze richten zich op de algen (fyto) die op de bodem (benthos) leven in de intergetijdengebieden. Staalname wordt uitgevoerd op 4 slikgebieden (Figuur 2-3), zo gekozen dat ze in de nabijheid liggen van stations waar ook de vaargeul van het estuarium wordt bemonsterd. Dit zijn de stations: Groot Buitenschoor (nabij station Grens), Boerenschans (stroomafwaarts van station Antwerpen), Ballooi (stroomopwaarts van station Temse) en Appels.



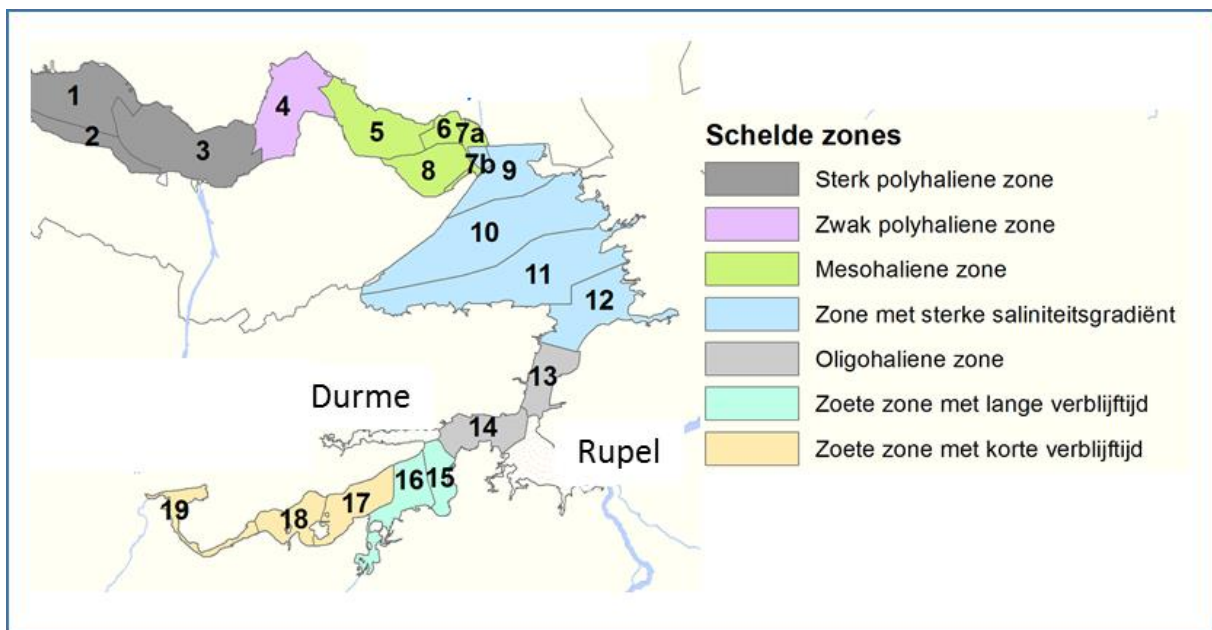
Figuur 2-3 Locaties van fyto-benthische staalname langs het Schelde estuarium

2.2. Zonering

Voor een overzichtelijke rapportering van de monitoringsresultaten van alle stations, wordt vaak een zonering van het estuarium gehanteerd. Binnen MONEOS en de Evaluatiemethodiek Schelde-estuarium wordt een zonering van de Schelde voorgesteld, die ook in deze rapportage wordt aangehouden. De zonering berust op een indeling in zoutgehalte. Als maat voor het zoutgehalte worden binnen OMES de specifieke geleidbaarheid en het chloride gehalte gemeten. Op basis van het chloride gehalte werd het Schelde-estuarium ingedeeld in zones, conform de Evaluatiemethodiek (Tabel 2-3 en Figuur 2-4). De juiste ligging van deze grenzen is arbitrair: in realiteit verschuiven de chloride gehalten onder invloed van getij en debiet, zoals besproken zal worden in hoofdstuk 3.

Tabel 2-3 Zonering in de Zeeschelde

niveau 1	niveau 2	niveau 3			niveau 4
Schelde-estuarium	zeeschelde	nr	Schelde zone	Omschrijving	Schelde compartiment
		Z4	Zone met sterke saliniteitsgradiënt	gemiddeld A-mesohalien (Cl 3-5,5 g/l) bij lage debieten A-mesohalien bij hoge debieten oligohalien tot zoet	comp. 7b comp. 9 comp. 10 comp. 11 comp. 12
		Z5	Oligohaliene zone	Oligohalien; Cl 0,3-3 g/l; bij hoge debieten zoet	comp. 13 comp. 14
		Z6	Zoete zone met lange verblijftijd	Zoet; Cl<0,3; lange verblijftijd	comp. 15 comp. 16
		Z7	Zoete zone met korte verblijftijd	Zoet; Cl<0,3; korte verblijftijd	comp. 17 comp. 18 comp. 19



Figuur 2-4 Zonering in de Schelde volgens zoutgehalte en verblijftijd (in de zoete zones), volgens de Evaluatiemethodiek Schelde-estuarium. Elke zone is nog verder ingedeeld in compartimenten.

2.3. Parameters en staalname

Binnen OMES worden verschillende parameters door verschillende partners gemeten (Tabel 2-4). De gebruikte analysemethoden zijn conform het OMES bestek en in overeenstemming met de vereisten binnen MONEOS. Volgende paragrafen bespreken de analysemethoden per parameter, gegroepeerd volgens de verdere indeling van het OMES rapport: Basis waterkwaliteit, Lichtklimaat en zwevende stof en Plankton. Monitoring van de parameters ten behoeve van het klimatologisch overzicht (chloride en temperatuur) wordt mee beschreven onder Basis waterkwaliteit.

2.3.1. Staalname

Voor de bepaling van de verschillende waterkwaliteitsparameters worden schepstalen genomen. Stalen voor basiswaterkwaliteit, koolstofcyclus, fytoplankton en primaire productie worden allen op hetzelfde schepstaal bepaald, voor maximale compatibiliteit. Zoöplankton wordt omwille van het grote volume van het staal (50 liter) afzonderlijk, maar wel quasi gelijktijdig, bemonsterd.

De schepstalen worden genomen met een zuivere emmer. Deze wordt voorafgaand de campagne goed gereinigd en bij de eerste staalname drie maal voorgespoeld met het te bemonsteren water. Vervolgens wordt het eerste schepstaal genomen. Per locatie wordt de emmer terug voorgespoeld met het te bemonsteren water. Indien er vervuiling aanwezig is in het water (bv oliefilm) die met voorspoeling niet eenvoudig weg te spoelen valt, wordt de emmer ook tussen twee staalnames in grondig gereinigd (met detergenten). Bij het nemen van het schepstaal wordt extra aanrijking met zuurstof (door “klotsen” van het water in de emmer) vermeden.

Alle recipiënten voor stalen die verdere bepaling in het laboratorium behoeven, worden onmiddellijk na het scheppen van de emmer afgevuld, om uitzakken van bezinkbare stoffen in de emmer te vermijden. De recipiënten worden volledig afgevuld en afgesloten zonder insluiten van luchtballen om

beluchting van het staal tijdens transport te vermijden. Transport gebeurt in koelboxen met voldoende koelelementen (tot 1/4^{de} van het koelboxvolume in de zomermaanden). Tot het moment van analyse worden de stalen zo donker en koel (5°C) bewaard, met uitzondering van de stalen voor primaire productie. Deze worden donker, maar niet gekoeld bewaard en binnen de 5 uur na staalname naar NIOZ getransporteerd.

2.3.2. Staalname voor zwevende stof

Om zwevende stof te bemonsteren worden er waterstalen van 500 tot 1000 ml genomen vanop het meetschip die nadien in een labo geanalyseerd worden op zwevende stofconcentraties. Er worden tijdens de monitoringscampagne waterstalen genomen aan het wateroppervlak (oppervlaktestalen) en in de waterkolom (dieptestalen).

Oppervlaktestalen

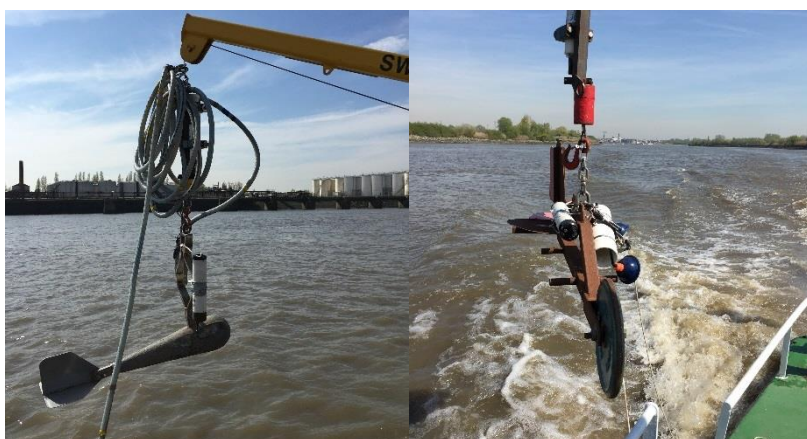
Voor de bepaling van zwevende stof nabij het wateroppervlak wordt 500 ml staal genomen zoals beschreven onder 2.3.1.

Dieptestalen

Sinds 2001 worden de oppervlaktestalen aangevuld met dieptestalen met behulp van een water sampler (type Van Dorn) of waterpomp. De dieptestalen worden sinds 2010 ook gebruikt om ADCP-profielen om te rekenen naar zwevende stofprofielen over de waterkolom. Hiervoor wordt er één dieptestaal in de bovenste helft van de waterkolom genomen en één dieptestaal in de onderste helft van de waterkolom. Op ondiepe meetlocaties wordt het aantal stalen beperkt tot één.

Ook tijdens dertienuurscampagnes worden frequent dieptestalen genomen met een waterpomp. Bij de dieptestalen met een pomp wordt de doorlooptijd doorheen de waterdarm steeds in acht genomen om menging van het staal met andere waterlagen te vermijden.

Tijdens het nemen van een waterstaal wordt een kabel uitgerust met een gewicht en multiparameterinstrument langzaam gevierd tot op de gewenste waterdiepte (Figuur 2-5). De waterdiepte wordt door het multiparameterinstrument geregistreerd.



Figuur 2-5: Meetopstellingen voor het nemen van dieptestalen met pomp en waterdarm op meetdag 1 (links) en water sampler (van Dorn) op meetdagen 2-3 (rechts), elk uitgerust met een multiparameterinstrument.

2.3.3. Samenwerking met VMM

Tijdens het zomerhalfjaar (6 maanden) wordt er twee maal per maand bemonsterd in het Schelde-estuarium. De UAntwerpen en de OMES partners nemen steeds deel aan beide campagnes, VMM enkel aan de eerste campagne. VMM meet tijdens die campagnes verschillende polluenten in de waterkolom, maar ook een aantal nutriënten. Deze nutriënten worden door VMM bemonsterd en geanalyseerd volgens de regels van de kunst (VMM beschikt over een accreditatie voor deze parameters), in overeenstemming met de vereisten uit het OMES bestek. Voor de andere parameters, en voor de zomercampagnes waaraan VMM niet deelneemt, worden de technieken gehanteerd zoals in volgend hoofdstuk vermeld.

De monitoringsresultaten van VMM (onder andere voor zware metalen en toxische stoffen) worden niet opgenomen in de OMES rapportage. Deze zijn wel te vinden in diverse rapportages die VMM publiceert (bijvoorbeeld voor de Kaderrichtlijn Water) en zijn te raadplegen op de VMM website. Bij de zesjaarlijkse evaluatie van het gehele Schelde-estuarium volgens de Evaluatiemethodiek Schelde-estuarium worden de OMES en VMM data voor de Zeeschelde, aangevuld met de Rijkswaterstaat gegevens voor de Westerschelde, wel samen geanalyseerd, geëvalueerd en gerapporteerd.

Tabel 2-4 Lijst met de huidig gemeten parameters en uitvoerende labo's. Per station wordt het startjaar van de metingen weergegeven. (1) Bazel werd niet in de periode 2005-2015 bemonsterd. (2) Voor 2005 werd Mariekerke bemonsterd i.p.v. Lippenbroek. (3) Voor 2005 werd Vlassenbroek bemonsterd i.p.v. Baasrode.

Parameter	huidig uitvoerend labo	Huidige meetlocaties estuarium																		boundaries							opmerking					
		Grens	Liefkenshoek	Melsele	Antwerpen	Kruibeke	Bazel (1)	Steendorp	Temse	Lippenbroek (2)	Baasrode (3)	Dendermonde	Sint Onolfs	Appels	Uitbergen	Wetteren	Melle	Niel	Boom	Terhagen	Beneden-Nete	Dijle (tidaal)	Bovenschede	Dender	Durme	Haven		Grote Nete	Kleine Nete	Dijle	Zenne	
Pigmenten	Alloxanthine	02	02	02	02	02	02	03	02	02	02	02	02	02	03	02	02	09	02	09	09	09	02	02	02	06	09	09				
	b-carotenoid	03	03	03	03	03	03	03	03	03	03	03	03	03	03	03	03	09	03	09	09	09	03	03	03	05	09	09				
	Chlorophyl b	02	02	02	02	02	02	03	02	02	02	02	02	02	03	02	02	09	02	09	09	09	02	02	02	06	09	09				
	Chlorophyll a	02	02	02	02	02	02	03	06	06	06	06	06	06	03	02	02	09	02	09	09	09	02	02	02	06	09	09				
		96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	09	00	09	09	00	00	00	05	09	09	09	09	hiaten in '99-'00		
	Chlorophyll c2	02	02	02	02	02	02	02	06	06	06	06	06	06	02	02	02	09	02	09	09	09	02	02	02	06	09	09				
	Diadinoxanthin	02	02	02	02	02	02	03	06	06	06	06	06	06	02	02	02	09	02	09	09	09	02	02	02	06	09	09				
	Diatoxanthin	02	02	02	02	02	02	03	06	06	06	06	06	06	02	02	02	09	02	09	09	09	02	02	02	06	09	09				
	fucoxanthine	02	02	02	02	02	02	03	06	06	06	06	06	06	02	02	02	09	02	09	09	09	02	02	02	06	09	09				
	Luteine	02	02	02	02	02	02	03	06	06	06	06	06	06	02	02	02	09	02	09	09	09	02	02	02	06	09	09				
	Neoxanthin	03	03	03	03	03	03	03	06	06	06	06	06	06	02	02	02	09	03	09	09	09	03	03	03	06	09	09				
	Peridinine	02	02	02	02	02	02	03	06	06	06	06	06	06	02	02	02	09	02	09	09	09	02	02	02	06	09	09				
	phaeopigments	02	02	02	02	02	02	03	06	06	06	06	06	06	02	02	02	09	02	09	09	09	02	02	02	06	09	09				
		10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10		
		UAntwerpen	09	09	09	09	15	09	09	09	09	09	09	09	09	09	09	09	09	09	09	09	09	09	09	09	09	09	09			
	UAntwerpen	03	03	03	03	03	03	03	06	06	06	06	06	06	03	03	03	09	03	09	09	09	03	03	03	06	09	09				
	UAntwerpen	02	02	02	02	02	02	03	06	06	06	06	06	06	02	02	02	09	02	09	09	09	02	02	02	06	09	09				
Fotosynthese	Alpha	10							10	10		10		10	10	10	10	10	10	10	10									voorheen door ULB		
	PBMmax	10							10	10		10		10	10	10	10	10	10	10	10									voorheen door ULB		
Stikstof (N)	Ammonium-N	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	09	98	09	09	98	98	98	05	09	09	09	09			
	Kjehldal nitrogen	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	09	98	09	09	98	98	98	05	09	09	09	09			
	Nitrate-N	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	09	98	09	09	98	98	98	05	09	09	09	09			
	Nitrite-N	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	09	98	09	09	98	98	98	05	09	09	09	09			
	Particulate Nitrogen	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	10	02	10	10	02	02	02	05	10	10	10	10			

Tabel 2-6 (vervolg) Lijst met de huidige gemeten parameters en uitvoerende labo's. Per station wordt het startjaar van de metingen weergegeven. (1) Bazel werd niet in de periode 2005-2015 bemonsterd. (2) Voor 2005 werd Mariekerke bemonsterd i.p.v. Lippenbroek. (3) Voor 2005 werd Vlassenbroek bemonsterd i.p.v. Baasrode.

[illegible]

2.4. Monitoring basis waterkwaliteit

2.4.1. Temperatuur, zuurstof, pH en conductiviteit

Temperatuur, zuurstofgehalte en zuurstofverzadiging worden '*in situ*' bepaald, onmiddellijk na het afvullen van de recipiënten, rechtstreeks in de emmer. Het waterstaal werd genomen zonder aanrijking van zuurstof te veroorzaken. Meting gebeurt met een optische zuurstofmeter (Hach portable LDO) die volgens de regels van de kunst gekalibreerd werd. Meting van geleidbaarheid gebeurt met een 'WTW LF 318' geleidbaarheidsmeter. pH-bepaling geschiedt met een pH-meter 'WTW pH 330'. De detectielimieten zijn weergegeven in Tabel 2-5.

Tijdens dertienuurscampagnes worden datasondes (YSI 6600 series) ingezet worden, om continu metingen doorheen de tijdcyclus en diepteprofielen op te nemen van zuurstof, pH en geleidbaarheid. Deze sondes kunnen ook tijdens vaartochten ingezet worden voor diepteprofielen van bovenvernoemde parameters.

2.4.2. Chloride en sulfaat

De analyse wordt binnen de 24 uur uitgevoerd op het schepstaal.

Een 'Segmented Flow Analyser' (SFA) van het merk 'Skalar' wordt gebruikt voor de bepaling van chloride en sulfaat. De concentratiebepaling van chloride berust op de reactie van kwikthyocynaat ($\text{Hg}(\text{SCN})_2$) met chloride-ionen. Door interactie van kwik met chloride-ionen, wordt een kwikchloridecomplex gevormd. Door behandeling met Fe^{3+} -ionen vormt het vrijgezette kwikthyocynaat een sterk gekleurd ijzerthiocyanaatcomplex. De absorptie van dit laatste complex wordt gemeten bij 490 nm. Uit standaardcurves wordt dan de juiste concentratie bepaald.

Voor de bepaling van sulfaat wordt het staal doorheen een ionenuitwisselingskolom gepompt om kationen te verwijderen. Hierna wordt een blauw barium-methyl-thymolcomplex toegevoegd. Sulfaationen reageren hiermee en een bariumsulfaat wordt gevormd. Methyl-thymolblauw ($\text{C}_{37}\text{H}_{40}\text{N}_2\text{Na}_4\text{O}_{13}\text{S}$) wordt hierbij vrijgezet. De absorptie van het methyl-thymolblauw wordt gemeten bij 460 nm. Uit standaardcurves wordt dan de juiste concentratie bepaald. De detectielimieten zijn weergegeven in Tabel 2-5.

2.4.3. Stikstof (Ammonium, nitraat, nitriet en Kjeldahl-stikstof)

Een 'Segmented Flow Analyser' (SFA) van het merk 'Skalar' wordt gebruikt voor de bepaling van ammonium, nitriet, nitraat en na een verteringsreactie voor Kjeldahl-stikstof.

Voor de bepaling van ammonium wordt het staal na dialyse vermengd met natriumsalicylaat ($\text{C}_7\text{H}_5\text{NaO}_3$). Dit katalyseert een reactie met de vorming van een groen complex met het ammoniumion. Meting van absorptie gebeurt bij 660nm. Uit standaardcurves wordt dan de juiste concentratie bepaald.

Om een kleurreactie voor nitriet te bekomen, wordt eerst een kleurreagens bereid (azijnzuur, sulfanilamide ($\text{C}_6\text{H}_8\text{N}_2\text{O}_2\text{S}$), α -naphtylethyleen diamine dihydrochloride ($\text{C}_{12}\text{H}_6\text{Cl}_2\text{N}_2$), gedistilleerd water). Dit vormt een complex met het nitrietion. De absorptie wordt gemeten bij 540nm. Uit standaardcurves wordt dan de juiste concentratie bepaald.

Voor de bepaling van nitraat ondergaat het staal eerst een behandeling met een ammoniumchloride buffer. Dan wordt het staal doorheen een cadmiumkolom gepompt. Door deze behandeling wordt het nitraat gereduceerd tot nitriet. Het staal wordt dan verder behandeld zoals bij nitrietbepaling. De concentratie nitraat wordt bepaald door het verschil te berekenen tussen “nitraat- en nitrietconcentratie” samen en “nitrietconcentratie”.

De bepaling van Kjeldahl-stikstof gebeurt na een vertering met zwavelzuur bij hoge temperatuur zodat alle organische stikstof wordt omgezet tot ammonium. De verdere bepaling gebeurt zoals de bepaling van ammonium.

De detectielimieten zijn weergegeven in Tabel 2-5.

2.4.4. Fosfor (Orthofosfaat en totaal fosfor)

Een 'Segmented Flow Analyser' (SFA) van het merk 'Skalar' wordt gebruikt voor de bepaling van orthofosfaat en na een verteringsreactie voor totaal fosfor.

Voor de bepaling van orthofosfaat wordt het staal eerst in zuur midden behandeld met ammonium-molybdaat ($(\text{NH}_4)_6\text{Mo}_7\text{O}_{24} \cdot 4\text{H}_2\text{O}$). Het orthofosfaat vormt hiermee een fosfomolybdaat. Reductie van het fosfomolybdaat met ascorbinezuur resulteert in een blauw complex waarvan absorptie wordt bepaald bij 880nm. Uit standaardcurves wordt dan de juiste concentratie bepaald.

De bepaling van totaal fosfor gebeurt na een vertering met zwavelzuur bij hoge temperatuur zodat alle gebonden fosfor wordt omgezet naar orthofosfaat. De verdere bepaling gebeurt zoals de bepaling van orthofosfaat.

De detectielimieten zijn weergegeven in Tabel 2-5.

2.4.5. Silicium

Voor de Si-bepaling wordt een 'Inductively Coupled Plasma Emission Spectrophotometer' (ICP) van het merk 'THERMO-OPTEC IRIS®' gebruikt. De ICP is opgebouwd uit een kwarts toorts waardoor geïoniseerd argongas wordt bewogen. Een hoog radiofrequentieveld houdt dit gasplasma geïoniseerd. Het staal wordt ingezet en in aërosol gebracht. De hoge gasplasmatemperatuur zorgt voor een zeer goede atomisatie en ionisatie. Voor elk element resulteert dit in de emissie van een uniek lightspectrum. Dit spectrum wordt gedecteerd door een 'Charged Injection Device'-detector (CID-detector). De gemeten intensiteit van het SiO_2 spectrum wordt gecorrigeerd op achtergrondstraling. Aan de hand van standaarden wordt de relatie bepaald tussen lichtintensiteit en silikaatconcentratie. De detectielimieten zijn weergegeven in Tabel 2-5.

Biogeen silicium (BSi) wordt bepaald na extractie met 0.1 M Na_2CO_3 (anhydrated) met een extractietijd van 1 uur. Analyse van Si na extractie gebeurt zoals hierboven beschreven. Vervolgens wordt een conversiefactor toegepast om de BSi concentratie te bekomen. Deze factor wordt bepaald via lineaire regressie op sequentieel geanalyseerde stalen. De sequentiële extractie gebeurt met 0.1 M Na_2CO_3 (anhydrated) met een extractietijd van 1, 2 en 3 uur.

Tabel 2-5 Detectielimieten voor de verschillende waterkwaliteitsparameters.

Waterkwaliteitsparameter	Detectielimieten
Temperatuur	'WTW OXI 91': 0°C – 40°C 'YSI 6600series': -5°C – 45°C
pH	'WTW pH 330': 4 – 10 'YSI 6600series': 0 - 14
Zuurstofgehalte	'WTW OXI 91': 0 – 20 mg.L ⁻¹ O ₂ 'YSI 6600series': 0 – 50 mg.L ⁻¹ O ₂
Conductiviteit	'YSI 6600series': 0 – 100 mS.cm ⁻¹ 'WTW LF 91(318)': 0 – 100 mS.cm ⁻¹
Chloride	1 mg.L ⁻¹ Cl ⁻
Sulfaat	4 mg.L ⁻¹ SO ₄ ²⁻
Ammonium	0,08 mg.L ⁻¹ NH ₄ ⁺ -N
Nitraat	0,05 mg.L ⁻¹ NO ₃ ⁻ -N
Nitriet	0,01 mg.L ⁻¹ NO ₂ ⁻ -N
Kjeldahl-N	0,30 mg.L ⁻¹ N
Orthofosfaat	0,02 mg.L ⁻¹ PO ₄ ³⁻ -P
Totaal P	0,07 mg.L ⁻¹ P
Silikaat	0,02 mg.L ⁻¹ SiO ₂
BOD	0,5 mg.L ⁻¹ O ₂
Turbiditeit	0 – 1000 NTU

2.4.6. Biochemische zuurstofvraag BOD: CBOD en NOD

Inleiding

De biochemische zuurstofvraag (Biochemical Oxygen Demand, BOD) is de hoeveelheid zuurstof die aerobe bacteriën verbruiken in een waterstaal gedurende een bepaalde periode bij een welbepaalde temperatuur. BOD wordt meestal uitgedrukt in mg zuurstof verbruikt per liter gedurende 5 dagen incubatie in het donker bij 20°C. Hoewel op deze methode een bepaalde onzekerheid zit, wordt ze toch veel gebruikt als maat voor de hoeveelheid afbreekbaar organisch materiaal in het water.

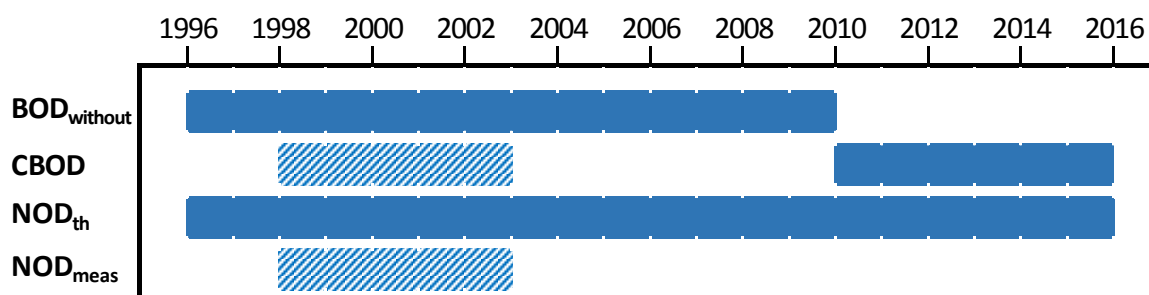
Het zuurstofverbruik bij een BOD analyse is het resultaat van aerobe microbiële afbraak en mineralisatie van organisch materiaal of van de nitrificatie van ammonium en nitriet aanwezig in het waterstaal. Om de zuurstofvraag voor nitrificatie (Nitrogenous Oxygen Demand, NOD) uit te sluiten, wordt meestal een nitrificatie inhibitor (bijvoorbeeld Allylthiourea of Nserve) toegevoegd aan het staal. Het resultaat hiervan is dan enkel de zuurstofvraag voor koolstofmineralisatie (Carbonaceous Biochemical Oxygen Demand (CBOD)).

Tabel 2-6 Overzicht van de verschillende BOD fracties

BOD	biochemical oxygen demand = CBOD + NOD
CBOD	carbonaceous biochemical oxygen demand BOD met nitrificatie-inhibitor
NOD	nitrogenous oxygen demand zuurstofvraag voor nitrificatie
NOD _{th}	theoretical NOD = 3,22 NH ₄ -N + 1,11 NO ₂ -N
NOD _{meas}	measured NOD; NOD door in staal aanwezige bacteriën = BOD _{without} - CBOD
BOD _{without}	BOD zonder nitrificatie-inhibitor = CBOD + NOD door in staal aanwezige bacteriën

Bepaling BCOD vanaf 2010

Voor de BOD metingen in het kader van OMES, werd in de periode 1996-2009 meestal geen nitrificatie inhibitor toegevoegd (BOD_{without}). Jaarrond zijn er daarom niet altijd CBOD data beschikbaar voor 2009. Na 2009 werd standaard Allylthioureum toegevoegd als nitrificatie inhibitor. Vanaf 2010 zijn hierdoor jaarrond CBOD data beschikbaar voor alle stations (zie Figuur 2-6 voor een overzicht).



Figuur 2-6 Overzicht van de meetperioden van de verschillende BOD fracties. In de vol gekleurde perioden werd de fractie elke campagne bepaald. In de gearceerde periode zijn de data gedeeltelijk aanwezig.

De analyse wordt binnen de 24 uur ingezet op het schepstaal. Het watermonster wordt verdund met zuurstofrijk verdunningswater en geënt met commercieel beschikbaar entmateriaal (micro-organismen). De nitrificatie wordt onderdrukt door toevoegen van een inhibitor: allylthioureum (ATU). Deze verdunde monsters worden gedurende 5 dagen $\pm$ 6u geïncubeerd bij $(20 \pm 2)^\circ\text{C}$ in het donker in een volledig gevulde en afgesloten Winkler-fles. Voor en na de incubatie wordt het zuurstofgehalte gemeten. Vervolgens kan hieruit het zuurstofverbruik door biochemische oxidatie berekend worden.

De BOD bepaling dient binnen de 24 uur gestart te worden. Als alternatief kunnen de verdunde monsters eerst gedurende 48u $\pm$ 2uur bewaard worden bij een temperatuur van $1-5^\circ\text{C}$ en vervolgens gedurende 5 dagen geïncubeerd worden bij een temperatuur van $20 \pm 2^\circ\text{C}$.

De detectielimieten zijn weergegeven in Tabel 2.1.

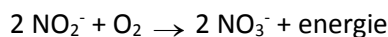
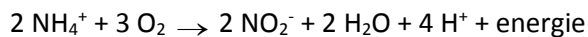
Bepaling langetermijntrends CBOD en NOD voor 2009

Zoete zones

Meestal werd voor 2009 geen nitrificatie inhibitor toegevoegd. Om toch het onderscheid te maken tussen CBOD en NOD werden in de periode 1998-2003 verschillende BOD analyses parallel met en zonder nitrificatieregger (Nserve) uitgevoerd. Op basis van deze metingen wordt NOD_{meas} bepaald:

$$NOD_{meas} = BOD_{without} - CBOD$$

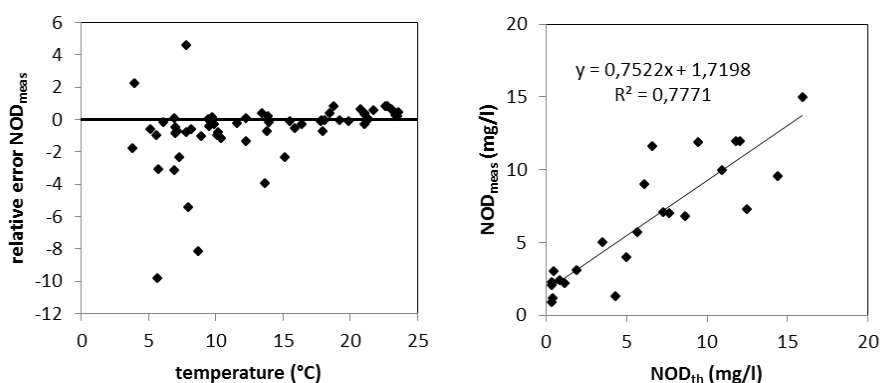
De theoretische zuurstofvraag voor nitrificatie (NOD_{th}) kan ook stoichiometrisch bepaald worden, gebaseerd op de hoeveelheid zuurstof nodig om ammonium en nitriet om te zetten tot nitraat:



Omdat nitrificerende bacteriën ook een deel van hun zuurstofbehoefte zullen halen uit de reductie van CO_2 bij lithotrofe biosynthese, worden beter de experimenteel afgeleide waarden van Wezernak & Gannon (1967) gebruikt om de zuurstofvraag voor nitrificatie te berekenen in plaats van de stoichiometrische ratio's. Zij vonden de zuurstof-stikstof ratio bij anorganische stikstof oxidatie gelijk was aan 3.22 mg/l zuurstof per mg/l ammonium-stikstof omgezet tot nitriet en 1.11 mg/l zuurstof per mg/l nitriet-stikstof omgezet tot nitraat.

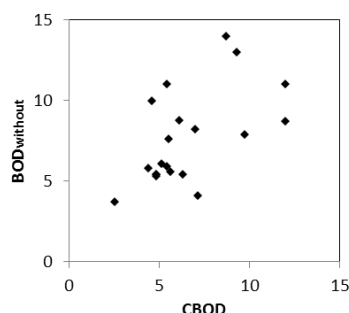
Het nitrificatieproces gedurende een BOD meting is echter afhankelijk van de aanwezigheid van een actieve populatie van nitrificerende bacteriën. Omdat bij de BOD experimenten geen inoculum van nitrificerende bacteriën werd toegevoegd, was het nitrificatieproces dus afhankelijk van de bacteriële populaties op dat moment aanwezig in het estuarium. Wanneer echter de watertemperatuur daalt onder de $15^\circ C$, is de aanwezigheid van een actieve populatie nitrificerende bacteriën niet steeds verzekerd, wat leidt tot grotere verschillen tussen de opgemeten NOD_{meas} en de berekende NOD_{th} (Figuur 2-7). Voor watertemperaturen boven $15^\circ C$ bestaat wel een mooie correlatie tussen NOD_{meas} en NOD_{th} .

Voor de bepaling van langetermijn trends kunnen we zo beschikken over data van de biochemische zuurstofvraag voor zowel nitrificatie als koolstofmineralisatie, voor de gehele OMES periode, voor watertemperaturen boven $15^\circ C$, voor de meeste stations in het zoetwatergetijdengebied. Voor de gehele OMES periode werden de NOD waarden berekend ($=NOD_{th}$). Voor de periode 1996-2009 werd de CBOD berekend ($CBOD = BOD_{without} - NOD_{th}$); vanaf 2010 werd CBOD rechtstreeks gemeten.



Figuur 2-7 a. Relatieve afwijking van NOD_{meas} ($(NOD_{meas} - NOD_{th})/NOD_{meas}$) in functie van de watertemperatuur. b. Correlatie tussen NOD_{th} en NOD_{meas} aan het station Dendermonde voor watertemperaturen boven $15^\circ C$.

Aan de 'boundaries' Bovenschelde en Dender wordt geen goede correlatie gevonden tussen NOD_{meas} en NOD_{th} . Hoewel in de zijrivieren hoge concentraties voorkwamen van ammonium of nitriet, welke hoge NOD_{th} opleverden van soms meer dan 10 mg/l, werden tussen de BOD metingen met en zonder nitrificatie inhibitor (CBOD en $BOD_{without}$) amper verschillen opgemeten (Figuur 2-8 voor Bovenschelde). Dit wijst erop dat er weinig tot geen nitrificatie-activiteit aanwezig is in de zijrivieren. Blijkbaar is er daar geen actieve populatie nitrificerende bacteriën, zelfs niet bij temperaturen boven 15°C. Daarom zijn voor de periode dat er enkel $BOD_{without}$ data beschikbaar zijn, deze data verder beschouwd als CBOD data. De NOD die voor deze station berekend werd, stelt in dit geval de potentiële zuurstofvraag voor nitrificatie voor, indien nitrificerende bacteriën aanwezig zouden zijn.



Figuur 2-8 correlatie tussen CBOD en $BOD_{without}$ in de Bovenschelde, bij temperaturen boven 15°C

Aan het meest opwaartse station Melle komen de NOD_{th} en de NOD_{meas} data soms overeen, maar vaak ook niet, wat erop wijst dat zo kort bij de boundary van het estuarium er niet steeds een actieve populatie nitrificerende bacteriën aanwezig is. Daarom konden geen CBOD en NOD data bepaald worden voor de ganse OMES periode voor dit station.

Oligohaliene zone en zone met sterke saliniteitsgradiënt

In de oligohaliene zone en de zone met sterke saliniteitsgradiënt konden geen betrouwbare correlaties gevonden worden tussen NOD_{meas} en NOD_{th} , wellicht omwille van lagere concentraties aan CBOD en NOD (zie Resultaten) en dus grotere relatieve fout.

Rupel

Ook voor het station Boom op de Rupel werd de theoretisch berekende NOD_{th} (op basis van NH_4 en NO_2) vergeleken met de op metingen van $BOD_{without}$ en CBOD gebaseerde NOD_{meas} . In de Rupel blijken deze niet gecorreleerd te zijn, ook niet bij temperaturen boven 15°C. Voor de Rupel zijn er bijgevolg geen CBOD data beschikbaar voor 2009.

2.4.7. Opgelost organisch koolstof (Dissolved Organic Carbon, DOC)

De staalname van DOC gebeurt door water te filtreren met een glazen spuit door een glasvezel filter (type Whatmann GF/F, 0.7 μm) in een glazen proefbuis. Al het glaswerk, inclusief de glasvezel filter worden vooraf verhit, minimum 8 uur op 450°C om al het organisch materiaal te verwijderen. De DOC concentratie wordt colorimetrisch bepaald (Skalar).

2.4.8. Opgelost anorganisch koolstof (Dissolved Inorganic Carbon, DIC): concentratie en isotoop verhouding ($\delta^{13}\text{C}$ -DIC)

Voor de bepaling van DIC concentraties zijn 2 belangrijke parameters vereist namelijk pH en totale alkaliniteit (TALK), alsook temperatuur en saliniteit van het water. De pH, temperatuur en saliniteit van de waterstalen wordt gemeten bij de staalname. Voor de bepaling van TALK worden 50 ml waterstalen gefilterd (GFF, 0.7 μm) en gefixeerd met kwikchloride en bewaard bij 4°C. De analyse gebeurt binnen de maand na staalname. De totale alkaliniteit wordt bepaald met een automatische titrator (Mettler-Toledo, precisie 0.3%) door een bepaald volume staal met HCl van gekende normaliteit (Titrisol standaard 0.01N) te titreren tot het eindpunt voor bicarbonaat. Totale anorganische koolstof, bicarbonaat, carbonaat en CO_2 concentraties worden dan berekend vanaf TALK en pH, temperatuur en saliniteit via de "CO2SYS" Excel macro van Lewis and Wallace (2006).

Voor de bepaling van de isotopenratio van DIC ($\delta^{13}\text{C}$ -DIC), wordt 10 ml staal luchtledig bewaard op 4°C na fixatie met kwikchloride. De analyse gebeurt vervolgens binnen de maand met een Isotopic Ratio Mass Spectrometer (IRMS) via een gas-bench sampler (Gasprep-Nu perspective IRMS, Nu Instruments).

2.4.9. Particulair organische koolstof (Particulate Organic Carbon, POC) en koolstof/stikstof (C/N) verhouding

De hoeveelheid particulier organisch koolstof aanwezig in de waterkolom wordt bepaald door katalytische combustie van dit materiaal verzameld op een glasvezel filter van 0.7 μm nominale porositeit (type Whatmann GF/F). Deze filters werden vooraf gedecontamineerd door ze gedurende 8u te verwarmen op 450°C. Een zo groot mogelijk volume water wordt gefiltreerd, dit varieert meestal van 200 ml tot 500 ml afhankelijk van de turbiditeit.

Filters wordt vervolgens gedurende 2 uur gedroogd bij 105°C zoals bepaald in de standaardprocedure van het Belgisch instituut voor de normalisatie. Blank stalen (i.e. gedecontamineerde filters die de hele procedure doorlopen hebben met uitzondering van de filtratie) worden op regelmatige tijdstippen geanalyseerd.

Voor de analyse wordt een filterstukje met gekend oppervlak uitgesneden en vervolgens gedurende 8 uur in een verzadigde HCl atmosfeer geplaatst ten einde de carbonaat te verwijderen (CO_2 vrijzetting). Vervolgens wordt dit filterstukje in een zuiver tincupje geborgen, waarna de eigenlijke analyse volgt met een Elemental Analyser (Thermo-Finnigan Flash EA 1112). Bij deze wordt het organisch materiaal verbrand bij 1010°C onder aanvoer van zuivere O_2 , waarna overmaat O_2 en NO_x gassen gereduceerd worden op metallisch koper bij 600°C. Daarna wordt de waterdamp weggevangen en worden CO_2 en N_2 chromatografisch gescheiden en bepaald met behulp van een TCD (Thermal Conductivity Detector). Kalibratie gebeurt met nauwkeurig afgewogen acetanilide ($\text{C}_8\text{H}_9\text{NO}$) hoeveelheden. De gemeten koolstof is de particulier organische koolstof en de stikstof is de totale particuliere stikstof (in hoofdzaak = organische N). Op basis van gemeten POC als PN gehalte, wordt vervolgens de C/N verhouding berekend. De precisie voor de analyse van particulier organische koolstof en stikstof is respectievelijk 5% en 4%.

Naast de metingen van POC conform bestek, zullen er ook extra metingen gebeuren voor de ^{13}C isotoop verhouding van POC ($\delta^{13}\text{C}$ -POC) door middel van een EA-IRMS systeem (elemental analyzer – isotope ratio mass spectrometer).

2.4.10. Particulair totaal en anorganisch koolstof (TOC en PIC)

Voor de bepaling van totaal particulier koolstof en particulier anorganische koolstof wordt dezelfde procedure toegepast als voor POC. Een tweede uitgesneden stukje filter ondergaat echter geen eliminatie van de aanwezige carbonaten. Op deze manier wordt de totale hoeveelheid koolstof bepaald (TOC). De hoeveelheid anorganische koolstof wordt bijgevolg berekend door het verschil te nemen tussen de totale koolstofhoeveelheid en de organische koolstofhoeveelheid ($PIC = TOC - POC$). Resultaten hebben tot nu toe aangetoond dat TOC en POC niet significant verschillen waardoor PIC verwaarloosbare concentraties vertonen. PIC wordt daarom niet verder besproken.

2.5. Monitoring lichtklimaat en zwevende stof

2.5.1. Lichtextinctiecoëfficiënt en eufotische diepte.

Voor het bepalen van het lichtklimaat wordt de lichtextinctiecoëfficiënt k_D gemeten: de mate waarin licht afneemt met de diepte, door de troebelheid van het water. Hiertoe worden twee lichtsensoren (PAR sensor LiCOR) gebruikt die op een gekende afstand van elkaar ($\Delta z = 40$ cm) worden gemonteerd. Het invallende licht kan nu gelijktijdig op twee verschillende dieptes gemeten worden. Voor een meting moeten geen sensoren op en neer bewogen worden, en fluctuaties in het invallend licht vormen geen probleem: ze worden door beide sensoren gelijktijdig geregistreerd. Wanneer men uitgaat van een exponentiële afname met de diepte van het invallende licht, kan de extinctiecoëfficiënt via volgende formule bepaald worden:

$$k_d = \frac{1}{\Delta z} \ln \left(\frac{E_1}{E_2} \right)$$

waarbij E_1 de lichtinstraling aan de bovenste sensor is, E_2 de instraling aan de onderste sensor en (Δz) de verticale afstand tussen beide sensoren. Het is dus mogelijk om k_D continu te meten, zelfs bij sterk fluctuerende lichtinstraling.

Aan elk estuarien monitoringsstation wordt k_D bepaald. Hiertoe wordt de opstelling met twee lichtsensoren gedurende 3 tot 5 minuten net onder het wateroppervlak gehangen. Elke seconde wordt de aanwezige lichtintensiteit en k_D bepaald, elke 5 seconden wordt een gemiddelde waarde voor deze parameters geregistreerd. Achteraf worden outliers verwijderd: ten gevolge van deining en golfslag kan de bovenste lichtsensor soms boven water komen, met foutieve waarden tot gevolg. Vervolgens wordt voor elk station een gemiddelde k_D (met standaard deviatie) berekend.

Vanuit k_D kan de eufotische diepte (Z_{eu}) worden bepaald. Z_{eu} is de diepte tot waar licht kan doordringen in de waterkolom, gedefinieerd als de diepte waar de hoeveelheid invallend licht nog 1% bedraagt van deze aan het wateroppervlak. Z_{eu} kan als volgt berekend worden: $Z_{eu} = -1/k_D * \ln(0.01) \approx 4,6/k_D$.

2.5.2. Zwevende stof

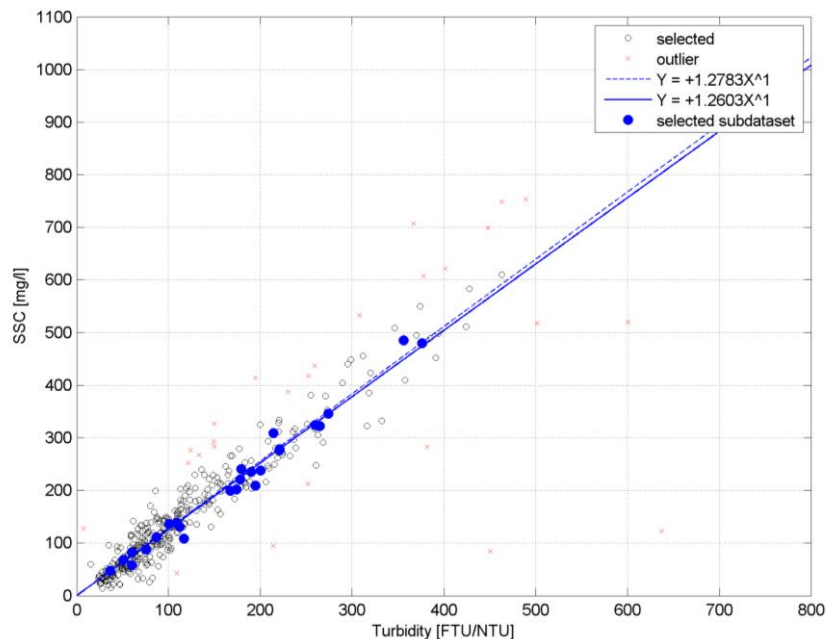
Het waterstaal met gekend volume wordt gefiltreerd op een filter van gekend gewicht (tarra). Voor alle waterstalen wordt de filter nagespoeld met 3x50 ml gedemineraliseerd water volgens de norm NBN-EN872 (1996). Het monster wordt gedroogd en na afkoeling opnieuw gewogen. De zwevende stof wordt bepaald door het verschil van totaal gewicht en tarra te berekenen.

Opmerking: voor 2005 werd niet standaard met 3x50 ml gedemineraliseerd water nagespoeld, waardoor zoutere stalen (met geleidbaarheid boven 2000 $\mu\text{S}/\text{cm}$) van voor 2005 een afwijking vertonen. Deze werden verwijderd uit de dataset (voor meer details, zie OMES 2015 rapportage).

2.5.3. Troebelheidsmetingen (turbiditeitsmetingen)

In functie van het lichtklimaat worden systematisch troebelheidsmetingen geregistreerd via een multiparameterinstrument (van RBR type XR-420 CTD+ of gelijkaardig). Het instrument wordt samen met de water sampler gevierd in de waterkolom (Figuur 2-5). Tijdens het profileren wordt er minstens elke 10 seconden een troebelheidswaarde geregistreerd.

De troebelheidssensor wordt vooraf geijkt in het labo met standaard formazineoplossingen zodanig dat er telkens een gestandaardiseerde waarde wordt geregistreerd over de verschillende meetcampagnes. Bovendien geven deze troebelheidsmetingen een maat voor zwevende stofconcentraties na correlatie met de genomen waterstalen. Dit vormt een aanvulling op de waterstalen en ADCP-profielen.



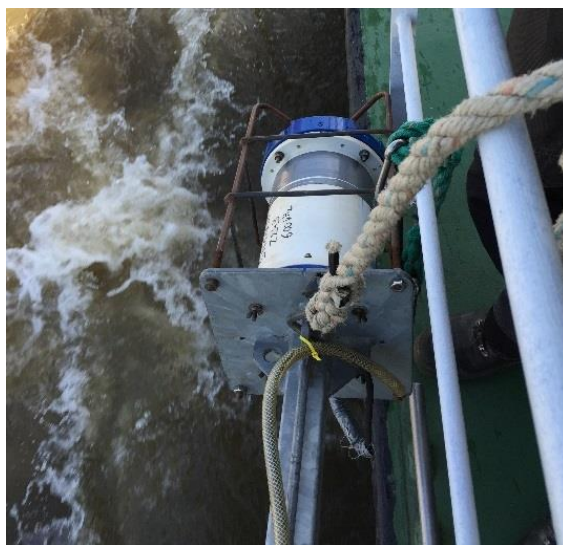
Figuur 2-9: De correlatie tussen troebelheid (X-as) en zwevend stofconcentratie (Y-as) voor het volledige meetjaar 2015 (zwarte punten en correlatie, $y = 1.2783x$) en meetcampagne 11-2015 (blauwe volle punten en correlatie, $y = 1.2603x$).

Op basis van iedere meetcampagne wordt telkens de correlatie tussen zwevende stof (afkomstig van de dieptestalen) en troebelheid (gemeten door de multiparameterinstrument) bepaald. Figuur 2-9 toont een voorbeeld van zo'n correlatie voor de meetcampagne 11-2015 en voor het volledige meetjaar 2015. Beide correlaties vertonen een duidelijk verband tussen troebelheid en zwevende stof.

2.5.4. zwevende stof en stroomsnelheid via ADCP

meetmethode

Vanaf 2011 worden de meetschepen uitgerust met een ADCP (van Teledyne RDI) en externe dGPS (van Hemisphere) om de stroomsnelheden, stroomrichtingen en onrechtstreeks zwevende stofconcentraties over de waterkolom te bepalen. Tijdens het nemen van de dieptestalen op een meetlocatie (punt) wordt er continu gemeten met een ADCP (gedurende +/- 5 minuten) waarvoor voor iedere meetcel van 0.25 of 0.50m meetwaarden wordt geregistreerd. De verticale celgrootte van 0.50m wordt gehanteerd op de meest afwaartse en diepere meetlocaties, en 0.25m voor de opwaartse en ondiepere meetlocaties.



Figuur 2-10: De ADCP meetopstelling op meetschip Scaldis I (meetdagen 2-3).

Via deze akoestische meettechniek worden stroomsnelheden berekend uit het verschil tussen totaal gemeten snelheid en de geregistreerde vaarsnelheid. De vaarsnelheid wordt door de ADCP geregistreerd door een ingebouwde bottom-trackmodule die tevens de bodemligging vaststelt. Omwille van mogelijke magnetische interferentie tussen het meetschip en het intern kompas van het instrument wordt het meetschip uitgerust met een dGPS. Diepte-, temperatuur- en geleidbaarheidsprofielen worden simultaan met de dieptestalen genomen om het akoestische achtergrondsignaal (zie Figuur 2-5) te corrigeren en de diepteligging van de cellen goed te kunnen positioneren in de waterkolom. De 3 parameters worden geregistreerd door een multiparameterinstrument (van RBR type XR-420 CTD+ of gelijkaardig) en omgerekend naar saliniteit op basis van Practical Salinity Scale van 1978 (UNESCO, 1983).

Om de ruimtelijke variatie van zwevende stof rondom een station of meetpunt te karakteriseren, worden er op bepaalde stations vaste raaien gevaren (Tabel 2-7, Figuur 2-1). Tijdens het varen wordt er met de ADCP continu gemeten zodanig niet enkele een verticaal profiel voor stromingen en zwevende stof aanwezig is maar ook voor heel de dwarssectie over de desbetreffende waterloop. Deze methodiek wordt ook toegepast aan GGG Lippenbroek tijdens de 24-uursmetingen.

Tabel 2-7: Een overzicht van meetstations waar ADCP-raaien gevaren wordt, inclusief de coördinaten van de theoretische raaien (in UTM31, WGS84) (zie ook Figuur 2-1).

id	station	X rechteroever [m]	Y rechteroever [m]	X linkeroever [m]	Y linkeroever [m]
1	Grens	587320	5689874	586388	5688916
2	Liefkenshoek	590573	5684054	590242	5683184
4	Antwerpen	597597	5675675	597222	5675802
5	Kruibeke	593024	5670309	592605	5670309
7	Temse	585579	5663806	585626	5664135
8	Lippenbroek	582387	5660350	582232	5660148
10	Dendermonde	577812	5654509	577728	5654615
13	Uitbergen	567438	5651875	567350	5651887
18	Terhagen	598316	5659259	598429	5659150

Verwerking van ADCP data tot zwevende stof

Met behulp van de software Sediview, wordt de verzamelde ADCP data verwerkt. Tijdens het verwerkingsproces wordt:

- De diepteligging van de meetcellen gecorrigeerd op basis van het verzameld saliniteitsprofiel;
- Het akoestisch achtergrondsignaal gestandaardiseerd en omgerekend naar zwevende stofconcentraties op basis van de verzamelde dieptestalen en troebelheidsmetingen.

De theorie achter de omzetting van het ADCP achtergrondsignaal naar zwevende stof is complex. De theorie wordt gebundeld in de software Sediview en worden parameters S , K_s , α_w en α_s bepaald, gebruikmakend van volgende vereenvoudigde relatie (DRL, 2003):

$$\text{Log}_{10} M_r = \{dB + 2r(\alpha_w + \alpha_s) - K_s\} S^{-1}$$

$M(r)$ = massaconcentratie per eenheidsvolume op diepte (r);

S = relatieve backscattercoëfficiënt;

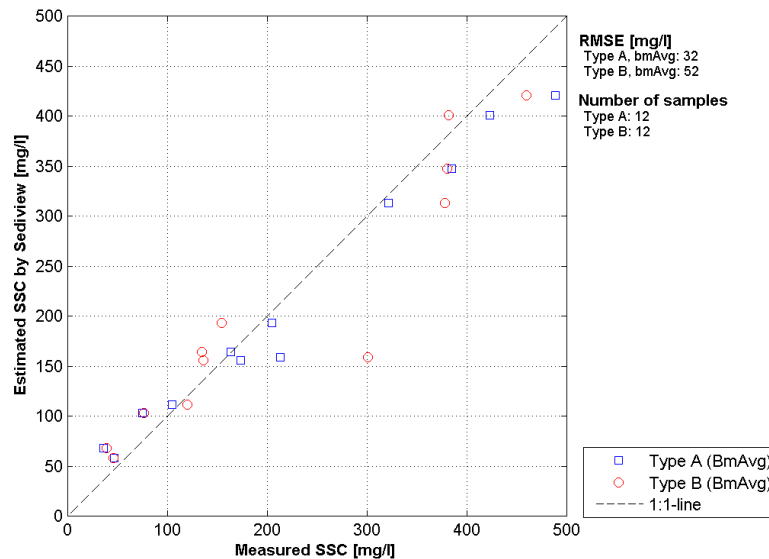
K_s = omgevings- en instrumentconstante;

dB = de gemeten relatieve akoestische achtergrondintensiteit;

α_w = waterabsorptiecoëfficiënt;

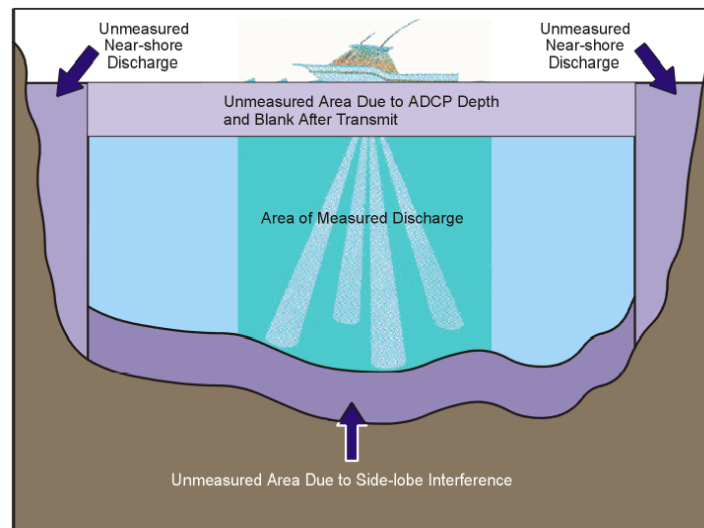
α_s = sedimentabsorptiecoëfficiënt (in functie van de sedimenteigenschappen).

De omzettingsparameters variëren per station, ADCP-type en tijd waardoor deze bij elke campagne en station opnieuw bepaald en doorgerekend dienen te worden. Dit gebeurt telkens op gekende kalibratiemomenten waar een dieptestaal genomen wordt. Een dieptestaal zal steeds genomen worden in het meetgebied van de ADCP: onder de insteekdiepte van de ADCP en 1 à 2m boven de interferentiezone (Figuur 2-12). Troebelheidsmetingen omgerekend naar zwevende stofconcentraties worden als een extra kalibratiepunt meegenomen tijdens het verwerkingsproces om de onzekerheid op berekende zwevende stofprofielen te verlagen. Het eindresultaat wordt vervolgens gecontroleerd in onderstaande correlatiegrafieken (Figuur 2-11).



Figuur 2-11: Een voorbeeld van een correlatie tussen geschatte zwevende stof na Sediviewkalibratie (ADCP) in functie van zwevende stof afkomstig van de waterstalen (type A) en troebelheid (type B).

Het bekomen resultaat uit Sediview wordt vervolgens gefilterd op uitschieters. De stationaire ADCP-metingen worden omgerekend naar een verticaal profiel door het gemiddelde te berekenen over de tijd. Voor de raaimetingen worden de verwijderde uitschieters opgevuld door interpolatie. Na dataprojectie op de theoretische raai wordt het waterdebiet, de sedimentflux en de gemiddelde zwevende stofconcentratie afgeleid uit de raaimetingen. Hierbij worden de niet-gemeten zones geschat door een berekende waarde via extrapolaties. De niet-gemeten zones zijn een gevolg van onbereikbare plaatsen voor het meetschip (aan de oevers), de insteekdiepte van de ADCP en akoestische interferentie aan de waterbodem (Figuur 2-12). De niet-gemeten zone nabij de bodem bedraagt ongeveer 6% van de waterdiepte.



Figuur 2-12: Aanduiding van de niet-gemeten zones tijdens het uitvoeren van een ADCP-raai (RD Instruments, 2001)

De zone aan de het wateroppervlak wordt geschat op basis van de gemiddelde snelheid of zwevende stofconcentratie van de 3 onderliggende cellen. Voor de zone nabij de bodem wordt de zwevende stofconcentratie geschat op basis van de gemiddelde concentraties van de onderste 5 gemeten cellen die verhoogd wordt met een factor 1,25. De stroomsnelheden nabij de bodem worden geschat via Chen's machtsvergelijking:

$$u/u^* = 9.5(z/z_0)^b$$

z = afstand tot de waterbodem [m]

u = snelheid op afstand z [m/s]

u* = wrijvingssnelheid [m/s]

z₀ = ruwheidshoogte [m]

b = Exponent (1/6)

De niet-gemeten zones nabij de oevers wordt voor zowel water- als voor sedimentdebiet geschat op basis van het gemiddelde van de 5 dichtstbijzijnde profielen en schatting van het niet-gemeten oppervlak in de waterkolom. Het oppervlak wordt berekend op basis van de afstand oever tot dichtstbijzijnde ADCP-profiel, diepte en correctiefactor voor helling van de oever (0,35).

2.5.5. Data-analyse van zwevende stof tot jaargemiddelden

Homogenisatie van de data

Binnen OMES is gekozen om tijonafhankelijk te bemonsteren. Dit impliceert dat de staalname op verschillende momenten in de tijcyclus wordt uitgevoerd, met onvermijdelijk een zekere variatie in zwevende stof tot gevolg. Door uit te middelen over seizoenen of jaren, kan ook de tijvariatie grotendeels uitgevlakt worden. Deze gemiddeldes zullen gebruikt worden voor het uitvoeren van een analyse van zwevende stof over de jaren heen en de ruimtelijke variatie in het meetgebied.

Omdat er tijdens bepaalde jaren meer metingen zijn uitgevoerd tijdens de zomermaanden dan tijdens de wintermaanden wordt van de volledige dataset eerst een daggemiddelde en vervolgens een maandgemiddelde van de metingen genomen. Daarna worden jaargemiddeldes (januari-december), zomergemiddeldes (juni-november) en wintergemiddeldes (december-mei) berekend op basis van de maandgemiddeldes.

Om een bias te vermijden omdat sommige meetlocaties dichter bij elkaar liggen dan andere, worden de data gehomogeniseerd in de ruimte. Hiervoor wordt de Zeeschelde verdeeld in secties met een lengte van 10 km, en wordt uitgemiddeld over elke sectie. Tenslotte worden systeemgemiddelden berekend voor verschillende zones, namelijk de Beneden-Zeeschelde, de Boven-Zeeschelde, de zone tussen 100 en 130 km van de monding (ruwweg tussen Lippenbroek en Appels) en tussen 60-80 km van de monding (ruwweg de zone rond Kallo-Antwerpen).

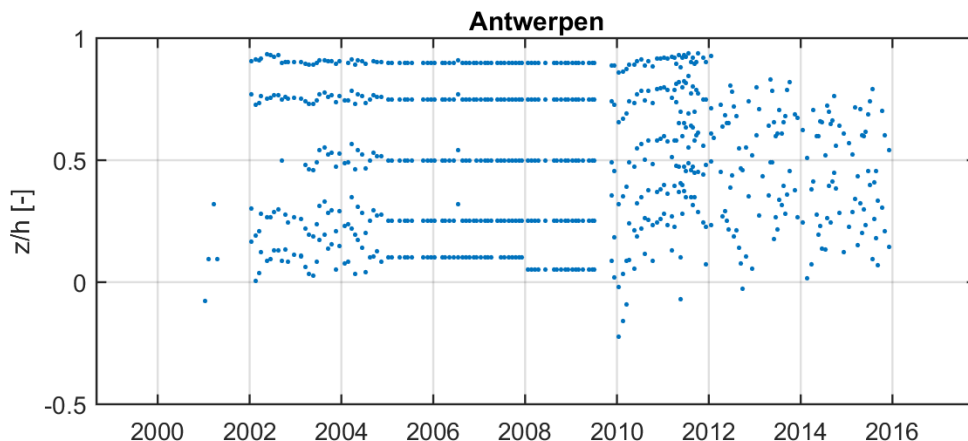
Analysemethodiek van de dieptestalen en ADCP-data

Zowel aan het wateroppervlak als dieper in de waterkolom worden er stalen genomen tijdens de monitoringscampagne. De dataset van de oppervlaktestalen is het meest uitgebreid in de tijd en is reeds gestart in 1995. Het nemen van dieptestalen is later begonnen in 2001, maar verdient ook aandacht omdat deze bijkomende informatie kan leveren over de verticale verdeling van de sedimentconcentratie, en kan dienen als (quasi-)onafhankelijke controle van de analyse van de oppervlaktestalen.

Over de jaren heen werden er verschillende meetprotocollen gehanteerd voor het bemonsteren van de stalen waardoor de diepteligging van de stalen en het aantal stalen varieert over de tijd (Figuur 2-13). Tussen 2001 en 2004 werden de dieptestalen bemonsterd op willekeurige dieptes en in de periode 2005-2009 werd er meer bemonsterd op vaste percentages in de waterkolom (10%, 25%, 50%, 75%, 90%). Sinds 2012 worden de dieptestalen voornamelijk genomen in functie van de ADCP-metingen, waardoor er minder stalen worden genomen in de onderste en bovenste 20% van de

waterkolom. Deze zones worden minder bemonsterd omdat deze zones niet bemeten worden door de ADCP.

Om de mogelijkheid op een bias te vermijden wordt in de analyse enkel gewerkt met stalen die genomen zijn tussen 20% en 80% van de waterdiepte. Daarnaast zijn er in 2001 slechts een klein aantal stalen genomen, wat niet voldoende is om tot een representatief jaar- of seizoensgemiddelde te komen. De metingen uit 2001 worden daarom niet beschouwd; enkel metingen uit de periode 2002-2015 worden verder beschouwd in de analyse.



Figuur 2-13: Verdeling van dieptestalen over de waterkolom doorheen de tijd op meetlocatie Antwerpen. De verticale as geeft de relatieve afstand boven de bodem weer ($z/h = 0$ op de bodem, $z/h = 1$ aan het wateroppervlak).

Om de volledige dataset van de dieptestalen onderling te kunnen vergelijken werd voor elke meting de relatieve afstand boven de bodem z/h bepaald, waarbij h de lokale en instantane waterdiepte voorstelt ($z/h = 0$ op de bodem, $z/h = 1$ aan het wateroppervlak). Om dit te doen is voor elke meting het lokale waterpeil en bodempeil nodig op het moment van de meting.

Het waterpeil (in m TAW) werd bepaald uit de naburige getijmeetstations. In de ADCP-metingen uit de periode 2011-2015 werd steeds ook de bodemdiepte op de staalnamepunten gemeten met behulp van de ADCP-bottom tracker. In de databestanden wordt het bodempeil soms weergegeven als absoluut peil (in m TAW) of als diepte ten opzichte van het wateroppervlak (in m). In het tweede geval werd de bodemdiepte omgezet naar een absoluut bodempeil (in m TAW) met behulp van de geregistreerde waterdiepte in de nabijgelegen getijstations op het moment van de staalname. Voor de jaren voor 2011 is de bodemdiepte op de meetlocaties niet exact gekend. Daarom wordt voor alle metingen die zijn uitgevoerd voor 2011 het gemiddelde gemeten bodempeil uit de jaren 2011 en 2012 aangenomen als bodempeil. In de Beneden-Zeeschelde (tot ca. Antwerpen) zijn verdiepingen van de Schelde uitgevoerd in 1970, 1995 en 2010; deze worden hier dus niet in rekening gebracht omdat er geen dieptemetingen beschikbaar waren op de locaties van de staalnames.

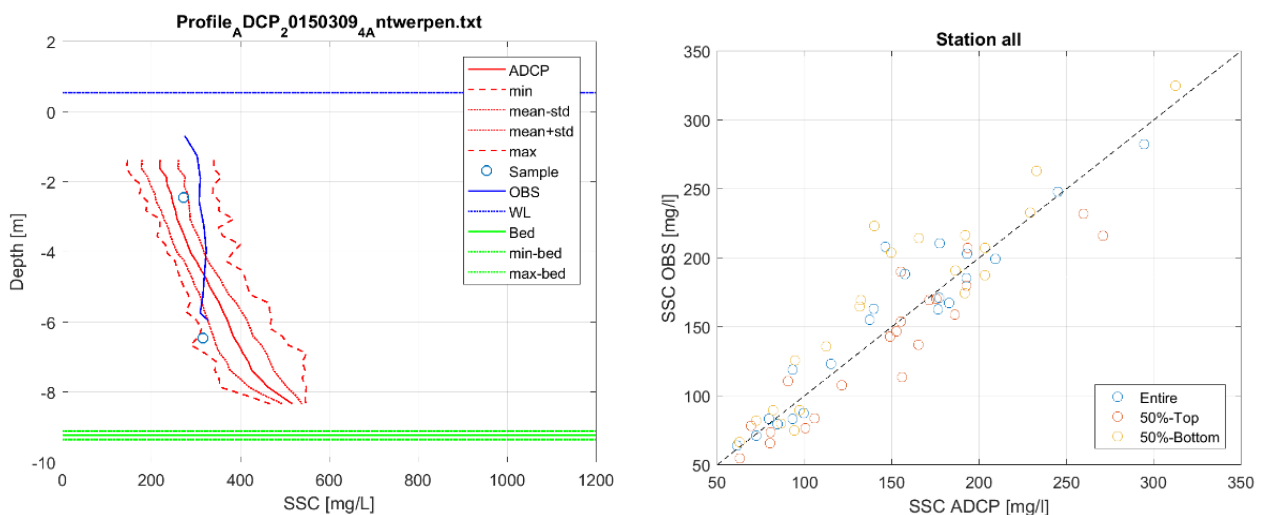
Nadat de volledige tijdreeks was opgesteld van het bodempeil en het waterpeil op elke meetlocatie, werd voor elk staal de relatieve afstand boven de bodem bepaald. Het is duidelijk dat er een onzekerheid is over zowel het waterpeil als het bodempeil op het moment van de staalname, wat zorgt voor een onzekerheid op de relatieve diepte van elk genomen staal.

Vooraleer dat de dataset werd gehomogeniseerd, werd deze onderworpen aan een visuele kwaliteitscontrole. Uitschieters, gedefinieerd als metingen die meer dan tien maal de interkwartielafstand boven de 75^{ste} percentiel liggen van alle metingen op een bepaalde meetlocatie, werden verwijderd.

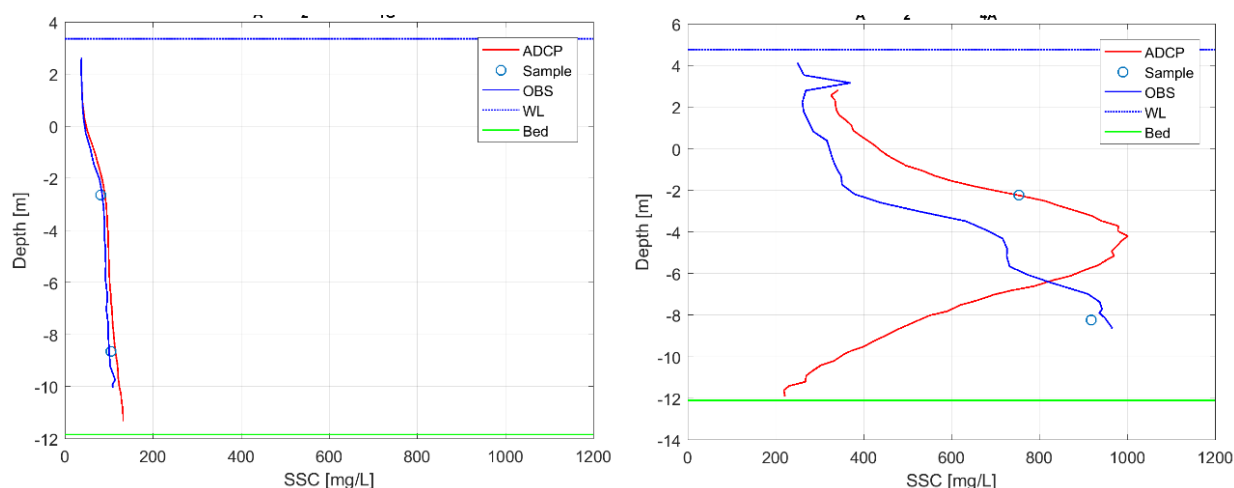
Sinds 2011 wordt zwevende stof in de waterkolom ook bepaald aan de hand van ADCP-metingen. De dataset van ADCP-metingen zijn geanalyseerd op dezelfde manier als de dataset van de eigenlijke dieptestalen.

In Hoofdstuk 5 wordt er aangetoond dat er een correlatie bestaat tussen troebelheid en zwevende stof. Gezien dat er sinds 2015 ook troebelheidsdata wordt verzameld over de diepte, kunnen deze profielen bijkomende informatie geven over zwevende stof over de diepte. De bijkomende optische meettechniek kan vergeleken worden met de dieptestalen en akoestische meettechniek (ADCP-profielen). Figuur 2-14 en Figuur 2-15 illustreren een vergelijking van de verschillende meettechnieken. Beide meettechnieken vertonen in het algemeen een gelijkaardig gedrag en zijn de dieptegemiddelde data van dezelfde grootteorde. De variatie tussen de verschillende technieken neemt toe met de sedimentconcentratie (Figuur 2-14). Een mogelijke verklaring hiervoor is dat bij hoge concentraties het gehalte aan zwevende stof in de waterkolom zeer variabel is in tijd. Zo worden de dieptestalen genomen op een bepaald moment in de tijd terwijl de ADCP-profielen, en in mindere mate de troebelheidsprofielen, een gemiddelde zijn over de tijd. Dit kan een verschil in de diepteprofielen geven tussen de verschillende meettechnieken. In Figuur 2-14 is het jaargemiddelde van meetjaar 2015 tussen beide meettechnieken vergeleken waar de gemiddelde afwijking +/- 20 mg/l bedraagt.

Daarenboven zijn de ADCP- en de troebelheidsmetingen 2 verschillende meettechnieken (resp. akoestisch en optisch) die gevoelig zijn voor bepaalde en andere randeffecten. De verwerkings- en omzettingmethode naar zwevende stofconcentraties zullen hierdoor ook verschillen (zoals hierboven beschreven). Zo dooft bijvoorbeeld het akoestisch signaal uit in de diepte ten gevolge van water- en sedimentabsorptie. In de Sediview-software wordt deze signaaluitdoving gecompenseerd maar bij hoge concentraties (groter dan 400 mg/l) en met een sterke gradiënt wordt deze soms onvoldoende gecompenseerd. Hierdoor kunnen de concentraties artificieel afnemen over de diepte. In Figuur 2-15 wordt een extreem voorbeeld geïllustreerd aan meetlocatie Antwerpen tijdens meetcampagne 12-2015.



Figuur 2-14: Diepteprofielen van zwevende stof op basis van staalname, ADCP (akoestisch) en troebelheid (optisch) aan station Antwerpen (links) voor meetcampagne 03-2015, met aanduiding van de variatie rondom een ADCP-profiel. Rechts: een cross-plot tussen de zwevende stofprofielen van troebelheid (OBS) en ADCP voor jaargemiddelde over een volledige profiel (entire), bovenste helft (50%-top) en onderste helft (50%-onder) voor alle stations.



Figuur 2-15: Diepteprofielen van zwevende stof op basis van staalname, ADCP (akoestisch) en troebelheid (optisch) aan station Grens (links) en Antwerpen (rechts) voor meetcampagne 12-2015.

2.6. Monitoring Plankton en Fytobenthos

2.6.1. Totaal chlorofyl a en andere pigmenten

Substalen voor chlorofyl a en andere pigmenten komen uit hetzelfde schepstaal dat voor waterkwaliteit werd genomen. Een zo groot mogelijk volume water wordt over een 25 mm diameter GF/F glasvezel filter afgefilterd met als doel een zo hoog mogelijke gevoeligheid en nauwkeurigheid te kunnen bereiken. Per station zullen twee replicate filters gemaakt worden. De filters worden in het veld ingevroren in vloeibare stikstof zodat afbraak van het chlorofyl a vermeden wordt. Na transport naar het labo worden de filters in het donker bij -80°C bewaard, eveneens om afbraak van het chlorofyl te vermijden.

De analyses zullen ongeveer tweemaandelijks in batches van een 30-tal analyses gebeuren. Chlorofyl a verzameld op de filters zal geëxtraheerd worden door ultrasonnicatie met een tip-sonicator in 10 ml 90% aceton gevolgd door 2 uur incubatie bij 4°C. Het pigmentextract wordt gefiltreerd over een 0.2 µm filter en geïnjecteerd op een High Performance Liquid Chromatography (HPLC) (Agilent 1100 Series) systeem.

Totaal chlorofyl a in de extracten zal gemeten worden aan de hand van HPLC ('High Performance Liquid Chromatography'). Deze methode ondervindt in tegenstelling tot andere methodes (zoals spectrofotometrie of fluorometrie) geen interferentie van afbraakproducten van chlorofyl a zoals faeofytine of faeoforbide of andere chlorofyls zoals chlorofyl b of c. Dit is belangrijk in het kader van het uit te voeren onderzoek gezien dergelijke interfererende pigmenten in grote hoeveelheden in het estuarium voorkomen. Voor het scheiden van de pigmenten wordt de methode Van Heukelem & Thomas (2001) gebruikt. Chlorofyl a zal worden geïdentificeerd op basis van het absorptiespectrum met behulp van een fotodiode array detector (DAD) en door vergelijking van de retentietijd met die van commerciële standaarden. De hoeveelheid chlorofyl a wordt daarna gekwantificeerd na kalibratie van de HPCL met commerciële chlorofyl a standaarden. Zowel spectrofotometrische als de gevoeligere fluorometrische detectie zullen worden toegepast.

De gebruikte methode is erg gevoelig en laat toe concentraties lager dan 0.1 µg/l nauwkeurig te meten (afhankelijk van het volume dat gefilterd wordt, gewoonlijk > 250 ml in het Schelde estuarium). Chlorofyl a (Chl a) wordt gebruikt als proxy voor de fytoplankton biomassa en kenmerkende pigmenten

zoals fucoxanthin, chlorophyll b (Chl b), lutein, zeaxanthin, peridinin en alloxanthin worden gebruikt om de verschillende fytoplankton groepen te onderscheiden.

2.6.2. Fytoplankton

Monsters voor de bepaling van de fytoplankton samenstelling zullen maandelijks, en in het zomerhalfjaar twee maal per maand, op alle stations ingezameld worden. De bemonstering zal simultaan gebeuren in samenspraak met de uitvoerders van de andere percelen. Een monster van 100 ml wordt gefixeerd met Lugol en in het donker bewaard.

De analyses van de stalen zullen binnen de 3 maand na inzameling uitgevoerd worden.

Naast de pigmentanalyse wordt de fytoplankton gemeenschap ook geanalyseerd met behulp van een omgedraaide microscoop. Een 5 tot 10 ml substaal wordt geconcentreerd in een sedimentatie kamer volgens de methode van Untermohl. De cellen in de sedimentatie kamer worden geteld met een Zeiss Axiovert omgedraaide microscoop op vergroting 200x en 400x. Identificatie wordt op een zo hoog mogelijk taxonomische niveau gedaan waarbij ook een licht microscoop gebruikt wordt voor de correcte identificatie. Een vast aantal van 400 units wordt geteld (CEN, 2006) om de fytoplanktonsamenstelling te bepalen. Met behulp van gepubliceerde biovolume berekeningen kunnen de getelde cellen omgezet worden in biomassa.

De soorten worden ingedeeld in de groepen diatomeeën en niet-diatomeeën. Op basis van literatuurgegevens en uitgaande van hun verspreidingspatronen in het estuarium worden de verschillende soorten ook ingedeeld als brakwatersoorten of zoetwatersoorten. Voor deze indeling zal gebruik gemaakt worden van literatuurgegevens betreffende de verspreiding van fytoplankton in het Schelde-estuarium (bijvoorbeeld Muylaert & Sabbe 1999, Muylaert et al. 2000) en nieuw verzamelde data. Vervolgens wordt de totale biomassa van de categorieën brakwater diatomeeën, ander brakwaterfytoplankton, zoetwaterdiatomeeën en ander zoetwaterfytoplankton berekend door de biomassa's van alle soorten in deze categorieën op te tellen. De uiteindelijke resultaten van de analyses zullen worden uitgedrukt in $\mu\text{g C l}^{-1}$. Het totale fytoplankton is de som van deze vier categorieën.

De nauwkeurigheid van de analyse zal nagegaan worden door de totale fytoplanktonbiomassa bepaald aan de hand van celtellingen en biovolume-metingen te relateren aan de concentratie totaal chlorofyl a; indien beide analyses goed uitgevoerd zijn zou een goede correlatie moeten worden waargenomen.

2.6.3. Microfytobenthos

Monsters voor microfytobenthos zullen van op het land worden ingezameld op vijf slikken langs het Schelde estuarium tussen de Nederlands-Belgische grens en Gent (Figuur 2-3). Van iedere getijde plaat wordt op 3-5 verschillende plaatsen stalen genomen op een transect loodrecht op de waterlijn en binnen de hoog- en laagwaterlijn. Bij iedere staalname worden drie replicaten genomen en gepoold om kleinschalige variatie te voorkomen. Tijdens de staalname wordt de bovenste 2 mm sediment *in situ* bevroren met behulp van vloeibare stikstof en bemonsterd met een contact core. De bevroren stalen worden vervolgens in vloeibare stikstof bewaard tijdens het veldwerk en daarna bewaard bij -80°C tot aan analyse.

De analyses zullen in batches van een 45-tal monsters uitgevoerd worden en dit binnen de 3 maand na inzameling. Voor analyse wordt het sediment eerst gevriesdroogd om overtollig water te vermijden. Vervolgens worden de pigmenten uit het equivalent van ongeveer 1 ml sediment geëxtraheerd in 5 ml 90% aceton door sonnicatie met een tip-sonicator gevolgd door 2 uur incubatie bij 4°C. Het extract wordt gefilterd over een 0.2 μm filter om partikels uit het extract te verwijderen.

De analyse gebeurt aan de hand van HPLC volgens de zelfde methode als voor de bepaling van totaal chlorofyl a, behalve dat in dit geval ook andere pigmenten bepaald zullen worden. Naast chlorofyl a, dat een maat geeft voor de totale biomassa van het microfytobenthos, zullen ook concentraties aan accessorische pigmenten bepaald worden. Deze geven een idee over de bijdrage van verschillende taxonomische groepen tot het microfytobenthos. Zo zal de concentratie aan chlorofyl c en fucoxanthine bepaald worden als indicatoren voor diatomeeën en chlorofyl b en luteïne als indicatoren voor groenwieren. Andere pigmenten die eventueel in hoge concentraties voorkomen en die een mogelijke indicatie kunnen geven over de samenstelling van het microfytobenthos zullen ook bepaald worden.

De gevoeligheid van deze methode is lager dan 0.2 µg pigment per ml sediment.

2.6.4. Pelagische primaire productie in het estuarium

Staalname voor de monitoring van primaire productie tijdens de vaartochten in het estuarium (pelagische primaire productie in functie van diepte) wordt uitgevoerd door UAntwerpen (zie 2.1.1), analyses door NIOZ.

Incubaties van stalen worden uitgevoerd in een incubator in een lichtgradiënt variërend van 0 tot 800 µmol photons m⁻² s⁻¹ zoals beschreven door (Kromkamp en Peene 1995). De stalen worden gedurende ongeveer 2 uur geïncubeerd *in duplo* bij *in situ* temperaturen na toediening van een geringe hoeveelheid radioactief NaH¹⁴CO₃ (bicarbonaat), en van elk monster wordt via een geautomatiseerde potentiometrische titratie de totale hoeveelheid opgelost CO₂ bepaald. Hierdoor kan de specifieke activiteit worden berekend. Tijdens de incubatie worden de stalen langzaam geroteerd (3 Hz) om bezinking in de incubatiebuizen te voorkomen. De lichtintensiteit in de buizen wordt bepaald met behulp van een gekalibreerde sferische PAR (400 nm - 700 nm) sensor.

Na incubatie worden de stalen gefilterd en de filters worden minimaal 1 uur geïncubeerd in een damp van zoutzuur om niet gebonden radioactief bicarbonaat te verwijderen. Vervolgens wordt de radioactiviteit van de filters na toediening van een telvloeistof gemeten m.b.v. een scintillatieteller, waarbij een correctie voor quenching plaatsvindt. De donkerwaarden worden van de lichtwaarden afgetrokken om te corrigeren voor mogelijke bijdrage van chemo-autotrofe bacteriën.

De gemeten radioactiviteit wordt vervolgens omgerekend naar de gefixeerde hoeveelheid CO₂ (mg/L/uur), met gebruikmaking van de specifieke activiteit. Door de data nu te fitten als een functie van de lichtintensiteit wordt een fotosynthese-lichtcurve (P-E) verkregen, waarbij de data worden genormaliseerd per mg chlorofyl-a (chl_a). Uit de verkregen fit kunnen dan de belangrijke parameters P^B_{max} (mg C (mg chl_a)⁻¹ uur⁻¹), de maximale fotosynthesesnelheid, en α , een maat voor de fotosynthese efficiëntie (mg C (mg chl_a)⁻¹ uur⁻¹) (µmol photons m⁻² s⁻¹)⁻¹ worden verkregen. In eerste instantie zullen de data worden gefit m.b.v. (Eilers and Peeters 1988):

$$P^B = \frac{E}{(a * E^2 + b * E + c)}$$

E is de lichtintensiteit en a, b en c zijn fitconstanten. Hierbij is $P^B_{max} = 1/(2 + \sqrt{ac})$ en $\alpha = 1/c$.

De primaire productie is nu de integratie over de hoeveelheid chl_a per diepte-interval (aangeleverd via Perceel 1, basis waterkwaliteit), de lichtintensiteit en de fotische diepte, d.w.z. de diepte tot waarin nog fotosynthese mogelijk is, in dit onderzoek genomen als de 1% diepte van het licht aan het oppervlak. Als de fotische diepte groter is dan de werkelijke diepte wordt de laatste genomen. De lichtintensiteit E wordt berekend uit de diffuse lichtextinctiecoëfficiënt k_d (m⁻¹):

$$E_z = E_0 e^{-k_d * z}$$

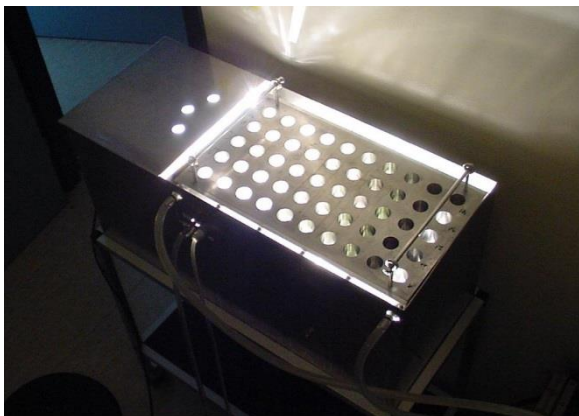
E_z en E_o zijn de lichtintensiteiten op diepte z en aan het oppervlak respectievelijk. Hierbij zullen gemiddelde uurwaarden worden gebruikt voor E_o . De totale kolom productie is dus:

$$P_z = [chl\ a] \int_{oppervlak}^{fotische\ diepte} (P^B)$$

De dagelijkse primaire productie kan nu worden verkregen door de als boven berekende primaire uurproductie ($\text{mg C m}^{-2} \text{uur}^{-1}$) te herhalen voor ieder uur van de dag en vervolgens deze uurproducties te sommeren tot een dagproductie ($\text{mg C m}^{-2} \text{dag}^{-1}$).

2.6.5. Primaire productie microfytobenthos (benthische primaire productie)

Voor het microfytobenthos (benthische of bodemlevende microalgen) wordt uitgegaan van 5 stations en 6 tijdstippen. Voor het microfytobenthos wordt de techniek gebruikt zoals beschreven in Barranguet & Kromkamp 2000; Barranguet et al. 1998; Kromkamp & Forster 2006. Hiertoe zullen een per station 3 random genomen oppervlakte stalen worden genomen. De bovenste mm van die stalen zullen worden gepooled tot 1 staal. Na verdunning met gefilterd stationswater zal de primaire productie worden bepaald op analoge wijze als de pelagische monsters, gebruik makend van het fotosynthetron (Figuur 2-16). De fotosynthese lichtcurves zullen op dezelfde wijze worden gefit als bij het fytoplankton.



Figuur 2-16 fotosynthetron

2.6.6. Zoöplankton

Tijdens elke campagne worden zoöplanktonstalen genomen, op volgende selectie van stations: Grens (Boei 87, km 57), 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 het Rupel bekken: Rupel (Boom), Beneden Nete en Dijle (estuariën) en 4 boundaries: Bovenschelde, Dender, Durme and Haven (Zandvlietsluis). Via schepstalen wordt 50 liter oppervlaktewater door een 50 μm net gefiltreerd. Het opgevangen zoöplankton wordt in een 200 ml plastic pot gebracht, binnen de 12 uur verdoofd met spuitwater en uiteindelijk gefixeerd met formaline (4% eindconcentratie). Transport naar 'Laboratoire Ecologie Fonctionnelle et Environnement' (EcoLab; Université Paul Sabatier, Toulouse) gebeurt per verzendingsdienst of gebruik makend van verplaatsingen voor meetcampagnes.

De abundantie van de verschillende taxa van mesozooplankton organismen wordt geteld onder binoculair microscoop (vergroting 90 x) en uitgedrukt in aantal individuen per m³. Microzooplankton wordt om de drie jaar geanalyseerd.

Begrazingsexperimenten worden uitgevoerd aan de hand van incubatie-experimenten. Natuurlijk Scheldewater, gefiltreerd op 250 µm, wordt geïncubeerd met zoöplankton (50 adulte *E. affinis* L⁻¹) en zonder zoöplankton. De concentratie van de verschillende fytoplanktongroepen (in hoofdzaak diatomeeën en groenwieren) wordt gekwantificeerd na 24 u incubatie m.b.v. HPLC analyse, wat het kwantificeren van merkerpigmenten voor bepaalde algengroepen toelaat. De graasdruk op elke algengroep en de ingestie ervan worden berekend als 'clearance rate' (Frost, 1972). Tegelijk met ieder incubatie experiment wordt ook een geconcentreerd zoöplankton staal bewaard in vloeibare stikstof. In het laboratorium worden *E. affinis* adulten uit deze stalen geïsoleerd geanalyseerd op darm pigmentinhoud, volgens de methode van Macka & Bohrer, 1976, aangepast voor het detecteren van selectiviteit.

Tendensen worden getest met Spearman – Rank, verschillen tussen series met Mann –Whitney, op een significantie niveau van minstens $p < 0.05$.

Een gedetailleerde analyse van de link tussen omgevingsfactoren en de zoöplankton spatio-temporele tendensen werd gemaakt voor de periode 2002-2012. Hierbij werd enkel gewerkt met de stations Melle (Z7), Uitbergen (Z7) en Dendermonde (Z6) om de invloed van saliniteit zo goed als uit te sluiten. Naast RDA analyses (CANOCO) werd sterkte als predictor van de omgevingsfactoren op de verschillende zoöplankton taxa getest via GLM analyse met R.

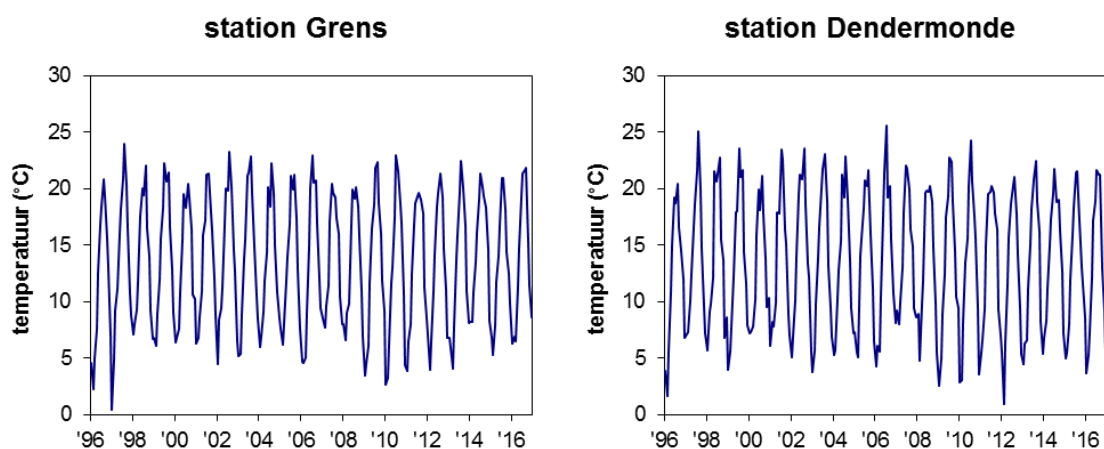
Hoofdstuk 3. Klimatologisch overzicht

3.1. Inleiding

In dit overzicht worden de verklarende parameters temperatuur, verblijftijd en zout behandeld. Voor temperatuur werden de verschillende rekenparameters uit de Evaluatiemethodiek bepaald en besproken. Voor verblijftijd werd de evolutie van debiet beschouwd, voor zoutgehalte de trends in chloride.

3.2. Temperatuur

Over de ganse OMES periode valt geen significante stijging van de watertemperatuur op te tekenen: niet jaargemiddeld, niet per seizoen. Onderstaande figuur geeft een illustratie.



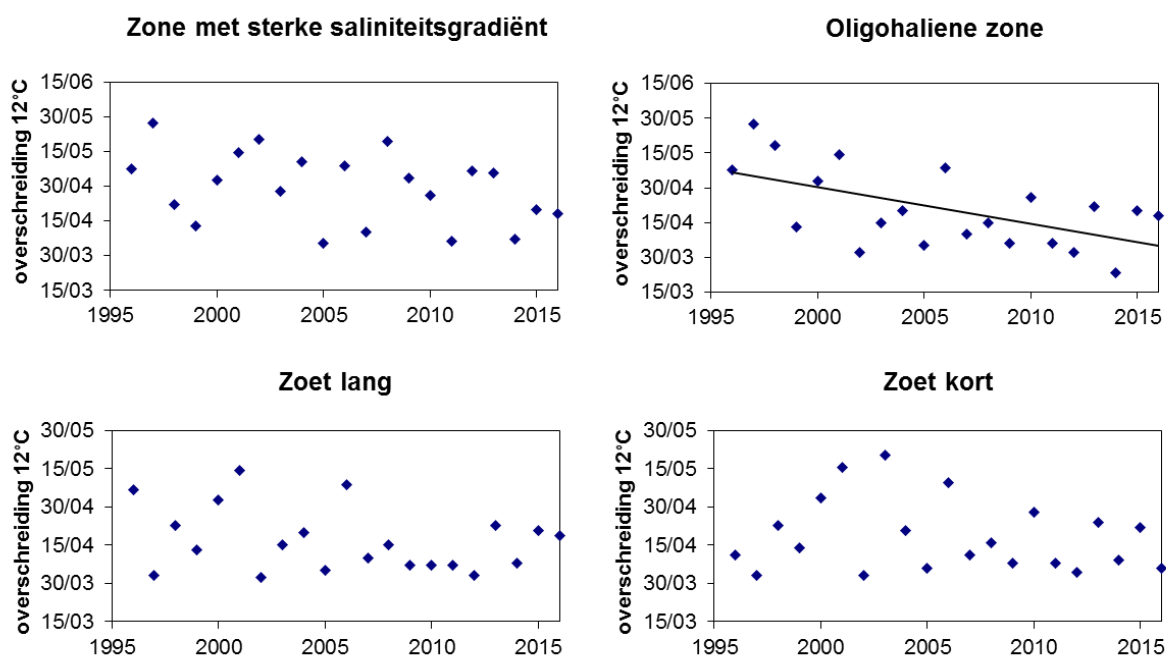
Figuur 3-1 Maandgemiddelde watertemperatuur voor de stations Grens en Dendermonde

Klimatologisch was 2016 een vrij normaal jaar: de temperatuur te Ukkel geen uitschieters (www.meteo.be), de hoeveelheid zonneschijn was normaal. De seizoensgemiddelde watertemperatuur vertoont dan ook geen opvallende uitschieters in 2016. In de herfst overschrijdt de watertemperatuur in de gradiëntzone, net als de vorige jaren overigens, wel het criterium van 15°C. Ook in de oligohaliene zone wordt in 2016 de waarde van 15°C overschreden.

Tabel 3-1 Watertemperatuur in de verschillende zones van het estuarium. De in vet gedrukte temperaturen overschrijden het criterium uit de Evaluatiemethodiek

	gradiënt				oligohalien				zoet lang				zoet kort			
	winter	lente	zomer	herfst	winter	lente	zomer	herfst	winter	lente	zomer	herfst	winter	lente	zomer	herfst
Evaluatie criterium	8,0	15,0	21,5	15,0	8,0	15,0	21,5	15,0	8,0	15,0	21,5	15,0	8,0	15,0	21,5	15,0
gemiddelde '96-'15	6,5	11,6	20,4	15,5	6,0	12,1	20,7	14,7	6,2	12,7	21,0	14,6	6,6	12,9	21,2	14,7
gemiddelde 2015	7,0	11,1	20,9	15,9	5,6	11,8	21,1	15,2	5,2	12,6	21,0	15,0	5,1	12,7	20,5	14,4
max 2015	8,6	16,3	23,4	22,3	6,6	17,9	24,5	21,6	6,2	17,8	24,5	22,6	6,4	19,1	22,8	22,6
min 2015	5,0	6,5	19,1	10,3	4,4	6,8	19,3	9,6	3,7	7,3	18,7	9,1	3,6	7,3	18,8	9,0

Wel opmerkelijk is de vervroeging van het moment waarop de temperatuur van 12°C wordt overschreden. Deze parameter werd in de Evaluatiemethodiek mee opgenomen als rekenparameter bij temperatuur: het moment waarop 12°C wordt overschreden kan indicatief zijn voor de start van het voortplantingsseizoen. Echter, sommige soorten worden eerder getriggerd door het lengen van de dagen, minder door toename van temperatuur. Zo kan een mismatch ontstaan tussen prooi en predator.



Figuur 3-2 Jaarlijks tijdstip waarop de eerste overschrijding van een watertemperatuur van 12°C werd geregistreerd in de verschillende zones van de Zeeschelde.

In de oligohaliene zone is er een significante ($p < 0.01$) vervroeging van het moment waarop de watertemperatuur 12°C overschrijdt. In de zone met sterke saliniteitsgradiënt en de zoete zone met lange verblijftijd is deze trend niet significant. In de zoete zone met korte verblijftijd is er geen trend.

Uiteraard wordt deze parameter beïnvloed door het moment waarop de vaarcampagne staat ingepland. Echter, de vervroeging in de oligohaliene zone is een maand, zodat dit niet volledig te verklaren valt door de inplanning van de staalname. Continue metingen van temperatuur kunnen uitsluitsel bieden: analyse van continue data voor het T2009 rapport toonde ook een duidelijke vervroeging van de overschreiding van 12°C. Of de trend zich ook in 2016 voorzet bij de continue

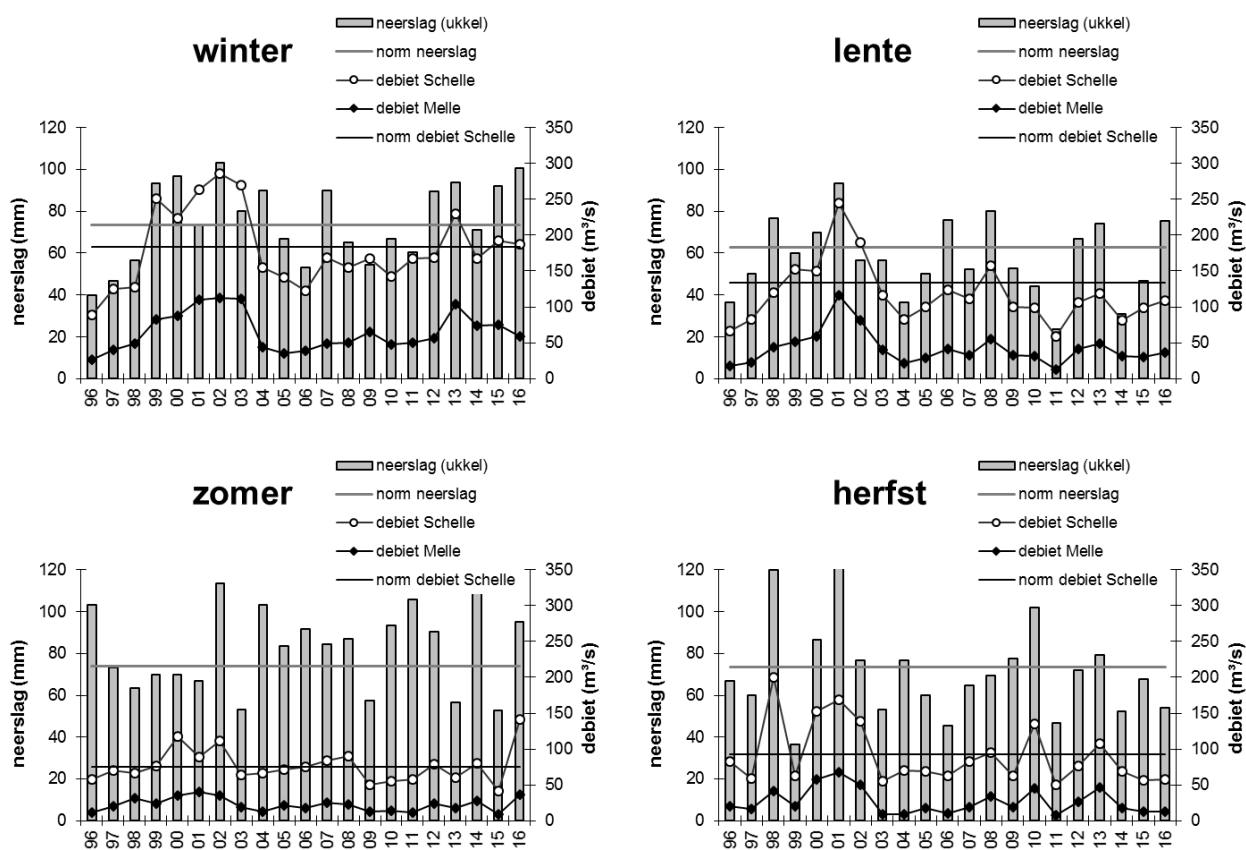
temperatuursdata is nog niet gekend. Bij het opstellen van deze rapportage waren nog geen gevalideerde continue data voor 2016 beschikbaar.

Voorlopig is niet duidelijk of er effecten zijn op de planktonpopulaties.

3.3. Debiet en neerslag

Verblijftijd is een belangrijke verklarende parameter voor onder andere de bloei van fyto- en zoöplankton. Deze is in de Zeeschelde in hoofdzaak afhankelijk van het debiet. Uit voorgaande OMES rapportage blijkt ook dat debiet een zeer belangrijke invloed heeft op de concentratie zwevende stoffen in de waterkolom in de zoete delen van het estuarium. Daarom krijgt debiet hier de nodige aandacht.

Neerslaggegevens en de normalen voor neerslag (Figuur 3-3) werden overgenomen van het KMI (www.meteo.be). De normalen werden door KMI bepaald als het gemiddelde over de periode 1981 – 2010. Debietsgegevens werden verkregen van het HIC (www.waterstanden.be). Naar analogie met de normalen voor neerslag, werden de normalen voor debiet bepaald als het gemiddelde over de periode 1981-2010.

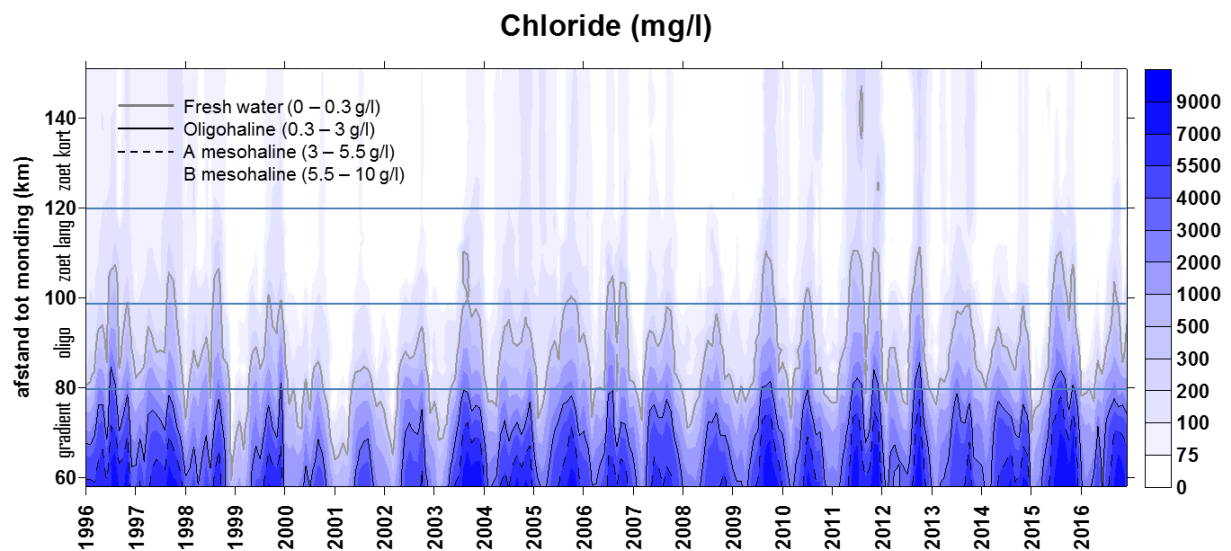


Figuur 3-3 Seizoensgemiddelde debieten te Schelle en Melle voor de periode 1996-2015, en de normale debieten te Schelle (data HIC) en neerslaggegevens en normale neerslag te Ukkel (data KMI).

2016 was een jaar met zeer hoge zomerdebieten, en zeer lage afvoer in het najaar. De hoeveelheid neerslag in juni 2016 was dan ook uitzonderlijk hoog, in september daarentegen zeer abnormaal laag volgens de statistieken van KMI. Door het natte voorjaar en de neerslagpiek in juni, hadden we in 2016 te maken met zeer hoge zomerdebieten, te Schelle de hoogste sinds de start van de OMES metingen. Een groot contrast waren de najaarsdebieten, die bijzonder laag waren.

3.4. Chloride

Als maat voor het zoutgehalte worden binnen OMES de specifieke geleidbaarheid en het chloride gehalte gemeten. Op basis van het chloride gehalte werd het Schelde-estuarium ingedeeld in zones in de Evaluatiemethodiek (Figuur 2-4). De juiste ligging van deze grenzen is afhankelijk van getij en debiet (Figuur 3-4). In de zeer natte periode 2000-2002 is de zoutgrens ver stroomafwaarts verschoven. In de drogere zomer van bijvoorbeeld 2003 of 2011, schuift het zout verder opwaarts, met in het zoete af en toe concentraties die de eigenlijk de oligohaliene zone typeren.

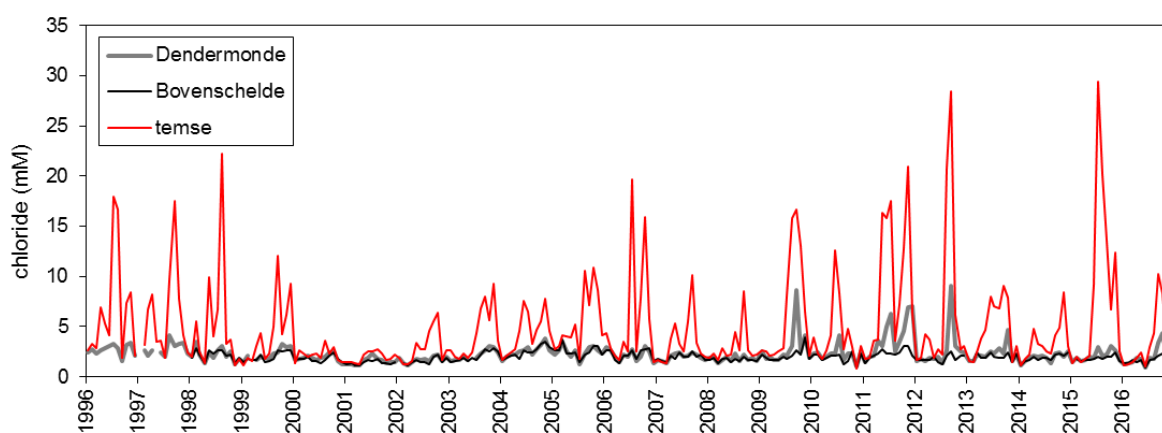


Figuur 3-4 Surface plot voor chloride, met aanduiding van de vaste Scheldezones (Gradiënt: zone met sterke saliniteitsgradiënt; oligo: oligohaliene zone; zoet lang: zoete zone met lange verblijftijd; zoet kort: zoete zone met korte verblijftijd). De contouren op de plot tonen de indeling in zoutklassen volgens het Venice systeem.

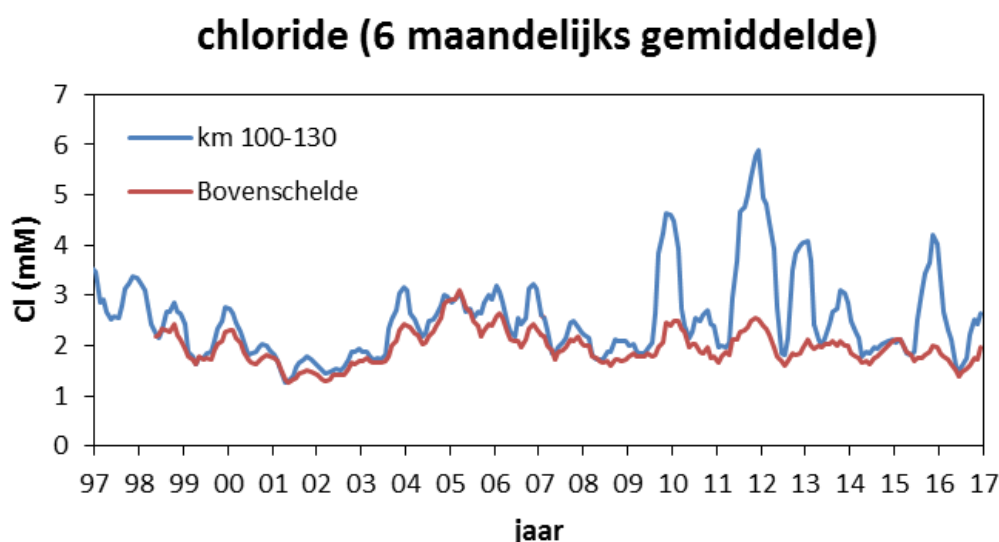
2016 kende door de zeer natte junimaand, relatief lage chloridegehalten aan het begin van de zomer. Door het droge najaar zien we wel hogere concentraties naar het einde van 2016 toe.

Sinds 2009 worden bij het station Dendermonde (121 km van de monding) pieken in de chlorideconcentratie waargenomen (Figuur 3-5). De jaarlijkse piekconcentraties in 2009, 2010, 2011 en 2012 zijn 1.5 tot 2 keer hoger dan de maximale chlorideconcentraties die in tussen 1996 en 2008 werden waargenomen. Meer stroomafwaarts in de oligohaliene zone, bij station Temse (98.5 km van de monding), zijn dergelijke piekconcentraties niet uitzonderlijk: ze zijn het gevolg van een diepere zoutindringing in het estuarium bij lage bovenafvoeren. Echter, tot 2009 drong het zout bij lage bovendebieten niet verder door tot in Dendermonde. Sindsdien is dit wel het geval. Weliswaar wel beperkt: het water blijft er in hoofdzaak zoet, maar wordt af en toe zwak brak (oligohalien).

Voor 2009 volgde het chloride gehalte in de zoete Zeeschelde de schommelingen in het bekken. Figuur 3-6 toont de chloride concentratie komende uit het bekken (Bovenschelde) en in de zoete zone tussen km 100 en km 130 (deze zone is de zone met maximale turbiditeit in het zoete, zie hoofdstuk 5). Die lopen tot voor 2009 opvallend gelijk. Alle schommelingen in chloride voor 2009 komen dus voort uit schommelingen in het bekken, die worden verklaard door debiet. De winters geven duidelijk lagere Cl waarden in de Bovenschelde en dus ook in de zoete Zeeschelde. Ook de periode met hoge debieten 1999-2002 is dit duidelijk te zien in zowel Bovenschelde als Zeeschelde (km 100-130) met gemiddeld lagere Cl waarden. Vanaf 2009 komen echter hoge pieken in Cl voor in de Zeeschelde, pieken die niet uit de Bovenschelde komen. De pieken in Cl kunnen nu verklaard worden door afwaartse chloridepieken. Blijkbaar wordt vanaf 2009 chloride regelmatig via getij verder opwaarts getransporteerd. Behalve in 2014, dan kent de Zeeschelde geen verhoogde chloride concentraties ten opzichte van de Bovenschelde, maar in 2015 en 2016 terug wel.



Figuur 3-5 Chlorideconcentraties opgemeten in de Boven-Zeeschelde (Dendermonde (km 121), Temse (km 98.5)) en de Bovenschelde



Figuur 3-6 Glijdend 6maandelijks gemiddelde chloride concentratie in de Bovenschelde en Zeeschelde (km 100-130).

Hoofdstuk 4. Basis waterkwaliteit

4.1. Zuurstof

4.1.1. Evaluatie 2016

Zuurstof is essentieel voor alle hoger leven, en dus een goede graadmeter voor de algemene waterkwaliteit van het estuarium. Zuurstof is daarom in de Evaluatiemethodiek opgenomen als toetsparameter voor waterkwaliteit. Het is de resultante van zuurstofopname (door fysische beluchting en primaire productie door algen) en zuurstofverbruik (in hoofdzaak bacteriën). Sinds de start van de OMES metingen in 1995 zit zuurstof in duidelijk stijgende lijn (Figuur 4-1). Daar waar in de jaren '90 alle zones in het estuarium te kampen hadden met ernstige zuurstoftekorten ($< 2,5$ mg/l), waren deze problemen de voorbije jaren quasi volledig van de baan, enkel rond de Rupelmonding dook zuurstof soms onder $2,5$ mg/l.

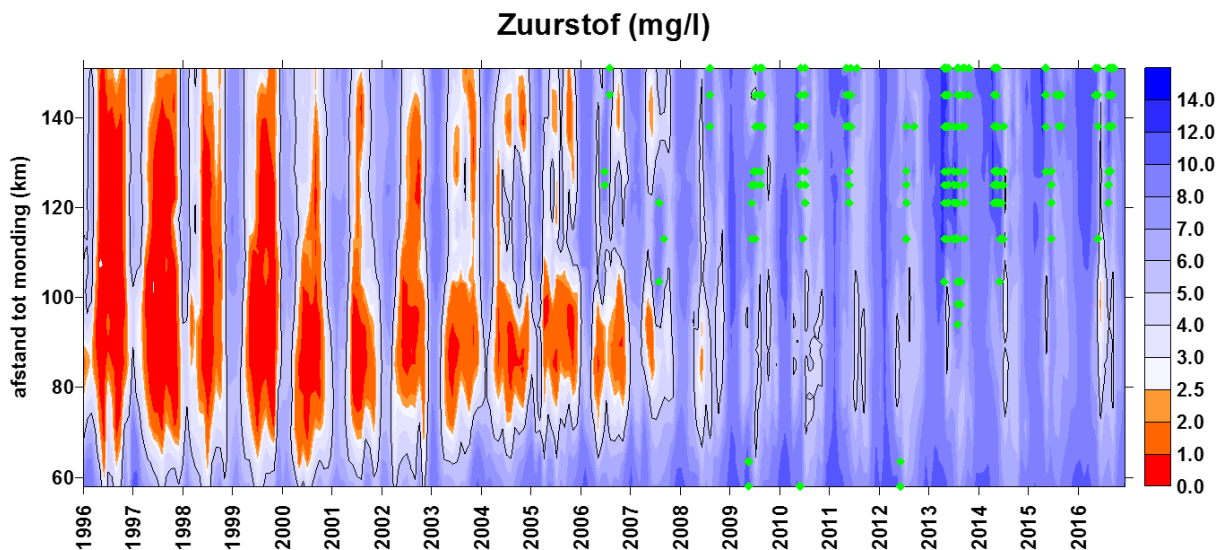
2016 echter zet de trend van verbetering niet voort: voor het eerst daalt zuurstof terug, en dit in alle zones. In de oligohaliene zone, de zoete zone met lange verblijftijd en de Rupel wordt het EMSE (Evaluatiemethodiek Schelde-estuarium) criterium, 95% van de metingen boven 5 mg/l, in de zomer niet meer gehaald (Tabel 4-1). In de oligohaliene zone en de Rupel duikt in meer dan de helft van alle waarnemingen het zuurstofgehalte onder 5 mg/l in het zomerhalfjaar. Verschillende keren duikt zuurstof zelfs onder het absolute minimum uit EMSE van $2,5$ mg/l.

Een eerste, sterke zuurstofdip doet zich voor in de maand juni, een maand met extreem hoge debieten. Een tweede periode met lage zuurstofwaarden, zij het minder extreem, komt voor in periode augustus – september, een periode met zeer lage debieten. In het voorjaar (april-mei) en de zomermaand juli, perioden met meer normale debieten, komen wel hoge zuurstofwaarden voor, met in het zoete oversaturatie. Sterke oversaturatie duidt op een overmatige algenbloei en het niet in evenwicht zijn van het ecosysteem. Deze zeer sterke algenbloei leidde tot op heden gelukkig niet tot typerende eutrofiëringsproblemen zoals nachtelijke anoxie of zuurstoftekorten wanneer de algenmassa afsterft.

De zuurstofschommelingen in 2016 worden duidelijk beïnvloed door debiet. Daarom wordt in dit hoofdstuk dit jaar de focus gelegd op de link tussen debiet en waterkwaliteit. Hoofdstuk 5 gaat hierop verder, met een focus op de debietsafhankelijkheid van de zwevende stof concentratie.

Tabel 4-1 Gemiddelde zuurstofwaarden per zone en toetsing aan de criteria uit de EMSE. In zomer- en winterhalfjaar dient 95% (90% voor zone met sterke saliniteitsgradiënt) van de metingen boven 5 resp. 6 mg/l te liggen. Alle metingen dienen boven 2,5 mg/l te liggen. In de gekleurde vakken worden de criteria niet gehaald.

Zone	jaar	Zomer				Winter			
		gemiddelde		% norm		gemiddelde		% norm	
		O2 mg/l	% sat.	>5 mg/l	>2,5 mg/l	O2 mg/l	% sat.	>6 mg/l	<2,5 mg/l
gradiënt	2016	6,69	72	91%	100%	9,19	78	100%	100%
Oligohalien	2016	4,78	52	48%	89%	8,22	69	100%	100%
Zoet lang	2016	6,05	66	76%	97%	9,47	79	100%	100%
Zoet kort	2016	8,00	87	96%	100%	10,36	87	100%	100%
Rupelbekken	2016	4,53	48	37%	93%	8,27	70	96%	100%
Durme	2016	4,89	53	55%	100%	8,51	71	100%	100%



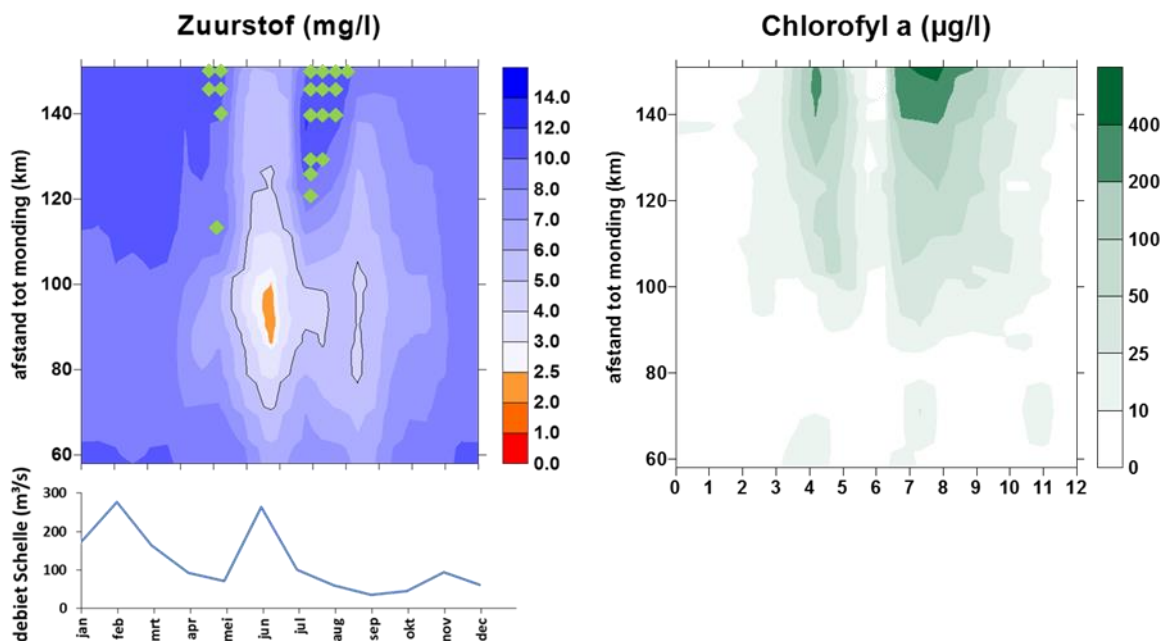
Figuur 4-1 Surface plot met zuurstofconcentratie (mg/l), op basis van maandelijkse metingen (winter) en twee metingen per maand (zomer vanaf 2009). De zwarte contouren markeren de grens van 5 mg/l. Rode en oranje waarden duiken onder 2,5 mg/l. Groene stippen zijn metingen met oversaturatie.

4.1.2. Invloed van debiet op zuurstof in 2016

Figuur 4-2 toont de zuurstofconcentratie voor 2016. Typisch vertoont de winter (januari-februari) hogere zuurstofwaarden: door de lage temperaturen liggen de meeste biologische processen stil, zodat er weinig productie maar ook weinig consumptie van zuurstof plaatsvindt.

Oppervlaktebeluchting zorgt dan voor hoge waarden, dicht bij verzadigingsniveau. Hogere debieten hebben in de winter weinig invloed op zuurstof.

Naarmate de watertemperatuur stijgt, daalt de oplosbaarheid van zuurstof, en stijgt ook de consumptie, wat kan zorgen voor een dalende zuurstofconcentratie. Echter, wanneer de omstandigheden voor algenbloei gunstig zijn, kan primaire productie het zuurstofgehalte terug opkrikken. In april - mei zijn de omstandigheden goed in de zoete zone van de Zeeschelde: door de lagere debieten ontstaat een gunstige verblijftijd en ook het lichtklimaat is prima met een eerste algenbloei tot gevolg. Dit wordt geïllustreerd aan de hand van chlorofyl a (Figuur 4-2; zie ook hoofdstuk 6). De zuurstofvraag is in die periode ook groot: de algenbiomassa zorgt enerzijds voor een grote zuurstofvraag voor koolstofmineralisatie, anderzijds komt er vanuit het bekken een hoge vuilvracht aan NOD (stikstofzuurstofvraag) (Figuur 4-3). Sterke algenbloei leidt gelukkig tot meer productie dan consumptie, met oververzadiging tot gevolg.



Figuur 4-2 Linksboven: Surface plot met met zuurstofconcentratie (mg/l) voor 2016, op basis van maandelijkse metingen (winter) en twee metingen per maand (zomer). De zwarte contouren markeren de grens van 5 mg/l. Oranje waarden duiken onder 2,5 mg/l. Groene stippen zijn metingen met oversaturatie. Linksonder: maandelijks gemiddelde debiet (m³/s) te Schelle voor 2016 (data WLB). Rechtsboven: surface plot met chlorofyl a concentratie.

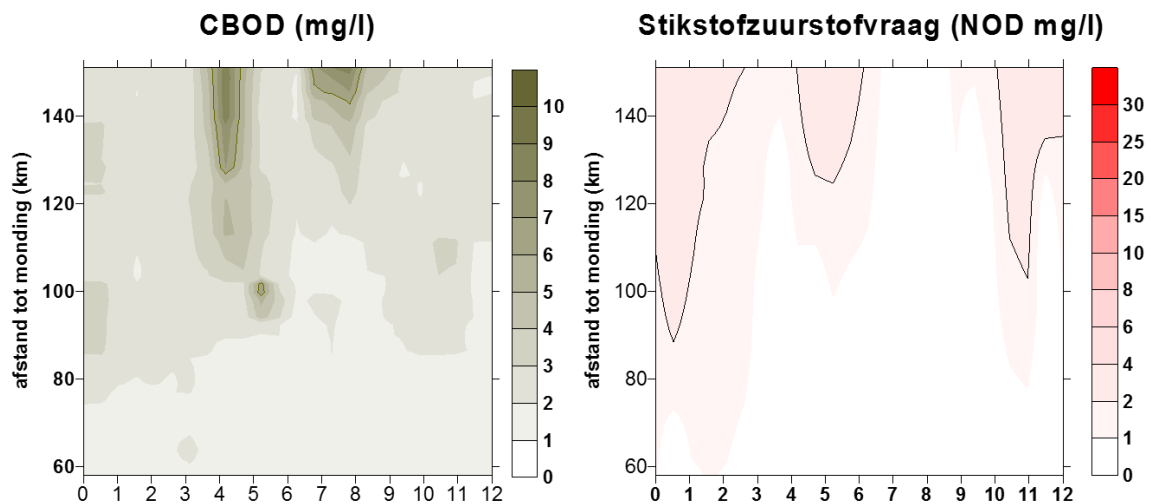
De maand juni kent, ten gevolge van een sterke en lange regenperiode, extreem hoge debieten. De fytoplanktonbloei wordt hierdoor weggespoeld: chl a verdwijnt quasi uit de waterkolom in het zoete (Figuur 4-2). Hierdoor daalt ook POC (particulair organische koolstof) sterk (Figuur 4-4). De POC wordt immers voor een groot deel bepaald door de algenbiomassa: tijdens perioden van algenbloei stijgt de chl a/POC ratio. In juni daalt de chl a/POC ratio in het zoete tot een minimum: de sterk verdunde POC pool bestaat nu meer uit organisch materiaal van terrestrische en/of rioolwater afkomst, en minder uit fytoplankton. Dit wordt bevestigd in juni door de piek in de $\delta^{13}\text{C}$ -POC (Figuur 4-4), dit is de $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ isotopenverhouding in de POC. Zoetwater fytoplankton consumeert immers bij voorkeur CO_2 met het lichtere ^{12}C isotoop, waardoor bij sterke algenbloei de $\delta^{13}\text{C}$ -POC daalt; bij afwezigheid van algen stijgt deze ratio. Bij afwezigheid van sterke bloei wordt er bijgevolg ook minder ^{12}C geconsumeerd uit de opgeloste anorganische koolstof (DIC) in de waterkolom, waardoor de $\delta^{13}\text{C}$ -DIC ratio in juni daalt. Een CO_2

piek, met de lage $\delta^{13}\text{C}$ DIC ratio verwijst vervolgens op meer respiratie en minder primaire productie in estuarium en/of de zijrivieren en/of het uitspoelen van CO_2 en opgelost organische koolstof (DOC) uit het bekken. In het zoete wordt een DOC piek waargenomen in juni-juli. Het fenomeen is vooral zichtbaar stroomopwaarts (zoete zones) maar propageert met een kleine vertraging ook tot de zone met sterke saliniteit gradiënt (Figuur 4-5).

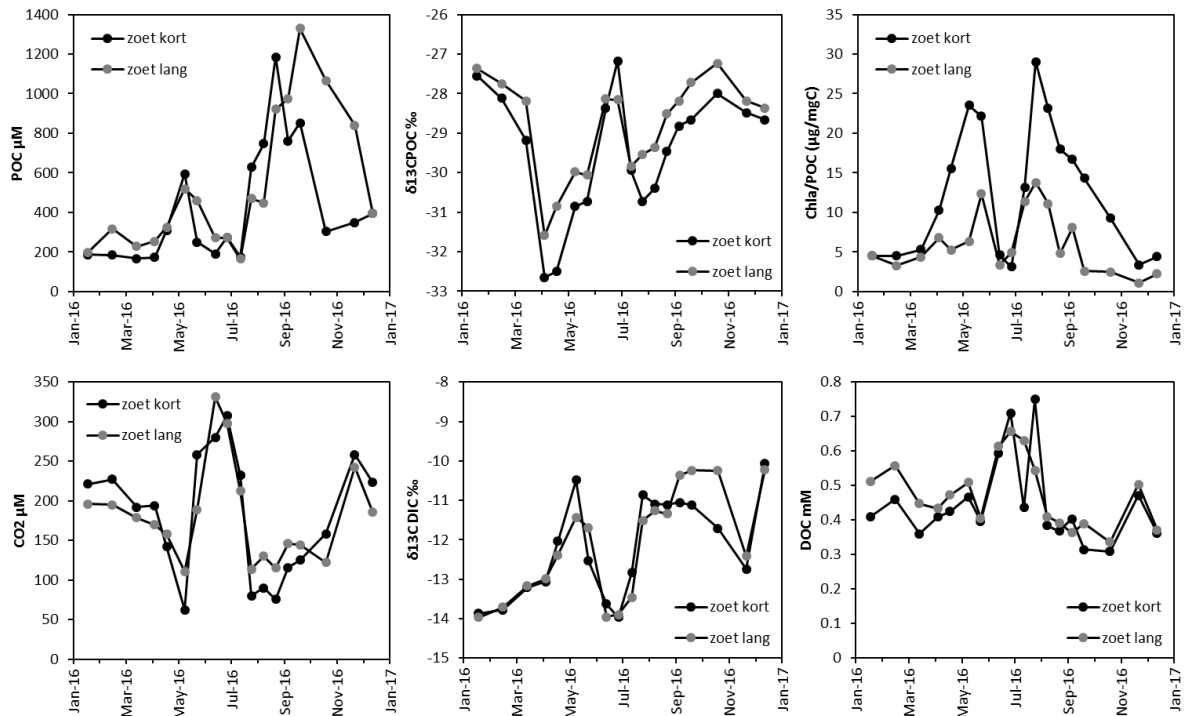
Omdat respiratie primeert op primaire productie in juni, daalt zuurstof sterk in de zoete zone, en blijft verder dalen om een minimum te bereiken in de oligohaliene zone. In de gradiëntzone stijgt zuurstof weer, wellicht door uitwisseling met de zuurstofrijke Westerschelde.

In de periode eind juli - september zijn de zomerdebieten terug normaal, het lichtklimaat goed en ontstaat een tweede, veel sterkere periode van algenbloei. Dit leidt tot een tweede, hogere POC piek en een hoge chl a/POC ratio. Primaire productie primeert terug over respiratie, met een sterke daling van CO_2 en stijging van O_2 met oversaturatie, als gevolg.

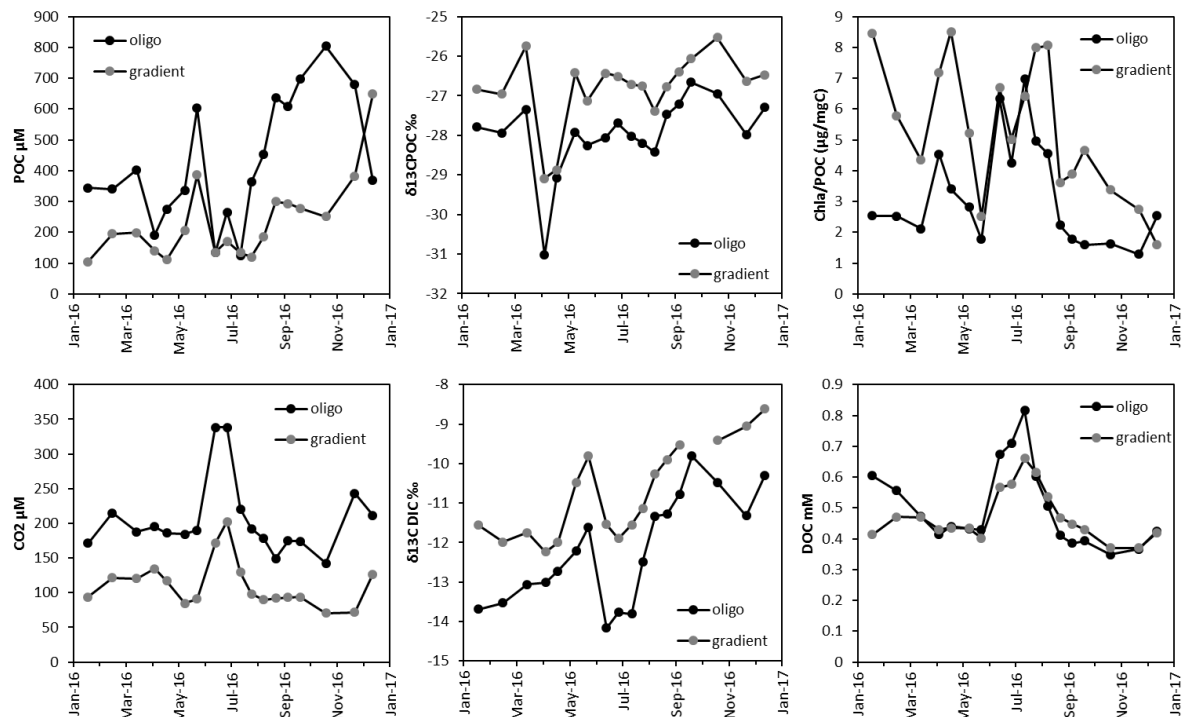
In november, na een periode van droogte, stijgen de debieten weer, zij het beperkt. Omdat door het beperkte lichtklimaat (korte daglengte reeds en zeer troebel water) we geen algenbloei meer hebben, is er geen duidelijk effect meer op de particulaire fracties van koolstof, maar wel op de opgeloste fracties: een CO_2 piek met lager ^{13}C signaal en een DOC piek zoals in juni, vooral in het zoetwater gedeelte (Figuur 4-4, Figuur 4-5).



Figuur 4-3 Surface plot van de biochemische zuurstofvraag voor koolstofmineralisatie (CBOD) (links) en stikstofzuurstofvraag (rechts) voor 2016.



Figuur 4-4 Gemiddelde POC, $\delta^{13}\text{C-POC}$, Chla/POC, CO_2 , en $\delta^{13}\text{C-DIC}$ in de zoete zones met korte en lange verblijftijden in 2016.



Figuur 4-5 Gemiddelde POC, $\delta^{13}\text{C-POC}$, Chla/POC, CO_2 , en $\delta^{13}\text{C-DIC}$ in de oligohaline zone en zone met sterke saliniteitsgradient in 2016

4.1.3. Zuurstofvraag: langetermijntrend

Om de trends in zuurstof anno 2016 te verklaren, werd hierboven reeds kort de zuurstofvraag in 2016 aangehaald, hier bekijken we de langetermijn trend.

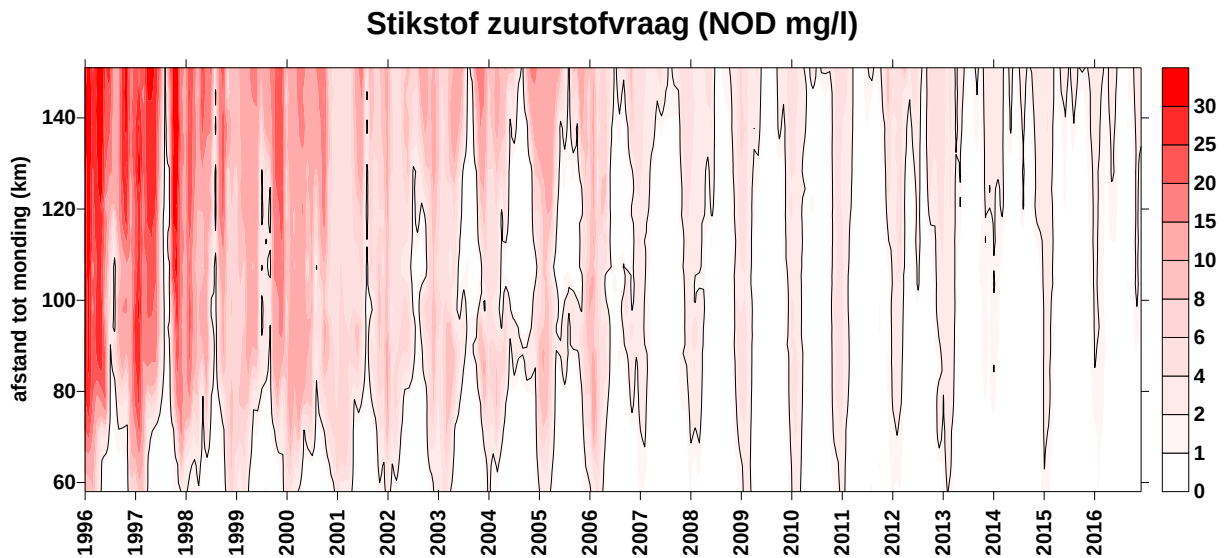
De zuurstofconsumptie in de Schelde is in hoofdzaak respiratie door bacteriën, betrokken bij de verwerking van de organische afvalvrucht en nitrificatie. De benodigde hoeveelheid zuurstof hiervoor wordt gemeten aan de hand van de biochemische zuurstofvraag (BOD). Het zuurstofverbruik in een BOD experiment is het resultaat van aerobe microbiële afbraak en mineralisatie van organisch materiaal (CBOD, carbonaceous biochemical oxygen demand, gelinkt aan de biodegradeerbare fractie van de organische koolstof) en van de nitrificatie van ammonium en nitriet (NOD, nitrogen oxygen demand) aanwezig in het waterstaal (zie ook hoofdstuk 2 Materialen en Methoden voor meer info).

Zoete zones

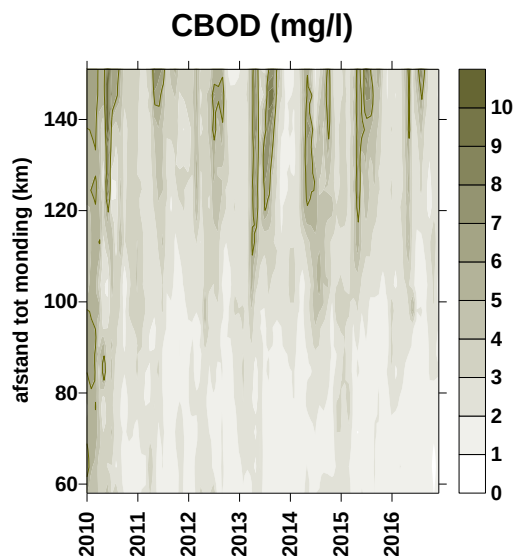
In de eerste jaren van de OMES meetperiode bestond meer dan de helft van de totale zuurstofvraag uit zuurstofvraag voor nitrificatie (NOD) (Figuur 4-8). Vanaf 2000 zien we de NOD zeer sterk dalen, overall in het estuarium (Figuur 4-8, Figuur 4-6). Deze daling is deels te danken aan de daling van ammonium in het bekken (Bovenschede), ten gevolge van waterzuivering, en ook deels ten gevolge van verdunning door extreem hoge debieten in 2001-2002. De daling van NOD gaat echter sneller in het estuarium dan in de boundaries, en NOD neemt snel af in afwaartse richting. Dankzij de hogere zuurstofwaarden vanaf 2003, kan een actieve populatie nitrificeerders het aanwezige NH_4^+ veel sneller omzetten dan in de jaren '90, en zien we NOD langzaam verdwijnen uit het estuarium. In het zomerhalfjaar, vanaf temperaturen boven 15°C , is nagenoeg alle NOD verdwenen uit het estuarium en voldoet de Zeeschelde in 2016 aan het criterium van de Evaluatiemethodiek (2 mg/l), behalve in de maand juni. Door de hoge debieten is de vuilvrucht weliswaar verdund, maar de kortere verblijftijden hebben wellicht ook de traaggroeiende nitrificerende bacteriën uitgespoeld uit de zoete zone met korte verblijftijd, zodat het criterium hier niet wordt gehaald. Ondanks de gedaalde concentraties vanuit het bekken, stijgt de gemiddelde zomer NOD hierdoor licht in 2016.

In de winter voldoen de zoete zones ook net niet: de aanvoer vanuit het bekken is nog te groot en de nitrificerende activiteit is in de winter te gering. Het is wellicht louter door verdunning dat de concentratie afneemt in afwaartse richting. Wel liggen de concentraties in 2016 in de winter beduidend lager dan voorgaande jaren.

De CBOD concentratie vertoont een dalende trend (Figuur 4-8), zij het iets minder spectaculair dan bij NOD. CBOD is in de zoete zone tussen 1996 en 2009 gehalveerd. De laatste jaren, wanneer de zoete Schelde vanaf 2009 in een stabiele, zuurstofrijke toestand is, is er van een verdere daling geen sprake meer maar vertoont CBOD eerder een zwak fluctuerend verloop (zie ook Figuur 4-7; vanaf 2010 zijn jaarrond CBOD data beschikbaar). Wellicht is de allochtone input van organische koolstof wel afgenomen, maar wordt de CBOD nu meer samengesteld door autochtoon geproduceerde koolstofverbindingen, ten gevolge van de sterke algenbloei. In de zomermaanden wordt hierdoor het criterium voor CBOD van 6 mg/l af en toe overschreden. In 2016 is dit echter zeer beperkt, omdat de hoge debiet in juni de algenbloei hebben onderbroken.



Figuur 4-6 Surface plot van de biochemische zuurstofvraag voor nitrificatie (NOD mg/l), berekend op basis van NH_4 en NO_2 . De zwarte lijn markeert de grens van 2 mg/l (criterium EMSE).



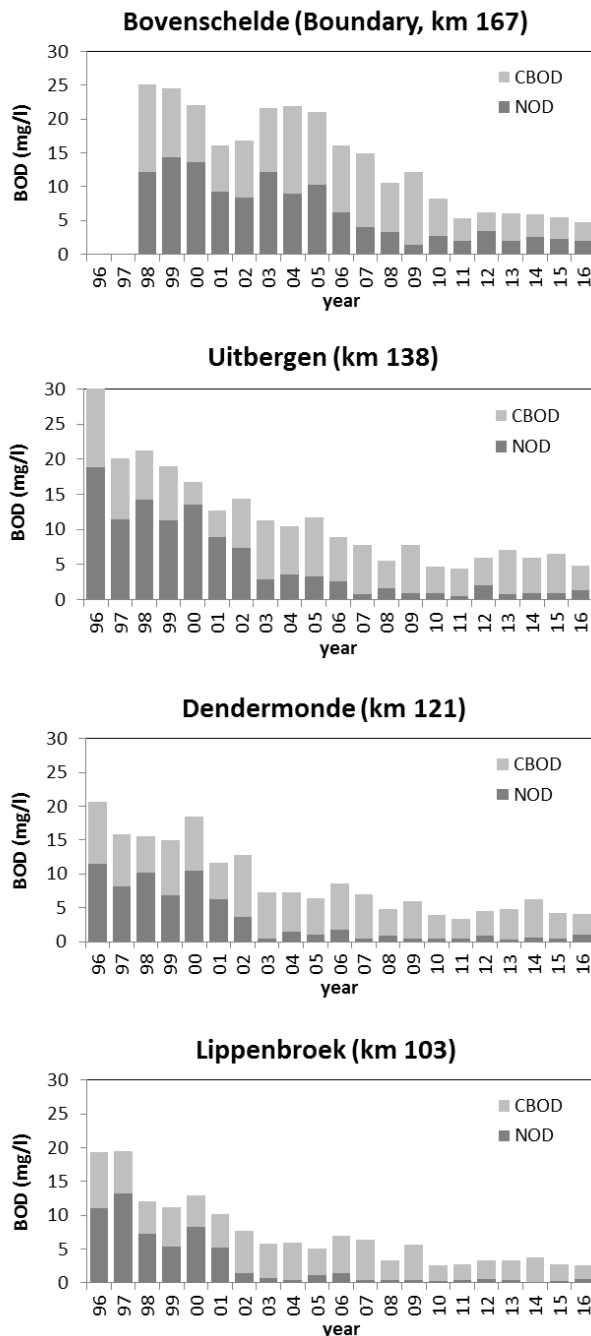
Figuur 4-7 Surface plot van de biochemische zuurstofvraag voor koolstofmineralisatie (CBOD mg/l). De dondere lijn markeert de grens van 6 mg/l (criterium EMSE).

Oligohaliene zone en zone met sterke saliniteitsgradiënt

In de oligohaliene zone en zeker in de zone met sterke saliniteitsgradiënt liggen de CBOD en NOD steeds lager. Dit komt enerzijds doordat een deel van de vuilvracht in de zoete zones reeds werd verwerkt, anderzijds door toenemende verdunning met zeewater. CBOD en NOD vertonen hier ook een dalende trend, een trend die zich in 2016 verder zet. CBOD voldoet in de oligohaliene zone en zone met sterke saliniteitsgradiënt reeds sinds 2011 aan het EMSE criterium (6 mg/l). NOD voldeed ook meestal aan het criterium (2 mg/l), enkel in de wintermaanden bereikte een te hoge NOD concentratie de grens. In 2016 echter daalde ook hier de NOD concentratie, zodat in de gradiëntzone het criterium ook wordt gehaald, in de oligohaliene zone nog net niet.

Rupel

Probleemzone blijft nog steeds het Rupelbekken, en meer bepaald de vuilvracht die vanuit de Zenne het estuarium binnenkomt. Die vracht daalde spectaculair na de inwerkingtreding van de RWZI Brussel-Noord. Maar ondanks dat, komen anno 2016 geregeld hoge CBOD en NOD pieken voor in de Zenne, die zorgen voor een overschreiding van de criteria in de Rupel.



Figuur 4-8 Gemiddelde jaarlijkse biochemische zuurstofvraag (BOD), opgesplitst in zuurstofvraag voor nitrificatie (NOD) en zuurstofvraag voor koolstofmineralisatie (CBOD), bij watertemperaturen boven 15°C.

4.2. Nutriënten

4.2.1. Inleiding

In de Evaluatiemethodiek wordt de toetsparameter nutriënten beoordeeld aan de hand van volgende rekenparameters (Tabel 4-2):

Tabel 4-2 Rekenparameters voor de toetsparameter Nutriënten, volgens de Evaluatiemethodiek Schelde-estuarium

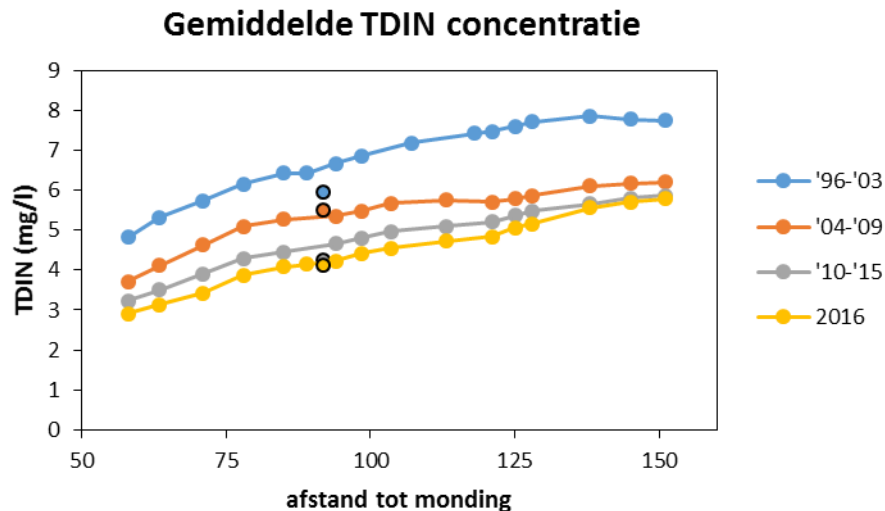
Reken-parameter	Beoordeling Zeeschelde
NOD	maximum 2mg/l, te bepalen in elk Scheldecompartiment
CBOD	maximum 6 mg/l niet overschrijden, te bepalen in elk Scheldecompartiment
TDIN	mag niet stijgen ten opzichte van de gemiddelde concentratie van de voorbije 6 jaar, te bepalen in elke Scheldezone
Fosfaat	mag niet stijgen ten opzichte van de gemiddelde concentratie van de voorbije 6 jaar, te bepalen in elke Scheldezone
DSi	Mag niet meer dan 2 opeenvolgende meetcampagnes onder 0,01 mM (= 0,28 mg/l Si) dalen, te bepalen in elk compartiment
ICEP-TSi	Deze parameters vereisen fluxberekeningen over het ganse estuarium en kunnen bijgevolg niet bepaald worden in het kader van OMES.
ICEP-DSi	
TDINflux	
Nitriet	maximum 0.1 mg/l NO_2^- -N, te bepalen in elk Scheldecompartiment
Ammoniak	maximum 0.025 mg/l NH_3 -N, te bepalen in elk Scheldecompartiment

De parameters voor biochemische zuurstofvraag NOD en CBOD werden in vorig hoofdstuk reeds besproken en worden daarom niet herhaald. Wel wordt de evaluatie mee opgenomen in de eindtabel (Tabel 4-3 **Fout! Verwijzingsbron niet gevonden.**).

4.2.2. Stikstof

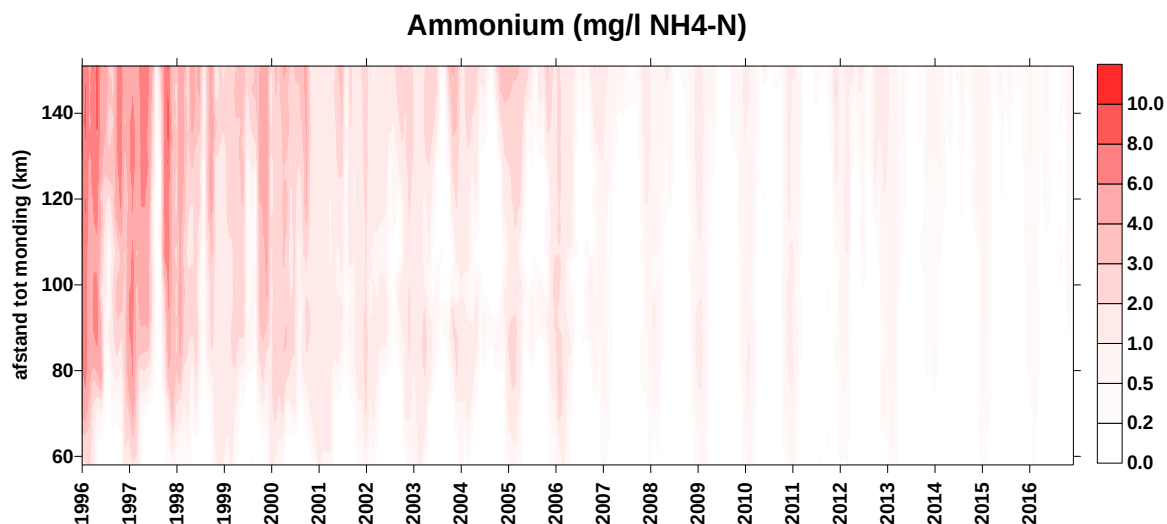
Stikstof is, net als fosfor, een essentieel nutriënt voor de groei van algen. N is echter in de Zeeschelde in zo'n grote overmaat aanwezig dat het kan leiden tot buitensporige bloei met potentieel negatieve gevolgen: eutrofiëring. Toch komt het in de Zeeschelde niet tot een ongeremde bloei: de slechte waterkwaliteit in de jaren '90 en het slechte lichtklimaat houdt algenbloei binnen de perken, al blijft het gevaar wel latent aanwezig. Bovendien stromen nu veel te grote vrachten aan stikstof de Schelde door, die momenteel in het estuarium zelf geen al te grote problemen veroorzaken, maar wel in de kustzone de eutrofiëring voeden. Daarom

legt MONEOS een maximum export van totaal anorganische stikstof ($\text{TDIN} = \text{NH}_4^+ + \text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$) vanuit het estuarium naar de kust op, en mag voor een positieve evaluatie de gemiddelde TDIN concentratie niet stijgen ten opzichte van het gemiddelde van de voorbije 6 jaar. Hieraan wordt voldaan: TDIN is nog steeds, zij het beperkt, in dalende lijn (Tabel 4-3; Figuur 4-9).

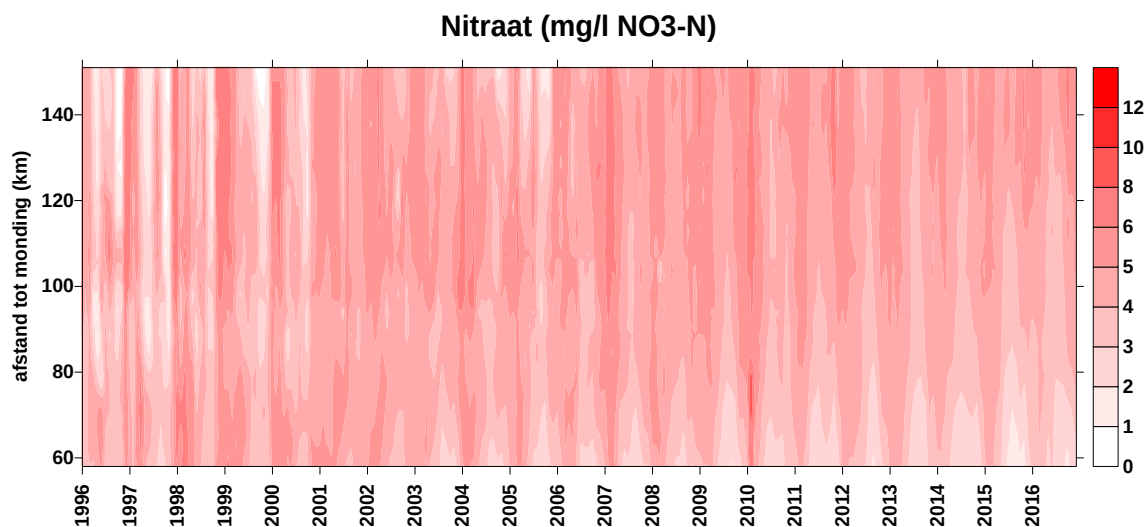


Figuur 4-9 Gemiddelde TDIN concentratie langsheen de Schelde en Rupel (zwart omliggende bolletjes). Voor de Rupel (monding op km 92 in de Schelde) werd de waarde te Boom weergegeven.

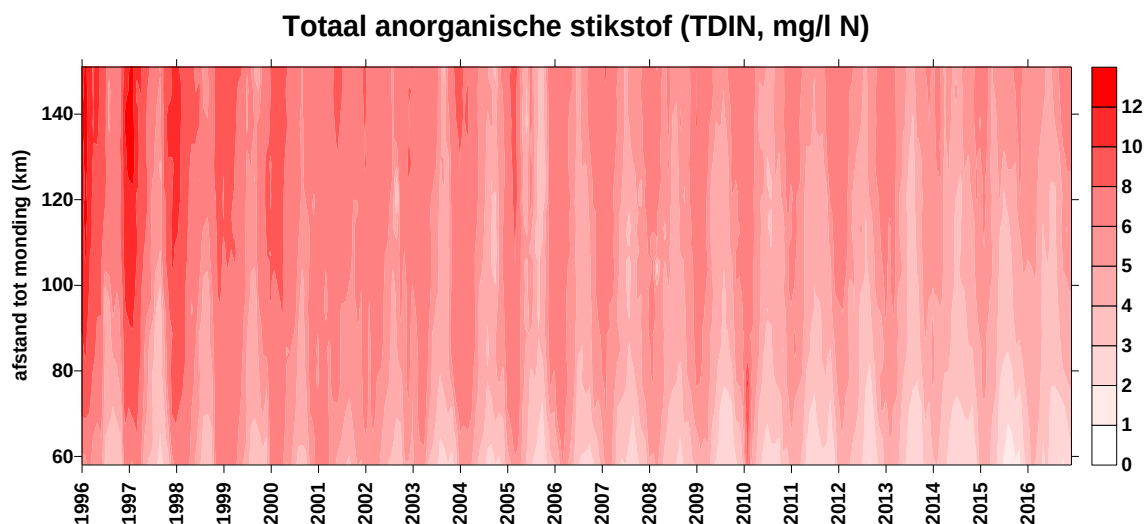
Zeker in juni waren de TDIN concentraties lager. De zeer hoge debieten speelden hierbij een rol. Ten eerste werden de vrachten uit het bekken verdund. Ten tweede zal door de hoge debieten de verblijftijd korter zijn, zodat de tijd voor nitrificatie, en ook de tijd voor de traaggroeiende nitrificerende bacteriën om tot bloei te komen, kort is. We zien in die periode dan ook licht verhoogde ammoniumwaarden. Ook nitriet, dat als tussenproduct ontstaat bij onvolledige nitrificatie, kent verhoogde waarden in juni in het zoete, maar blijft overal onder de norm. Idem voor NH_3 : enkel in de maand juni komt deze toxische vorm van stikstof in hogere concentraties voor, maar nog steeds onder het criterium uit de evaluatiemethodiek.



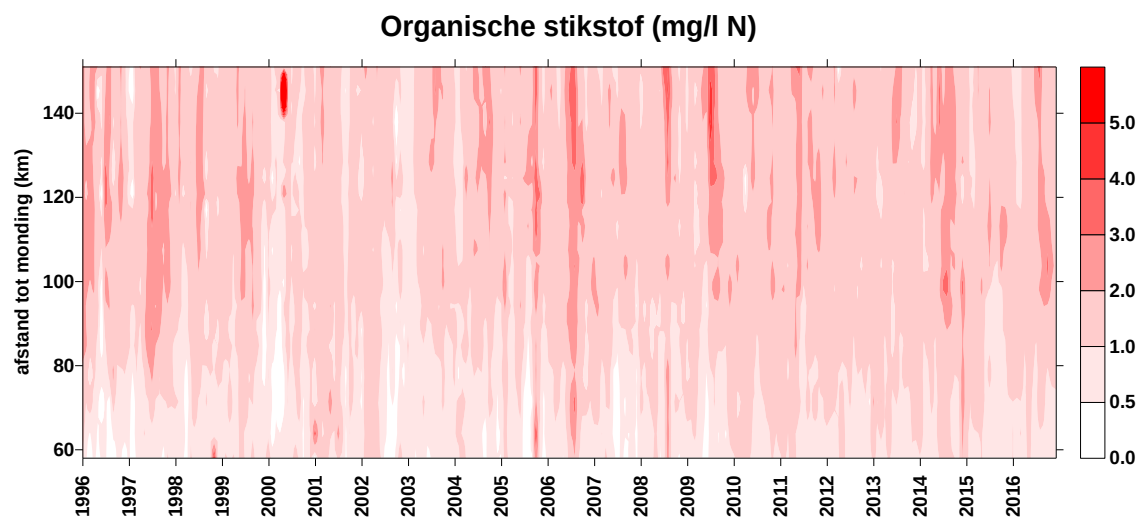
Figuur 4-10 Surface plot voor ammonium.



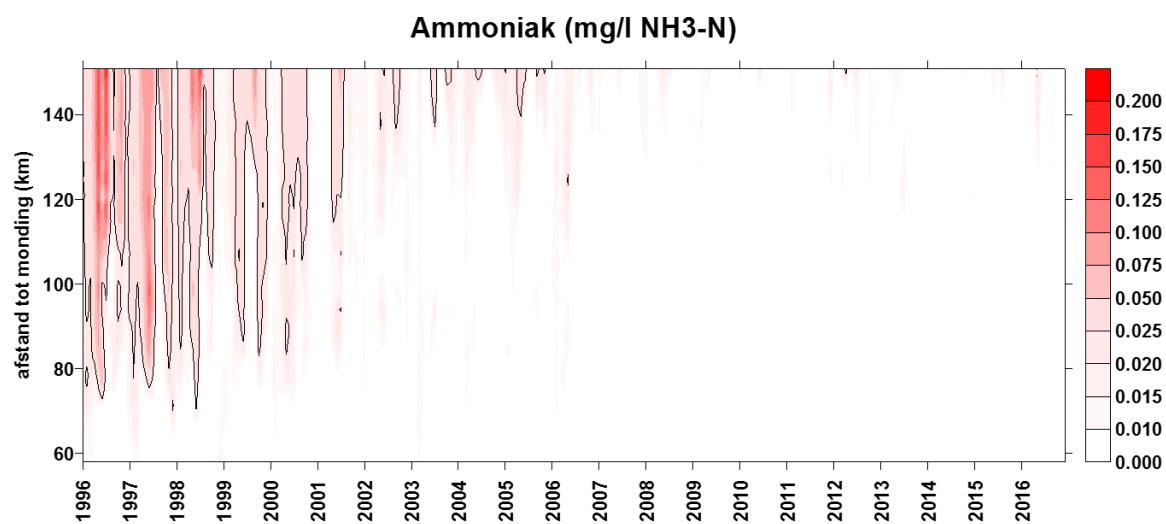
Figuur 4-11 Surface plot voor nitraat.



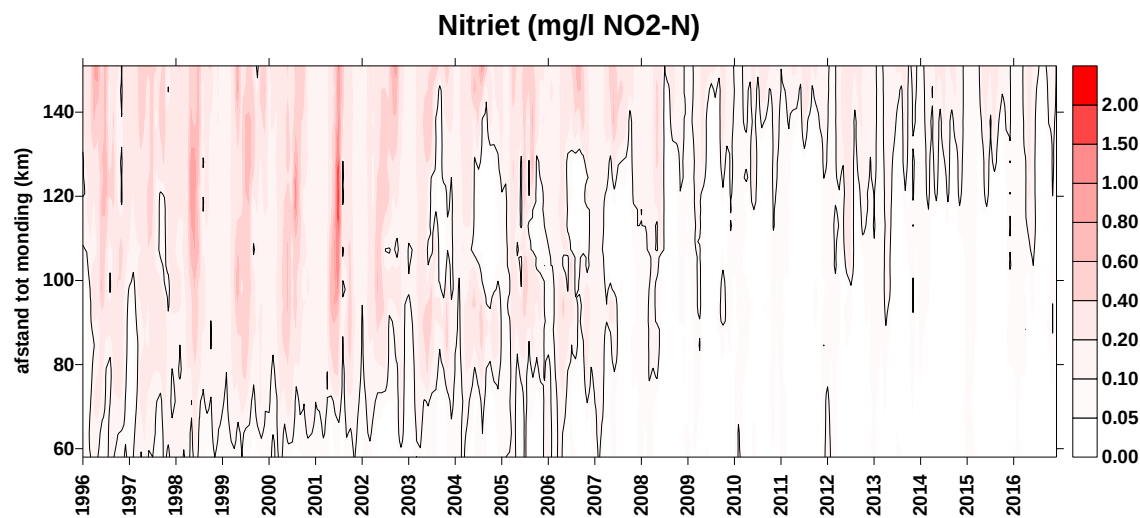
Figuur 4-12 Surface plot voor totaal anorganische stikstof (TDIN = NH₄-N + NO₃-N + NO₂-N).



Figuur 4-13 Surface plot voor organische stikstof.



Figuur 4-14 Surface plot voor ammoniak (berekend), met in zwart de 0.025 mg/l grens.

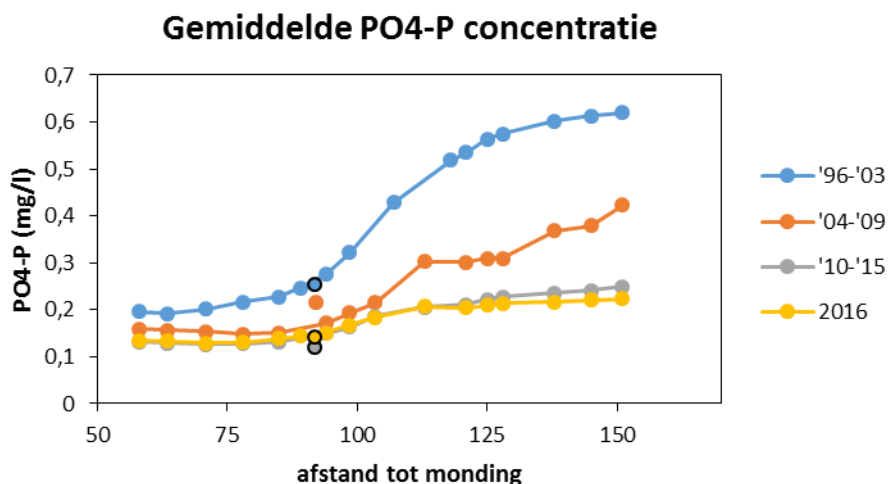


Figuur 4-15 Surface plot voor nitriet, met in zwart de 0.1 mg/l grens (Evaluatiemethodiek)

4.2.3. Fosfor

Hoewel minder abundant aanwezig dan stikstof, is ook fosfor doorgaans in veel te hoge concentratie aanwezig in het Scheldewater. De Evaluatiemethodiek stelde daarom dat de gemiddelde fosfaatconcentratie niet mag toenemen ten opzichte van het gemiddelde van de voorbije zes jaar. Uit Figuur 4-16 blijkt dat fosfaat een sterke daling kende ten opzichte van 20 jaar geleden, maar dat fosfaat de laatste jaren nog amper daalt. In 2015 was er in de zoete zone met korte verblijftijd zelf een beperkte toename van fosfaat ten opzichte van de voorbije zes jaar, wat toen een negatieve evaluatie oplevert voor deze zone. Anno 2016 voldoen de zoete zones wel aan het criterium, met andere woorden de gemiddelde fosfaatconcentratie daalde verder, maar in de oligohaliene en ook gradiëntzone werd er wel een beperkte stijging opgetekend, met negatieve scores tot gevolg (Figuur 4-16; Tabel 4-3). Let wel, de Evaluatiemethodiek beschouwt gemiddelden over zes jaar, in deze jaarlijkse OMES rapportage wordt voor 2016 een jaargemiddelde vergeleken met het gemiddelde van de zes voorgaande jaren).

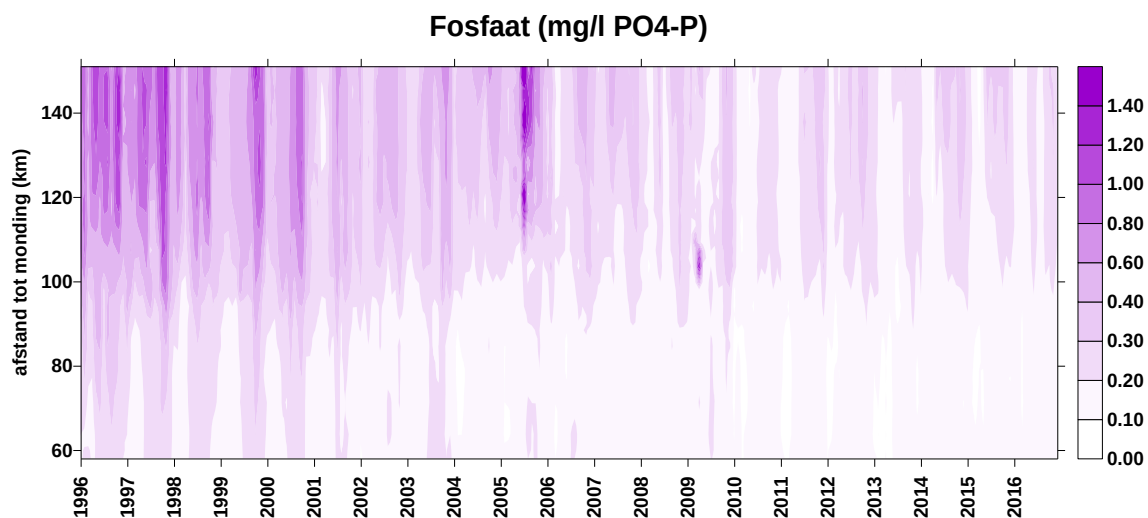
De surface plot voor fosfaat (Figuur 4-17) illustreert mooi de sterke afname van fosfaat in de jaren '90. De sterkste afname situeert zich in de zoete zones eind jaren '90, en wordt mee verklaard door de sterke afname in de Bovenschelde. Nadien neemt de daling af en vanaf 2010 blijft fosfaat ongeveer constant. In 2016 zet die daling zich duidelijk verder. Juni is een maand met zeer lage fosfaat waarden, vergeleken met voorgaande jaren. Door de hoge debieten werd de fosfaatconcentratie sterk verdund en doorgespoeld. De meest opwaartse delen van het estuarium kenden hierdoor in 2016 gemiddeld lagere concentraties, de meer afwaartse delen net hogere.



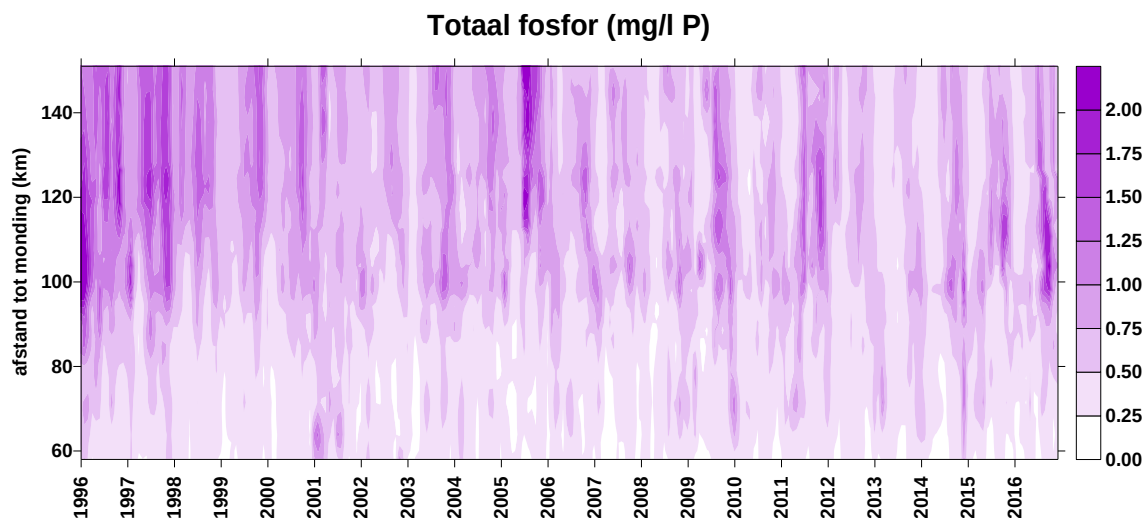
Figuur 4-16 Gemiddelde fosfaat concentratie langsheen de Schelde en Rupel (zwart omliggende bolletjes). Voor de Rupel (monding op km 92 in de Schelde) is de gemiddelde waarde te Boom weergegeven.

Ook totaal fosfor (P_{tot}, Figuur 4-18) kent een afname, maar die beperkt zich vooral tot de jaren '90. Nadien is er weinig tot geen afname meer, hoewel fosfor nog wel verder daalde. Een mogelijke verklaring is een toegenomen binding van fosfor, hetzij in biota, hetzij aan partikels. Fosfaten kunnen immers gebonden worden aan sediment en zwevende stof via metaal

oxyhydroxides onder gunstige zuurstofomstandigheden. Sinds 2003 zijn die gunstige zuurstofomstandigheden aanwezig in het zoete. Fluctuaties in zwevende stof kunnen mee aan de basis liggen van het sterk schommelende P_{tot} patroon. De hoogste P_{tot} waarden zijn doorgaans te vinden rond km 100 nabij het turbiditeitsmaximum. Het zeer troebele najaar 2016 leidt dan ook tot zeer hoge P_{tot} waarden rond km 100.



Figuur 4-17 Surface plot voor fosfaat



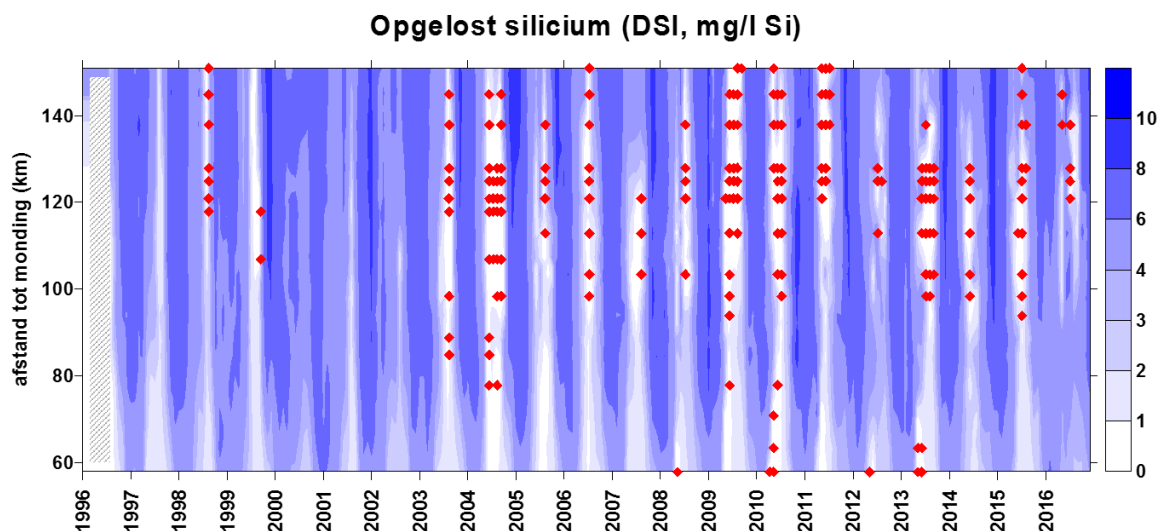
Figuur 4-18 Surface plot voor totaal fosfor

4.2.4. Silicium

Naast stikstof en fosfor krijgt het element silicium bijzondere aandacht als essentieel voedingselement voor diatomeeën. Diatomeeën nemen opgelost silicium (DSi) op voor de bouw van hun skelet. De aanwezigheid van DSi is dus essentieel voor de groei van diatomeeën. Ook N en P zijn essentieel, maar doorgaans zijn deze nutriënten, in tegenstelling tot DSi, in overvloed aanwezig in het Scheldewater. Bij gebrek aan DSi, zullen gewone groenalgen die geen skelet en dus geen silicium nodig hebben, het overnemen van de diatomeeën. Echter, deze groenalgen zijn minder geschikt als voedsel, waardoor de voedselketen wordt verstoord. Daarom stelt de Evaluatiemethodiek dat perioden van siliciumdepletie (minder dan 0.01 mM of 0.28 mg/l) niet te lang mogen duren. Meer dan twee opeenvolgende campagnes met siliciumtekort leiden tot een negatieve evaluatie.

Perioden van sterke diatomeebloei tekenen zich duidelijk af in het DSi verloop: tijdens deze algenbloei dalen de DSi concentraties sterk. Tijdens de zeer sterke algenbloei in de zomer van 2004 bijvoorbeeld, was er een lange periode van zeer lage DSi waarden (Figuur 4-19), met een groot risico op schadelijke groenalgenbloei.

De laatste jaren is de zomerse DSi daling iets minder uitgesproken dan een tiental jaar geleden. Jaargemiddeld lag de chl a concentratie soms iets lager, maar toch komen hoge pieken in algenbloei en dus sterke DSi consumptie nog veelvuldig voor. Maar de duur van de bloei is nu eerder beperkt in de tijd, wellicht ten gevolge van begrazing door de sterk toegenomen zoöplanktongemeenschap. Mogelijks zorgt een efficiënte begrazing ook voor het snel terug vrijstellen van DSi, zodat DSi tekorten worden vermeden. In 2016 hebben de zeer hoge debieten in juni de voorjaarsbloei onderbroken en voor een grote aanvoer van silicium gezorgd. De silicium tekorten zijn dan ook van korte duur en beperkt tot de zoete zone. Enkel tijdens de piek van algenbloei zakt opgelost silicium kortstondig onder 0.01 mM (0.28 mg/l Si), maar van echte problemen is er geen sprake. De rekenparameter DSi krijgt daarom een positieve evaluatie voor de gehele Zeeschelde (Tabel 4-3).

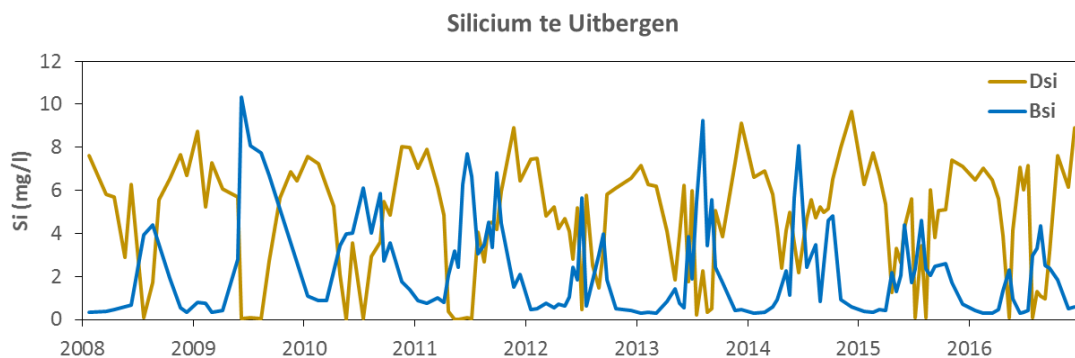


Figuur 4-19 surface plot voor opgelost silicium (DSi). De rode stippen geven concentraties weer onder 0.01 mM, de grens voor siliciumdepletie.

Als silicium wordt opgenomen door organismen en ingebouwd in biologische structuren, spreken we van biogeen silicium (BSi). Dit BSi is niet meer rechtstreeks opneembaar door algen, maar moet eerst terug afgebroken worden tot DSi. BSi wordt in de Schelde sinds 2008

systematisch mee gemeten. Figuur 4-20 toont ter illustratie voor het station Uitbergen zowel opgelost als biogeen silicium. Elke zomer zien we DSi dalen, ten gevolge van opname door diatomeeën. Parallel gaat de BSi concentratie de hoogte in: silicium zit nu grotendeels vervat in biomoleculen in diatomeeën.

In 2016 is duidelijk de eerste periode van bloei in het voorjaar zichtbaar: opgelost silicium verdwijnt uit de waterkolom en BSi vertoont een piek. De hoge debieten in de maand juni spoelen de algenbloei en nagenoeg alle BSi uit. DSi kan terug pieken tot een tweede, iets sterkere algenbloei de DSi pool terug uitput en omzet in BSi.



Figuur 4-20 Opgelost (DSi) en Biogeen (BSi) silicium te Uitbergen

4.2.5. Beoordeling Nutriënten

De evaluatie voor verschillende rekenparameters uit de toetsparameter Nutriënten, volgens de Evaluatiemethodiek Schelde-estuarium, wordt samengevat in (Tabel 4-3). De beoordelingscriteria staan opgelijst in Tabel 4-2, en hier bondig samengevat bovenaan elke kolom. Aangezien de rekenparameters ICEP-DSi, ICEP-TSi en TDINflux een fluxberekening vereisen, valt de bepaling van deze parameters buiten het bestek van OMES en zijn ze hier niet opgenomen.

De samenvattende tabel bevat nog veel rode cijfers: de waterkwaliteit in de Zeeschelde voldoet duidelijk nog niet aan de vereisten voor de goede basiskwaliteit die de Evaluatiemethodiek nastreeft.

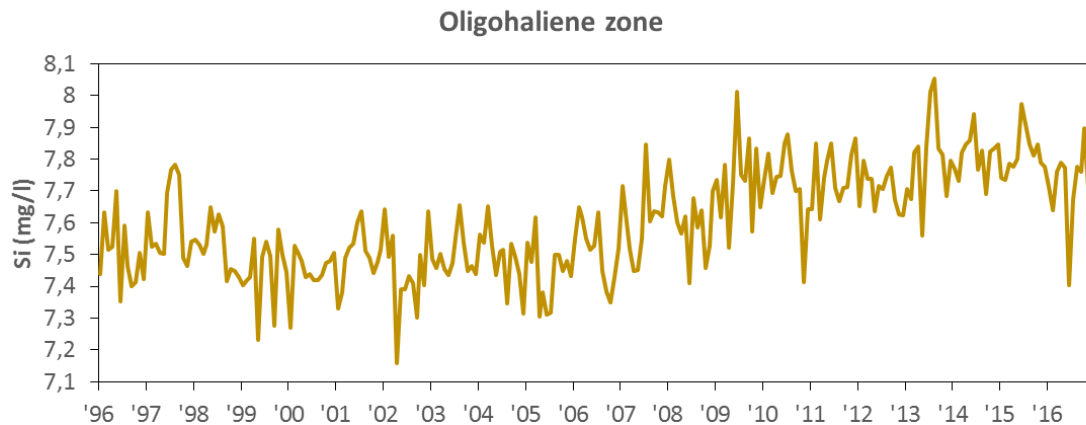
Tabel 4-3 Samenvattende tabel voor de evaluatie van de toetsparameter Nutriënten voor 2016. Voor NOD, CBOD, NO₂-N en NH₃-N bevat de tabel de maximale waarden (mg/l). De rood gemarkeerde data overschrijden het criterium dat boven elke kolom staat vermeld. Voor TDIN en PO₄-P is telkens een jaargemiddelde concentratie weergegeven. Deze mag niet stijgen ten opzichte van het gemiddelde van de voorbije 6 jaar. Voor Si zijn de minima weergegeven. Er volgt pas een negatieve evaluatie als meer dan twee opeenvolgende campagnes Si onder het minimum (0,28 mg/l) duikt.

Schelde zone	comp.	Stations	NOD	CBOD	TDIN	PO ₄ -P	NO ₂ -N	NH ₃ -N	Si
			2	6	niet stijgen		0,1	0,025	0,28
Zone met sterke saliniteitsgradiënt	9	grens	1,1	2,0	3,3	0,132	0,060	0,006	2,72
	10	Liefkenshoek	1,1	2,7			0,058	0,005	3,03
	11	Punt van Melsele	1,2	2,3			0,057	0,004	3,24
	12	Antwerpen	1,5	2,4			0,072	0,005	3,73
Oligohaliene zone	13	Kruikebeke, Bazel	2,1	3,4	4,2	0,150	0,1049	0,006	3,91
	14	Steendorp, Temse	2,4	9,7			0,102	0,006	1,37
Zoete zone met lange verblijftijd	15	Lippenbroek, Baasrode	3,1	6,0	4,7	0,200	0,2249	0,011	0,56
	16	Dendermonde	2,7	4,9			0,2379	0,008	0,14
zoete zone met korte verblijftijd	17	Appels, Sint Onolfs	2,7	6,8	5,5	0,217	0,2449	0,011	0,05
	18	Uitbergen	2,8	10,1			0,2519	0,012	0,10
	19	Wetteren, Melle	4,2	10,2			0,282	0,015	0,21
Durme			2,9	4,1	4,6	0,174	0,1439	0,008	1,49
Rupelbekken			7,6	7,7	4,1	0,140	0,205	0,007	3,60

4.3. Zuurtegraad (pH)

De omschakeling van een respiratie gedomineerd systeem in de jaren '90 naar een primaire productie gedomineerd systeem nu uit zich in een sterk gestegen pH. Dit is het meest uitgesproken zichtbaar in de oligohaliene zone (Figuur 4-21), waar in de jaren '90 de vervuiling het meest prominent meetbaar was. Sterke bacteriële respiratie zorgde voor verzuring. Met een verbeterde waterkwaliteit nam die respiratie af en steeg primaire productie. Primaire productie doet pH daarentegen stijgen. Een gedaalde respiratie en een sterke primaire productie hebben de pH in de Zeeschelde sterk verhoogd de voorbije 20 jaar.

Het zeer hoge juni debiet heeft voor uitspoeling van algenbloei gezorgd en voor de aanvoer van een grotere onverwerkte vuilvracht. Dit uit zich als een duidelijke dip in de pH concentratie.



Figuur 4-21 maandgemiddelde pH voor de oligohaliene zone

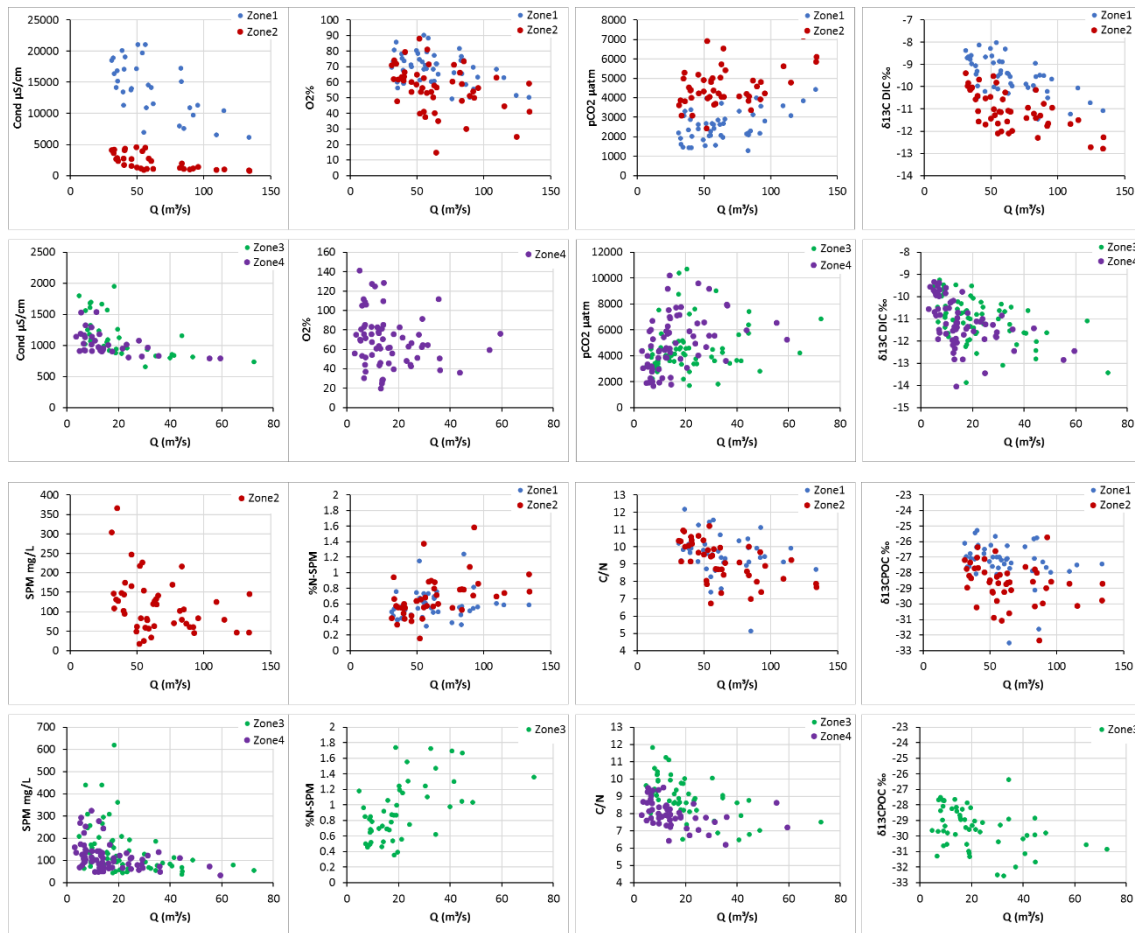
4.4. Invloed van debiet op waterkwaliteit: langetermijn analyse

Bij de analyse van de waterkwaliteit van 2016 sprong de invloed van de debietspiek in juni in het oog. In dit luik wordt getracht de invloed van debiet op waterkwaliteit over een langere periode te analyseren. Moeilijkheid hierbij is dat naast debiet ook tal van andere parameters sterk fluctueren. Een belangrijk effect van hoge debieten is de verdunning van de vuilvracht. Echter, de vuilvracht is ook sterk geëvolueerd met de toename van de waterzuiveringscapaciteit (zie vorige OMES rapportage). Omdat de zuiveringscapaciteit sterk verschilt over de ganse OMES meetperiode en een dominant effect heeft op de waterkwaliteit, hebben we het effect van debiet bekeken voor periodes met een gelijkaardige zuiveringscapaciteit. De langste periode (met dan ook de meeste data voor de analyse) hiervoor zijn voor zoete zones de jaren 2004 tot 2012 (Inwoner Equivalent aan waterzuiveringscapaciteit (IE) = 4 400 000 tot 4 800 000) en voor oligohaline en gradiëntzone de jaren 2007 tot 2012 (IE = 8 300 000 tot 8 700 000). Binnen deze periodes hebben we voor elke zone gezocht naar correlaties tussen debiet (Q) en concentraties, met een focus op de zomerperiode, wanneer de biologische activiteit op haar maximum is. Praktisch werden de data met temperaturen > 14°C hiervoor geselecteerd. Correlaties werden bepaald door middel van de Spearman Rank order correlatie test (Tabel 4-4).

Bijna alle parameters vertonen een significante correlatie met debiet in tenminste 1 zone. Alleen fosfaat en temperatuur vertonen geen correlatie. De parameters met correlaties voor minstens 3 van de zones zijn geleidbaarheid (logischerwijze negatief gecorreleerd met debiet, zie ook hoofdstuk 3), bijna alle anorganische koolstofvormen (CO₂, HCO₃, alkaliniteit) (positief gecorreleerd) en $\delta^{13}\text{C}$ -DIC (negatief), zuurstof (negatief), zwevende stoffen (negatief), maar ook vrij merkwaardig C/N verhouding in particulier organische stoffen (negatief), N verhouding in zwevende stoffen (positief) en $\delta^{13}\text{C}$ -POC (negatief) – deze laatste in de afwaartse zones 3 tot 1.

Tabel 4-4 Correlaties (Spearman Rank order correlatie test) met debiet voor verschillende parameters. Zone 1: zone met sterke saliniteitsgradiënt; zone 2: oligohaliene zone; zone 3: zoete zone met lange verblijftijd; zone 4: zoete zone met korte verblijftijd. Zone 1 en 2: periode 2007-2012; Zone 3 en 4: periode 2004-2012.

	zone1	zone2	zone3	zone4	zone1	zone2	zone3	zone4
	r	r	r	r	p	p	p	p
Conductiviteit	-0.59	-0.70	-0.70	-0.51	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01
C/N	-0.33	-0.63	-0.58	-0.47	0.03	<0.01	<0.01	<0.01
CO ₂ µM	0.46	0.37	0.27	0.51	<0.01	0.01	0.03	<0.01
CO ₃	-0.52	-0.58	-0.35	-0.62	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01
pCO ₂	0.40	0.33	0.29	0.52	0.01	0.02	0.02	<0.01
δ ¹³ C-DIC	-0.63	-0.59	-0.51	-0.58	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01
pH	-0.19	-0.47	-0.34	-0.59	0.21	<0.01	<0.01	<0.01
Alkaliniteit	-0.07	-0.45	-0.26	-0.41	0.65	<0.01	0.03	<0.01
HCO ₃	0.05	-0.45	-0.26	-0.40	0.76	<0.01	0.03	<0.01
ZS	-0.14	-0.33	-0.47	-0.44	0.33	0.02	<0.01	<0.01
NO ₂	-0.19	0.29	0.38	0.43	0.21	0.04	<0.01	<0.01
O ₂	-0.34	-0.42	-0.04	-0.25	0.02	<0.01	0.77	0.03
O ₂ %	-0.39	-0.45	-0.05	-0.27	0.01	<0.01	0.70	0.02
%N-SPM	0.30	0.46	0.58	0.13	0.05	<0.01	<0.01	0.34
δ ¹³ C-POC	-0.31	-0.37	-0.42	-0.20	0.04	0.01	<0.01	0.15
POC	-0.07	-0.15	-0.38	-0.57	0.63	0.30	<0.01	<0.01
PN	0.05	0.02	-0.31	-0.43	0.75	0.88	0.03	<0.01
NH ₄	-0.35	-0.10	0.15	0.37	0.02	0.53	0.24	<0.01
NO ₃	0.41	0.04	0.08	-0.20	<0.01	0.79	0.49	0.09
DIC	0.02	-0.41	-0.22	-0.32	0.90	<0.01	0.07	0.01
DOC	0.39	0.47	0.00	0.01	0.04	0.01	1.00	0.97
%C-SPM	0.19	0.30	0.37	-0.05	0.22	0.04	<0.01	0.72
Chl a/POC	0.20	0.31	0.28	-0.09	0.21	0.04	0.03	0.46
Si(OH) ₄	0.08	0.09	0.17	0.24	0.62	0.59	0.20	0.06
Chl a	0.12	0.25	0.16	-0.30	0.43	0.09	0.18	0.01
T°C	-0.08	-0.15	-0.12	-0.06	0.58	0.29	0.31	0.59
PO ₄	-0.05	0.07	0.22	0.19	0.74	0.60	0.08	0.12
n= 27 to 72								



Figuur 4-22 Scatter plots voor parameters met een significante correlatie met debiet. Zone 1: zone met sterke saliniteitsgradiënt; zone 2: oligohaliene zone; zone 3: zoete zone met lange verblijftijd; zone 4: zoete zone met korte verblijftijd. Zone 1 en 2: periode 2007-2012; Zone 3 en 4: periode 2004-2012.

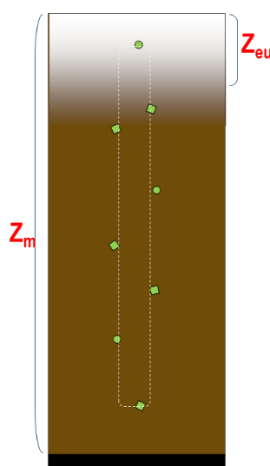
Hogere debieten leiden in de zomer tot lagere zuurstofwaarden en meer CO₂, met ook lagere $\delta^{13}\text{C-DIC}$, zoals ook waargenomen werd in de zomer van 2016. Dit kan het gevolg zijn van verschillende oorzaken. Meer afvoer van ongezuiverd of minder goed gezuiverd afvalwater uit het bekken wat voor meer respiratie zorgt (minder zuurstof, meer CO₂); deze hypothese wordt ondersteund door de hogere N (en C) verhouding in de zwevende stoffen, en lagere C/N-verhouding. Men zou ook een hogere $\delta^{13}\text{C-POC}$ verwachten, POC van terrestrische oorsprong is immers zwaarder, en bij sterke algenbloei daalt daarentegen POC. Dit is echter niet het geval in de zoete zone met lange verblijftijd, de oligohaliene zone en de gradiëntzone. Maar een kortere verblijftijd bij hoge debieten zorgt ook voor een afzwakking, een uitspoeling van de primaire productie in de meest opwaartse zone van het estuarium. Hierdoor komt bij hogere debieten de algenbloei meer afwaarts voor, wat de lagere $\delta^{13}\text{C-POC}$ in afwaartse zones kan verklaren. Deze hypothese wordt ondersteund door een lagere C/N ratio, hogere %N-SPM en %C-SPM, en hogere Chl a/POC ratio in de afwaartse zones (zoete zone lange verblijftijd, oligohaliene zone en gradiëntzone) welke allen wijzen op een groter aandeel fytoplankton in de zwevende stof bij hogere debieten, in die afwaartse zones.

Hoofdstuk 5. Lichtklimaat en zwevende stof

5.1. Inleiding

Fotosynthese, waarbij fytoplankton (algen) koolstof vastlegt met behulp van de energie uit zonlicht, vormt de motor van het gehele estuariene ecosysteem. Vermits deze fotosynthese of primaire productie afhankelijk is van licht, is de hoeveelheid licht die kan doordringen in de waterkolom van elementair belang voor het ecosysteem. Door het troebele water kan slechts een beperkte fractie van het invallende zonlicht doordringen in de waterkolom in de Zeeschelde, en vormt lichtbeschikbaarheid de voornaamste limiterende factor voor algenbloei. Algenbloei, en bijgevolg ook waterkwaliteit en het functioneren van het ganse ecosysteem zijn dus in belangrijke mate afhankelijk van dit lichtklimaat. Daarom worden binnen OMES het lichtklimaat en de factoren die het lichtklimaat beïnvloeden, zoals de concentratie zwevende stof, nauwkeurig opgevolgd.

Figuur 5-1 toont schematisch de eufotische diepte. Dit is de diepte tot waar het invallende licht kan doordringen, gedefinieerd als de diepte waarop nog slechts 1% van het invallende licht aanwezig is. Dit wordt beschouwd als de diepte tot waar algen aan fotosynthese kunnen doen.

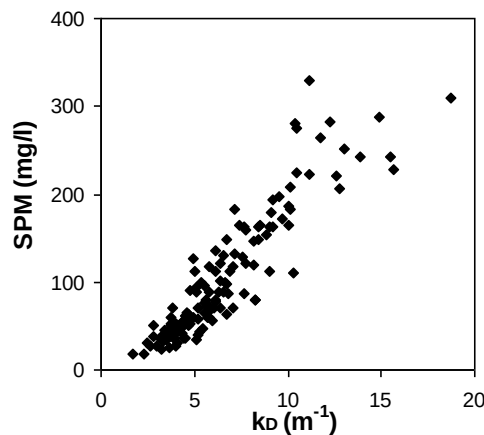


Figuur 5-1 Schematische voorstelling van een alg in de waterkolom met aanduiding van de eufotische diepte (Z_{eu}) en mengdiepte (Z_m).

In een estuarium zoals de Schelde wordt verondersteld dat de waterkolom goed gemengd is. De algen zijn hierdoor steeds in beweging en maar een korte periode in de eufotische zone, en vaak langer in de diepere, donkere waterlagen (Figuur 5-1). Daarom wordt het lichtklimaat niet enkel bepaald door de eufotische diepte (Z_{eu}), maar evenzeer door de mengdiepte (Z_m). De ratio Z_{eu}/Z_m bepaalt of het lichtklimaat voldoende is voor primaire productie. Bij $Z_{eu}/Z_m > 1$ kan het licht doordringen over de ganse waterkolom en ontvangt het fytoplankton zich gedurende de dag altijd licht. Bij $Z_{eu}/Z_m < 1$ wordt enkel

het bovenste deel van de waterkolom belicht. Als $Z_{eu}/Z_m = 0,2$ bijvoorbeeld, betekent dit dat de algen 20% van de dag in de bovenste, belichte zone zijn en 80% in het donker.

Binnen OMES wordt de eufotische diepte bepaald aan de hand van de lichtextinctiecoëfficiënt k_D . De lichtextinctie is afhankelijk van de hoeveelheid zwevende stof in het water (Figuur 5-2). Daarom verdient zwevende stof ook in een rapport over de ecologische kwaliteit van het estuarium alle aandacht. De omes dataset voor zwevende stof start bovendien in december 1995, en vormt daarmee een van de meest coherente datasets om de evolutie van zwevende stof in de Zeeschelde te beschrijven.



Figuur 5-2 Correlatie tussen de lichtextinctiecoëfficiënt (m^{-1}) en de concentratie zwevende stof (mg/l) nabij het oppervlak

In tegenstelling tot de opgeloste stoffen, vertoont zwevende stof of SPM een duidelijke dieptegradiënt. Daarom zijn voor zwevende stof verticale profielen opgenomen in het meetprogramma. Bovendien fluctueert SPM echter sterk binnen een tijdcyclus en een doottij-springtijcyclus. Binnen OMES is gekozen om tijonafhankelijk te bemonsteren. Dit impliceert dat de staalnames op verschillende momenten in de tijdcyclus en doottij-springtijcyclus worden uitgevoerd, met onvermijdelijk een zekere variatie in SPM tot gevolg. Om deze SPM variatie te kaderen in de tijdcyclus, wordt sinds 2011 de stroomsnelheid en –richting mee geregistreerd. Zwevende stof zal daarom geanalyseerd worden in functie van de stromingskarakteristieken.

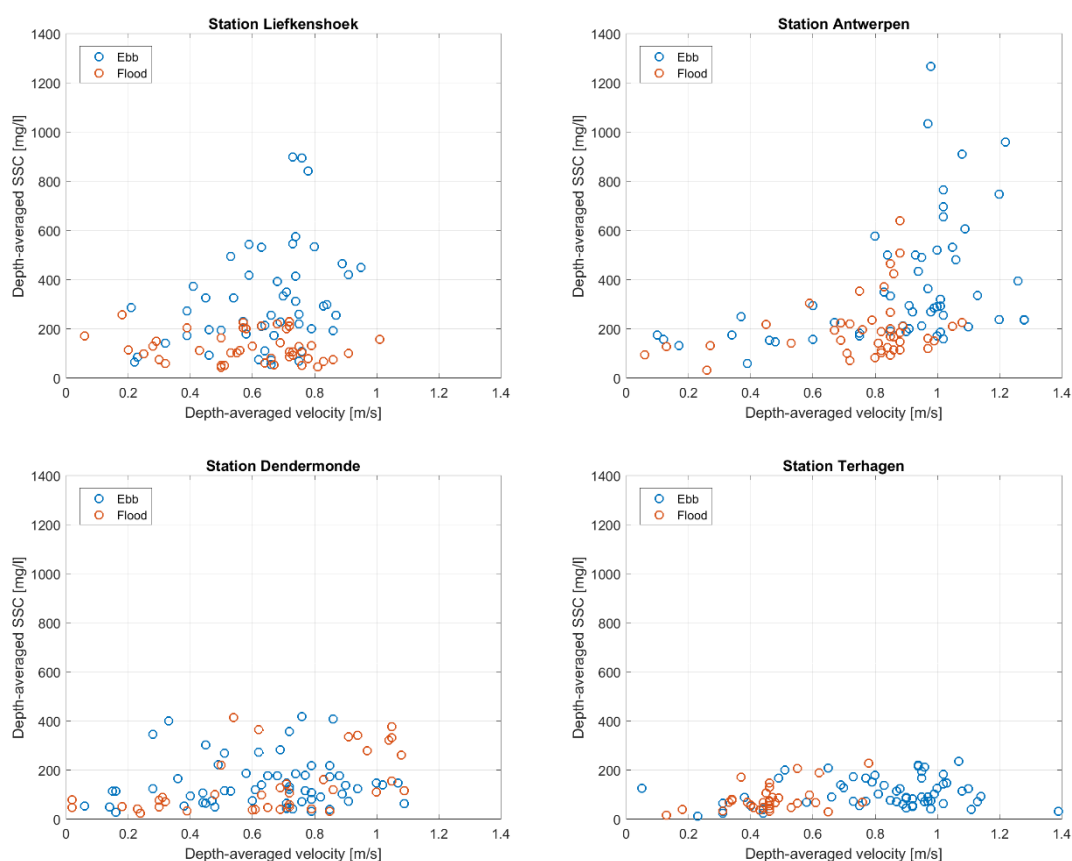
Sinds 2011 worden met behulp van de ADCP de stromingskarakteristieken tijdens de staalnames bepaald. In Tabel 5-1 wordt een overzicht gegeven van het aantal meetcampagnes per jaar, opgesplitst per getij. Sinds 2014 zijn er steeds 18 campagnes uitgevoerd over een meetjaar waarvan er meer bemonsterd zijn tijdens eb dan tijdens vloed. Deze asymmetrie kan een beperkte bias veroorzaken op de berekende jaargemiddelden om grotendeels tijvariaties uit te vlakken. Zo wordt vastgesteld in Figuur 5-3 dat de hoogste concentraties (> 500 mg/l) afwaarts van Antwerpen worden waargenomen tijdens eb. Op de andere meetstations wordt dit niet waargenomen, ook niet aan de meetstations gelegen op de Rupel waar enkel ebstroomsnelheden hoger zijn dan 0.8 m/s. Hieruit kunnen we afleiden dat de bias t.g.v. tijonafhankelijk bemonsteren op het jaargemiddelde vermoedelijk beperkt zal zijn voor meetstations opwaarts van Antwerpen.

In IMDC (2013) werd de invloed van tijonafhankelijke meetstrategie op het jaar- of seizoensgemiddelde geverifieerd op basis van OMES-staalnames op de meetlocatie ‘Melsele’ en het nabijgelegen permanente meetstation ‘Oosterweel Boven’. De permanente meetstations worden onderhouden door het Waterbouwkundig Laboratorium in kader van MONEOS en er wordt om de 10 minuten SPM (via troebelheid) bepaald. Op basis van deze 10-minutelijkse tijdreeks werd de jaargemiddelde troebelheden berekend. Daarnaast werden in IMDC (2013) de jaargemiddelden bepaald voor de laagfrequenter OMES tijdreeks nabij Oosterweel (meetlocatie ‘Melsele’). Figuur 5-4

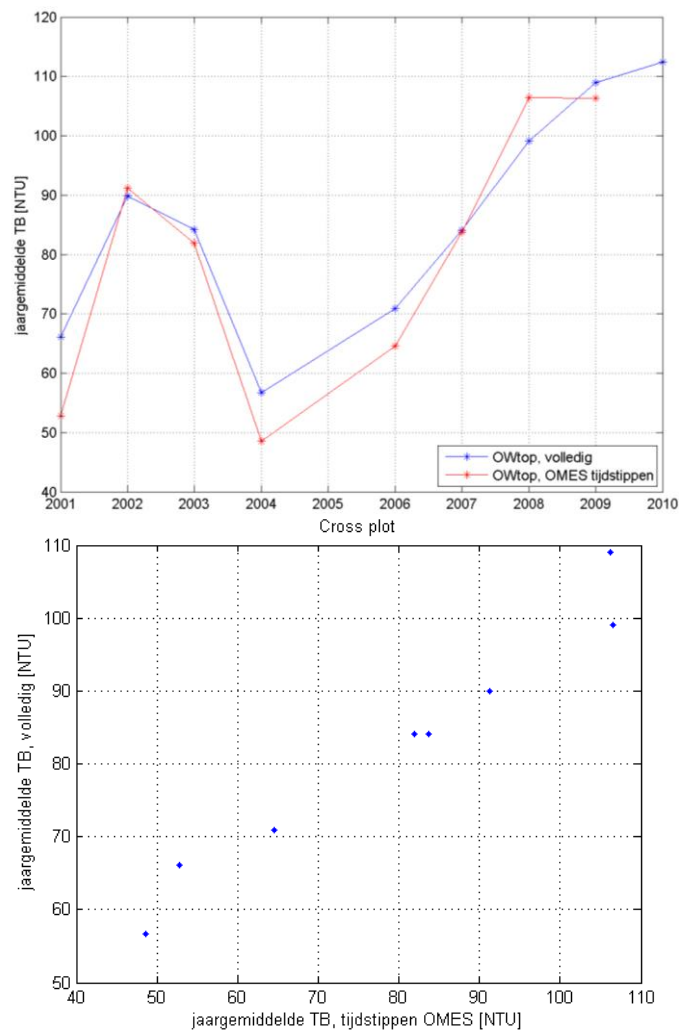
toont aan dat beide tijdreeksen een gelijkaardig patroon vertonen en elkaar benaderen. Hieruit kan besloten worden dat de jaargemiddelden van de periodieke tijdreeksen op zijn minst een goed beeld geven van de jaarlijkse trend over de verschillende meetjaren heen, ook voor meetstations afwaarts gelegen van Antwerpen. Deze gemiddeldes zullen gebruikt worden voor het uitvoeren van een analyse van zwevende stof over de jaren heen en de ruimtelijke variatie in het meetgebied.

Tabel 5-1: Overzicht van het aantal meetcampagnes over de tijd en opgesplitst per getijfase (eb, vloed en kentering) op basis van de ADCP-data.

Meetjaar	Totaal campagnes	Totaal profielen	Eb [%]	Vloed [%]	Kentering (<0.2m/s)
2011	22	356	62	34	4
2012	21	366	51	44	5
2013	20	365	61	34	5
2014	18	365	73	23	4
2015	18	365	48	43	9
2016	18	340	60	33	7



Figuur 5-3: Voorbeelden van dieptegemiddelde SPM (SSC) in functie van de stroomsnelheid voor ADCP-data (2011-2016) voor stations Liefkenshoek, Antwerpen, Dendermonde en Terhagen.



Figuur 5-4: Boven: Jaargemiddelde troebelheid (TB) berekend op basis van de hoog- (blauw) en laagfrequente (rood) tijdreeksen te Oosterweel. Onder: Cross-correlatie tussen de jaargemiddelden van de laag- en hoogfrequente tijdreeksen ($r = 0.98$). (Bron: IMDC, 2013).

5.2. Getijvariatie

5.2.1. Kruibeke, Terhagen en Schoonaarde

De variatie van zwevende stof en de stroomkarakteristieken over een getij wordt geïllustreerd in de 13-uursmetingen te Kruibeke, Terhagen en Schoonaarde. De resultaten van dit meetjaar worden besproken en gepresenteerd in deze sectie (Figuur 5-6 en Figuur 5-7).

Net zoals voorgaande jaren wordt er getracht om de 13-uursmetingen uit te voeren onder springtijcondities. Dit meetjaar waren de springtijcondities minder uitgesproken tijdens de metingen nabij Terhagen en Kruibeke. Maar integenstelling tot voorgaande metingen, werden deze metingen voorafgegaan door een uitzonderlijke natte periode waardoor de afvoerdebieten hoog zijn (Tabel 5-2 en bijlage). De hoge afvoerdebieten zorgen voor een verhoogde gemiddelde stroomsnelheid tijdens eb en een verlaagde gemiddelde snelheid tijdens vloed. Ook de duurtijd van de ebfase wordt verlengt en van de vloedfase verkort. Dit wordt duidelijk waargenomen in de resultaten.

Toch zorgen de getijden ervoor dat het snelheidsverloop aan de 3 meetlocaties nog steeds een gelijkaardig patroon vertonen. Zo is tijdens eb de variatie in stroomsnelheid lager dan tijdens vloed. Tijdens vloed wordt er een duidelijke periode van hogere stroomsnelheden waargenomen met maximale snelheden rondom 1 uur voor hoogwater. Nabij Schoonaarde wordt een dieptegemiddelde snelheid bereikt van 1.17 m/s, voor Terhagen een waarde van 1.27 m/s en voor Kruibeke een maximum van 0.99 m/s. Tijdens de kenteringen worden de laagste stroomsnelheden waargenomen. Deze vinden plaats ongeveer halfuur na hoogwater of laagwater. Dit meetjaar beginnen de laagwaterkenteringen later dan voorgaande jaren waardoor de ebfase verlengt wordt en vloedfase verkort.

Tabel 5-2: Overzicht van de 13-uurmetingen sinds 2012 met aanduiding van datum, maanddebiet (Q) en getijcoëfficiënt.

Meetjaar	Kruibeke (Zeeschelde)			Schoonaarde (Zeeschelde)			Terhagen (Rupel)		
	Datum [dd-mm]	Getijcoëff. ¹ [-]	Q Schelle [m/s]	Datum [dd-mm]	Getijcoëff. [-]	Q Melle [m/s]	Datum [dd-mm]	Getijcoëff. [-]	Q Rupel [m/s]
2012	12-04	1.06	87	10-04	1.12	26	11-04	1.11	49
2013	30-05	1.06	101	27-05	1.16	31	29-05	1.09	55
2014	02-07	1.01	85	03-07	1.16	28	30-06	1.05	45
2015	18-06	1.07	47	15-06	1.11	13	17-06	1.07	27
2016	09-06	1.07	265	06-06	1.10	84	08-06	1.04	136

De hogere aanhoudende stroomsnelheden tijdens eb ten gevolge van de hoge afvoer in 2016 zorgen er voor dat de hogere zwevende stofconcentraties ook blijven aanhouden na ongeveer 4.5 uur na hoogwater nabij Kruibeke en Terhagen. Tussen 4.5 uur en kentering wordt er meer sediment stroomafwaarts afgevoerd dan voorgaande meetjaren met lagere afvoerdebieten (Tabel 5-2). Nabij Kruibeke en Terhagen worden er tijdens dit moment de hoogste dieptegemiddelde zwevende stofconcentraties waargenomen (ca. 220 en 300 mg/l) over heel de meting. De gemiddelde zwevende stofconcentraties tijdens eb zijn ca. 50 mg/l hoger dan tijdens vloed (ca. 170 mg/l) nabij Terhagen, terwijl bij de laatste campagne van 2015 met lage afvoer de gemiddelde concentratie tijdens vloed ca. 40 mg/l groter was dan tijdens eb.

Bij de meting nabij Kruibeke worden ook hogere zwevende stofconcentraties waargenomen na kentering laagwater. Opvallend is dat gedurende de vloedfase in de onderste helft van de waterkolom de concentraties hoog blijven en in de bovenste helft de concentraties dalen. Dit wijst er op dat het sediment mogelijk uitzakt ten gevolge van de dalende stroomsnelheden tussen 2 en 3 uur voor hoogwater. De concentraties in de onderste helft nemen nadien af tot 1 uur na hoogwater (kentering). De waargenomen gemiddelde zwevende stofconcentraties zijn tijdens vloed (ca. 200 mg/l) hoger dan tijdens eb (ca. 140 mg/l). Voornamelijk zijn de waargenomen concentraties in de onderste helft en tijdens vloed (ca. 250 mg/l) hoger dan tijdens voorgaande campagnes (100 à 200 mg/l).

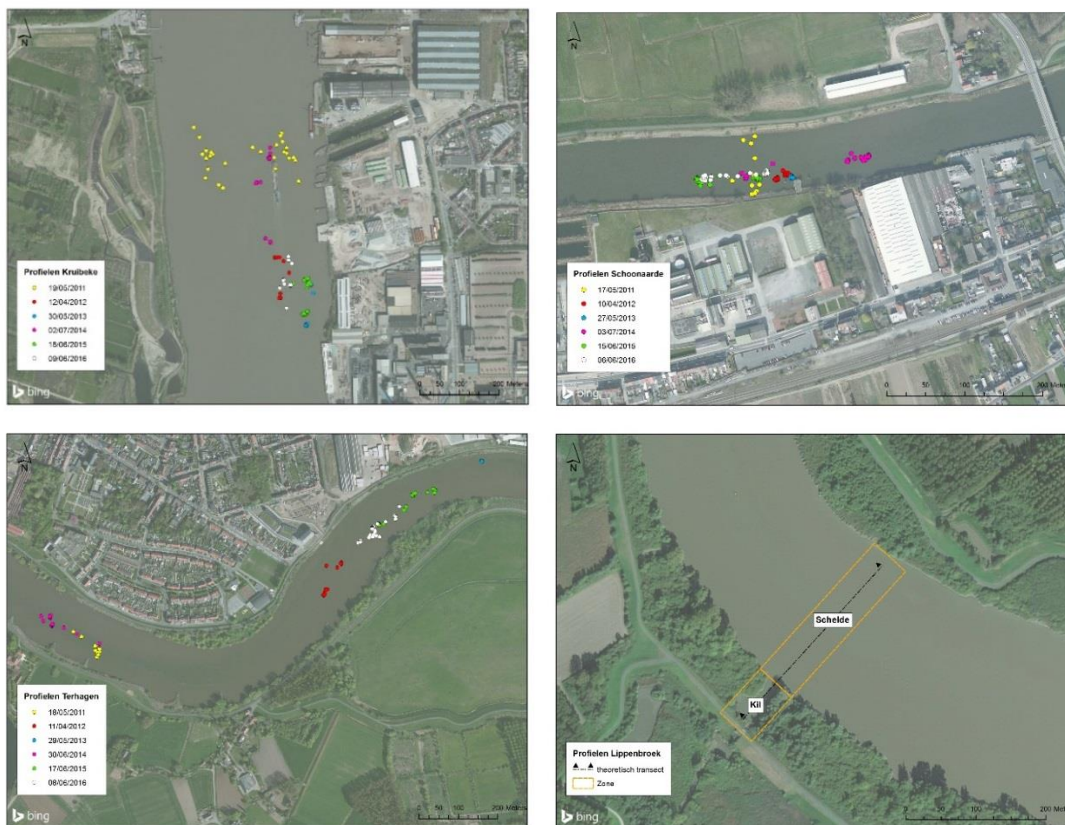
De dieptegemiddelde zwevende stofconcentraties nabij Schoonaarde variëren tussen de 25 en 100 mg/l, wat lager is dan de laatste 2 campagnes (2014 en 2015). In deze campagnes waren de concentraties tijdens de metingen doorgaans hoger dan 100 mg/l en de ebsnelheden zijn lager in vergelijking met laatste campagne. De dieptegemiddelde concentraties tijdens eb en vloed zijn van dezelfde grootorde (ca. 50 mg/l), maar met een langere ebfase wordt er netto gezien meer sediment afwaarts getransporteerd.

Om het netto transport tijdens een getijfase te analyseren worden de watervolumes en sedimentvracht tijdens eb en vloed berekend. Dit wordt afgeleid door integratie van het berekend

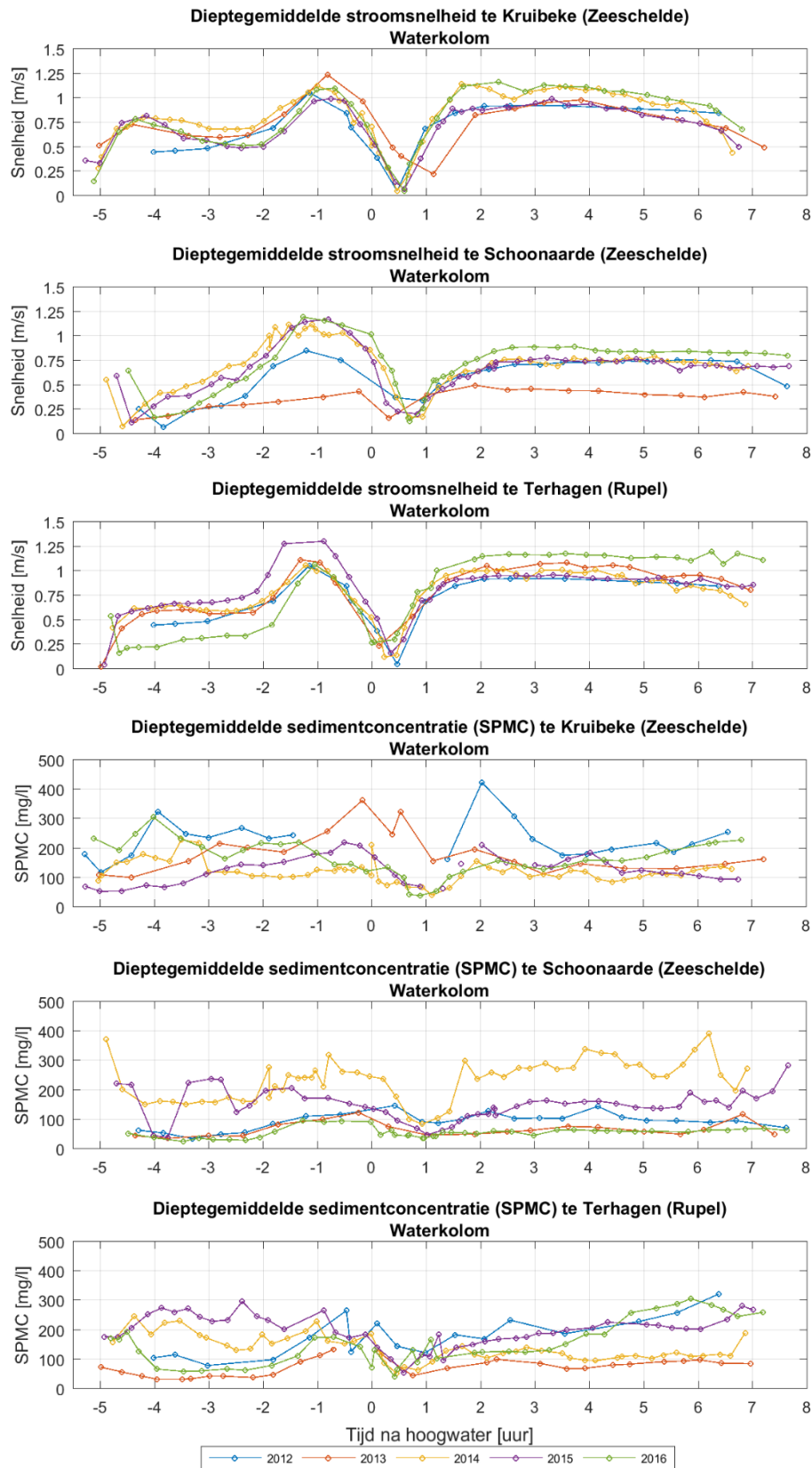
¹ Getijcoëfficiënt wordt berekend op basis van de verhouding tussen het waargenomen getijverschil van de meetdag en het gemiddeld getijverschil voor middeltij aan de desbetreffende getijposten zoals gerapporteerd in Vanlinder *et al.* (2016). De gemiddelde springtijcoëfficiënt voor desbetreffende getijposten zijn resp. 1.12 (Kruibeke), 1.06 (Schoonaarde) en 1.09 (Terhagen).

debiet en sedimentflux (Figuur 5-7). Gezien de metingen profielmetingen zijn, wordt er aangenomen dat de breedte van het profiel 1m bedraagt. De resultaten worden in tabelvorm gepresenteerd in de bijlage. De afgeleide debieten tijdens eb zijn voor al de meetlocaties in 2016 hoger dan voorheen omwille van de hoge afvoerdebieten. De sedimentflux is enkel nabij Kruibeke hoger dan voorheen. Maar netto gezien wordt er telkens meer water- en sedimentmassa stroomafwaarts afgevoerd wegens de langere ebduur en kortere vloeduur. Nabij Kruibeke en Terhagen werd dit bij de laatste 3 meetcampagnes niet vastgesteld. Dit zorgt er voor dat de SPM concentraties in de zones geleidelijk aan afnemen

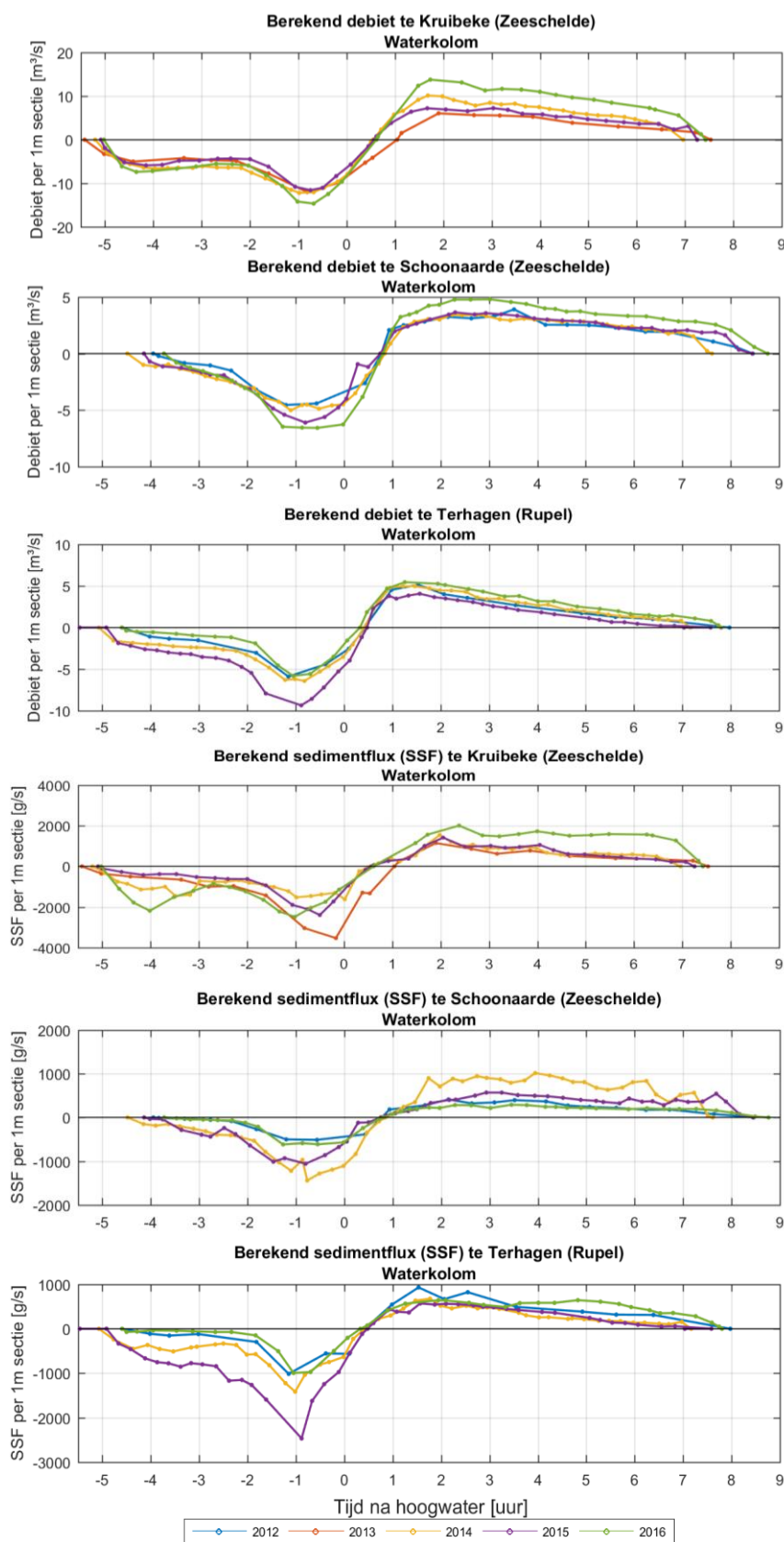
Er dient wel opgemerkt te worden dat deze metingen in het verleden niet altijd op dezelfde positie werd uitgevoerd (Figuur 5-5). Door lokale variaties in bodemligging kan dit zijn invloed hebben op de resultaten. Bijvoorbeeld voor Terhagen waar de metingen van 2013 en 2014 op een andere locatie werden uitgevoerd. Bij vergelijking van de data met voorgaande campagnes dient hiermee rekening te worden gehouden. Op de andere 2 meetlocaties is het verschil in positieliggings kleiner, maar toch zijn er verschillen waarneembaar. Bijvoorbeeld zijn de snelheden lager aan meetpunten die meer aan de oever gelegen zijn. Dit is waar te nemen bij Kruibeke.



Figuur 5-5: Situeringkaart van de profielmetingen tijdens de tijcampagnes te Kruibeke, Terhagen, Schoonaarde en Lippenbroek.



Figuur 5-6: De evolutie van de dieptegemiddelde stroomsnelheden en SPM over middel- of springtij gemeten aan Kruibeke, Schoonaarde en Terhagen sinds 2012 tot 2016.



Figuur 5-7: Evolutie van berekend debiet en sedimentflux (SSF) voor 1 m breed diepteprofiel over middel- of springtij gemeten aan Kruibeke, Schoonaarde en Terhagen sinds 2012.

5.2.2. GGG Lippenbroek

Tijdens de 24-uursmeting van 19 januari 2017 aan de GGG van Lippenbroek, vond op de Zeeschelde aan de inwateringsstructuur van de GGG stromingsmetingen plaats. Gedurende de inwatering van middeltij werd er data verzameld over een theoretische dwarsraai die loopt van linker- tot rechteroever over de kil en de vaargeul van de Schelde (Figuur 5-5). Aan de hand van waterstalen werden de akoestische achtergrondwaarden omgezet naar zwevende stof. De resultaten zijn verzameld in bijlage en in Figuur 5-8 worden samenvattende figuren afgebeeld. In Figuur 5-8 worden grafieken afgebeeld voor zone 'kil' en 'Schelde' zoals aangegeven in Figuur 5-5.

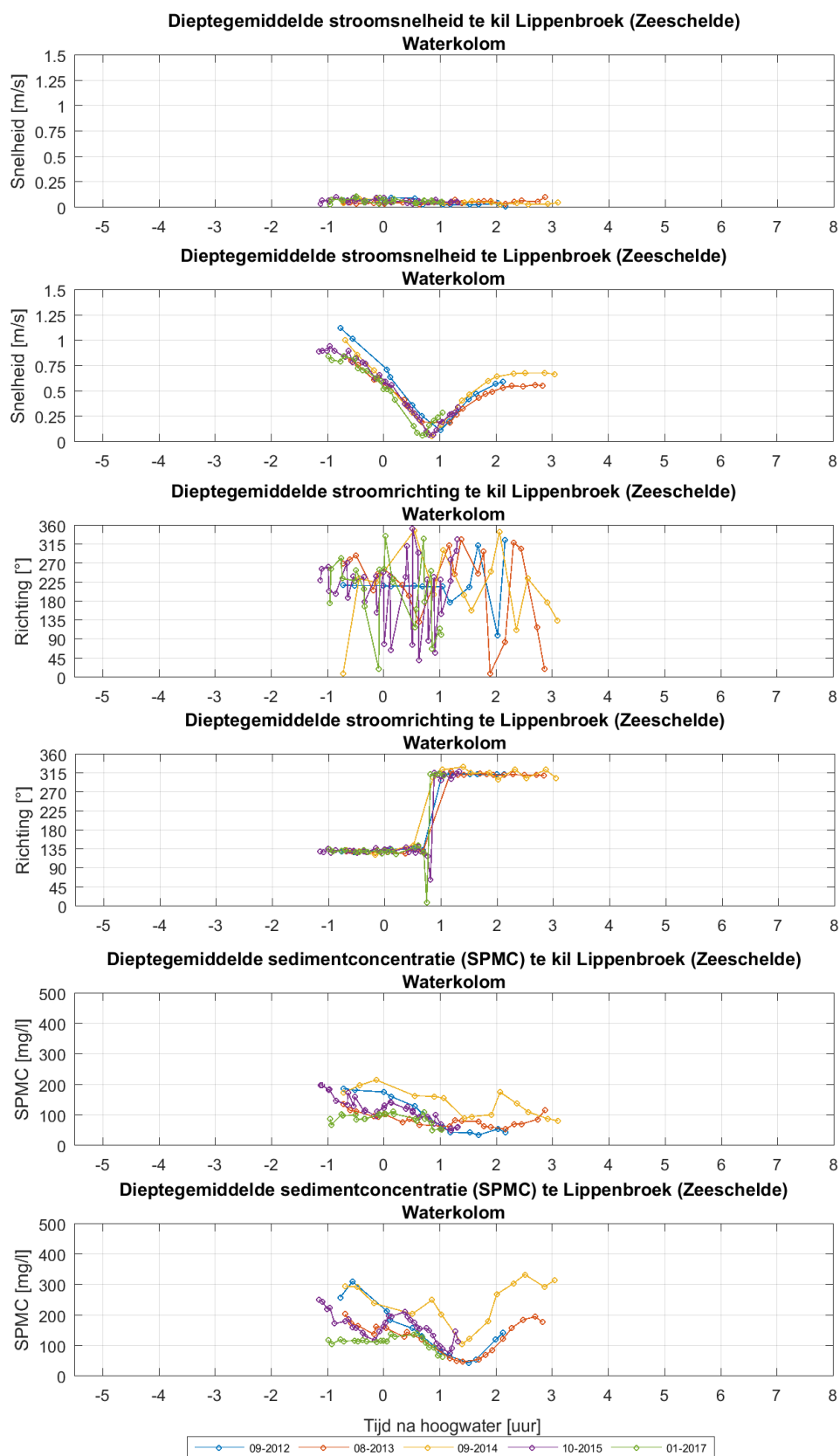
Langsheen de dwarsraai variëren de gemeten stroomsnelheden van een luwe zone in de kil tot veranderende stromingen in de Schelde. De dieptegemiddelde stroomsnelheden in de kil overschrijden doorgaans geen snelheden boven de 0.20 m/s en is geen variatie over het getij waarneembaar. Geen éénduidige richtingen zijn waarneembaar. De stroomsnelheden in de Schelde daarentegen zijn onderhevig aan het getij. Tijdens de start van de metingen (1 uur voor hoogwater) zijn de stroomsnelheden het hoogst (0.8 m/s) nadien nemen de snelheden af tot kentering hoogwater om vervolgens terug toe te nemen tijdens eb. Dit meetjaar werd kentering hoogwater ongeveer een kwartier tot halfuur eerder waargenomen dan voorgaande meetjaren en vond ongeveer 0.5 uur na hoogwater plaats. Net zoals voorgaande meetjaren startte kentering aan de rechteroever. Aan de rechteroever van de meetraai worden hogere zwevende stofconcentraties waargenomen tot 500 mg/l nabij de bodem tijdens vloed. In tegenstelling tot meer de linkerscheldeoever waar de concentraties tot ca. 150 mg/l worden waargenomen. Na kentering zijn de concentraties in de Scheldegeul tussen 100 en 150 mg/l. Tijdens kentering nemen de concentraties nabij de bodem toe als gevolg van bezinking van het zwevende stof.

Tabel 5-3: Overzicht van de 4-uursmetingen sinds 2012 met aanduiding van datum, maanddebiet (Q) en getijcoëfficiënt.

Meetjaar	Lippenbroek (Zeeschelde)		
	Datum [dd-mm]	Getijcoeff. ² [-]	Q Afwaarts rupel [m/s]
2012	05-09	1.06	17
2013	29-08	0.86	18
2014	30-09	1.03	23
2015	20-10	0.92	12
2017	19-01	0.99	22

Vergeleken met voorgaande meetcampagnes, is de verhoogde sedimentconcentratie aan de rechteroever minder uitgesproken, waardoor de waargenomen concentraties van ca. 100 mg/l tijdens vloed ter hoogte van het meetprofiel in de vaargeul (ca. 150 m afstands van linkeroever) lager zijn dan voorheen (tussen 100 en 300 mg/l). De lagere concentraties zijn mogelijk een gevolg van het meer afwaarts verschuiven van het turbiditeitsmaximum (naar de gradiëntzone) tijdens de wintermaanden als gevolg van de hogere debieten, zoals vastgesteld in het voorgaande OMES-rapport (Maris and Meire, 2016). De laatste meetcampagne vond plaats tijdens de winter in tegenstelling tot de voorgaande campagnes die tijdens de zomermaanden plaats vond.

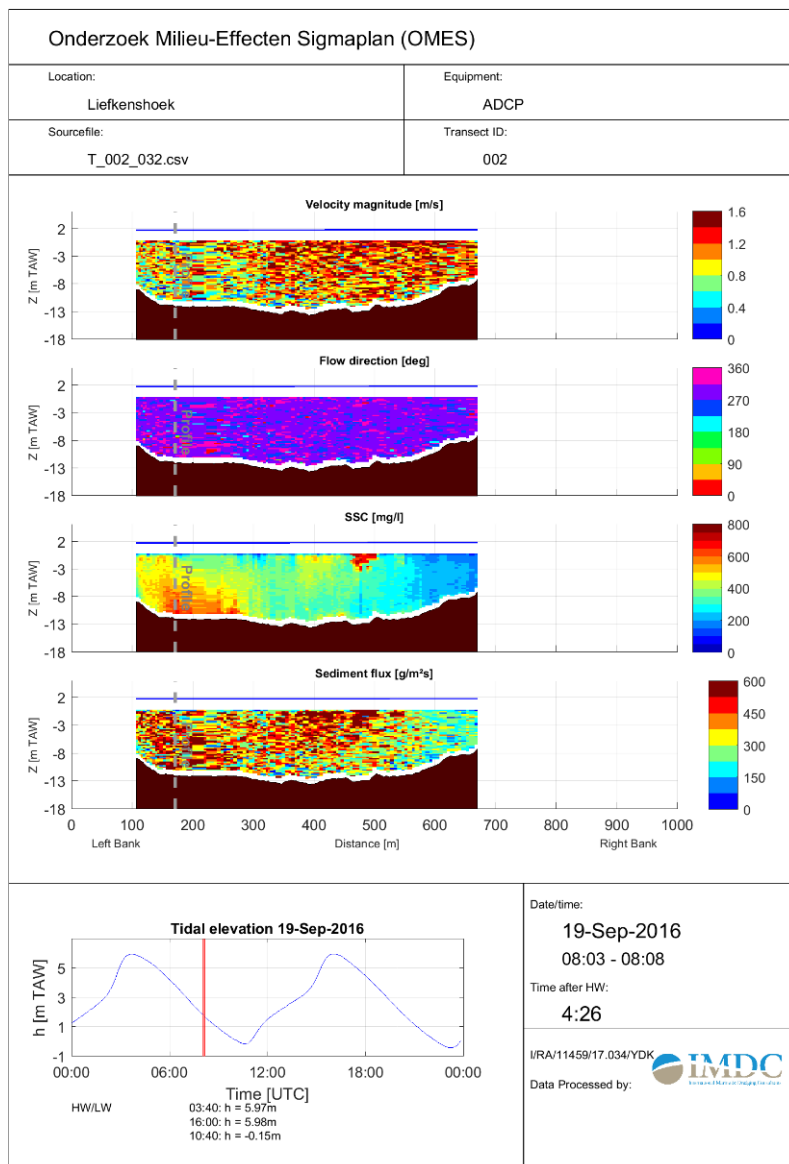
² Getijcoëfficiënt wordt berekend op basis van de verhouding tussen het waargenomen getijverschil van de meetdag en het gemiddeld getijverschil voor middeltij aan de desbetreffende getijposten zoals gerapporteerd in Vanlierde *et al.* (2016), De gemiddelde springtijcoëfficiënt voor getijpost Tielrode is 1.11. en voor gemiddeld doortij 0.85



Figuur 5-8: Evolutie van dieptegemiddelde stroomsnelheden, -richtingen en SPM conc. (SPMC) over middeltij gemeten aan Lippenbroek voor zone 'kil' en 'Schelde' sinds 2012.

5.3. Lokale variatie over de dwarssectie

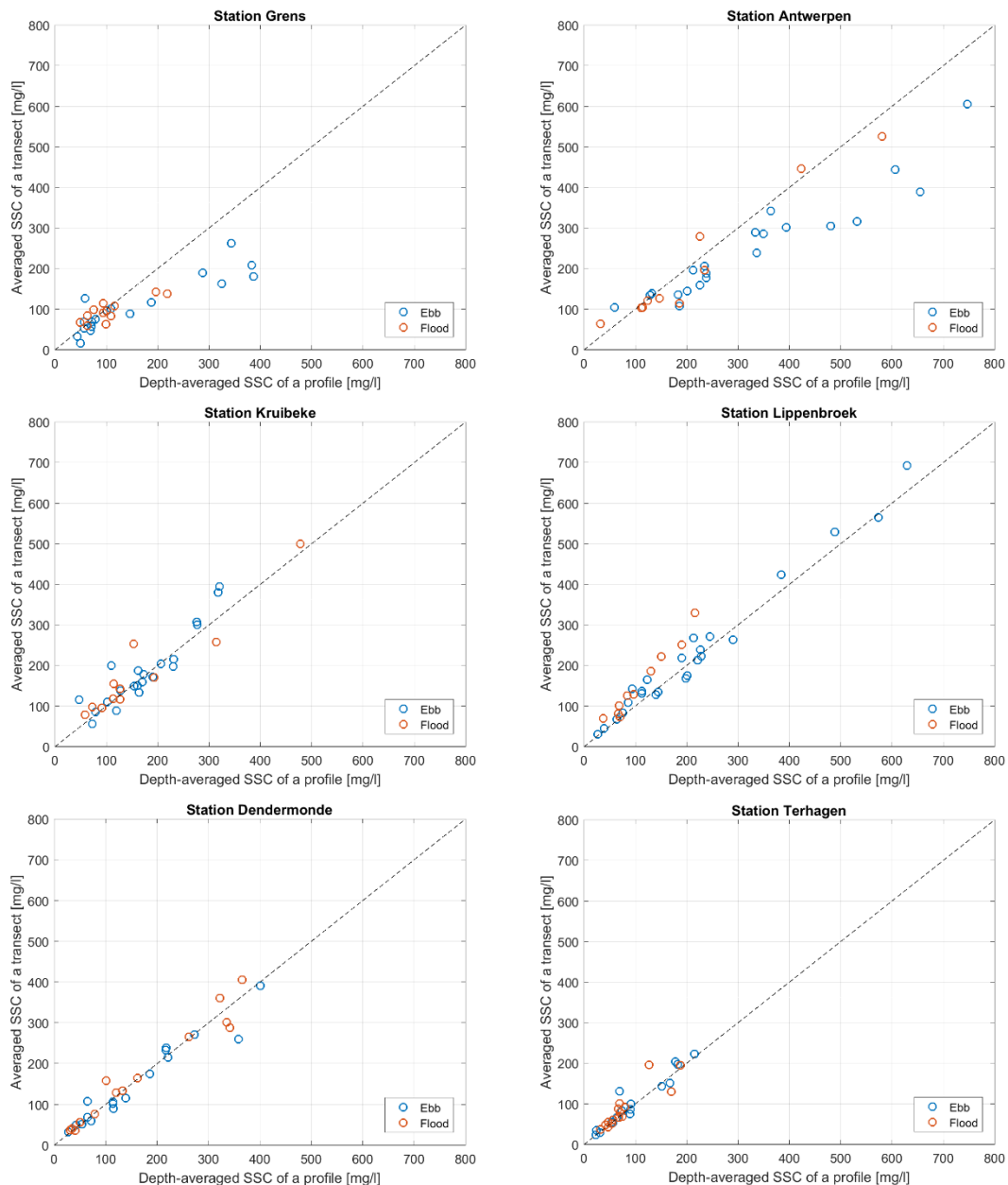
Zoals aangetoond tijdens stromingsmetingen aan Lippenbroek, variëren stroomsnelheden en zwevende stof over de dwarssectie. Om variaties aan de vaste meetpunten beter te begrijpen, worden er sinds 2015 aan 9 stations dwarsraaien gevaren, geïllustreerd in Figuur 5-9 voor station Liefkenshoek (in de bijlage worden alle gevaren dwarsraaien gevisualiseerd).



Figuur 5-9: Een illustratie van een gemeten dwarsraai aan het station Liefkenshoek op 19 september 2016.

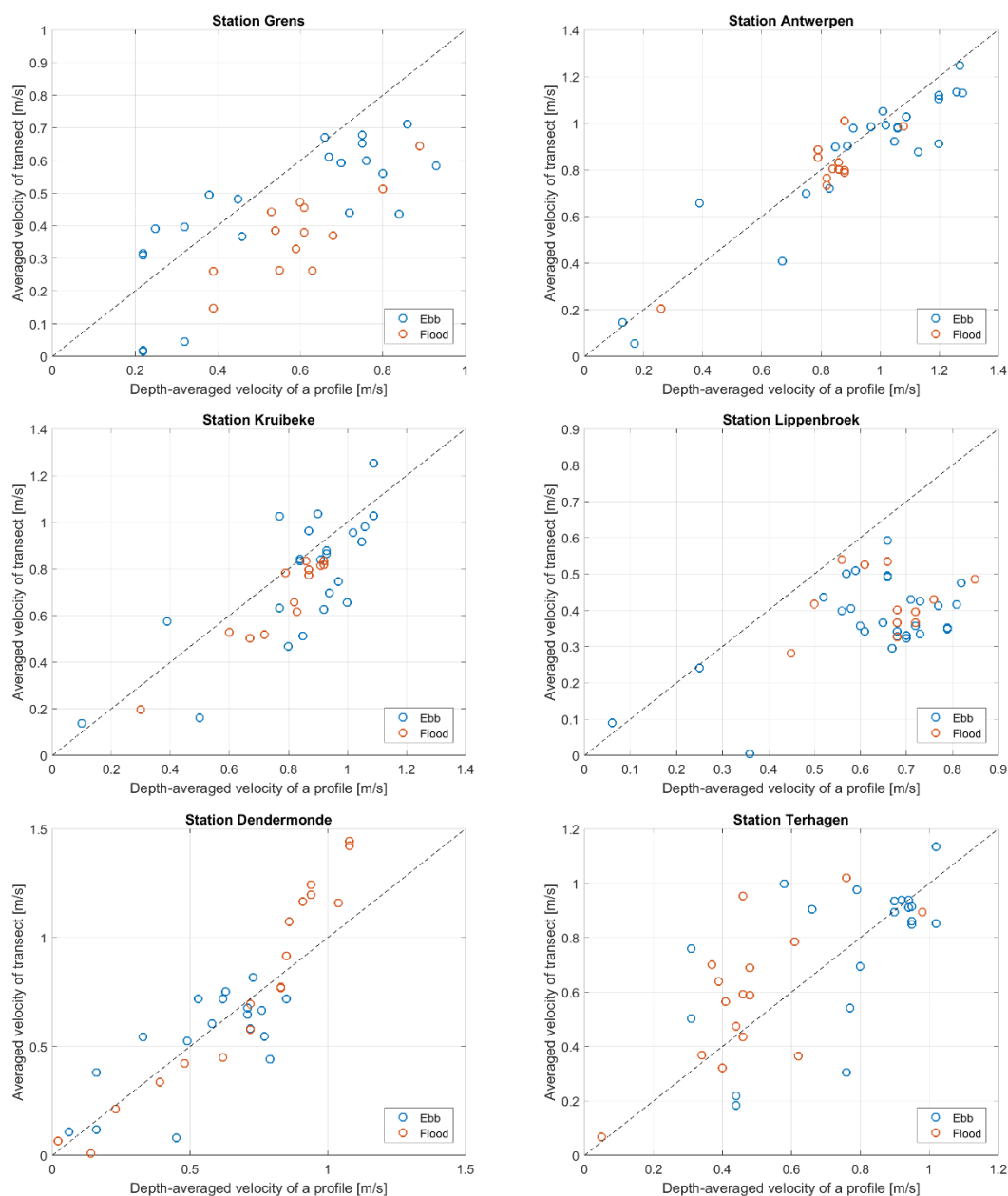
De dwarsraaimetingen afwaarts gelegen van Antwerpen, tonen aan dat de waargenomen concentraties aan het vast meetpunt hoger zijn dan de gemiddelde concentraties gemeten over een dwarsraai. In Figuur 5-10 wordt dit geïllustreerd voor meetdata vanaf meetjaar 2015. Aan deze locaties is het estuarium het breedst en zal leiden tot meer variatie in SPM concentratie gemeten over de dwarsraai. De variatie is een gevolg van bestaande interactie tussen hydrodynamica (eb- en vloedstromen), bathymetrie en riviermorphologie (bochten, zandbanken, e.d.). De meetlocaties die opwaarts van Antwerpen gelegen zijn, zijn de gemeten zwevende stofgehalten van de dezelfde grootteorde als gemeten over een dwarsraai (Figuur 5-10). Al dient opgemerkt te worden dat aan

station Lippenbroek de gemiddelde concentraties gemeten tijdens vloed en over een profiel ca. 25% lager zijn dan gemeten over een raai. Dit is een gevolg van de ligging van het vast meetpunt dat gelegen is in een buitenbocht (nabij linkeroever). Nabij de buitenbocht treedt er tijdens vloed voornamelijk erosie op waardoor de concentraties aan zwevende stof hoger zijn dan aan de binnenbocht. De waargenomen snelheden op het vast meetpunt zijn ook hoger dan de gemiddelde stroomsnelheid gemeten over een dwarsraai. Bij 3 andere meetstation (Grens, Kruikebe en Temse) worden er doorgaans hogere dieptegemiddelde stroomsnelheden waargenomen aan het vast meetpunt.



Figuur 5-10: Correlatie tussen zwevende stof langsheen een dwarsraai in functie van zwevende stof (SSC) gemeten langsheen een verticaal profiel voor 6 (van de 9) OMES meetstations vanaf meetjaar 2015.

De relatie tussen stroomsnelheden over een gemeten dwarsraai en het profiel aan het vaste meetpunt is minder duidelijk dan bij zwevende stof (Figuur 5-11). Aan 4 stations (Grens, Kruikebe, Temse en Lippenbroek) zijn de gemiddelden aan het vast punt hoger dan over een dwarsraai.



Figuur 5-11: Correlatie tussen stroomsnelheid langsheen een dwarsraai in functie van stroomsnelheid gemeten langsheen een verticaal profiel voor 6 (van de 9) OMES meetstations vanaf meetjaar 2015.

5.4. Verticale variatie

Niet alleen varieert de zwevende stofconcentratie over een dwarssectie maar ook over het verticaal profiel. Zo toont Figuur 5-12 de concentraties gemeten langs een verticaal profiel in Liefkenshoek (links) en Melle (rechts) als functie van de relatieve afstand boven de waterkolom. De profielen zijn weergegeven op basis van de ADCP-metingen (boven) en de dieptestalen (onder). In de grafiek worden alle metingen over de gehele duur van het meetprogramma (sinds 2002 voor de dieptestalen, sinds 2010 voor de ADCP-metingen) op deze meetlocaties onverwerkt weergegeven zonder uitmiddeling in

de tijd of ruimte; er is bijgevolg een grote spreiding op de meetwaarden. Toch is op de grafieken een verticale gradiënt zichtbaar in de SPM-waarden, die sterker is in Liefkenshoek dan in Melle. De ADCP geeft bij elke meting en op elke locatie een volledig concentratieprofiel van ca. 20 datapunten, terwijl er bij staalnames slechts 2-5 stalen worden genomen op 1 locatie; derhalve zijn er in de ADCP-figuren meer datapunten dan in de figuren op basis van de staalnames.

Het Rouse-Vanoni-profiel is één van de meest courant gebruikte theoretische verticale profielen voor de sedimentconcentratie (Fredse and Deigaard, 1992):

$$c(z) = c_a \left(\frac{h-z}{z} \frac{a}{h-a} \right)^N$$

Hierin is

c de zwevende stofconcentratie

h de waterdiepte

z de afstand boven de waterbodem (positief opwaarts)

a een referentie-afstand boven de bodem (hier genomen als $a = 0.01 h$)

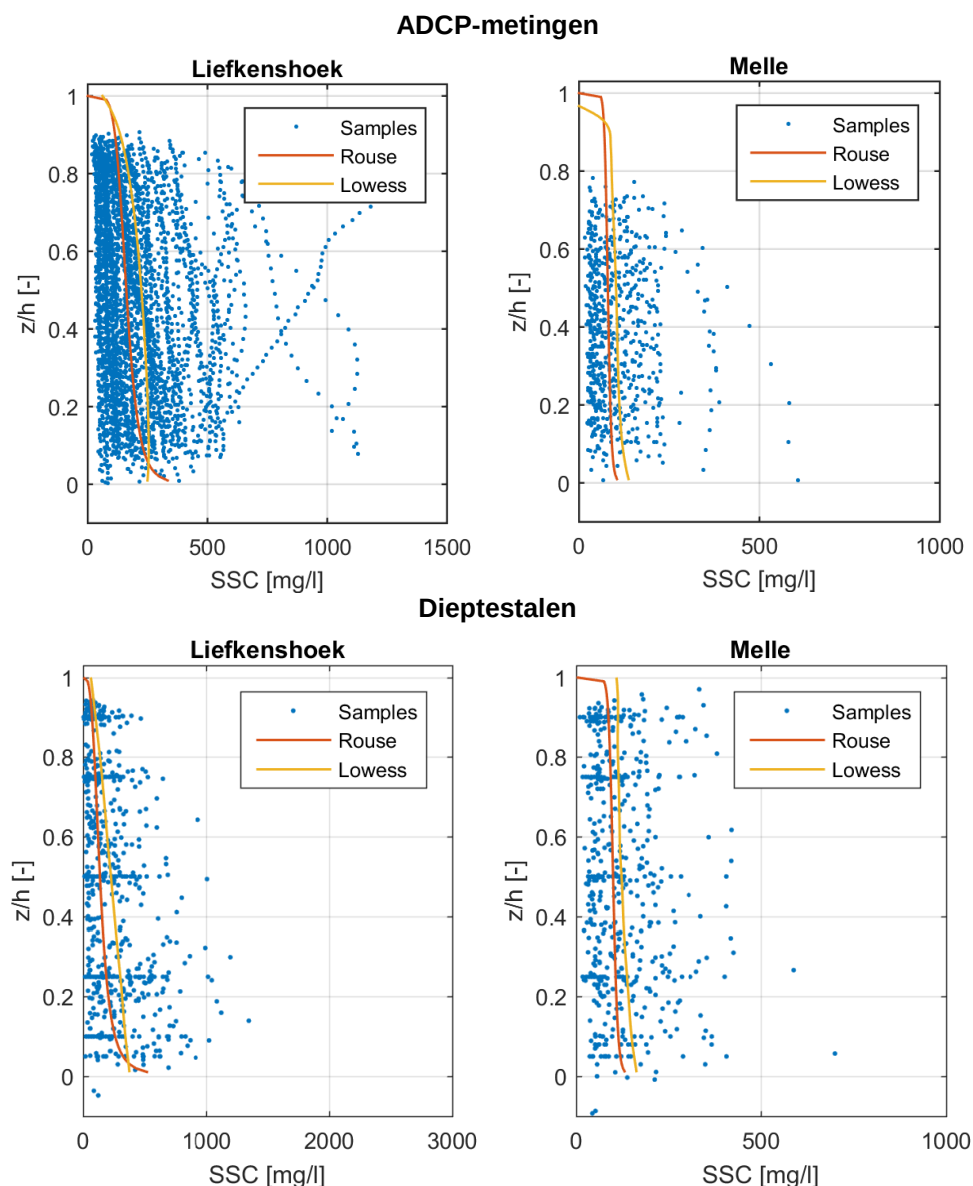
c_a de referentieconcentratie op afstand $z = a$ boven de bodem.

N is het Rouse-getal: $N = \frac{w_s}{\kappa u_*}$, met w_s de valsnelheid van het sediment, κ de von Karman-constante en u_* de schuifsneldheid (friction velocity).

Het Rouse-Vanoniprofiel is afgeleid voor uniforme, stationaire stromingscondities met een parabolisch viscositeitsprofiel, aannames die niet volledig geldig zijn voor de Zeeschelde. Toch geeft de formule een vrij goede fit met de data (Rouse-profiel in Figuur 5-12 valt bijna samen met de LOWESS-fit, een niet-parametrische regressie). Aangezien de aannames niet volledig geldig zijn moet het Rouse-getal N hier niet letterlijk worden gezien als $\frac{w_s}{\kappa u_*}$, maar het kan nog steeds worden gebruikt om iets te zeggen over de vorm van het concentratieprofiel:

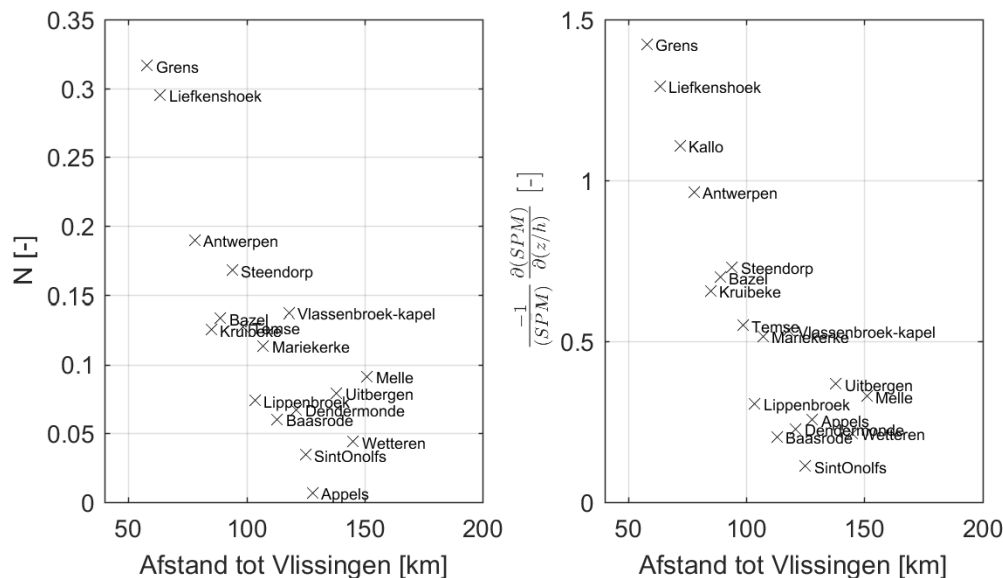
- $N \gg 1$ wanneer hoofdzakelijk bodemtransport plaatsvindt (weinig suspensief transport)
- $N = O(1)$ duidt op suspensief transport met een duidelijke verticale gradiënt in het concentratieprofiel
- $N \ll 1$ duidt op suspensief transport waarbij het sediment quasi perfect is gemengd in de waterkolom.

Voor elke meetlocatie werd het Rouse-profiel gefit op de SPM-metingen. Figuur 5-13 (links) geeft het Rouse-getal N weer voor de verschillende meetlocaties in functie van de afstand tot de monding, op basis van de staalnames. Er is een duidelijke trend zichtbaar waarbij het Rouse-getal afneemt naarmate men verder opwaarts gaat. In het opwaartse deel van de Zeeschelde is $N \ll 1$ (sediment bijna uniform verdeeld over de waterkolom), in het afwaartse deel van de Zeeschelde is $N \sim 0.1$ à 0.2 : er is een verticale gradiënt in het concentratieprofiel maar deze is niet extreem sterk.



Figuur 5-12: Verticale verdeling van de SPM voor Liefkenshoek (links) en Melle (rechts). Profielen zijn weergegeven op basis van de dieptestalen (boven) en ADCP-metingen (onder).

Een andere manier om het verticale concentratieprofiel te beschrijven is de gemiddelde concentratiegradiënt $\frac{-d(SPM)}{dz}$. Deze parameter wordt bepaald door een rechte lijn te fitten door alle meetwaarden op een bepaald station en een bepaald jaar; de helling van de lijn is dan $\frac{-d(SPM)}{dz}$. De concentratiegradiënt is meestal negatief (SPM stijgt naarmate men lager in de waterkolom meet). Figuur 5-13 (rechts) geeft de gemiddelde concentratiegradiënt weer, genormaliseerd door de gemiddelde concentratie, in functie van de afstand tot de monding. De concentratiegradiënt is bijna 0 in het opwaartse deel (sediment bijna uniform verdeeld over de waterkolom) en is sterker positief in het afwaartse deel.



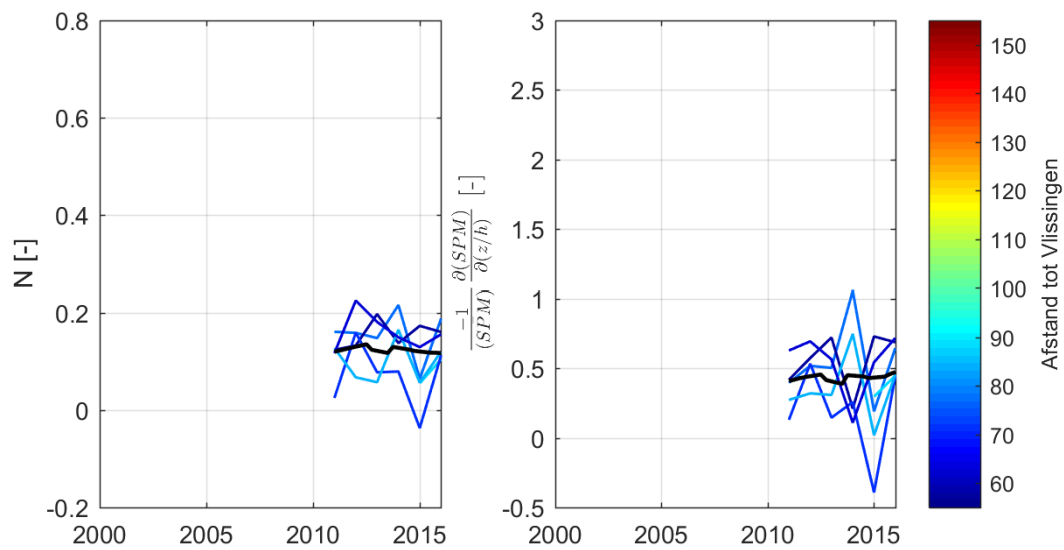
Figuur 5-13: Rouse-getal (links) en gemiddelde verticale concentratiegradiënt(rechts) in functie van de afstand tot de monding.

Het Rouse-getal en de gemiddelde verticale concentratiegradiënt zijn ook weergegeven in functie van de tijd in Figuur 5-14 (Beneden-Zeeschelde) en Figuur 5-15 (Boven-Zeeschelde). Telkens wordt bovenaan de evolutie op basis van de ADCP-metingen weergegeven, en onderaan de evolutie op basis van de dieptestalen. De zwarte lijn geeft een lopend gemiddelde weer door alle stations op basis van de ADCP-stalen en de magenta lijn voor de dieptestalen.

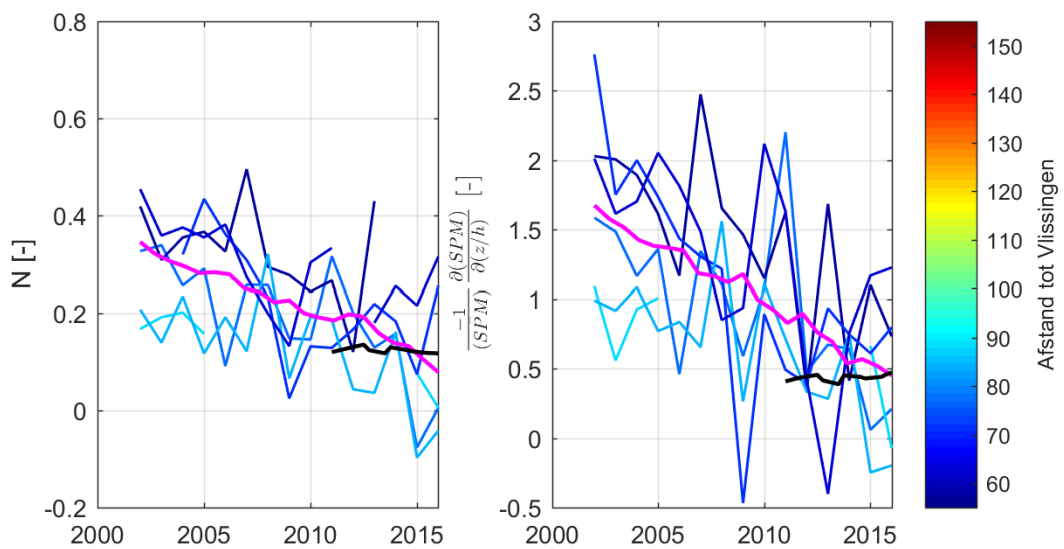
In de Beneden-Zeeschelde (Figuur 5-14) vertoont de verticale concentratiegradiënt in de ADCP-metingen (grafiek bovenaan rechts) weinig evolutie doorheen de tijd, maar de ADCP-metingen beslaan enkel de periode vanaf 2011. In de dieptestalen (grafiek onderaan rechts) neemt het Rouse-getal en verticale concentratiegradiënt af doorheen de tijd; het sediment in suspensie wordt dus meer uniform verdeeld over de waterkolom over de jaren heen. Dit komt vooral doordat de SPM is toegenomen in de bovenste helft van de waterkolom. Tijdens de periode waarin er voor beide datasets metingen zijn uitgevoerd komen de waarden uit de beide datasets goed overeen. De trend in de verticale menging wordt waarschijnlijk niet waargenomen in de ADCP-metingen omdat de tijdreeks te kort is.

In de Boven-Zeeschelde (Figuur 5-15) neemt het Rouse-getal en de verticale concentratiegradiënt licht af, met een sterkere daling in 2010-2011. Deze trend is zowel in de ADCP als in de dieptestalen waarneembaar. Enkel in het jaar 2014 worden in de dieptestalen (onderste rij in Figuur 5-15) sterk afwijkende waarden waargenomen, waarbij de concentratiegradiënt zelfs negatief wordt (SPM is hoger boven in de waterkolom dan onder in de waterkolom), en dit vooral in de meer opwaarts gelegen meetlocaties. Waarschijnlijk wordt dit veroorzaakt door een relatief klein aantal genomen dieptestalen die genomen zijn tijdens dit jaar. In de ADCP-metingen (bovenste rij in Figuur 5-15) worden in 2014 geen afwijkende waarden waargenomen. Er kan worden besloten dat er lichte evolutie in de verticale menging van sedimentconcentratie wordt waargenomen in de Boven-Zeeschelde.

ADCP-metingen

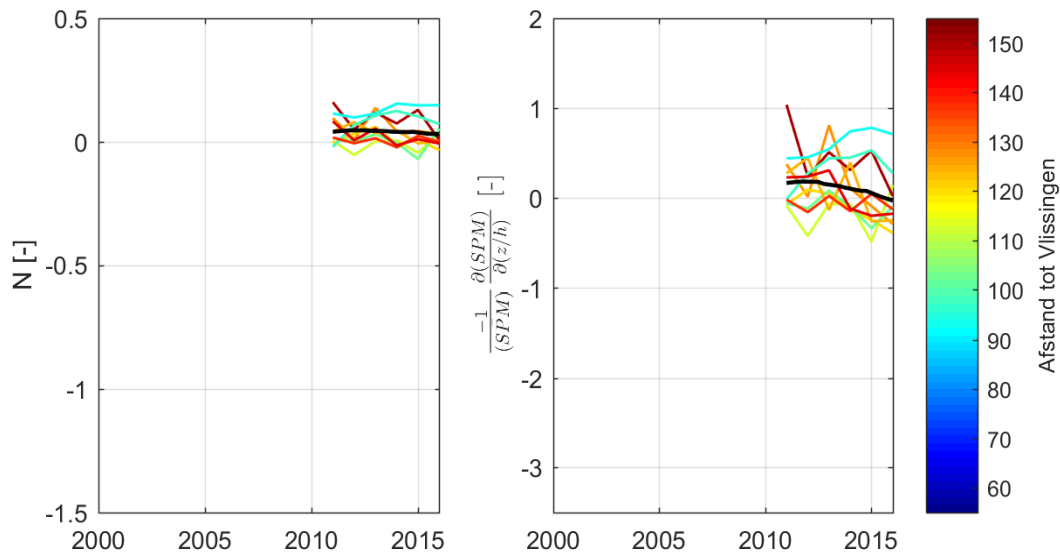


Dieptestalen

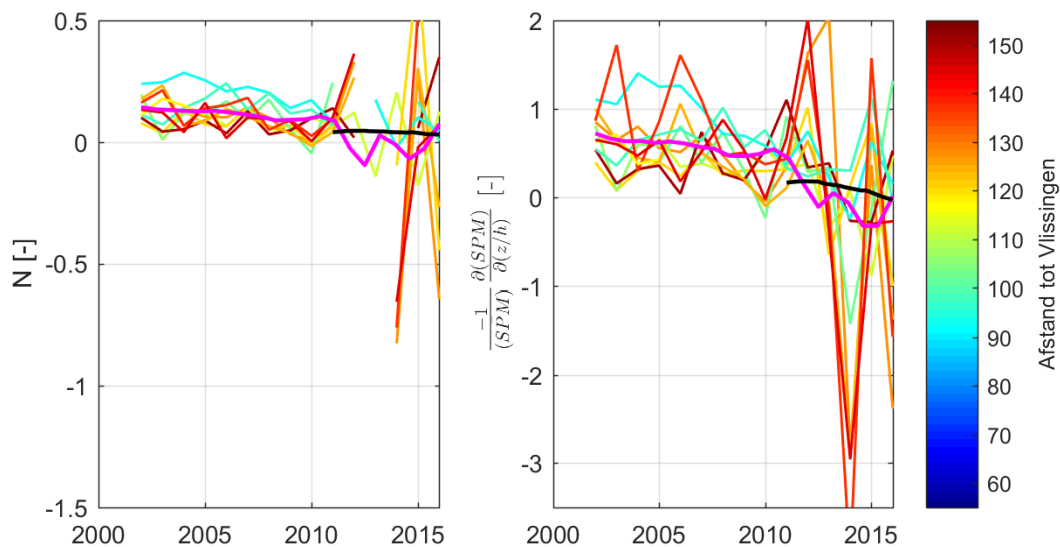


Figuur 5-14: Rouse-getal (links) en gemiddelde verticale concentratiegradiënt (rechts) in functie van de tijd voor de Beneden-Zeeschelde. Elke blauwe lijn stelt een meetstation weer, waarbij de kleurschakering de afstand tot Vlissingen weergeeft. De zwarte lijn is het lopend gemiddelde (LOWESS) door alle stations op basis van de ADCP-metingen en de magenta lijn op basis van de staalnames.

ADCP-metingen



Dieptestalen



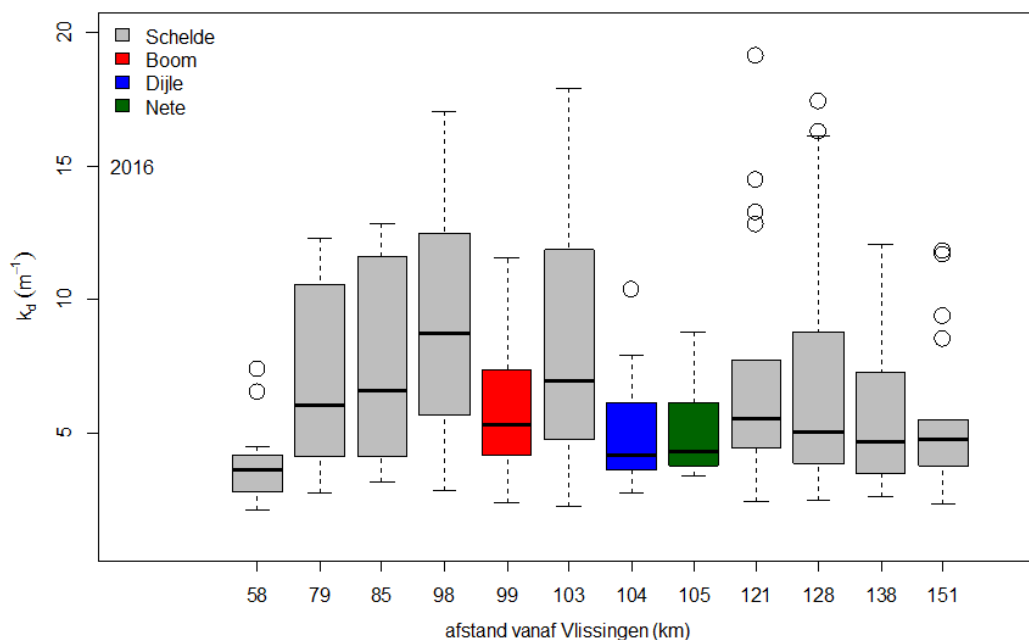
Figuur 5-15: Rouse-getal (links) en gemiddelde verticale concentratiegradiënt (rechts) in functie van de tijd voor de Boven-Zeeschelde. Elke lijn stelt een meetstation weer, waarbij de kleurschakering de afstand tot Vlissingen weergeeft. De zwarte lijn is het lopend gemiddelde (LOWESS) door alle stations op basis van de ADCP-metingen en de magenta lijn op basis van de staalnames.

5.5. Lichtextinctiecoëfficiënt k_d en de ratio eufotische zone (Z_{eu}) / mengdiepte (Z_m)

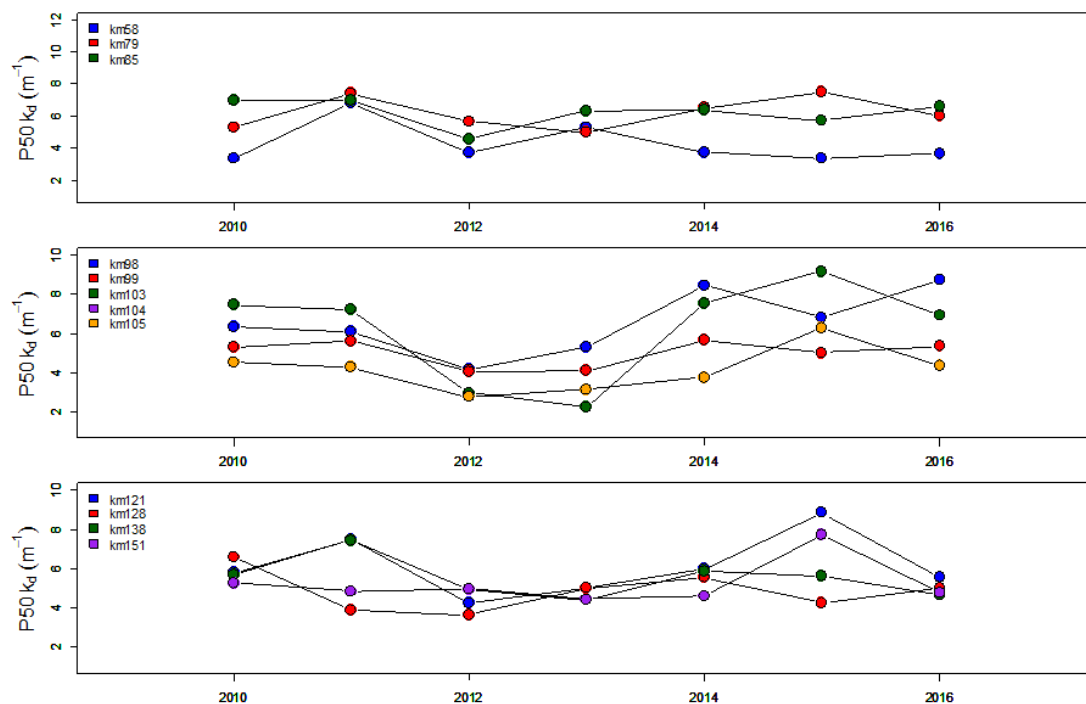
De lichtextinctiecoëfficiënt k_d vertoont typisch een sterke stijging vanaf de grens (km58) naar Antwerpen (km79) en bereikt bij Temse de maximale waarden, om vervolgens weer af te nemen. De mediane waarden voor Boom, Dijle, Nete en het gebied stroomopwaarts van Dendermonde vertonen vergelijkbare waarden in 2016 (Figuur 5-16). De grote spreiding in de data is ongetwijfeld het gevolg van het feit dat k_d sterk fluctueert met het getij, en dat niet in dezelfde fase van het getij is gemeten.

De mediane k_d waarden vertonen een typisch verloop met een maximum in de Zeeschelde rond km 98. (Figuur 5-17). In deze analyse wordt enkel de periode 2010-2016 beschouwd, voordien is de dataset minder consistent wat vergelijking tussen jaren moeilijker maakt.

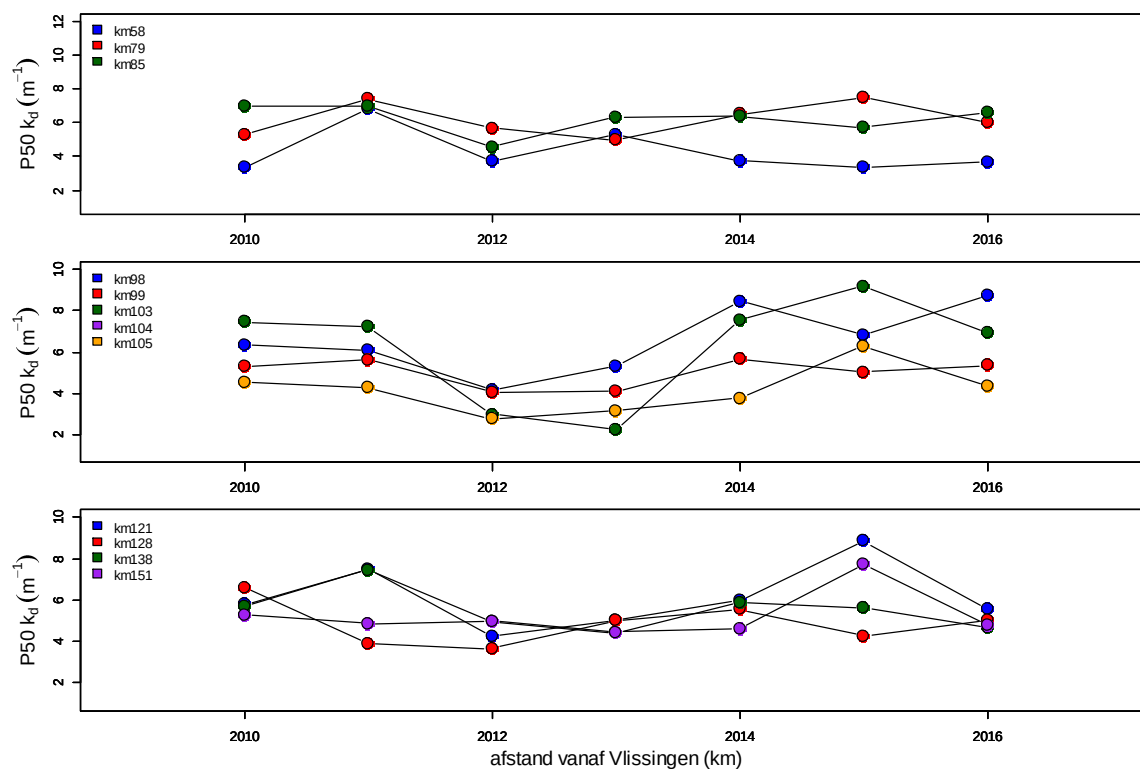
Er lijkt geen trend te zitten in de P50-waarden van de k_d in het gebied tussen Grens en Temse. Nochtans wordt in deze zone wel een afname van chl a waar genomen (zie 6. Plankton). Ook de P90-waarden voor k_d laten geen toename zien tussen de grens en Temse, eerder een mogelijke afname (Figuur 5-18).



Figuur 5-16 Boxplot met k_d waarden voor 2016

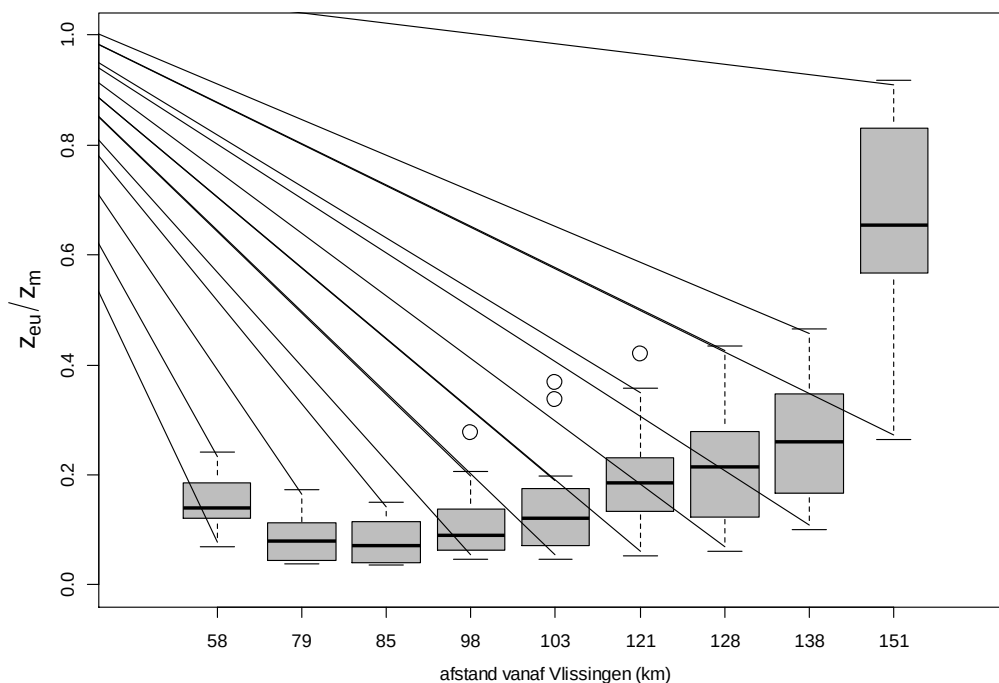


Figuur 5-17 Mediane k_d -waarden voor de verschillende stations. Km 99, 104 en 105 zijn de stations op Rupel (Boom), Dijle (Dijle estuarien) en Nete (Beneden Nete) respectievelijk. De andere stations bevinden zich allen in de Zeeschelde.



Figuur 5-18 P90 k_d -waarden voor de verschillende stations. Km 99, 104 en 105 zijn de stations op Rupel (Boom), Dijle (Dijle estuarien) en Nete (Beneden Nete) respectievelijk. De andere stations bevinden zich allen in de Zeeschelde.

De eufotische zone, ook wel fotische zone genoemd is hier gedefinieerd als de zone van het oppervlak tot die diepte waar 1% van het invallende licht doordringt. Voor de mengdiepte is de gemiddelde diepte van het bassin genomen. Omdat die laatste voor de zijrivieren niet bekend is laat Figuur 5-19 alleen de variatie in z_{eu}/z_m zien voor de stations in de Zeeschelde.

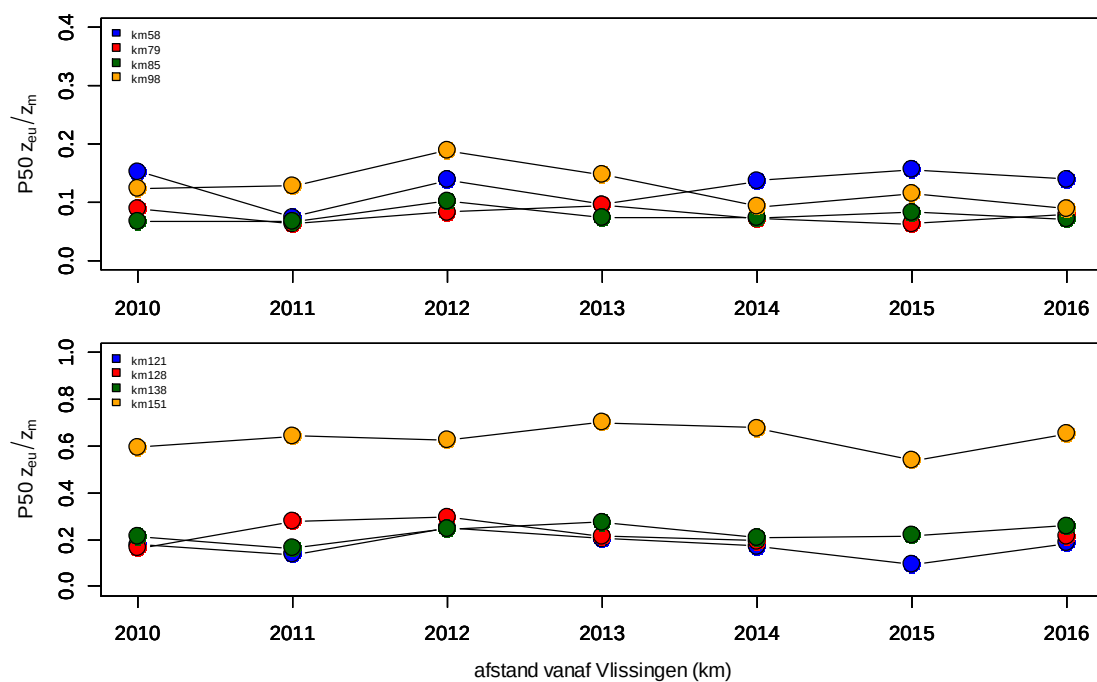


Figuur 5-19 Variaties in z_{eu}/z_m voor de verschillende stations in de Zeeschelde voor het jaar 2016.

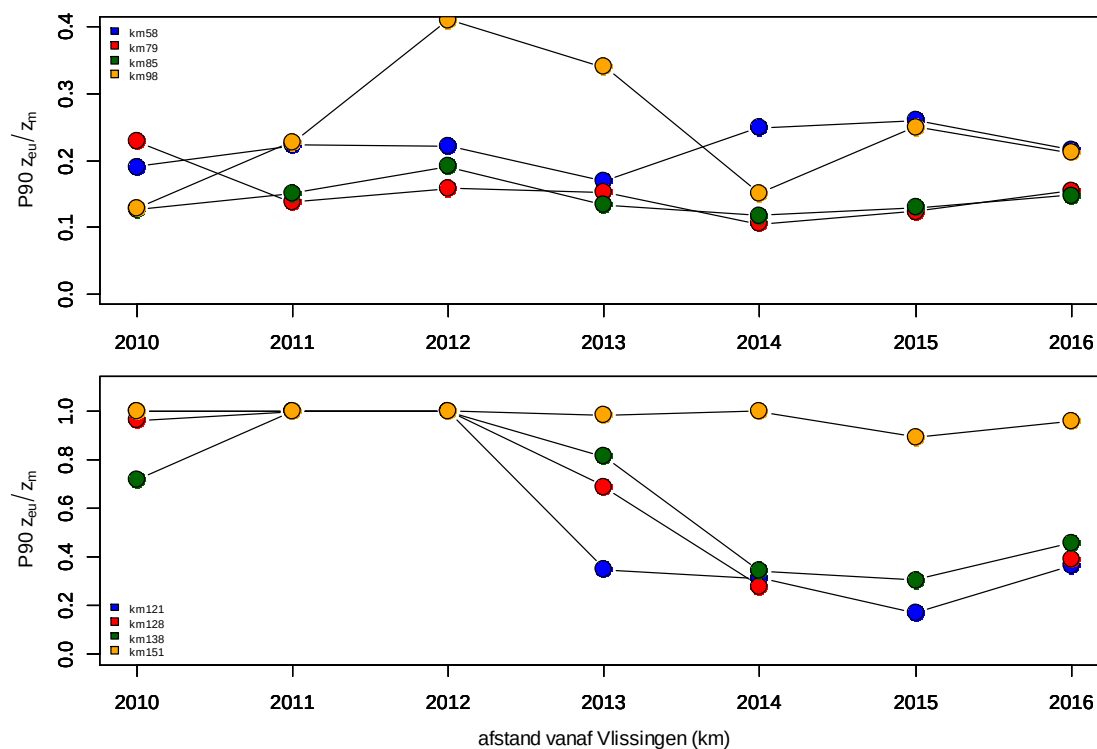
Het is duidelijk dat het lichtklimaat zeer ongunstig is voor het fytoplankton. Tussen Antwerpen en Temse is de mediane z_{eu}/z_m rond de 0.1. Alpine and Cloern (1988) vonden dat de kritische z_{eu}/z_m ratio 0.16 bedraagt; dit wil zeggen dat met lagere ratio's er geen netto primaire productie mogelijk is. De waarde van 0.16 komt in de buurt van de 0.2 die meestal als richtlijn voor de kritische z_{eu}/z_m ratio wordt gebruikt. Kromkamp and Peene (1995) beargumenteren dat het beter is om de fotische diepte te definiëren als die diepte tot waar 0.1% van het licht door dringt, en niet de standaard 1% diepte. Immers, anders is geen netto primaire productie in de gehele Westerschelde mogelijk, terwijl dit wel werd gevonden. Uitzondering is een gebied rond de grens tussen Nederland en België, waar geen groei mogelijk was omdat de verliezen door respiratie groter waren dan de C-fixatie door fotosynthese (Kromkamp and Peene 1995b; Soetaert et al. 1994).

In Figuur 5-20 zijn per station de P50-waarden voor z_{eu}/z_m geplot als functie van het jaar. Algemeen geldt dat er weinig jaarlijkse variatie in z_{eu}/z_m wordt waargenomen alhoewel voor Temse de P50 waarden de laatste 3 jaar lager lijken te zijn dan die eerdere jaren. Ook de relatief hoge mediane waarden voor z_{eu}/z_m in Melle zijn duidelijk zichtbaar, wat aantoont dat de grote verschillen in 2016 tussen enerzijds Appels en Melle anderzijds geen uitzondering was.

De P90 percentielen voor z_{eu}/z_m laten veel waarden zien gelijk aan 1. In die gevallen was $z_{eu}/z_m > 1$, en dat kan natuurlijk niet (licht kan niet dieper doordringen dan de bodem). Vooral voor Melle is dit bijna altijd het geval, met uitzondering van 2015, in dat jaar was de P50 voor z_{eu}/z_m 0.89. Duidelijk is dat de P90 waarden een veel grotere variatie vertonen dan de mediane waarden. Verder is opvallend dat vanaf 2014 de P90 waarden voor z_{eu}/z_m sterk zijn afgenomen tussen vanaf Dendermonde (km121) tot Uitbergen (km138).



Figuur 5-20 Mediane waarden voor z_{eu}/z_m voor de stations in de Zeeschelde.



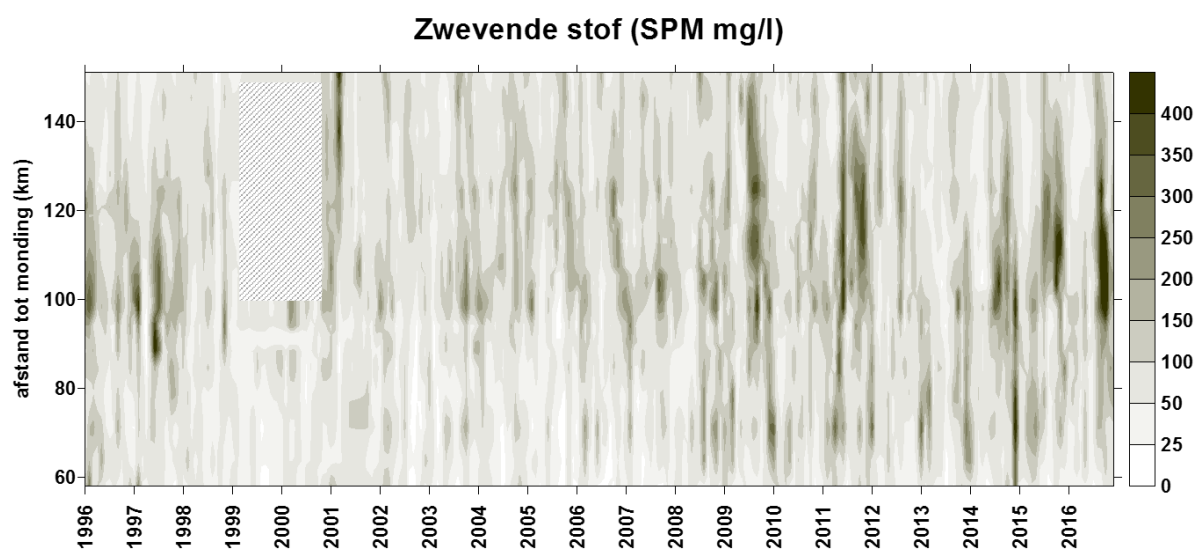
Figuur 5-21 P90 percentielen voor z_{eu}/z_m . waarde van $z_{eu}/z_m > 1$ zijn gemaximeerd op 1 om te voorkomen dat de fotische diepte groter werd dan de mengdiepte. Dit betekent dus dat er licht op vele plekken op de bodem viel

5.6. Lange termijn waarnemingen in zwevende stof

5.6.1. Zwevende stof nabij het oppervlak

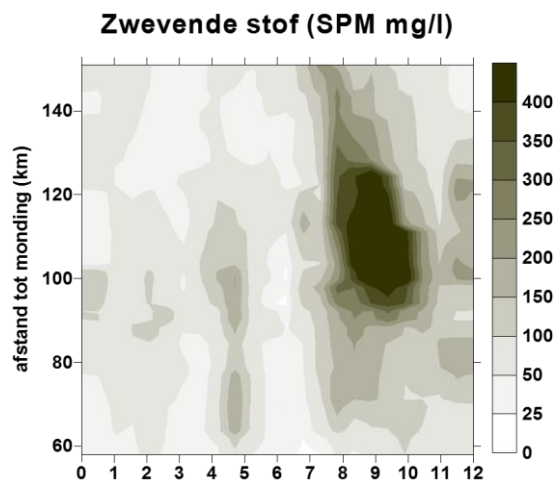
Zwevende stof nabij het oppervlak wordt sinds de start van de OMES campagnes opgevolgd, door het nemen van schepstalen. De staalname en analyse werd in de loop der jaren door verschillende instanties uitgevoerd. Staalname gebeurde steeds op dezelfde, consistente wijze, maar de analysemethode toonde verschillen (voor details, zie OMES rapportage 2015).

Recent werden een aantal jaren met zeer hoge zwevende stof (SPM) concentraties waargenomen in de Boven-Zeeschelde: 2009, 2011, 2015, 2016 (Figuur 5-22). Het betreft zwevende stof nabij het oppervlak, via schepstalen bemonsterd. Deze monitoring suggereert dat SPM de laatste jaren sterk toeneemt. Echter, deze jaren zijn ook jaren waarin telkens perioden met zeer lage debieten voorkomen. Bij lage debieten kan zwevende stof blijkbaar opgepompt of vastgehouden worden in de zoete zone van de Zeeschelde, met een duidelijk maximum in de zone tussen kilometer 100 en 130. Daarom wordt in dit hoofdstuk, naast de indeling in zones volgens EMSE (zie Figuur 2-4) ook de zone km100-130 gebruikt.



Figuur 5-22 Surface plot voor zwevende stof (SPM)

Figuur 5-23 geeft in groter detail 2016 weer. Hier valt de zeer natte maand juni op met zeer lage SPM waarden. Het droge najaar vertaalt zich in extreem hoge SPM waarden tussen kilometer 100 en 130. Afvoerdebit speelt hier duidelijk een rol: deze wordt verder uitgediept in 5.7.2.



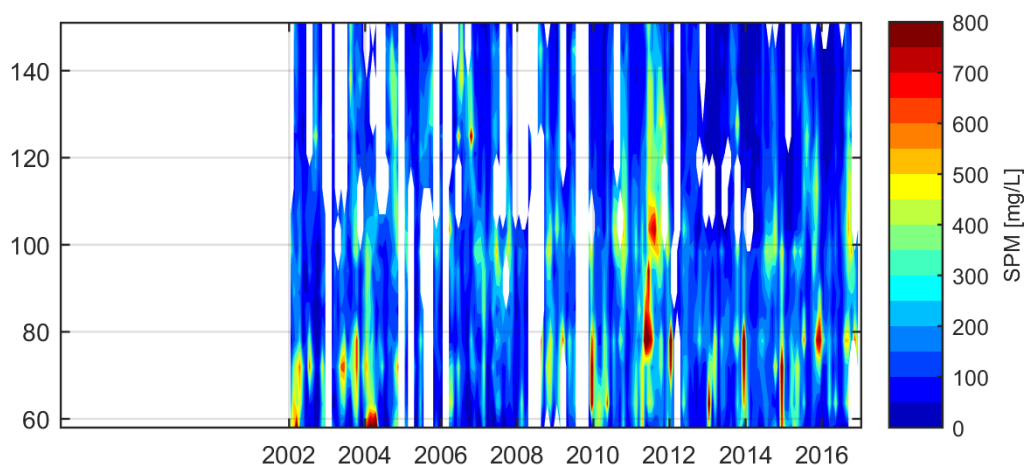
Figuur 5-23 Surface plot voor zwevende stof (SPM) voor het jaar 2016, met de maanden op de x-as.

5.6.2. Dieptestalen en ADCP-data

Sinds 2001 worden er naast oppervlaktestalen de metingen aangevuld met dieptestalen. In de bijlage worden de jaarresultaten van de waargenomen zwevende stof, stroomsnelheid en sedimentflux langsheen de 21 meetstations op de Schelde en de Rupel (Dijle en Beneden-Nete) gepresenteerd.

Figuur 5-24 wordt de huidige meetreeks samen met de voorgaande datasets afgebeeld voor zwevende stof: deze vertoont een grillig verloop. Dit kan deels verklaard worden door het tijonafhankelijk bemonsteren. Om een duidelijke lange termijntrend te observeren, wordt de data uitgemiddeld tot jaargemiddelde (zie sectie 2.5.5) om de invloed van het getij op de concentraties (en grilligheid) te verminderen. Een overzicht van de evolutie van de jaargemiddelden wordt weergegeven in Figuur 5-25 over tijd en in Figuur 5-26 over het estuarium (afstand t.o.v. de monding). Naast het jaargemiddelde wordt in beide figuren de zomer- en wintergemiddelde afgebeeld.

Vanaf 2011 worden de dieptestalen gebruikt om het akoestisch achtergrondsignaal van de ADCP om te rekenen naar SPM concentraties waardoor beide datasets een vergelijkbaar resultaat geven in evolutie. In absolute waarde, kan er een klein verschil optreden aangezien voor de ADCP een heel profiel wordt aanschouwd. Gezien de ADCP-data een gelijkaardige evolutie weergeeft maar een kortere meetreeks bevat, wordt enkel hier de resultaten voor de dieptestalen afgebeeld.



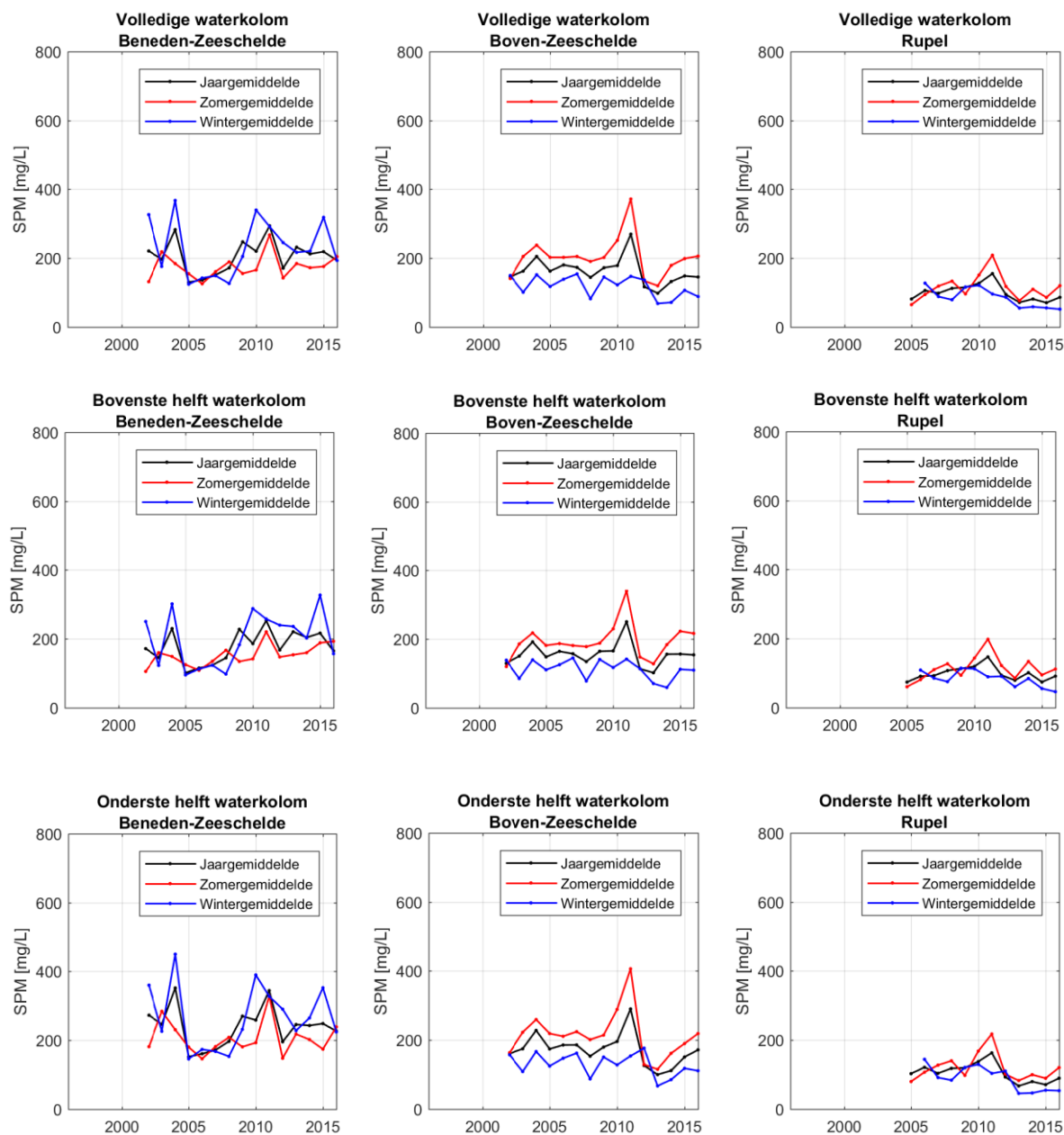
Figuur 5-24 Surface plot voor zwevende stof (SPM) voor de dieptestalen.

In de Beneden-Zeeschelde (meetlocatie Kruibeke tot Grens of km 58-85) schommelen de jaargemiddelde concentraties tussen 100 en 300 mg/l (Figuur 5-25). De hoogste jaargemiddelde concentraties worden ook waargenomen in 2004 en 2011. In de periode 2005 – 2008 zijn de waargenomen concentraties het laagst. Na 2011 zijn de concentraties gedaald tot in 2013 en zijn nadien terug toegenomen maar lager dan in 2011. Vanaf 2014 zijn de jaargemiddelde concentraties rond de 200 mg/l. De zomergemiddelde SPM is doorgaans lager dan het jaar- en wintergemiddelde en schommelt tussen de 100 en 200 mg/l. In het zomergemiddelde nemen we vanaf 2012 wel een toename van SPM waar, terwijl de jaar- en wintergemiddelden eerder constant blijven of eerder afnemen. De jaargemiddelde concentraties zijn het hoogst in gebied van Liefkenshoek tot Antwerpen (km 60 -80). In deze zone nemen we in de jaren na 2009 een duidelijke toename aan SPM waar in de bovenste helft en dat vooral tijdens de wintermaanden (Figuur 5-26). Hierdoor zal de uniformiteit van SPM over de waterkolom toenemen (zie §5.4). Zoals aangegeven in het vorig OMES-rapport (Maris and Meire, 2016) wordt het meetjaar 2009 potentieel als een kanteljaar beschouwd.

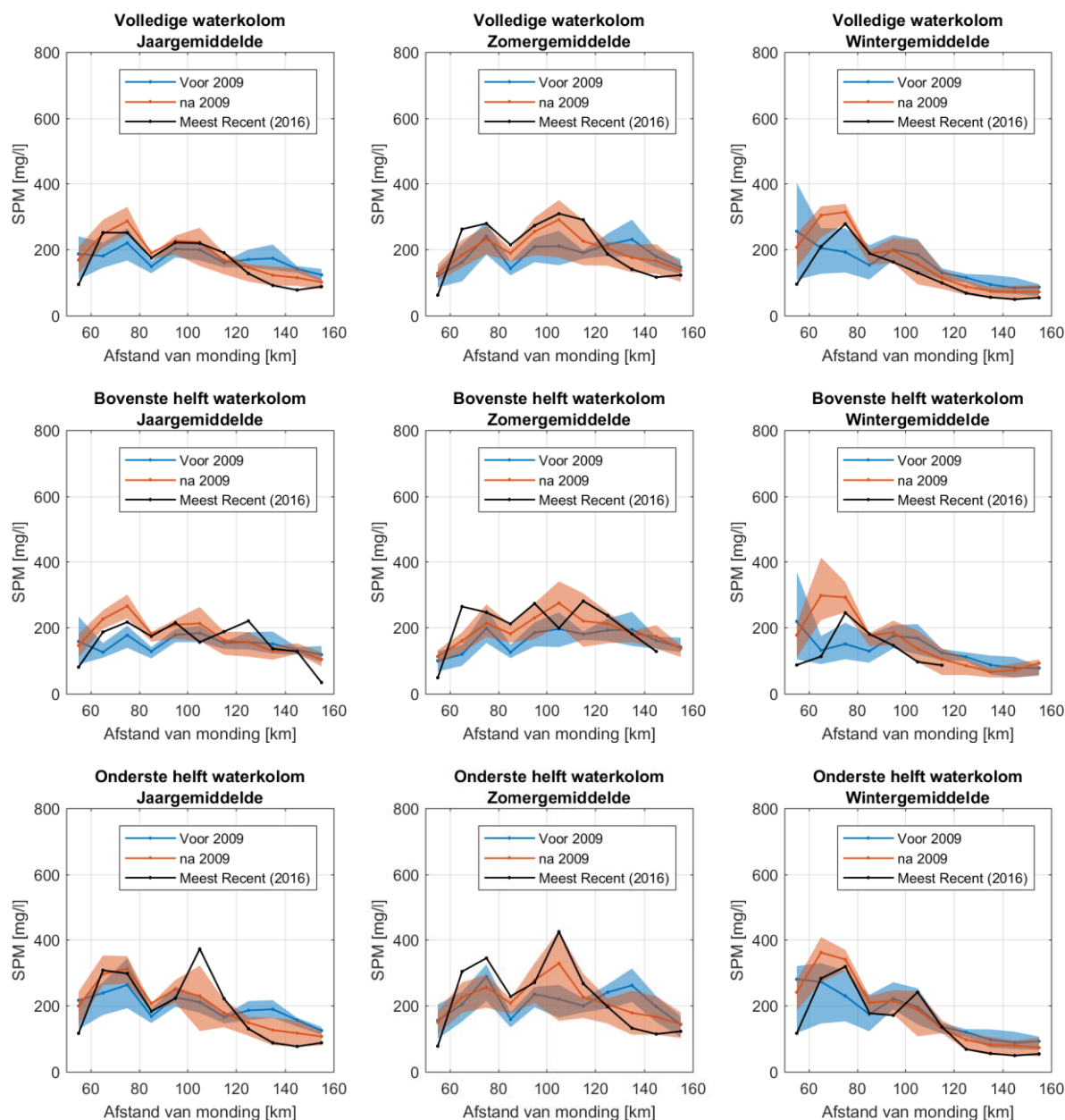
In de Boven-Zeeschelde (km 85-160) varieert de jaargemiddelde concentratie tussen 60 en de 300 mg/l (Figuur 5-25). De jaargemiddelde concentraties zijn in 2004 en 2011 het hoogst en nemen daarna telkens af. In periode 2012-2014 zijn de concentraties zelfs de helft lager dan in 2011. Vanaf 2014 zijn de concentraties terug hoger maar lager dan in 2011. In tegenstelling tot Beneden-Zeeschelde is het zomergemiddelde hoger dan het jaar- en wintergemiddelde. De hoogste concentraties worden waargenomen in de omgeving van meetlocatie Steendorp (km 94) en Baasrode (km 113) waar het jaargemiddelde van 2016 rond 200 mg/l varieert (Figuur 5-26). Meer stroomopwaarts dalen de jaargemiddelde SPM geleidelijk tot 100 mg/l.

Het SPM maximum in de Zeeschelde evolueert de laatste jaren en dat voornamelijk na 2009. De SPM-waarden nemen toe en het SPM maximum schuift meer in opwaartse richting op in de zomerperiode. De verschuiving wordt voornamelijk waargenomen in de dataset van de oppervlaktestalen die teruggaat tot 1996. In dit meetjaar 2016 wordt deze niet waargenomen maar is er wel een sterke toename in SPM in zone tussen Steendorp en Baasrode. De toename wordt voornamelijk waargenomen voor de SPM waarden in onderste helft van de waterkolom. In de wintermaanden bevindt het SPM maximum zich meer in de Beneden-Zeeschelde tussen Liefkenshoek en Antwerpen. Voor 2009 lag het waargenomen SPM maximum duidelijk in de zoete zone met lange verblijftijd, zowel in de winter als in de zomer.

De jaargemiddelde concentraties op de Rupel variëren tussen +/- 50 en 150 mg/l en namen toe tot in het jaar 2011 (Figuur 5-25). Na 2011 nemen de concentraties af. De jaargemiddelde concentraties op de Dijle en Beneden-Nete zijn van gelijkaardige grootteorde. De concentraties op de Zeeschelde nemen niet zichtbaar toe na de samenvloeiing van de Rupel (tussen meetlocaties Steendorp en Kruibeke) en de samenvloeiing heeft zichtbaar weinig effect op de zwevende stofgehalten op de Zeeschelde. De jaargemiddelde concentraties in 2016 in dit gebied zijn tussen 60 en 100 mg/l, wat gelijkaardig is aan de 3 voorgaande jaren. Net zoals in de Boven-Zeeschelde zijn de gemiddelde SPM-waarden in zomermaanden hoger dan in de wintermaanden.



Figuur 5-25: De jaar- en seizoensgemiddelde zwevende stofconcentraties voor dieptestalen uit de volledige, bovenste helft en onderste helft van de waterkolom voor Beneden-Zeeschelde (links), Boven-Zeeschelde (midden) en Rupel (rechts).



Figuur 5-26: Jaar- (links), zomer- (midden) en wintergemiddelden (rechts) met aanduiding van 25^{ste} en 75^{ste} percentielen (gekleurde band), opgesplitst voor de hele waterkolom (top), bovenste (midden) en onderste helft (onder) van de waterkolom.

5.6.3. Troebelheid

Sinds meetjaar 2015 wordt de troebelheid waargenomen met behulp van optische backscatter-metingen (als deel van een multiparametertoestel). De meetresultaten van dit meetjaar worden gepresenteerd in bijlage. Gezien de korte meetperiode wordt deze niet besproken.

5.7. Evoluties in zwevende stof

5.7.1. Inleiding

De dynamiek van gesuspendeerd materiaal (SPM) in de Zeeschelde staat al een tijd in de belangstelling. De historische en recente ingrepen in het estuarium (inpolderingen, verdiepingen, aanleg getijdendok, dijken, sluizen) en de permanente onderhoudswerken voor de toegankelijkheid van de Schelde hebben een impact op deze dynamiek. Ook de grote veranderingen op ecologisch vlak, in het bijzonder de spectaculaire verbetering van de waterkwaliteit, kunnen een invloed hebben op de vlokvorming en bijgevolg de concentratie aan slib in de waterkolom. In 2015 wees de UAntwerpen in de nota “Wijzigingen in slib- en zoutconcentraties in de Boven-Zeeschelde sinds 2009” op de risico’s op een stijging van SPM in de zoete Zeeschelde. Toen concludeerden Cox et al. (2015) dat SPM zorgwekkend was toegenomen:

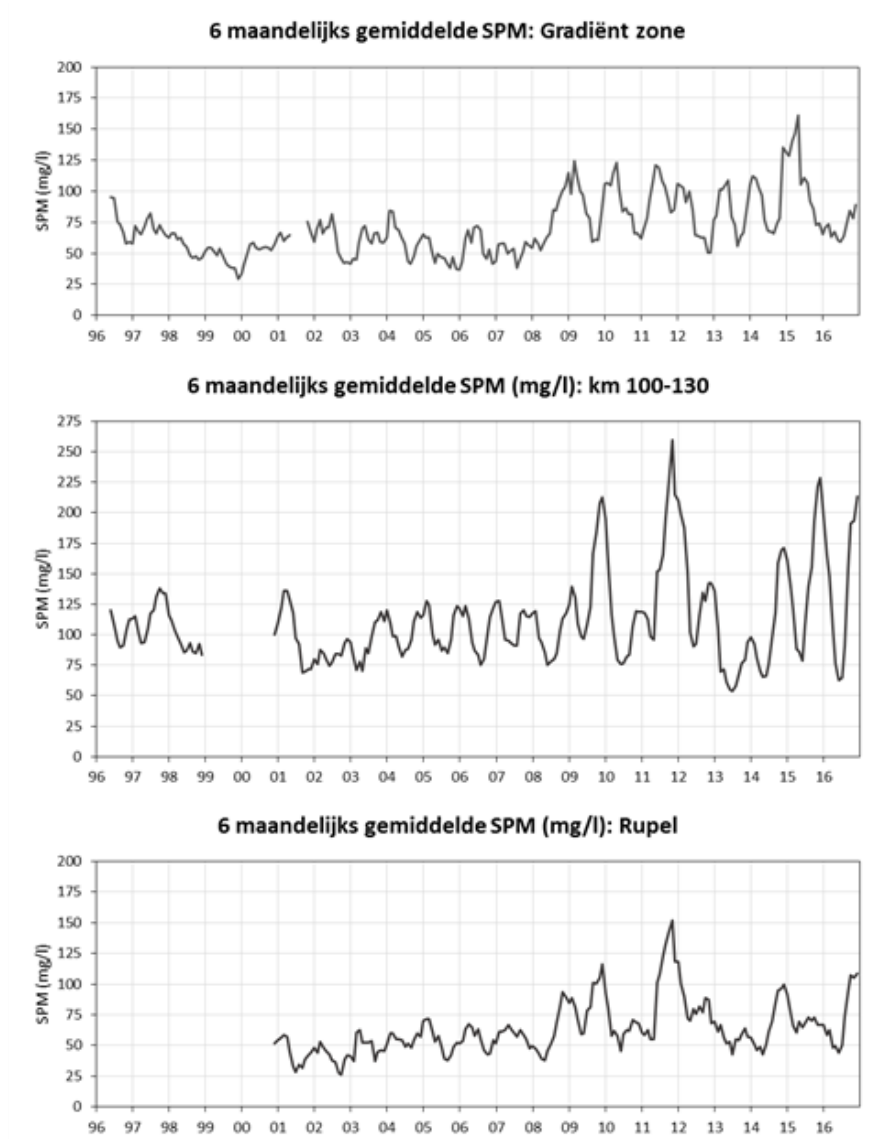
Zowel de zout- als de SPM concentraties liggen hoger dan wat bij gelijkaardige bovendebieten in het verleden werd waargenomen. Pieken in zoutconcentraties bij Dendermonde, die voorheen niet voorkwamen, zijn tot 3 x hoger dan de maxima die voorheen werden vastgesteld. Sinds 2009 komen grote schommelingen voor in de jaar- en systeemgemiddelde SPM concentraties van de Boven-Zeeschelde, met 2009 en 2011 als grote uitschieters. De hoge opgemeten SPM-concentraties in die jaren kunnen niet verklaard worden door artefacten in de momenten van staalname. Ook de bovenafvoer levert geen verklaring. Hoewel de bovenafvoer laag was, kwamen ook in eerdere jaren dergelijke lage bovenafvoeren voor terwijl de gemiddelde SPM-concentratie toen zo'n 40% lager lag als in 2009 en 2011. Een lineaire regressie door de jaargemiddelden van voor en vanaf 2009 suggereert dat de invloed van bovendebiet op SPM-concentraties een factor 2.5 groter is geworden sinds 2009.

Dit luik bouwt met een aantal verkennende analyses verder op die conclusies, met de OMES dataset voor de periode 1996-2016. Een reeks mogelijke verklarende factoren worden besproken. De evolutie in SPM is immers dermate belangrijk, zowel voor toegankelijkheid als ecologie, dat snel meer duidelijkheid noodzakelijk is.

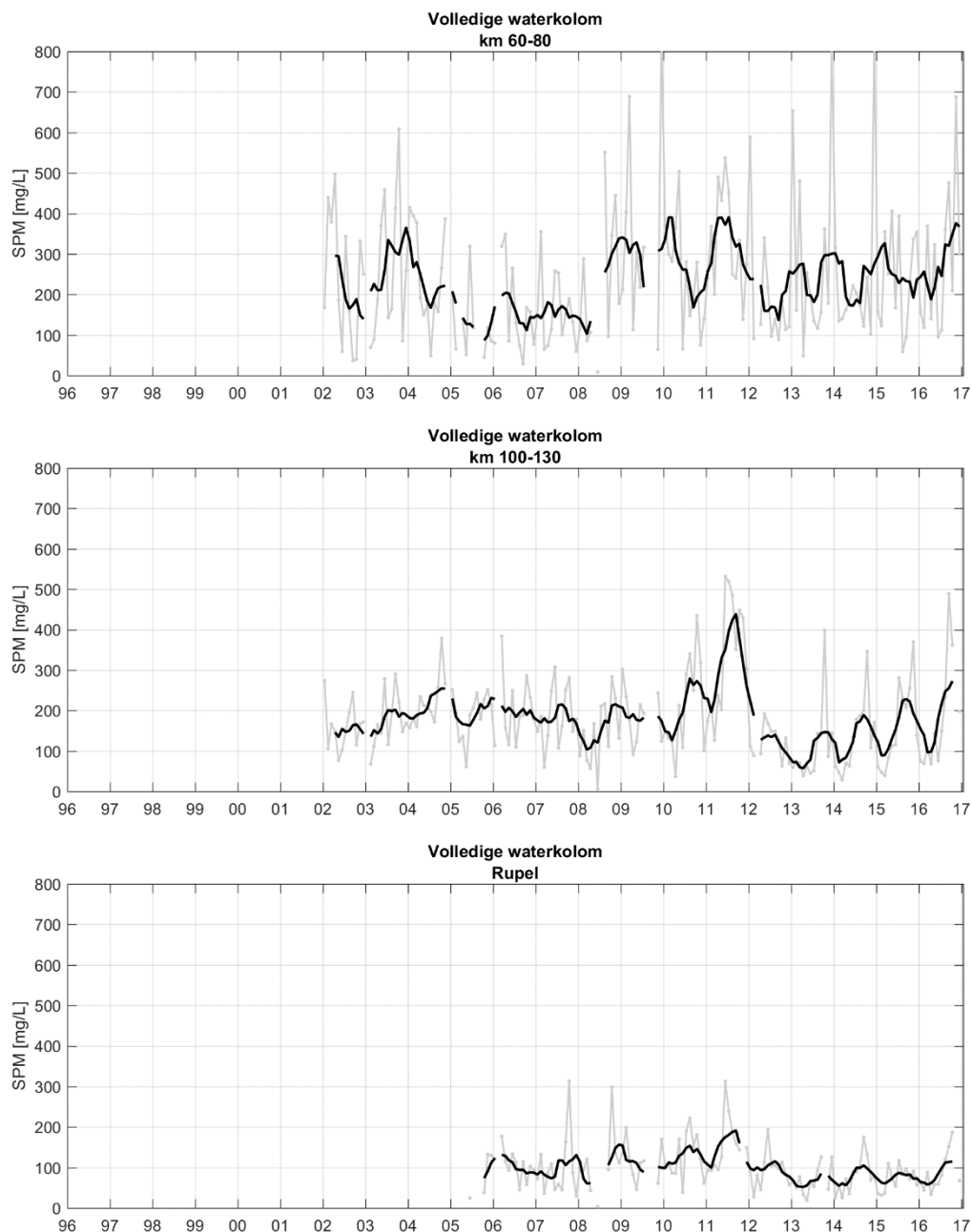
5.7.2. Relatie tussen SPM en debiet

Er bestaat een duidelijke relatie tussen SPM en debiet. Dit verband werd reeds beschreven in de vorige OMES rapportage, de nota van Cox et al., en wordt ook door Vandenbruwaene et al. (2016) bevestigd in het rapport ‘Slibbalans Zeeschelde; Historische evolutie SPM (WL2016R00_029_4)’. Daarenboven wordt het verband statistisch aangetoond in IMDC (2016) op basis van de permanente meetposten op de Zeeschelde. Bovenop de fluctuaties ten gevolge van debiet, lijkt er ook sprake van een absolute toename van het gehalte aan zwevende stof. Om de fluctuaties ten gevolge van de tijonafhankelijke staalname te minimaliseren, want ook de fase in het getij bepaalt in grote mate de concentratie aan zwevende stof, toont Figuur 5-27 een zesmaandelijks glijdend gemiddelde voor SPM, afkomstig van de oppervlaktetalen, voor de zoete zone tussen km 100-130, voor de Gradiënt zone en voor de Rupel. In de Gradiënt zone, dit is tussen Grens en Antwerpen, is duidelijk te zien dat vanaf eind 2008 steevast hogere concentraties voorkomen met een duidelijke seizoenaliteit. In Figuur 5-28, waar het 6-maandelijks glijdend gemiddelde wordt weergegeven op basis van de dieptetalen, worden er na 2008 hoger SPM waarden vastgesteld maar ook in de periode 2002-2004. De periode van hoge SPM in periode 2002-2004 wordt minder in de oppervlaktetalen waargenomen. Op basis van de oppervlaktetalen wordt er tussen km 100-130 in 2009 een plotse verandering vastgesteld, met geregeld pieken boven 200 mg/l (gemiddeld over 6 maanden), welke in de periode voor 2009 nooit werden waargenomen. Echter op basis van de dieptetalen worden er meer hogere pieken vastgesteld maar ook meer lagere pieken, een sterk seizoenaal effect lijkt toegenomen na 2011. In de Rupel wordt

een plotse toename in SPM vastgesteld, vanaf eind 2008 op basis van de oppervlaktestalen. Bij de dieptestalen zien we echter een daling na 2012 en een sterke stijging in najaar 2016.



Figuur 5-27 zesmaandelijks glijdend gemiddelde voor zwevende stof op basis van de oppervlakte stalen in de zone met sterke saliniteitsgradiënt (boven), de zone met maximale SPM tussen km 100 en 130 en de Rupel.



Figuur 5-28 zesmaandelijks glijdend gemiddelde voor zwevende stof op basis van de dieptestalen in de zone met sterke saliniteitsgradiënt of km60-80 (boven), de zone met maximale SPM tussen km 100 en 130 en de Rupel.

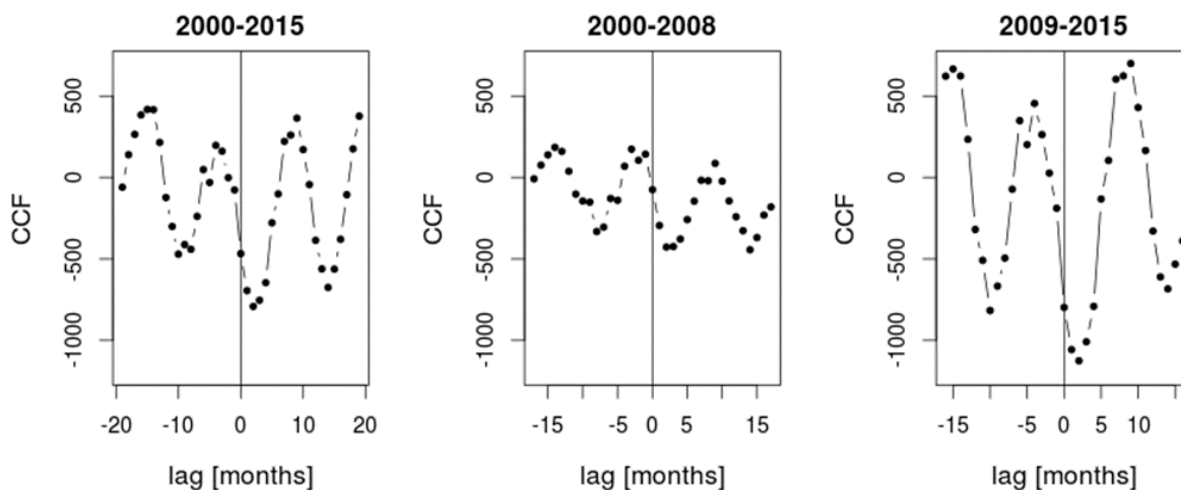
Om te achterhalen in welke mate de waargenomen SPM pieken een effect zijn van debiet, getij en seizoen werd door Vandenbruwaene de correlatie tussen SPM en getij, bovenafvoer en seizoen onderzocht op basis van de OMES-dataset (en andere datasets). Debietsafhankelijkheid, maar ook tijafhankelijkheid werden hier duidelijk aangetoond. Omdat de OMES SPM metingen werden uitgevoerd op willekeurige tijdstippen, is het SPM signaal bijgevolg beïnvloed door de op dat moment heersende condities. In het rapport van Vandenbruwaene et al. wordt daarom gepoogd de SPM dataset te normaliseren door toepassing van correctiefactoren voor de waargenomen effect van getij, bovenafvoer en seizoenen. De toepassing van deze correctiefactoren is echter statistisch onvoldoende onderbouwd. Na overleg met Vandenbruwaene werd besloten dat wegens het ontbreken van de

statistische onderbouwing, geen conclusies getrokken mogen worden op basis van de genormaliseerde dataset. Dat rapport kan dus geen uitsluitsel bieden of er al dan niet een toename is van SPM. Dit OMES rapport volgt daarom een andere benadering: hier wordt ingegaan op de veranderende debietsafhankelijkheid, namelijk dat bij lage debieten de toename aan SPM steeds groter wordt.

5.7.3. Veranderende relatie tussen SPM en debiet.

In Cox et al. (2015) en in de vorige OMES rapportage (Maris et al., 2016) werd een duidelijk verband tussen SPM (zoete zone met lange verblijftijd) en bovenafvoer (netto debiet te Melle) aangetoond. Opvallend in deze studies was dat de relatie tussen SPM en debiet sterk gewijzigd was over de jaren. In de periode na 2009 was de zwevende stofconcentratie in de zoete Zeeschelde in de zomer ongeveer 8 maal gevoeliger voor lage debieten.

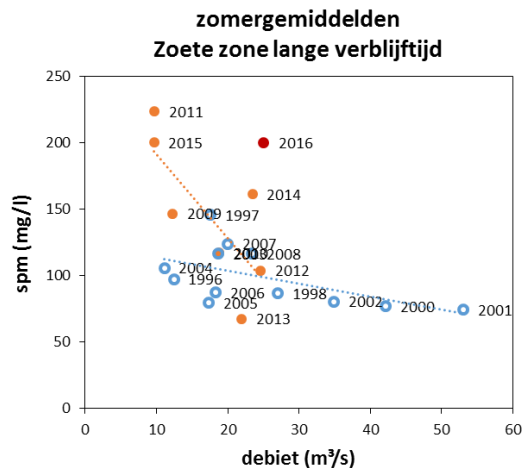
De relatie tussen SPM en debiet werd nu verder onderzocht aan de hand van hun cross-correlation function (CCF). Figuur 5-29 toont CCF's voor de zone km100-130 voor verschillende perioden. Omwille van de onderbreking van de monitoring voor SPM in 2000, zijn enkel cross-correlations bepaald voor de ononderbroken periode tussen 2001 en 2015. De CCF's tonen 3 zaken. Ten eerste is er steeds een duidelijk cyclisch patroon met een periode van 12 maanden: dit illustreert een seizoenaal gedrag. Ten tweede wordt in beide perioden de maximale cross-correlation gevonden met een lag van 2 maanden: dit suggereert dat SPM sterk wordt beïnvloed door de opwaartse debieten van twee maanden eerder. Ten derde is de amplitude van de schommeling in de periode 2009-2015 veel groter dan in de periode 2000-2008, wat wijst op een sterk toegenomen debietsafhankelijkheid van SPM in de zoete zone. Dat kan mogelijk een toenemende seizoenaliteit in SPM gedrag verklaren vanaf 2009 (Figuur 5-27).



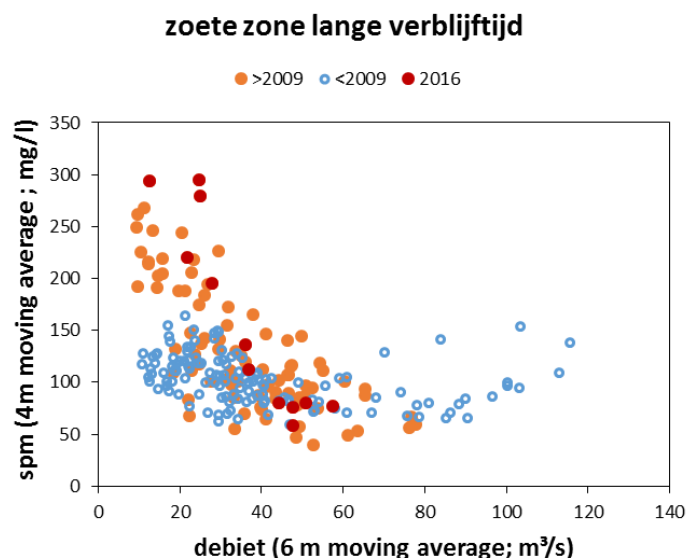
Figuur 5-29 Cross correlation functions van maandelijks gemiddelde SPM concentraties nabij het oppervlak in de zoete zone (km 100-130) en opwaarts debiet, opgedeeld in verschillende perioden.

Figuur 5-30 toont de zomerhalfjaar gemiddelde zwevende stofconcentratie nabij het oppervlak (SPM) in de zoete zone met lange verblijftijd in functie van het zomerhalfjaar gemiddelde debiet te Melle, opgedeeld in een periode voor 2009 (blauw) en na 2009 (oranje). 2016 werd in rood toegevoegd. 2016 wijkt af ten opzichte van de voorbije zomers: zelfs met een vrij normaal gemiddeld zomerdebiet, werd in 2016 toch een zeer hoge gemiddelde SPM concentratie waargenomen in de oppervlaktestalen. Op basis van de dieptestalen is dit minder uitgesproken. 2016 was echter een bijzonder jaar qua debiet: zeer hoge debieten in het voorjaar, zeer lage in het najaar. Om deze variatie in debieten beter zichtbaar te maken, en de analyse niet te beperken tot het zomerhalfjaar maar uit te breiden tot het ganse jaar,

werd eenzelfde figuur gemaakt maar nu met glijdende gemiddelden (Figuur 5-31). In deze verkennende studie is elk SPM punt een gemiddelde van de voorbije 4 maanden: aangezien SPM tijdonafhankelijk wordt bemonsterd, is een zekere uitmiddeling vereist. Elk debiet punt is een gemiddelde van de voorbije 6 maanden: omdat de CCF suggereert dat de debieten van twee maand eerder sterk bepalend zijn voor SPM, gaat het glijdend gemiddelde voor debiet twee maanden verder terug dan het SPM gemiddelde.



Figuur 5-30 Zomerhalfjaar gemiddelde zwevende stofconcentratie nabij het oppervlak (SPM) in de zoete zone met lange verblijftijd in functie van het zomerhalfjaar gemiddelde debiet te Melle. In blauw zijn alle jaartallen voor 2009 weergegeven, in oranje de jaartallen vanaf 2009 en in rood 2016. Merk op: de figuren in Cox et al. (2015) hebben betrekking op de zone tussen km 100 en 130. In deze nota wordt de MONEOS indeling gehanteerd: zoete zone met lange verblijftijd (stations Lippenbroek km 107 tot en met Dendermonde km 124).

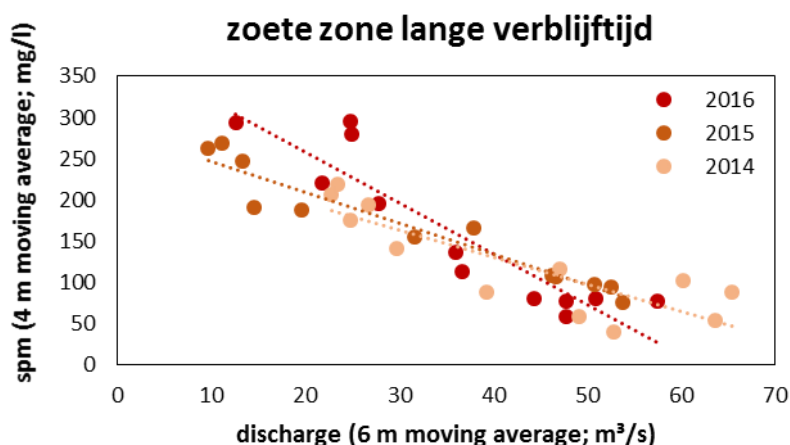


Figuur 5-31 SPM (4 maand glijdend gemiddeld) in functie van debiet (6 maand glijdend gemiddelde) voor verschillende perioden in de zoete zone met lange verblijftijd.

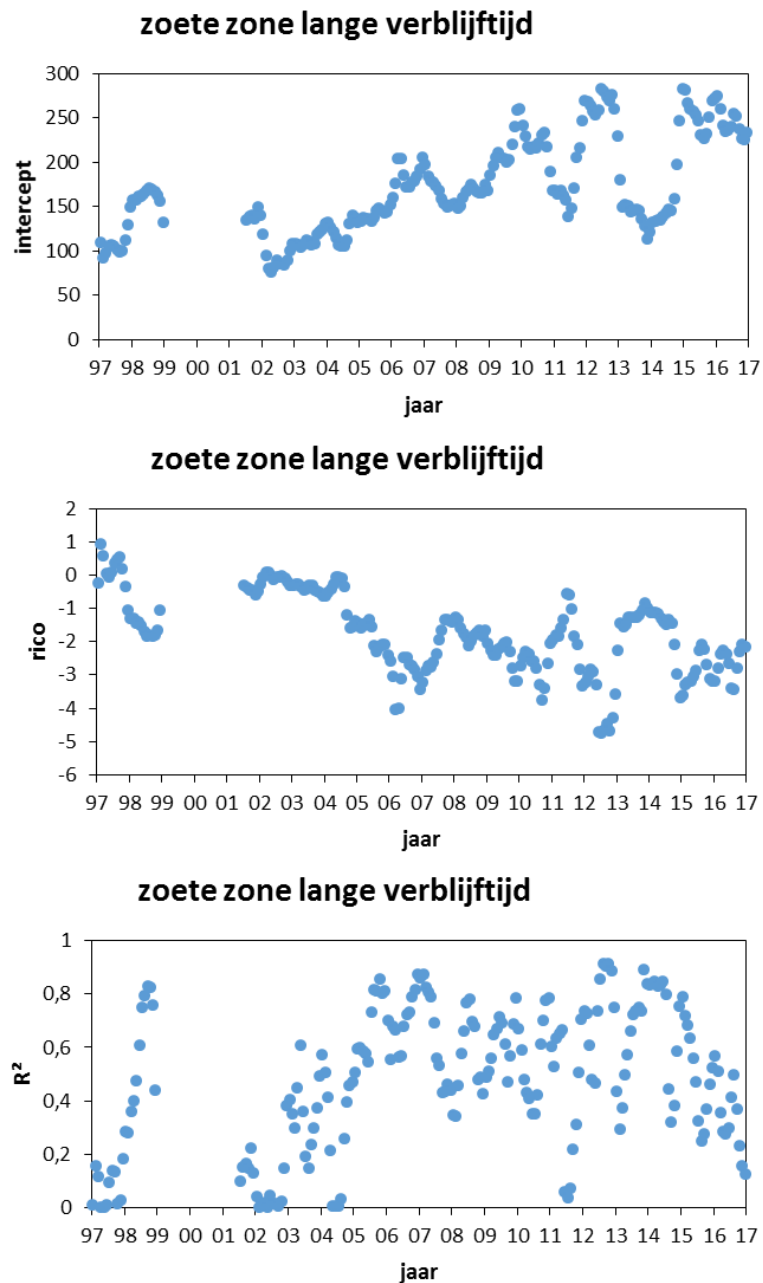
Opmerking: deze analyse werd ook uitgevoerd zonder uitmiddeling voor SPM, waarbij SPM werd uitgezet tov het gemiddelde debiet van dezelfde maand en de twee voorafgaande maanden. De uitkomst was vergelijkbaar, maar zoals verwacht meer schommelingen, wellicht ten gevolge van de tijonafhankelijke staalname van SPM. In verder onderzoek is het aangewezen om de uitmiddeling van SPM en debiet nader te beschouwen voor verschillende uitmiddellingsperioden, verschillende lag perioden (of zelfs debietsafhankelijke lag perioden), eventueel met verschillende gewichten voor de huidige maand en de voorafgaande maanden

Ook uit Figuur 5-31 blijkt dat de gevoeligheid voor hoge SPM concentraties bij lage debieten duidelijk is toegenomen na 2009, en dat die gevoeligheid nog verder is toegenomen in 2016.

In Figuur 5-32 is voor de jaren 2014, 2015 en 2016 telkens de trendlijn uitgezet. De helling van de trendlijn wordt jaar na jaar steiler, met andere woorden: de zoete Schelde wordt van 2014 tot 2016 steeds gevoeliger voor hoge SPM bij lage debieten. Om de evolutie van die gevoeligheid te analyseren over de ganse meetperiode van OMES, kunnen die trendlijnen bepaald worden over een verschuivend venster van 12 maanden, met bepaling van richting (slope), snijpunt met de Y-as (intercept) en R^2 . In onderstaand voorbeeld werd SPM uitgemiddeld over 6 maanden, debiet ook over 6 maanden met een time lag van 2 maanden (Figuur 5-33).



Figuur 5-32 SPM (4 maand glijdend gemiddeld) in functie van debiet (6 maand glijdend gemiddelde) voor 2014, 2015 en 2016, met per jaar de trendlijn toegevoegd, voor de zoete zone met lange verblijftijd.



Figuur 5-33 Helling (richtingscoëfficiënt rico), intercept en R² van de trendlijn over verschuivende periode van 12 maanden voor de correlatie SPM – debiet, in functie van de tijd. SPM werd uitgemiddeld over 6 maand, debiet over 6 maand na een time lag van 2 maand, voor de zoete zone met lange verblijftijd.

Periode van uitmiddelen en time lag.

Bovenstaande verkennende analyses laten een verband tussen SPM en debiet (Q) zien. De CCF analyse suggereert een time lag van 2 maanden. Dit leidt tot volgende hypothesen:

- Er is een verband tussen SPM en Q, maar zonder time lag

$$\text{SPM}(t) = a[0] + a[1] Q(t) \quad (1)$$
- Er is een verband tussen SPM en Q, met een time lag van 2 maand

$$\text{SPM}(t) = a[0] + a[1] Q(t-2) \quad (2)$$

- Er is een verband tussen SPM en Q, met een time lag van 2 maand, maar de huidige en voorbije maand zijn mede bepalend

$$\text{SPM}(t) = a[0] + a[1] Q(t) + a[2]Q(t-1) + a[3]Q(t-2) \quad (3)$$

Omwille van de tijonafhankelijke staalname, is een uitmiddeling van de SPM data aanwezen. De $\text{SPM}(t)$ uit bovenstaande formules kan vervangen worden door een gemiddelde SPM over een welbepaalde periode. De data werden steeds uitgemiddeld over de zoete zone met lange verblijftijd.

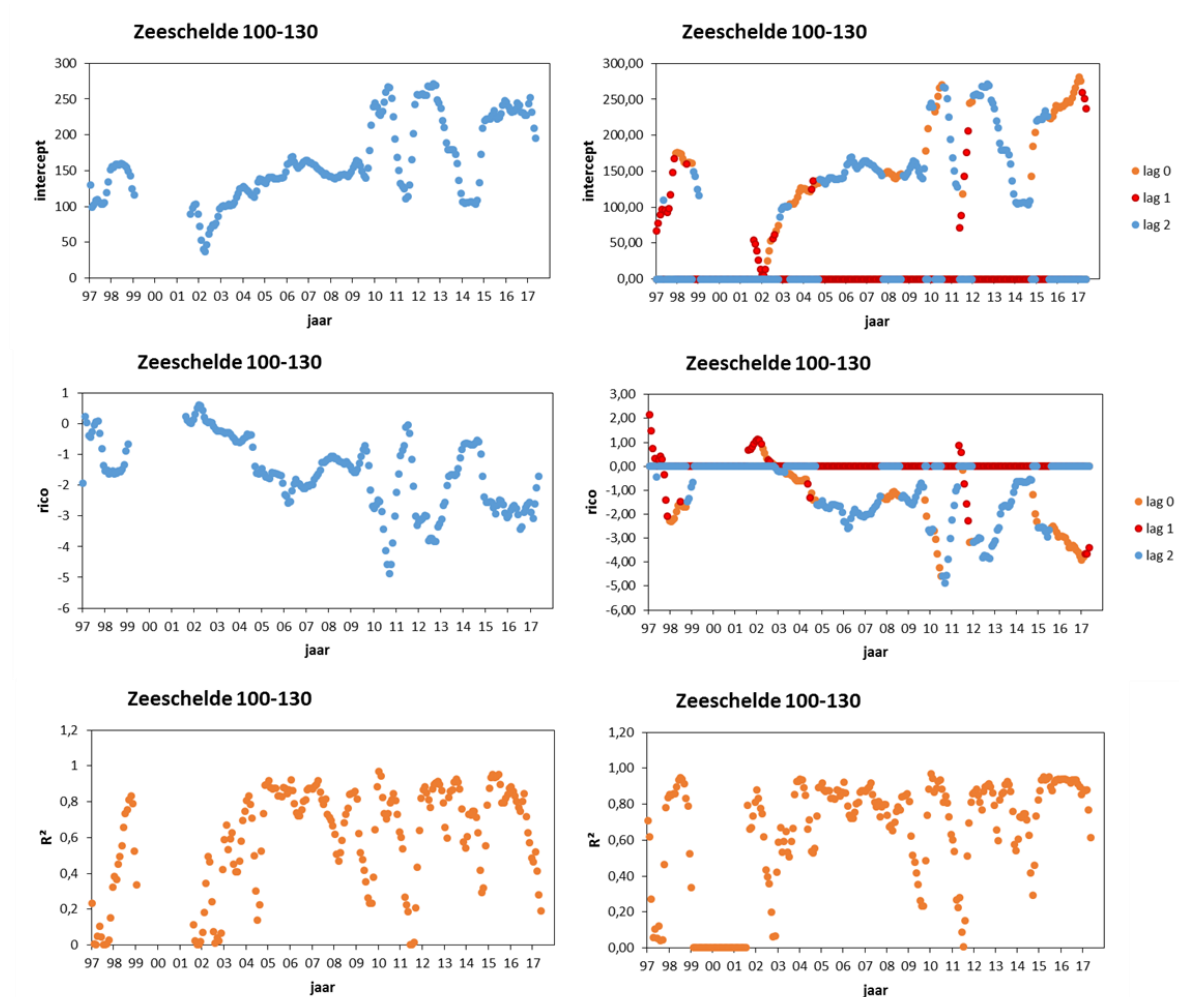
Formules (1) en (2) werden voor verschillende perioden van uitmiddelen (1 tot 8 maand) getest. Formule (3) werd vereenvoudigd getest door een gemiddelde SPM uit te zetten tegenover een Q, eveneens uitgemiddeld, waarbij de periode van uitmiddelen 2 maand langer is dan bij SPM (formule (4)).

Voor de verschillende formules met verschillende uitmiddelperioden werden telkens, over een venster van 12 maanden, trendlijnen met rico, intercept en R^2 bepaald. In Figuur 5-33 worden deze voor formule (2) (time lag van 2 maand) met uitmiddeling van SPM en Q over een periode van 6 maand geïllustreerd. De R^2 vertoont sterke schommelingen en fluctueert tussen 0.9 en bijna 0, dit laatste wanneer de rico naar nul gaat. Wanneer de rico naar nul gaat, duidt dit immers op bijna geen verband tussen SPM en Q, en wordt ook de R^2 op dit verband klein. Gemiddeld bedraagt de R^2 voor deze formule en uitmiddeling 0.65.

Om de verschillende formules en uitmiddelperioden te vergelijken, kan gekeken worden naar de gemiddelde R^2 waarden. Hieruit blijkt dat voor formule (2) (time lag van 2 maand) met uitmiddeling van SPM en Q over een periode van 6 maand de beste R^2 geeft in de Boven-Zeeschelde (zoete zone lange verblijftijd).

Opmerking: R^2 is niet de meest aangewezen methode om de verschillende formules te vergelijken, daar R^2 naar nul gaat als de rico zeer klein wordt. Dit gebeurt wanneer er geen debietsafhankelijkheid is van SPM. Daarom wordt voorgesteld om deze analyse verder te verfijnen, niet met R^2 maar bijvoorbeeld aan de hand van residuen.

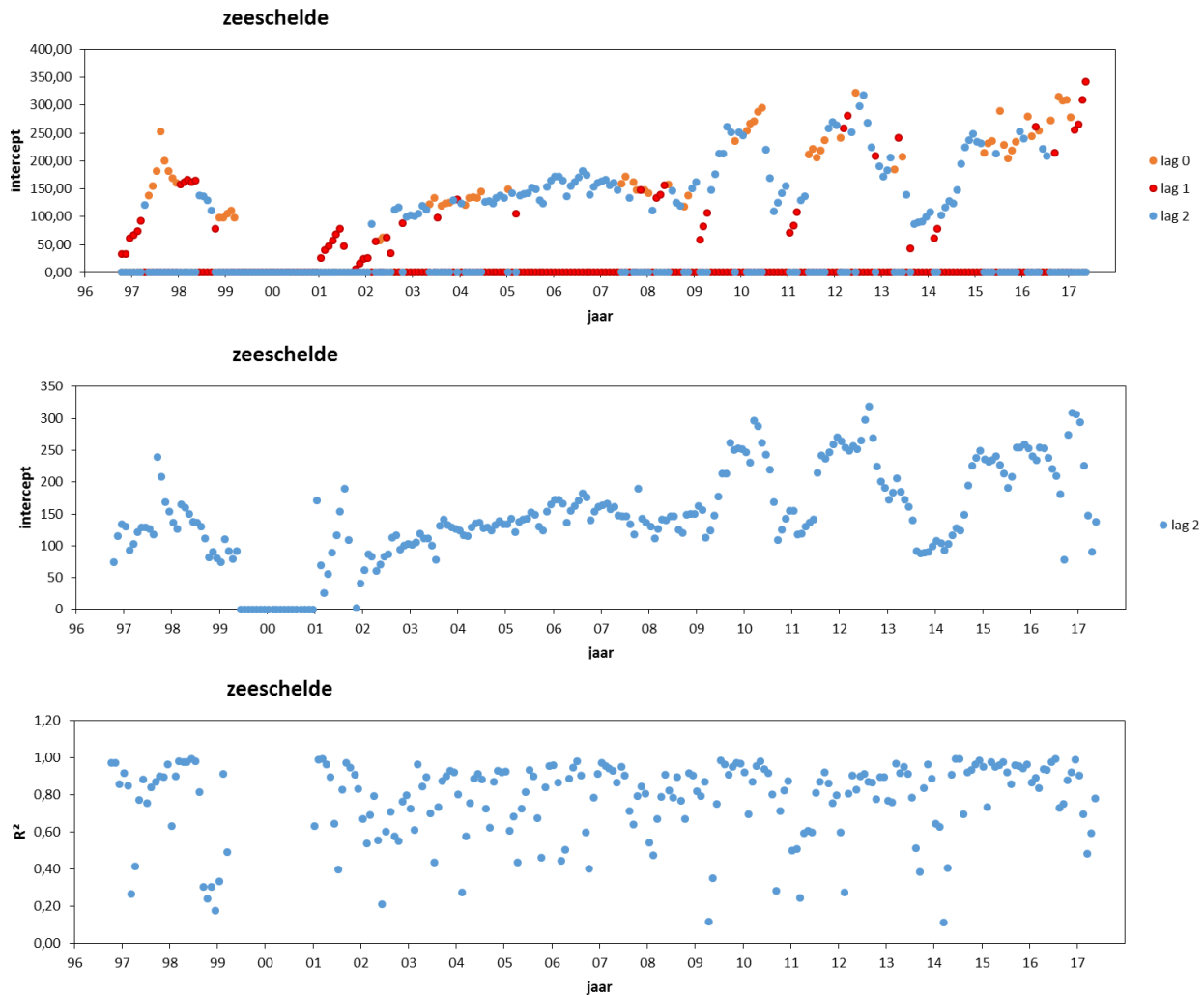
Uit Figuur 5-33 blijkt dat de correlatie tussen intercept of rico en debiet in 2015 en 2016 veel minder goed is (lage R^2). Bij de intercept en rico bepaling werden SPM en debiet uitgemiddeld over 6 maanden, met 2 maanden lag voor debiet. Gemiddeld gaf dat goede resultaten, maar voor sommige perioden was de R^2 veel beter met lag 1 of zonder lag. Daarom wordt in Figuur 5-34 (rechts) gewerkt met een variabele time lag voor een optimale R^2 , links is gewerkt met een vaste lag van 2 maand.



Figuur 5-34 Intercept, Rico en R^2 voor de trendlijn over verschuivende periode van 12 maanden, in functie van de tijd. SPM werd uitgemiddeld over 6 maand, debiet over 6 maand bij een time lag van 2 maand (links) , en bij een variabele time lag ifv de hoogste R^2 , voor de zoete zone tussen km 100-130.

Venster van de intercept en rico analyse

De intercept en rico werden in voorgaande berekeningen steeds bepaald voor trendlijnen over een verschuivend venster van 12 maanden. Zo is er geen seizoensvariatie in de analyseresultaten. Omdat SPM en Q worden uitgemiddeld over 6 maand, en de rico wordt bepaald over een venster van 12 maand, is voor elk datapunt op de grafiek 18 maand aan data nodig. Uit de vorige grafieken komen na 2009 duidelijk twee toestanden naar voor: een met hoge SPM en een met lagere SPM. Om te kijken of deze overgangen abrupt dan wel geleidelijk zijn, is de bovenvermelde benadering met 18 maanden data vrij ruw. Daarom gebruikt onderstaande analyse (Figuur 5-35) een venster van 6 maanden voor de rico en intercept. Dat geeft betere gemiddelde R^2 waarden dan met een venster van 12 maanden.



Figuur 5-35 Intercept en R^2 voor de trendlijn over verschuivende venster van 6 maanden, in functie van de tijd, voor de zoete zone tussen km 100-130. SPM werd uitgemiddeld over 6 maand, debiet over 6 maand. Boven: bij een variabele time lag ifv de hoogste R^2 ; midden: time lag van 2 maand; onder: R^2 waarden bij variabele lag periode..

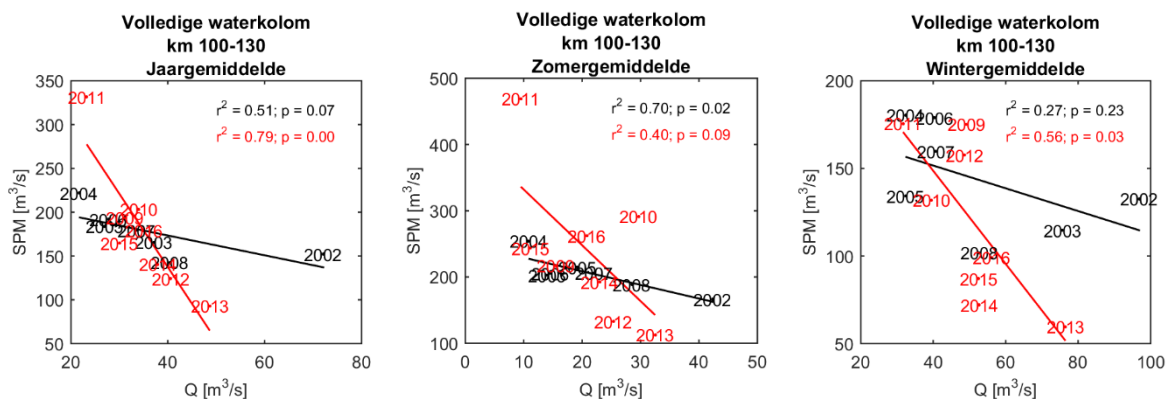
Gezien het kortere venster, zit er iets meer ruis op de resultaten, maar het algemene patroon blijft zeer gelijkend aan de analyse over 12 maanden. Opmerkelijk is wel dat er geen seizoenaliteit opduikt in de intercept: het SPM gedrag in functie van debiet is dus niet seizoensafhankelijk. In winter en zomer gelden dezelfde wetmatigheden voor de debietsafhankelijkheid van SPM.

5.7.4. Resultaten Zoete zone met lange verblijftijd / zone km100-130

In het begin van het millennium is de helling (rico) quasi nul tot licht positief (Figuur 5-33; Figuur 5-34) voor de zoete zone met lange verblijftijd en de zone km100-130. Dat betekent dat SPM in die periode slechts beperkt gestuurd wordt door debiet. Bij positieve rico is SPM zelfs positief gecorreleerd met debiet, met andere woorden: hoge debieten zorgen voor hogere SPM waarden. Vanaf 2003 wordt de rico langzaam negatief: voortaan treden hogere SPM waarden op bij lagere debieten. Vanaf 2009 lijkt de rico sterker te schommelen, tussen een licht negatieve en een sterk negatieve waarde. Algemeen kan besloten worden dat lage debieten aanleiding geven tot steeds hogere SPM waarden in de zoete

Zeeschelde. Naast rico, kunnen we ook de intercept (snijpunt van de trendlijn met de y-as) bekijken (Figuur 5-33). De intercept geeft de SPM concentratie weer bij extrapolatie naar debiet 0. Dit geeft bijgevolg een maat voor het potentieel aan SPM dat in suspensie gebracht kan worden. Deze intercept neemt ook duidelijk toe. Er is een stijging in het begin van het nieuwe millennium, om vanaf 2009 sterk te fluctueren tussen een hoge en een lagere toestand. Het lijkt alsof er vanaf 2009 twee alternatieve toestanden mogelijk zijn, met een relatief snelle overgang tussen beide toestanden.

Op basis van de dieptestalen neemt men ook waar dat de relatie tussen debiet en SPM vanaf ongeveer 2009 veranderd is (Figuur 5-36). De relatie lijkt gewijzigd voor zowel de zomer- als de winterperiode, en over de gehele waterkolom (zowel de onderste als de bovenste helft). De wijziging in de relatie is wel niet zo duidelijk als in de analyse van de oppervlaktestalen, omdat de dataset van de oppervlaktestalen over een lange periode loopt. De dataset van de oppervlaktestalen bevat meer datapunten in de periode vóór 2009, waaronder een aantal jaren met verhoogde bovenafvoer (in de dataset van de dieptestalen heeft enkel het jaar 2002 een verhoogde bovenafvoer). Daarnaast wordt opgemerkt dat de concentratie in het jaar 2009 waarschijnlijk hoger lag dan in de figuur wordt aangegeven, omdat er geen metingen zijn uitgevoerd tijdens een aantal maanden met hoge sedimentconcentratie. Zoals reeds aangehaald is ook sinds 2011 de seizoensaliteit toegenomen in de dieptestalen tussen km 100 en 130.



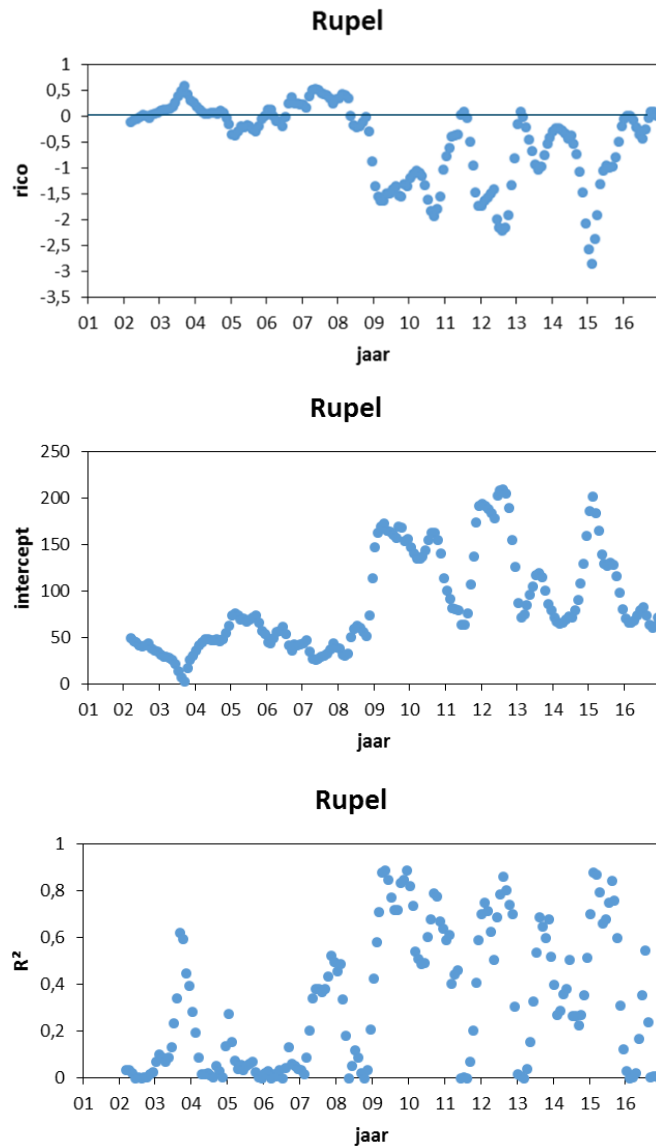
Figuur 5-36: Relatie tussen bovenafvoerdebiet en SPM op basis van de dieptestalen in het gebied tussen 100 en 130 km van de monding.

5.7.5. Rupel

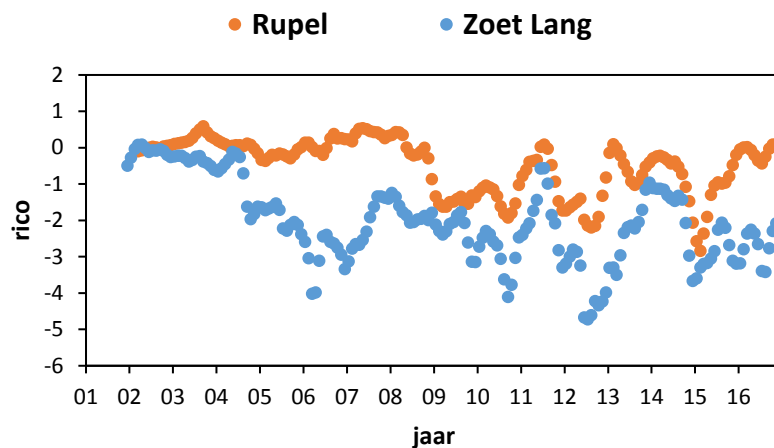
De relatie tussen SPM en debiet werd op gelijkaardige wijze onderzocht voor de Rupel. Omdat enkel voor Boom een voldoende lange tijdreeks voorhanden was, wordt deze analyse beperkt tot dit station.

Figuur 5-37 toont dat tot 2008 de rico vrij constant, klein en vaak licht positief is. SPM fluctueert dus weinig met debiet, en vertoont licht hogere waarden bij hogere debieten. Vanaf ca 2008 is er een plotse ommekeer. De rico wordt negatief. Vanaf 2009 is er ook een sterke schommeling. Er is geregeld een sterke gevoeligheid voor hoge SPM bij lage debieten. Na 2009 is de R^2 een stuk hoger.

De concentratie SPM nam ook gevoelig toe, wat zich uit in een sterk toegenomen intercept. Een trend in rico of intercept valt echter niet op te tekenen na 2009. De sterke schommeling in beide parameters valt evenwel wel samen met dezelfde schommeling in de zoete zone (Figuur 5-38).



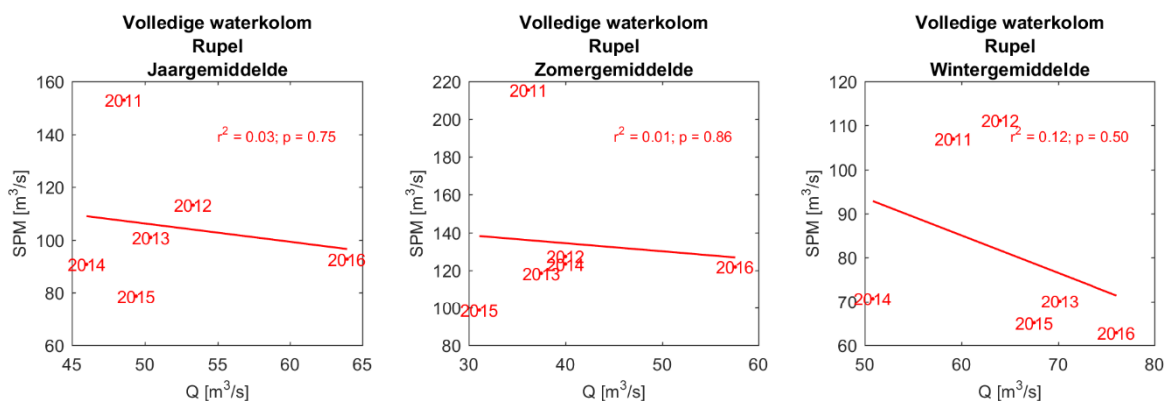
Figuur 5-37 Helling (richtingscoëfficiënt rico), intercept en R^2 van de trendlijn over verschuivende periode van 12 maanden voor de correlatie SPM – debiet, in functie van de tijd. SPM werd uitgemiddeld over 6 maand, debiet over 6 maand na een time lag van 2 maand voor de Rupel (Boom).



Figuur 5-38 Helling (richtingscoëfficiënt rico) van de trendlijn over verschuivende periode van 12 maanden voor de correlatie SPM – debiet, in functie van de tijd, voor Rupel (Boom) en Zeeschelde (zoete zone lange verblijftijd).

Vanaf 2009 vertonen Rupel en Boven-Zeeschelde ongeveer hetzelfde patroon, maar de schommelingen in de zoete zone zijn wel sterker dan deze in de Rupel. Beide armen van het estuarium switchen sinds 2009 tussen een hoge en een lagere SPM toestand of hoge dan wel lage debietsafhankelijkheid. Vanaf 2016 echter, gedragen Zeeschelde en Rupel zich echter verschillend. Rupel bevindt zich dan in een periode met lage debietsafhankelijkheid, terwijl de hoge debietsafhankelijkheid aanhoudt in de Zeeschelde.

De resultaten van de dieptestalen tonen aan dat het debiet weinig of geen invloed heeft op het SPM gedrag in de Rupel. Indien we meetjaren 2011 en 2016 buiten beschouwing laten, kan er wel verband gevonden worden in het jaar- en zomergemiddelde: hoge debieten leiden tot hoge SPM waarden. Echter is dit verband niet in elk meetjaar zichtbaar.



Figuur 5-39: Relatie tussen bovenafvoerdebiet en SPM op basis van de dieptestalen in de Rupel.

5.7.6. Mogelijke oorzaken

Het is duidelijk dat er wijzingen zijn in het gedrag van zwevende stof in de Schelde. In het vorige OMES rapport werd een stijging van SPM aangetoond: in de winter manifesteert deze zich vooral in de Beneden-Zeeschelde. In de zomer situeert zich de toename in het zoete, met een gewijzigde debietsafhankelijkheid.

Een verklaring voor de toegenomen SPM concentratie of gewijzigde debietsafhankelijkheid geven eerdere studies niet. De grote moeilijkheid is dat de Schelde in de laatste 2 decennia op zoveel verschillende aspecten is veranderd, dat er veel potentiële verklarende factoren zijn. In het volgende beschouwen wij een aantal hypothesen en veranderingen die zich in deze periode hebben voorgedaan.

1. Bathymetrie. De intensiteit en de locatie van estuariene turbiditeitsmaxima zijn nauw verbonden met de geometrie van een estuarium, die de inherente eigenschappen van het transport van gesuspendeerde stoffen bepaalt. Sedimentdynamiek wordt in grote mate indirect door de morfologie bepaald, namelijk via haar invloed op de hydrodynamiek. De morfologie bepaalt immers hoe de getijgolf zich verplaatst doorheen het estuarium, wat op zijn beurt het sedimenttransport bepaalt, door getij-asymmetrie, tidal pumping, temporele en ruimtelijke settling lags, dynamiek van vlokvorming en estuariene en gravitationele circulatie. Ook de bodemhelling beïnvloedt de sedimentdynamiek. Tot slot begrenst de geometrie het horizontale en verticale turbulente menggedrag. Bijgevolg kunnen veranderingen in sedimentdynamiek vaak worden toegeschreven aan veranderingen in estuariene morfologie. Haveninfrastructuur vertegenwoordigt een specifiek type morfologische verandering.

We onderscheiden 3 categorieën morfologische veranderingen: 1. rechtekken en inpolderen, 2. haveninfrastructuur en 3. verdiepen en verbreden van de vaargeul. Estuariene herstelprojecten, die een gedeeltelijk of volledig herstel van historische inpolderingen naar estuariene natuur beogen, door ontpoldering of GGG-werking, vormen een vierde categorie. Deze speelden in het verleden echter slechts een beperkte rol en kunnen hier buiten beschouwing gelaten worden. De omvang van deze projecten neemt echter snel toe: in de nabije toekomst zullen ze mogelijk wel meetbare gevolgen voor de sedimentdynamiek hebben.

1.1 Rechtekken en dijkwerken. Hoewel grootschalige rechtekkingen en inpolderingen in het Schelde estuarium een belangrijke invloed hebben gehad op de sedimentdynamiek, werden ze lang voor de onderzochte periode afgerond. Het is mogelijk dat de effecten van deze dijkwerking met enige vertraging inwerken op de SPM concentratie, maar het is onwaarschijnlijk dat de abruptere veranderingen in de Rupel, en de sterk toegenomen schommelingen vanaf 2009, het gevolg zijn van een vertraagde reactie.

1.2 Haveninfrastructuur. Het grootste deel van de grote haveninfrastructuur (inclusief toegang tot de Berendrecht, Zandvliet en Boudewijn sluizen, de muur aan Plaat van Doel, ingang van Waaslandhaven) werden allen gebouwd voor de veranderingen in de SPM-concentratie. Een opvallende uitzondering is het grote getijdok Deurganckdok, dat pas in september 2006 geopend werd. Aangezien stromingen en turbulentie in dit dok zeer laag zijn, is dit dok in wezen een grote sedimentval. Aanslibbing heeft effectief geleid tot een metersdikke sliblaag op de bodem van dit dok. Om deze aanslibbing te vermijden, wordt echter het slib voortdurend geruimd. Dit leidt tot aanzienlijke verplaatsingen van slib. (Zie ook hieronder, actieve sedimentverplaatsing). Om aanslibbing in het Deurganckdock te verminderen, werd in 2010-2011 een afbuigmuur (current deflecting wall) gebouwd en afgerond.

1.3 verruiming van de vaargeul. Om de toegankelijkheid van de haven van Antwerpen voor grotere schepen te waarborgen en te verbeteren, werd de vaargeul 3 keer verdiept. Tijdens de eerste verdieping in de jaren zeventig werd de diepte boven drempels in de vaargeul vergroot met 2-3 m tot ca 12 m onder gemiddeld laagwater. Deze verdieping had een significant effect op het getij, mede omdat de baggerspecie werd verwijderd uit het estuarium. Ook werd in die periode veel zand onttrokken aan het estuarium (onder andere voor de dijkwerken van het Deltaplan). Tijdens de tweede verdieping, uitgevoerd in 1997/1998, werden deze diepten met nog eens 1 tot 1,5 meter vergroot. Om de invloed op het getij te minimaliseren werd de baggerspecie teruggestort in het estuarium, doelgericht in bepaalde zones (bv plaatranden) om verlies aan waardevol habitat tegen te gaan en zelfs habitat bij te creëren. Effecten op het getij waren hierdoor niet meetbaar. Toch hebben ook deze verdieping en de onderhoudsbaggerwerken een invloed op de estuariene morfodynamiek: zij

versterken de langdurige verdieping van de geulen, met name de grote eb geulen. Ze veroorzaken een verlies aan ondiep water gebieden, een verhoging van platen en de gedeeltelijke verdwijning van nevengeulen.

De derde en laatste verruiming tot op heden vond plaats tussen 2008 en 2010. Deze omvatte het verlagen van 14 drempels tot een diepte van -14,5 m om een tijonafhankelijke diepte van 13,1 m te hebben. De baggerspecie van 3 specifieke drempels vormt meer dan 80% van alle baggerzand in de Beneden-Zeeschelde: dit zijn de drempels van Frederik, Lillo en Zandvliet (Voortgangrapport 2014-2015). In 2008-2010 werden elk jaar tussen 2 en 4,5 miljoen m³ van deze 3 drempels weg gebaggerd. Vanaf 2011 is dit minder, maar nog steeds tussen 1,5 en 2 miljoen m³ per jaar. Baggerwerken aan de drempels van Zandvliet en Frederik startten in 2008, de werken te Lillo pas in 2009 (Voortgangrapport 2014-2015).

Opmerkelijk is dat vanaf 2010 grote hoeveelheden slib werden gebaggerd aan de drempel van Frederik terwijl tot 2009 slechts een kleine fractie van de specie uit slib bestond, de rest was zand. In 2010 ging het om bijna 1 miljoen m³ slib, ongeveer evenveel als de hoeveelheid zand. Vanaf 2011 is er bijna geen zand meer aan deze drempel, maar werd bijna 2 miljoen m³ slib verwijderd. Vanaf 2012 wordt ongeveer 1 miljoen m³ slib per jaar gebaggerd. Op andere drempels werd geen verschuiving van zand naar slib waargenomen. (Voortgangrapport 2014-2015).

De hierboven beschreven verruimingenvonden plaats in de Westerschelde en Beneden-Zeeschelde. In de Boven-Zeeschelde is er geen structurele verdieping geweest, maar werd ad hoc gebaggerd om de toegankelijkheid te waarborgen. Ook was er omvangrijke zandwinning voor bouw van dijken (Van Ryckegem, 2015). In tegenstelling tot de Beneden-Zeeschelde en Westerschelde werd de baggerspecie in de Boven-Zeeschelde niet terug gestort in het estuarium, maar verwijderd. Sinds 1932 is meer dan 10 miljoen m³ specie in de Boven-Zeeschelde verwijderd, waarvan 70% voor de jaren 80. (Gegevens ontbreken in de periode 1980-1999). In de periode 2000-2008 is gemiddeld ongeveer 100000 m³ materiaal jaarlijks verwijderd van uit de Boven-Zeeschelde, met een maximum van 200000 m³ in 2004. In de periode 2009-2011 steeg de baggerinspanning echter met een factor 8 naar gemiddeld 800000 m³ per jaar, in hoofdzaak zandwinning voor dijk aanleg. Sinds 2012 daalde dit weer tot ongeveer 200000 m³ (Van Ryckegem, 2015). Helaas werd voor een groot deel van deze werken niet gedocumenteerd waar en wanneer precies het baggeren plaatsvond. In 2009 vond ongeveer de helft van de gedocumenteerde baggerinspanningen plaats in Temse, Plaat Kont en Plaat Sint Amands. In 2011 vonden de meeste baggerwerken plaats in de Durme. In het algemeen is het jaarlijkse baggervolume in de periode 2009-2011 nog steeds een factor 10 lager dan het jaarlijkse volume in de Beneden-Zeeschelde en Westerschelde.

De gevolgen van deze ingrepen op de morfologie zijn veel minder bestudeerd in de Boven-Zeeschelde dan deze in de afwaartse zones van het estuarium. Maar gezien het feit dat het estuarium veel smaller en minder diep is in deze opwaartse zones, hebben de baggerwerken de lokale morfologie significant veranderd met als mogelijk gevolg een verandering in de zwevende stofdynamiek.

Gevolgen van de diverse ingrepen op het getij zijn er zeker: zo wordt het tijverschil (verschil tussen hoogwater en laagwater) in het zoete steeds groter. De veranderingen in getij worden nader toegelicht in 5.7.7.

Naast effecten op het getij, is door het verruimen van de geul in Boven- en Beneden-Zeeschelde, in combinatie met stijgende waterstanden, het watervolume in de Zeeschelde toegenomen. De hydraulische verblijftijd is hierdoor ook toegenomen, of met andere woorden: er zijn grotere zoetwater debieten vereist om de watermassa in de Zeeschelde te verversen.

2. Actieve sedimentverplaatsing: Baggerspecie uit Beneden-Zeeschelde wordt verplaatst binnen het estuarium. Er zijn 3 stortplaatsen in gebruik: plaat van Boomke, punt van Melsele en Oosterweel. Vanaf 2010 zijn alleen de laatste 2 locaties gebruikt. Alle 3 locaties liggen dicht bij de meetplaats Punt van

Melsele op km 71 van de monding. Dit is ook de locatie waar SPM concentraties in de winter pieken sinds 2009. De invloed van baggerwerken wordt in 5.7.8 in meer detail toegelicht.

Deze artificiële sedimenttransporten zijn van dezelfde grootteorde als het natuurlijke sedimenttransport. Uitgaande van een porositeit van 0,9 en een drooggewicht dichtheid van $2,5 \text{ T/m}^3$ bedroeg de hoeveelheid slib die kunstmatig werd verplaatst $4,56 \text{ m}^3/\text{jaar} * (1-0,9) * 2,5 \text{ T/m}^3 = 1,1 \text{ MT/jaar}$. De netto export van SPM van het estuarium naar de Noordzee wordt geschat op 0,05-0,35 MT/jaar op basis van waarnemingen. Sommige simulaties geven aan dat er een grotere uitvoer van maximaal 2,5 MT/jaar is, hoewel de auteurs van die studie aangeven dat deze schatting waarschijnlijk te hoog is (Van Kessel et al., 2011). Dit betekent dat naast geomorfologie, de artificiële transporten mee bepalend zijn voor de SPM fluxen.

Bovendien is dit actieve transport van baggerspecie een zogenaamd counter-gradiënt transport: zowel Deurganckdok als de drempel van Frederik liggen stroomafwaarts van de zone met winterse SPM maxima.

Aangezien baggerspecie uit de Boven-Zeeschelde niet wordt verplaatst, maar meestal effectief wordt verwijderd, ontstaat er geen kunstmatige SPM stroom.

3. Verhoogde beschikbaarheid. De hoeveelheid sediment in suspensie kan begrensd zijn door de erodeerbare laag van het estuariumbed. Als gevolg zou een toename van de hoeveelheid gemakkelijk erodeerbaar sediment op de bodem, een verhoging van de sedimentconcentraties kunnen verklaren. Een dergelijke toename zou kunnen worden verklaard door een toename van het totale hoeveelheid erodeerbaar materiaal op de bodem, of een kwalitatieve verandering in de samenstelling van de bodem, waardoor die meer erodeerbaar wordt.

Door het voortdurend terugstorten van vers gebaggerde specie is het materiaal dat bezinkt waarschijnlijk erg mobiel en erodeert het gemakkelijk. Bovendien bevat het materiaal dat in het Deurganckdok bezinkt waarschijnlijk een groter aandeel aan fijne deeltjes (vanwege de lage stroomsnelheden en turbulentie), en is bijgevolg de samenstelling van de erodeerbare laag bij de stortplaatsen mogelijk aangereikt met fijnere sedimenten.

Theoretisch zou het ook kunnen dat een verandering in de benthische biologie (bodemleven) op de stortplaats de erodeerbaarheid kan beïnvloeden. Door allerlei antropogene ingrepen met grotere waterdieptes en hogere dynamiek tot gevolg, zowel wat betreft stroomsnelheden als zoutgehaltes, geloven we echter dat ook voor 2009 niet veel biologische activiteit was op de stortlocaties in de Zeeschelde en de impact van benthische biologie hier beperkt was. In andere delen van het estuarium kan een veranderde benthische biologie wel een impact hebben gehad.

Tenslotte kan ook een afname van de sedimentatiemogelijkheden leiden tot meer SPM. Er zijn geen aanwijzingen dat recent de oppervlakte aan schorren verminderde, in tegendeel. Door verschillende herstelprojecten nam de oppervlakte toe. Wel is de hoogteligging van vele schorren gewijzigd, en bijgevolg ook de overstromingsfrequentie en de accretie op deze schorren. Ook aanzienlijke oppervlakten slik (o.a. Tijarm, Durme) kenden de voorbije jaren een sterke aanslibbing (deels gevolgd door slibruiming).

4. Kwalitatieve verandering van zwevende stof. Sedimenten kunnen langer in suspensie blijven, of hoger zweven in de waterkolom wanneer de sedimentatiesnelheid van de deeltjes afneemt. Dit kan het gevolg zijn van een afname van de primaire deeltjesgrootte, of wanneer het cohesieve partikels betreft, een afname van de grootte van de aggregaten. De mogelijk kleinere partikels die in Deurganckdok sedimenteren, werden reeds vermeld. Een deel daarvan zou normaal gesproken met de washload uit het estuarium spoelen. Vanwege de baggerloop (in suspensie -> sedimentatie -> baggeren -> terugstorten -> in suspensie) wordt een deel van de specie opgehouden in de zone waar baggeren en storten plaatsvindt: de baggerloop kan zo de verblijftijd van zeer fijne deeltjes sterk verhogen.

Andere mogelijke oorzaken van kwalitatieve verandering van zwevende stof zijn die factoren die de aggregatie van partikels beheersen. Aggregatie is niet alleen afhankelijk van turbulentie en concentratie, maar ook van zoutgehalte, de hoeveelheid en de fysisch-chemische eigenschappen van organisch materiaal in suspensie en de uitscheiding van kleverige polysachariden (EPS, TEP) door bacteriën en algen.

De biologische eigenschappen van de waterkolom zijn in het afgelopen decennium significant veranderd. Tot voor 2003 was de Boven-Zeeschelde elke zomer quasi zuurstofloos. Tot 2007 kwam ongezuiverd afvalwater uit Brussel in de Rupel en Beneden-Zeeschelde. Vanaf 2003 herstelde het ecosysteem in de Boven-Zeeschelde. Door de geleidelijke verbetering van de waterkwaliteit in het bekken, bereikte het ecosysteem in de Boven-Zeeschelde in 2003 een keerpunt: zeer sterke algenbloei werd mogelijk en de Zeeschelde veranderde van een respiratie gedomineerd systeem in een systeem met netto primaire productie. Deze evolutie in de Zeeschelde loopt parallel met een verandering van de SPM-Q relatie. Voor de Rupel was het wachten tot 2007 toen de waterzuiveringsinstallatie van Brussel in werking trad. Vanaf 2008 trad bijgevolg daar een plotse verbetering op. Dat is tevens de periode waarin de debietsafhankelijkheid van SPM in de Rupel een grote sprong maakt.

De algemene verbetering van de waterkwaliteit in de Zeeschelde wordt als directe verklaring aangeduid voor het herstel van zoöplanktongemeenschappen in de Boven-Zeeschelde. Benthische gemeenschappen kenden daarentegen een sterke achteruitgang, een achteruitgang die nog niet opgehelderd is.

Waterzuivering heeft geleid tot een afname van de concentratie particulier organisch materiaal in het estuarium, en mogelijk ook een verandering in de fysisch-chemische eigenschappen ervan. Als gevolg hiervan is de aggregatie van cohesive sedimenten door organische componenten en door bacteriële activiteit mogelijk verminderd. Het relatieve belang van organisch materiaal en aanwezige bacteriële populaties in vlokvorming in estuaria is echter grotendeels onbekend.

De verbetering van de waterkwaliteit ging in de Zeeschelde gepaard met een sterke toename van de algenbloei. Ook van algen is gekend dat zij polysachariden kunnen uitscheiden die een effect hebben op vlokvorming. Een beïnvloeding van de biologie op het SPM gedrag is dus mogelijk. De SPM-Q relatie vertoont evenwel geen duidelijk seizoenaal patroon (Figuur 5-35).

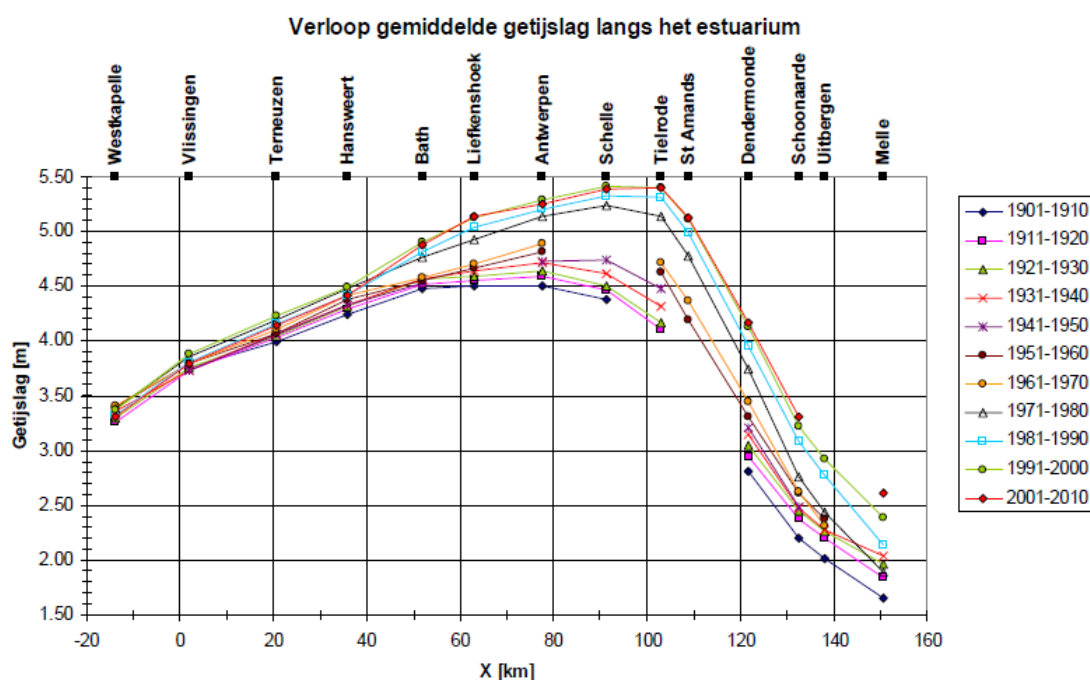
5. Verhoging van erosieve krachten. Een verhoging van SPM kan worden veroorzaakt door een toename van de schuifspanning nabij de bodem. Er is een langetermijn trend van toenemende waterstanden en een parallelle dalende tendens voor laagwaters, welke wellicht gepaard gaan met toegenomen stroomsnelheden. Dit is een lange termijn trend, die bovendien een zekere schommeling kent (18.6 jarige cyclus). Er zijn dus perioden met versnelde toename gevolgd door perioden met eerder stagnatie of afname.

6. Meer aanvoer uit het bekken. Een verhoogde aanvoer van sedimenten uit het bovenstroomse rivierbekken kan een toename in SPM verklaren. Hier zijn geen indicaties voor, maar de evolutie inkomende concentraties en vrachten moet gecheckt worden.

7. Veranderde debieten. De netto zoetwaterdebieten hebben, zeker in de Boven-Zeeschelde een invloed op het getij (zie eerder). Bij hoge debieten nemen de hoog- en laagwaterstanden toe. De laagwaterstanden nemen proportioneel sterker toe, waardoor de tijamplitude daalt bij hoge debieten. Bij lage debieten wordt het omgekeerde vastgesteld. Door hun invloed op het getij, beïnvloeden debieten dus ook de tidal pumping en de sediment dynamiek. Veranderende debieten, zullen dus een impact hebben op de zwevende stof in het estuarium.

5.7.7. Invloed getijslag

Zoals aangetoond in sectie 5.2 varieert SPM binnen een getijcyclus en binnen een doottij-springtijcyclus. Maar op lange termijn heeft het getij ook zijn invloed op SPM in de vorm van getijslag. Voor getijslag (of het verschil in hoog- en laagwater) blijkt uit een studie in kader van van LTV – Veiligheid & Toegankelijkheid (Kuijper and Lescinski, 2012), dat de gemiddelde getijslag doorheen het Schelde-estuarium de afgelopen decennia is toegenomen en bovendien dieper het estuarium binnen dringt (Figuur 5-40). Deze evolutie zal zijn invloed uitoefenen via feedbackmechnisme op SPM en de stroomsnelheden die zullen toenemen (IMDC, 2017).

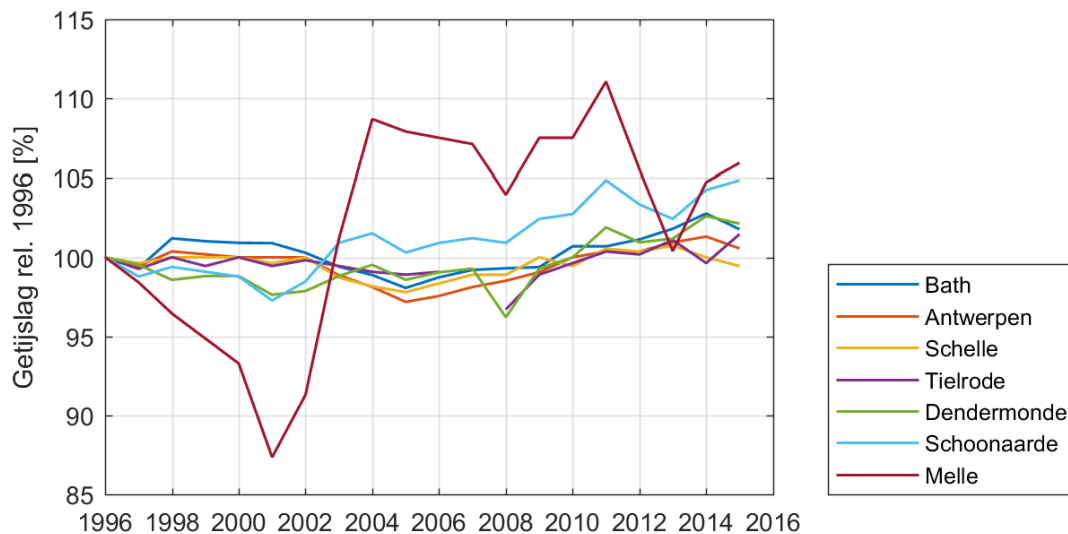


Figuur 5-40: 10-jarig gemiddelde getijslag voor opeenvolgende decaden tussen 1901 en 2010 (Kuijper and Lescinski, 2012)

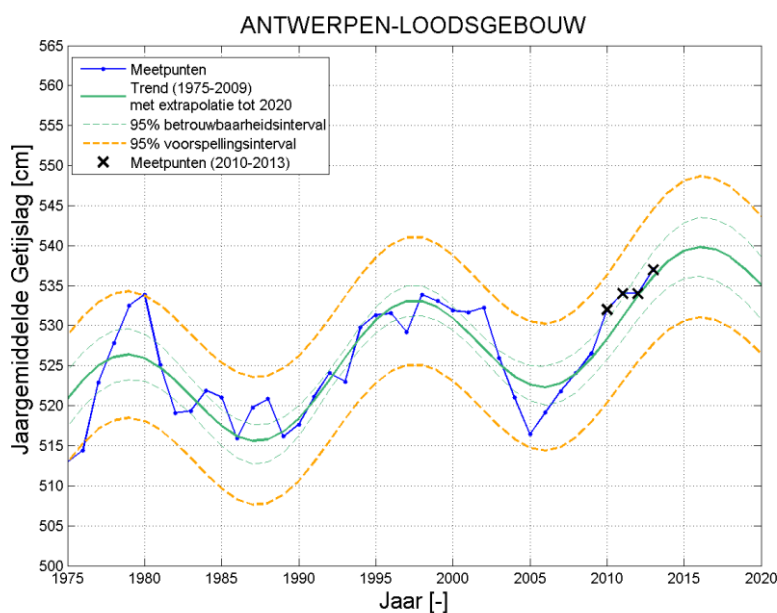
In Figuur 5-41 wordt de relatieve getijslag ten opzichte van het OMES startjaar 1996 uitgezet voor enkele tijstations op de Zeeschelde. In de waarnemingen voor de Beneden-Zeeschelde nemen we sinds 2009 een lichte toename waar ten opzichte van 1996. Voor 2009 was de getijslag lager dan 1996 met de laagste waarden voor getijslag in meetjaar 2005. Dit is een gekend gevolg van de verandering van de helling van de maanbaan rondom de aarde die zo zijn invloed uitoefent op het getij, waardoor de getijslag met ongeveer een periodiciteit van 18.6 jaar varieert. In Figuur 5-42 wordt de getijslagcycli te Antwerpen uitgelicht. Deze waarnemingen geven de periodiciteit mooi weer met maximale getijslag rond 1998-1999 en 2016-2017. In de periode 2005-2006 zijn de getijslag en de jaargemiddelde SPM-waarden in de Beneden-Zeeschelde lager (Figuur 5-25) om nadien toe te nemen. Als we periodiciteit buiten beschouwing laten, neemt de getijslag nog steeds licht toe in dit gebied en ter hoogte van Tielrode t.o.v. 1996. In IMDC(2016) wordt op basis van een multivariaat analyse aangetoond dat getijcyclus een bepalende factor is voor SPM voor de permanente stations in de Beneden-Zeeschelde en Driegoten (zoete zone met lange verblijftijd) en kan een eventuele trend in SPM aan de permanente metingen verklaard worden door de getijslag. Aan de permanente meetstation Driegoten (ter hoogte van Lippenbroek/Tielrode) wordt het effect van bovenafvoer belangrijker dan aan de meer stroomafwaartse permanente meetstations.

Verder stroomopwaarts (Schoonaarde en Melle in Figuur 5-41) wordt de periodiciteit van 18.6 jaar niet waargenomen. De getijslag neemt t.o.v. 1996 eerder af om vanaf 2002-2003 sterk toe te nemen. Dit kan ten dele gelinkt worden aan schommelingen in debiet (zie verder). In 2015 echter lag de getijslag

ongeveer 10% hoger dan in 1996, wat relatief gezien een sterkere stijging is dan aan meer afwaarts gelegen getijstations. Dit zal er voor zorgen dat dit gedeelte van de Zeeschelde meer een karakter van een getijrivier heeft gekregen en is dus veel dynamischer dan voorheen. Door dit dynamisch karakter kan er ook meer SPM in suspensie gehouden worden. Dit effect dient verder onderzocht te worden.



Figuur 5-41: De relatieve getijslag t.o.v. OMES startjaar 1996 voor tijstations gelegen in de Zeeschelde (afgeleid van de MONEOS-rapporten).

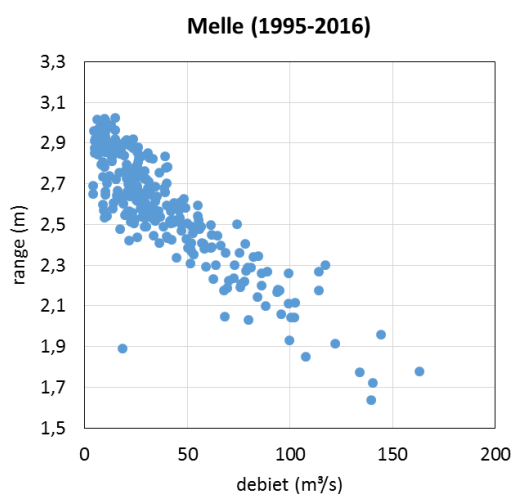


Figuur 5-42: De jaargemiddelde getijslag voor tijstation Antwerpen inclusief de prognose tot jaar 2020 (bron: IMDC(2017)).

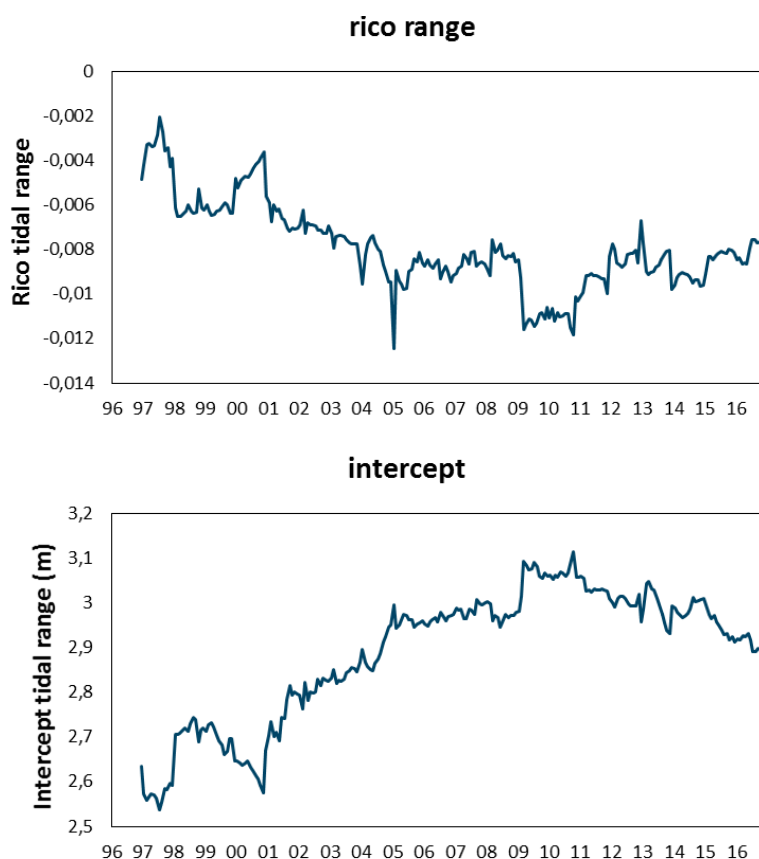
Zoals reeds aangehaald, wordt in de Boven-Zeeschelde het getij mee beïnvloed door het debiet. Dit wordt geïllustreerd in Figuur 5-43, waaruit de debietsafhankelijkheid van de tidal range duidelijk blijkt.

Deze debietsafhankelijkheid van het getij is, net zoals bij SPM, niet constant in de tijd. Analoog aan de SPM analyse, werd ook voor tidal range verkennend gekeken hoe de debietsafhankelijkheid evolueert in de tijd (Figuur 5-44). De intercept, dit is de tidal range geëxtrapoleerd naar debiet 0, vertoont een sterke toename van ca 2.5 meter midden jaren '90 naar 3.0 meter in 2006-2008, met een sprong naar 3.1 meter in 2009. Nadien neemt de intercept weer beperkt af. De toename van de intercept (dus van

de tidal range bij debiet 0) zal ongetwijfeld een invloed hebben op stroomsnelheden, en dus mogelijk ook op SPM. De richtingscoëfficiënt daalt over de beschouwde periode met een factor 2 tot 3. Dit wijst erop dat bij lage debieten het getij steeds sterker wordt te Melle. Deze evolutie, en de link met SPM, verdienen duidelijk verdere aandacht.

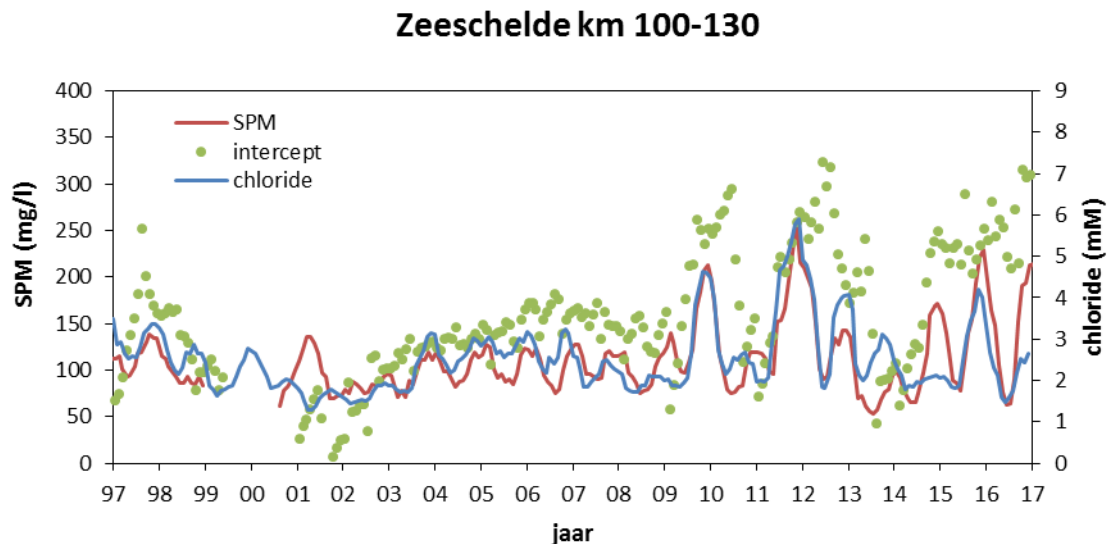


Figuur 5-43 maandgemiddelde tidal range (HW-LW) te Melle in functie van debiet te Melle, voor de periode 1995-2016



Figuur 5-44 Rico en intercept van de trendlijn over verschuivende periode van 12 maanden voor de correlatie tidal range – debiet, in functie van de tijd. Data getij en debiet te Melle (www.waterinfo.be)

Indicaties dat er wijzigingen zijn in het getij, die een impact kunnen hebben op tidal pumping en SPM vinden we ook in de chloride data. In Figuur 3-6 werd reeds de toename in chloride getoond, en wordt als oorzaak een toegenomen tij-invloed aangehaald. Figuur 5-45 toont de zesmaandelijks gemiddelde SPM en chloride concentratie en de intercept van de SPM-debiet relatie. Allen vertonen een min of meer gelijkaardig verloop. Rond 2001-2002 kennen beide een minimum, en vanaf 2009 vertonen beide hoge pieken. Ook de frequentie van die pieken loopt min of meer gelijk, behalve in 2014.



Figuur 5-45 Gemiddelde chloride concentratie (zesmaandelijks glijdend gemiddelde) (blauwe lijn), gemiddelde SPM concentratie (zesmaandelijks glijdend gemiddelde) (rode lijn) en intercept voor de SPM-debiet relatie (zesmaandelijks venster, variabele time lag, analoog aan Figuur 5-35) (groene stippen) voor de zone km 100-130 in de Zeeschelde.

5.7.8. Invloed van baggeren en storten

In IMDC (2013, 2016) wordt aangetoond op basis van de continue meetreeksen aan meetstations (Boei84, Oosterweel en Driegoten) dat naast getij, bovenafvoer ook stortvolumes van slib afkomstig van de baggerwerkzaamheden hun invloed hebben op SPM in de Zeeschelde. Vandenbruwaene *et al.* (2016) toont duidelijk in zijn analyse aan dat SPM aan het permanente station Oosterweel afneemt met aantal dagen dat er geen stortingen zijn. De relatie verloopt vermoedelijk in 2 richtingen. Bij toename van SPM concentraties nabij de sluistoegangen en dokken zullen de bagger- en stortvolumes ook toenemen en in andere zin zal bij toenemend stortvolumes de SPM concentraties nabij de stortzones toenemen. Nabij de stortzones in de Beneden-Zeeschelde worden de concentraties beïnvloed op zowel korte als lange termijn ten gevolge van de stortvolumes. Zelfs aan het continue meetstation Driegoten (Boven-Zeeschelde) wordt een invloed op lange termijn waargenomen.

De relatie tussen jaar- of seizoensgemiddelde concentraties en stortvolumes van slib in de Beneden-Zeeschelde (stortzones Oosterweel, Plaat van Boomke, Punt van Melsele) werd daarom ook onderzocht op de OMES-datasets (Figuur 5-46). In de Beneden-Zeeschelde wordt er een relatie tussen de jaar- of seizoensgemiddelde concentraties en de stortvolumes van fijn sediment aan Plaat van Boomke, Punt van Melsele en Oosterweel gevonden. De relatie geldt zowel in de bovenste als de onderste helft van de waterkolom, maar is wel sterker in de onderste helft. De relatie geldt zowel tijdens de zomer- als de winterperiode.

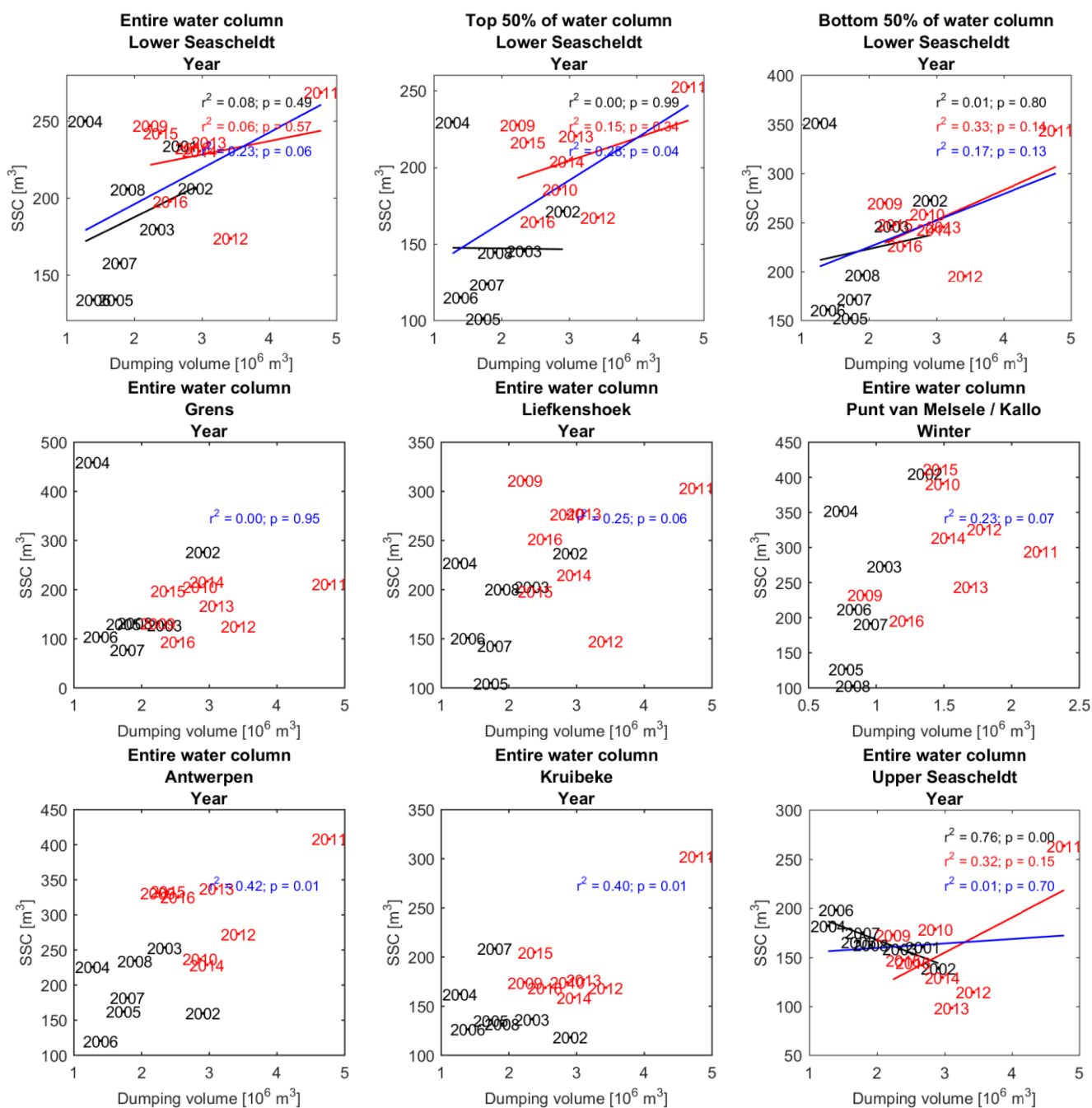
Opvallend is wel dat er geen significante relatie wordt vastgesteld bij de stations afwaarts gelegen van de stortzones, uitgezonderd van station Liefkenshoek. Mogelijk wordt station Liefkenshoek beïnvloed door de baggerwerkzaamheden rondom Deurganckdok waarvan de baggerspecie hoofdzakelijk

opwaarts wordt gestort en zorgt toch voor een (zwakke) relatie. Deurganckdok op zichzelf kan ook een rol als sedimentvanger waardoor de SPM concentraties afwaarts van Deurganckdok afnemen. Opwaarts van de stortzone voornamelijk bij station Antwerpen en Kruibeke, wordt wel een significante relatie gevonden tussen stortvolumes en zwevende stof. Bij hogere stortvolumes zijn de meetjaren aan zwevende stof ook hoger.

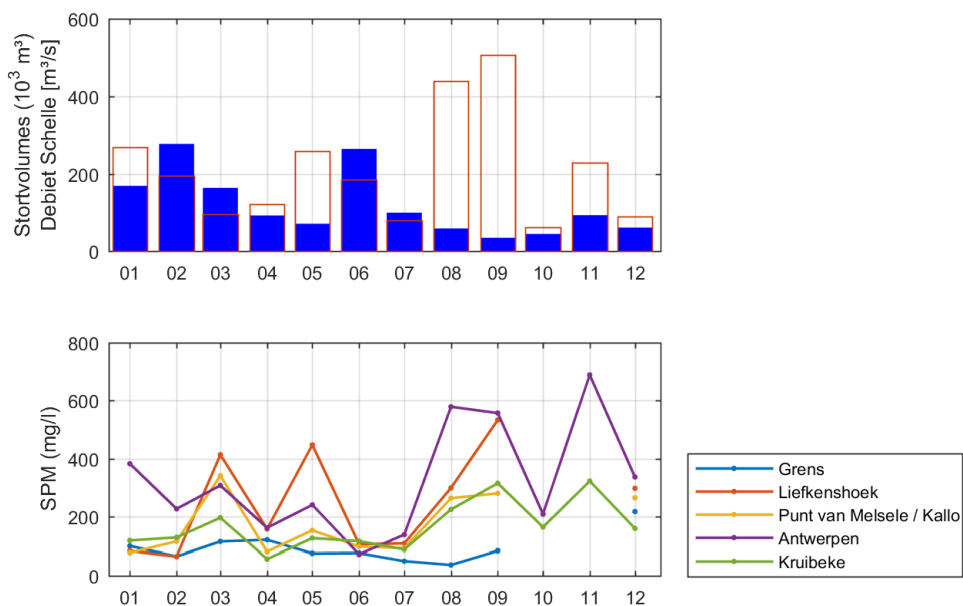
In de Boven-Zeeschelde is de relatie minder duidelijk. Indien meetjaar 2011 niet beschouwd wordt, wordt in de Boven-Zeeschelde eerder een omgekeerde relatie vastgesteld. Meetjaren met een lage zwevende stofgehalte in de Boven-Zeeschelde wordt gerelateerd met hoge stortvolumes in de Beneden-Zeeschelde. Of bij hoge debieten wordt de sedimentvracht meer afwaarts afgevoerd, dalen de concentraties in de Boven-Zeeschelde en bezinken deze eerder in de Beneden-Zeeschelde.

In 2016 is +/- 2.5 miljoen m³ aan baggerspecie gestort wat een lichte toename is t.o.v. 2015, terwijl de SPM in de Zeeschelde eerder gelijk of afgenomen is. Wel dient er opgemerkt dat de stortvolumes in meetjaar 2016 vooral plaats vonden in de maanden augustus en september. Tijdens deze maanden (uitgezonderd van de maand november) zijn de SPM concentraties ook hoger in de Beneden-Zeeschelde (Figuur 5-47). Zoals bovenstaand vastgesteld, suggereert dit dat SPM sterk wordt beïnvloed door de opwaartse debieten van twee maanden eerder. In de maanden juni en juli waren de bovendebieten uitzonderlijk hoog en zorgen waarschijnlijk voor verhoogde SPM concentraties tijdens de maanden augustus en september.

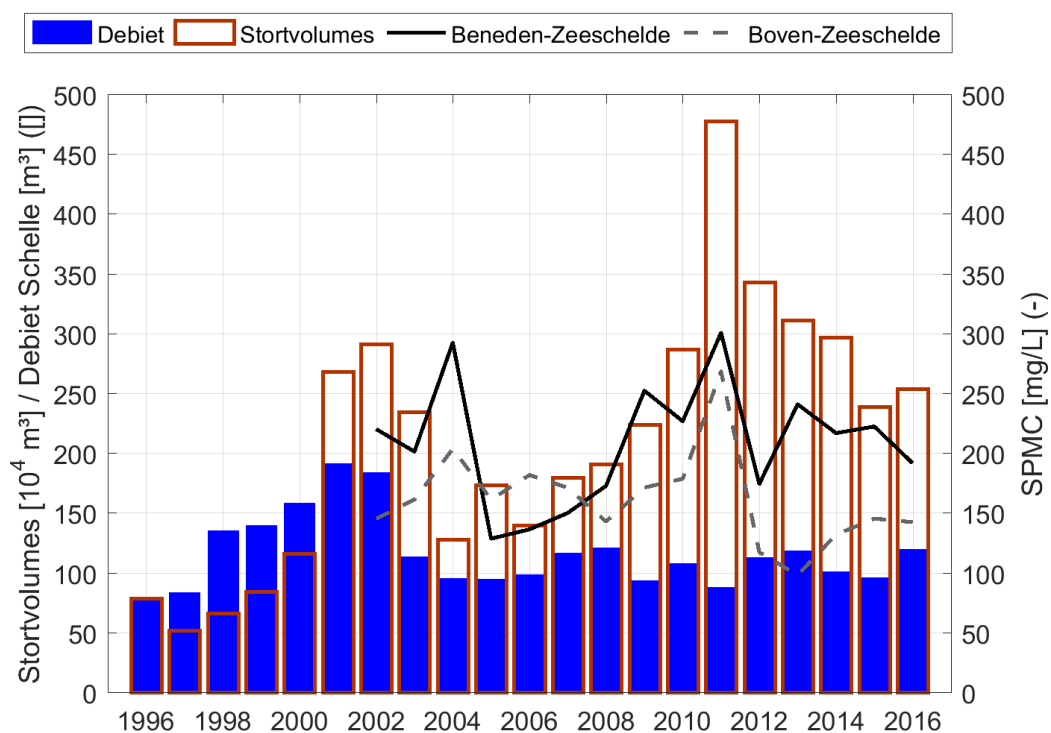
Er dient wel opgemerkt dat in meetjaar 2011 bijna 5 miljoen m³ aan materiaal werd gestort in de Beneden-Zeeschelde (Figuur 5-48). Het stortvolume in 2011 was voornamelijk hoger wegens aanpassing van de onderhoudsdiepte in Deurganckdok. Gecombineerd met een lage afvoer heeft dit vermoedelijk geleid tot een uitzonderlijk jaar aan zwevend stofconcentraties in de Zeeschelde (IMDC, 2016).



Figuur 5-46: Relatie tussen stortvolumes en zwevende stof in de Beneden- en Boven-Zeeschelde.



Figuur 5-47: Boven: De evolutie van de stortvolumes (bruin) aan plaat van Boomke, punt van Melsele en Oosterweel binnen het meetjaar 2016 incl. de bovenafvoer te Schelle (blauw). Onder: de evolutie van SPM concentraties van Grens tot Kruibeke.



Figuur 5-48: Evolutie van het jaardebiet te Schelle, jaarstortvolumes in Beneden-Zeeschelde (plaat van Boomke, punt van Melsele, Oosterweel) en van zwevende stof in Zeehelde op basis van dieptestalen.

Hoofdstuk 6. Plankton

6.1. Inleiding

Plankton wordt gedefinieerd als de verzameling van alle organismen die voornamelijk zwevend in het water leven, en zodoende voor hun (passieve) verplaatsing vooral afhankelijk zijn van de heersende stromingen. Binnen OMES worden zowel fyto- (plantaardig) als zoö- (dierlijk) plankton opgevolgd. Ook het fytobenthos, dit zijn de op de bodem of sediment levende algen, worden opgevolgd en mee in dit hoofdstuk gerapporteerd.

Plankton is sterk afhankelijk van de waterkwaliteit. Deze is de voorbije 20 jaar spectaculair gewijzigd, van een quasi zuurstofloos, dood systeem in de zomer naar een systeem met sterke algenbloei. De verbetering van de waterkwaliteit, met een regime shift van een heterotroof naar een autotroof systeem, werd uitgebreid besproken in de vorige OMES rapportage (Maris et al., 2016). De verbetering werd toegeschreven aan de gestage verbetering van de kwaliteit in het bekken, ten gevolge van waterzuivering en reductie van stikstof en fosfaat, en het hierdoor herstelde zelfzuiverende vermogen van het estuarium. Dankzij een verminderde vuilvracht werd sterke algenbloei vanaf 2003 terug mogelijk, met sterke zuurstofproductie tot gevolg, waardoor in de Zeeschelde de resterende vuilvracht versneld verwerkt kan worden. Naast een evidente rol als basis van de voedselketen, speelt het fytoplankton bijgevolg ook een essentiële rol in het waterkwaliteitsverhaal van de Zeeschelde.

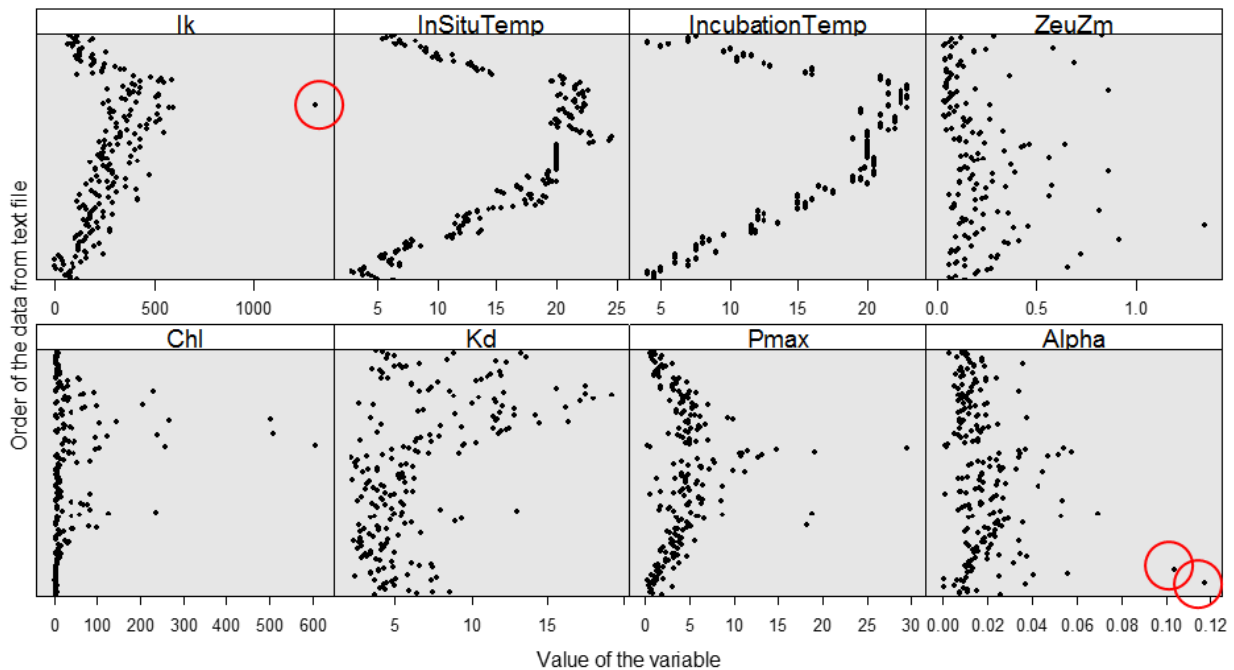
De laatste jaren, na de regime shift, kent de Zeeschelde een stabielere, zuurstofrijk systeem. In het volgende luik wordt ingegaan op de evolutie van fytoplankton na de regime shift, waarbij de trends gedurende de laatste 7 jaar worden toegelicht.

6.2. Fytoplankton in de eutrofe Zeeschelde: analyse van de voorbije 7 jaar.

In de huidige Zeeschelde speelt de onderdrukking van algenbloei door de slechte waterkwaliteit (lage zuurstofconcentratie, aanwezige ammonium) wellicht geen rol van betekenis meer. Hoewel er nog meer dan voldoende nutriënten zijn, treden er momenteel toch geen problemen op met overmatige algenbloei. Zo'n overmatige algenbloei kan de bekende negatieve effecten vertonen van eutrofiëring, zoals schommelingen in zuurstofconcentraties tussen dag en nacht (overdag produceren de algen zuurstof, 's nachts gebruiken ze daar zelf weer een deel van) en het mogelijk voorkomen van schadelijke algensoorten. Op dit moment veroorzaakt de algenbloei echter geen acute problemen. Wellicht vormt lichtklimaat nu steeds de limiterende factor. Bovendien kan de herstellende zoöplanktonpopulatie nu een rol van betekenis gaan spelen in het controleren van de algenbloei. Zoöplankton voedt zich immers met fytoplankton, en in vele gezonde estuaria is aangetoond dat de

algenpopulatie door een combinatie van fysische randvoorwaarden en begrazing door zoöplankton wordt bepaald.

In de volgende luiken wordt de evolutie van fytoplankton besproken in de eutrofe, zuurstofrijke Zeeschelde gedurende de voorbije zeven jaar: biomassa, soortensamenstelling en primaire productie. Figuur 6-1 geeft, ter controle van de datakwaliteit, in een dotplot de gemeten waarden voor een aantal elementaire fytoplankton parameters. Voor I_k (zie verdere toelichting in paragraaf 6.2.7 Fotosynthese parameters: I_k) wordt een zeer hoge waarde gevonden (rood omcirkeld), waarschijnlijk een gevolg van het feit dat er geen fotoinhibitie in de PI-curve is gevonden en een waarde voor I_k wordt geïnterpoleerd, ver buiten het bereik van de maximale lichtintensiteiten in de incubator ($\sim 800 \mu\text{mol fotonen m}^{-2} \text{s}^{-1}$). De twee outliers voor α^B , de initiële helling van de fotosynthese licht (PI) curve, zijn gecorrigeerd door het gemiddelde te nemen van de datum ervoor en erna. Vervolgens zijn de primaire producties voor die periode opnieuw berekend. P_{max}^B vertoont een duidelijk seizoenspatroon, waarbij de meeste hoge waarden rond de $10 \text{ mgC (mg chl a)}^{-1} \text{h}^{-1}$ liggen. Een aantal waarden is duidelijk hoger, maar er is geen duidelijke outlier. Net als voor de vorige rapporten is de waarde van P_{max}^B op $30 \text{ mgC (mg chl a)}^{-1} \text{h}^{-1}$ gemaximeerd. De overige parameters lijken geen duidelijke uitschieter te bevatten. De hoge waarden voor Chl a zijn hoogstwaarschijnlijk het gevolg van de maximale waarden gevonden tijdens de bloei.

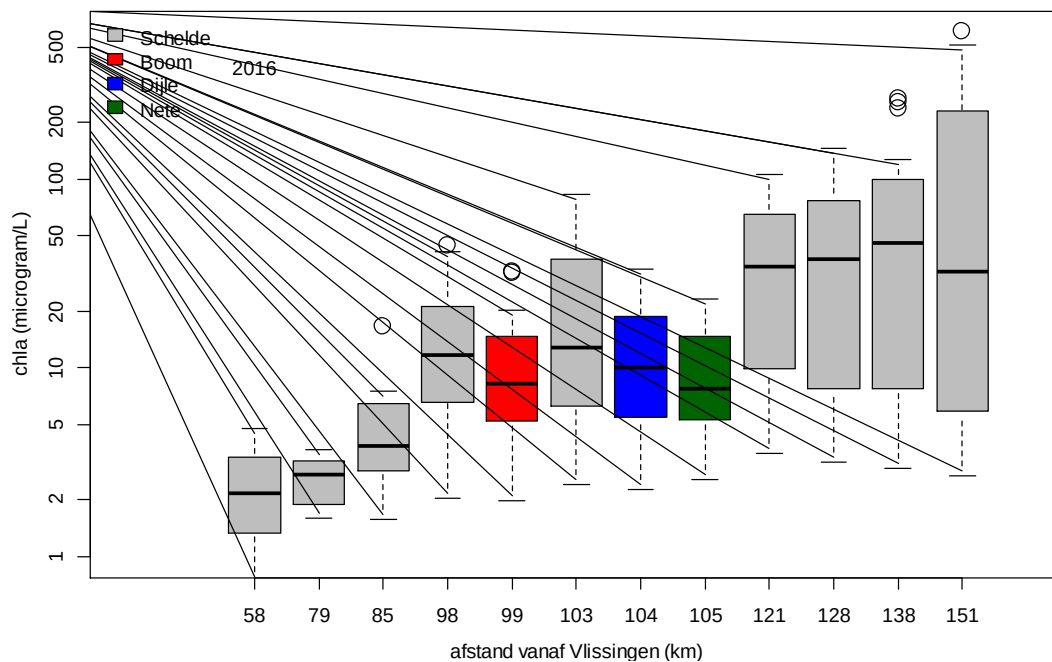


Figuur 6-1 kwaliteitscontrole op de fytoplankton biomassa (Chlorofyl-a (Cha) als proxy) en de fotosynthese parameters. Outliers zijn in rood omcirkeld.

6.2.1. Fytoplankton biomassa: chlorofyl a

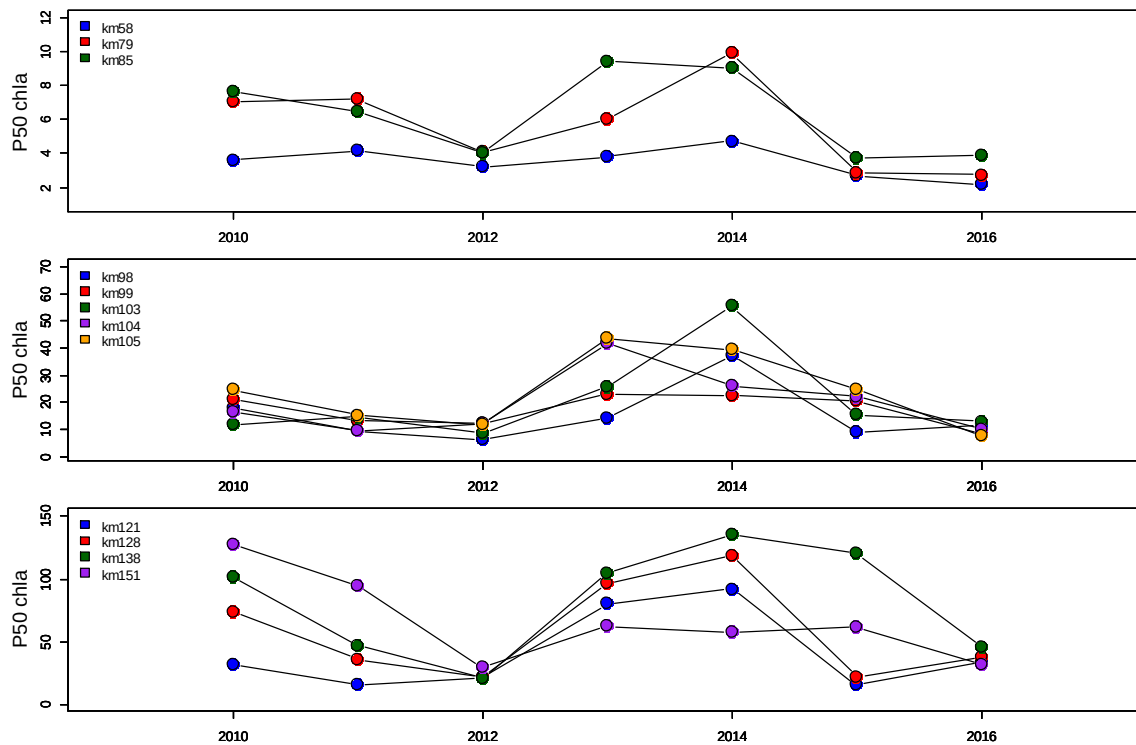
Als maat voor de fytoplankton biomassa wordt de chlorofyl a (chl a) concentratie opgevolgd. Zoals ieder jaar waargenomen, loopt de Chl a-concentratie sterk op vanaf station Grens (km 58) tot Temse (km 98) (Figuur 6-2). De mediane concentratie in de Rupel, de Dijle en de Nete zijn vergelijkbaar met het Zeeschelde station Lippenbroek (km 103). De mediane concentraties in de Zeeschelde tussen Dendermonde (km 121) en Melle (km 151) zijn vergelijkbaar, alhoewel de variatie over het jaar in Melle veel groter is dan in Dendermonde.

Om een vergelijking tussen de jaren te vereenvoudigen zijn de mediane waarden voor de Chl *a* concentraties (P50) geplot in Figuur 6-3. De laagste waarden worden waargenomen bij de grens (km58) en er is weinig verschil tussen km 79 (Antwerpen) en km 85 (Kruibeke). De waarden zijn gerangschikt in 3 groepen en voor alle drie groepen valt op dat de P50 waarden in 2012 onderling heel weinig verschillen en dat dit in het algemeen ook de laagste P50-waarden zijn. Verder valt op dat in de periode 2010-2012 Melle hoogste P50-waarden heeft, maar dat dit station tussen 2013-2016 de laagste P50 waarden vertoont (Figuur 6-3).

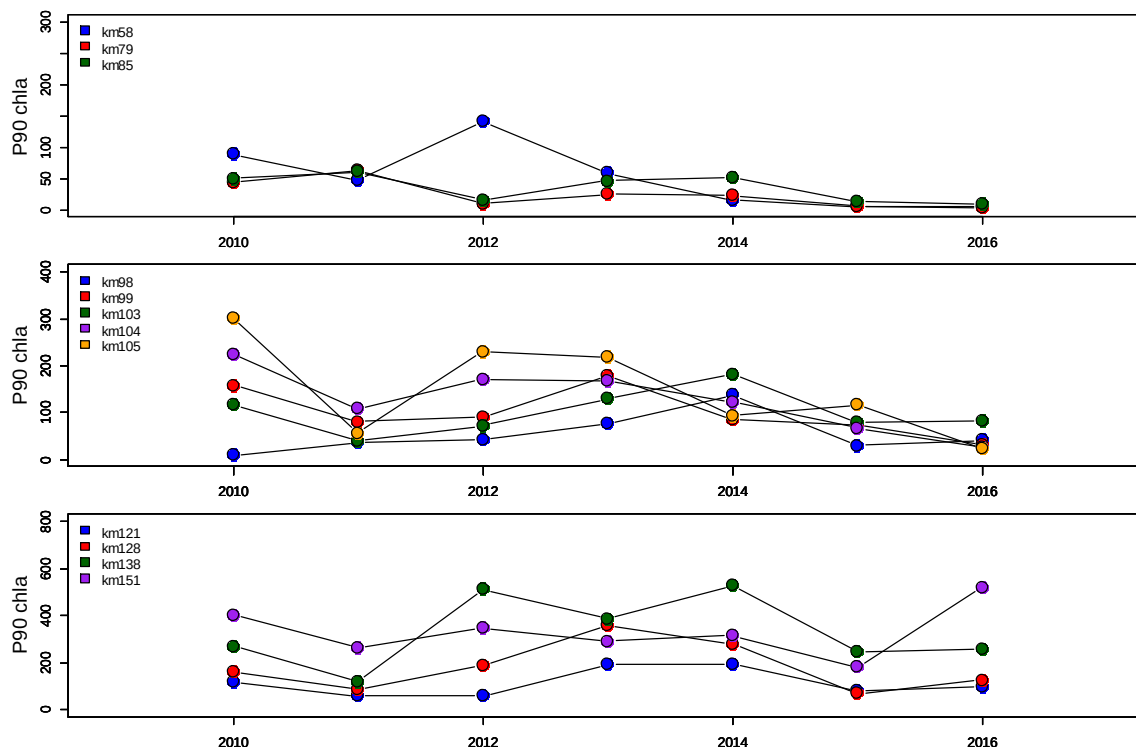


Figuur 6-2 Boxplot van de Chla concentraties voor de verschillende stations in 2016. Er zijn 3 groepen zichtbaar: km58-85, km 98-105 en km 121-km151.

De P90 waarden voor de Chla concentraties zijn weergegeven in de volgende plot (Figuur 6-4). Deze geven een inzicht in de maximale concentraties die tijdens de fytoplanktonbloei worden waargenomen. Er is geen duidelijk patroon zichtbaar, behalve dat in het algemeen stroomopwaarts de P90-waarden toenemen zoals duidelijker te zien in Figuur 6-2. Een duidelijk patroon over de jaren, zoals voor de P50 waarden is niet zichtbaar, met uitzondering van de 3 stations tussen de grens en Temse: deze stations lijken een afname te laten zien in de P90-Chla waarden. Of dit een gevolg is van een toename in de concentratie van zwevende stof kan hier niet worden nagegaan, maar een nadere beschouwing van de lichtextinctiecoëfficiënt k_d kan hier wel inzicht in geven.



Figuur 6-3 Mediane waarden voor de Chla (P50) voor de verschillende stations. Let op het verschil in de schaal op de Y-as.

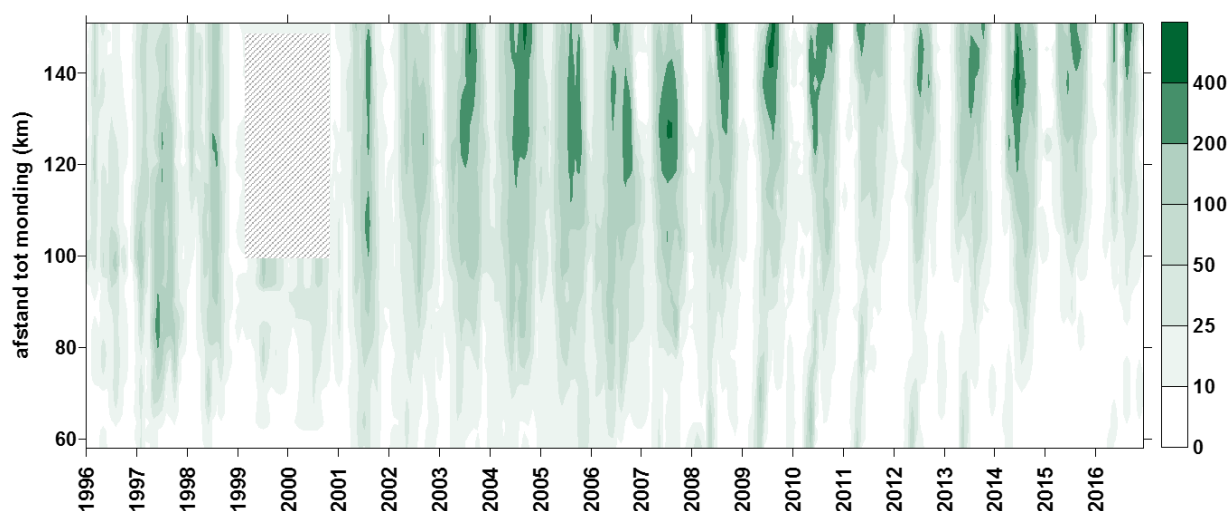


Figuur 6-4 90% percentiel waarden voor de Chla-concentraties.

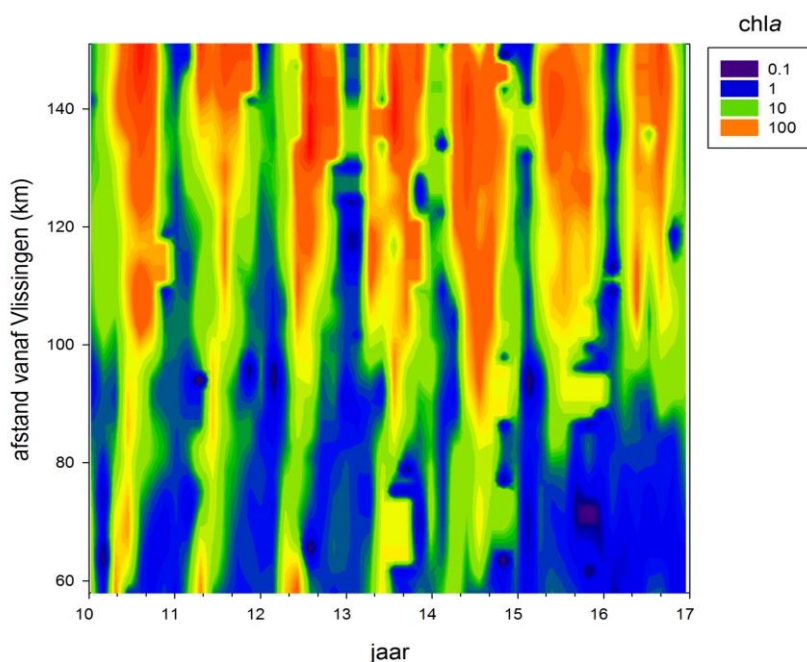
Een surface of contourplot geeft inzicht in de variatie in de tijd en ruimte van chl a. Figuur 6-5 toont de volledige OMES periode, waarbij duidelijk vanaf 2003 een veel sterkere algenbloei optreedt na de regime shift (uitvoerig besproken in de vorige OMES rapportage). Sinds 2008 lijkt er een geleidelijke

verschuiving van de maximale bloei intensiteit naar het bovenstroomse deel van het Schelde estuarium. Figuur 6-6 zoomt in op de periode 2010-2016, de periode met meer stabiele waterkwaliteit, waarbij de piek in algenbloei zich meer bevindt in de meest opwaartse stations van het estuarium. Om verschillen tussen de zeer hoge en lage concentraties duidelijk in de verf te zetten, is hier voor een logaritmische schaal gekozen. Opvallend is dat in de periode 2014 t/m 2016 nabij de grens geen duidelijke bloei in fytoplankton meer zichtbaar is. Dit is zorgelijk omdat het erop lijkt alsof de condities dus te slecht geworden zijn om significante groei van het fytoplankton toe te laten. Dit zal lokaal de draagkracht, die al niet hoog was in dit zeer troebele gebied, verder negatief beïnvloeden. Ook valt op dat in het gebied tussen km 100 en 150 de bloei kort onderbroken is waardoor het lijkt alsof er een aparte voorjaarsbloei en zomerbloei is opgetreden, met daar tussenin een korte periode met lagere Chl_a concentraties. Deze valt samen met een uitzonderlijk hoog debiet, en wordt toegeschreven aan een uitspoeling van de algenpopulatie in de meest opwaartse zone.

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



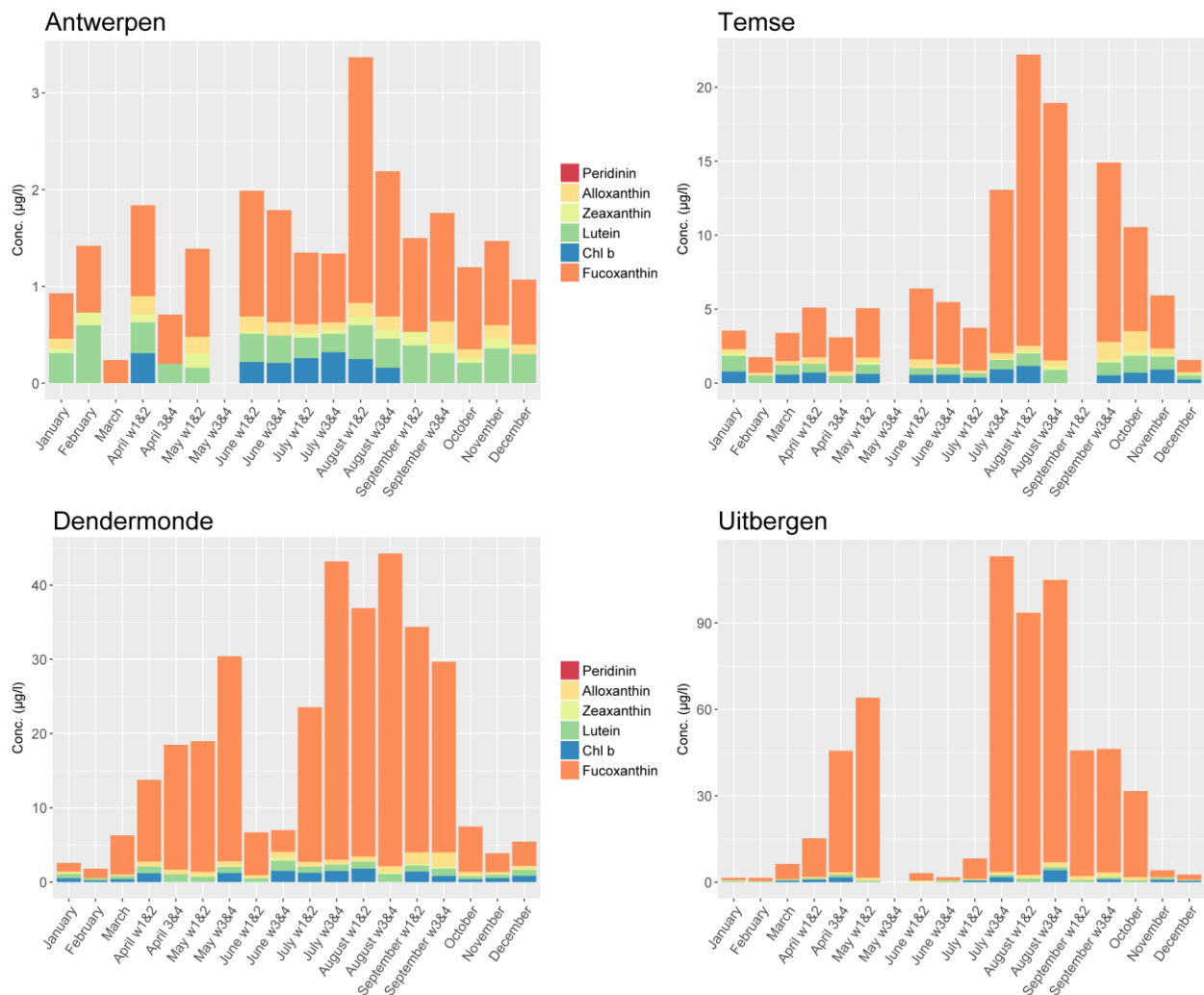
Figuur 6-5 Surface plot voor chlorofyl a ($\mu\text{g/l}$)



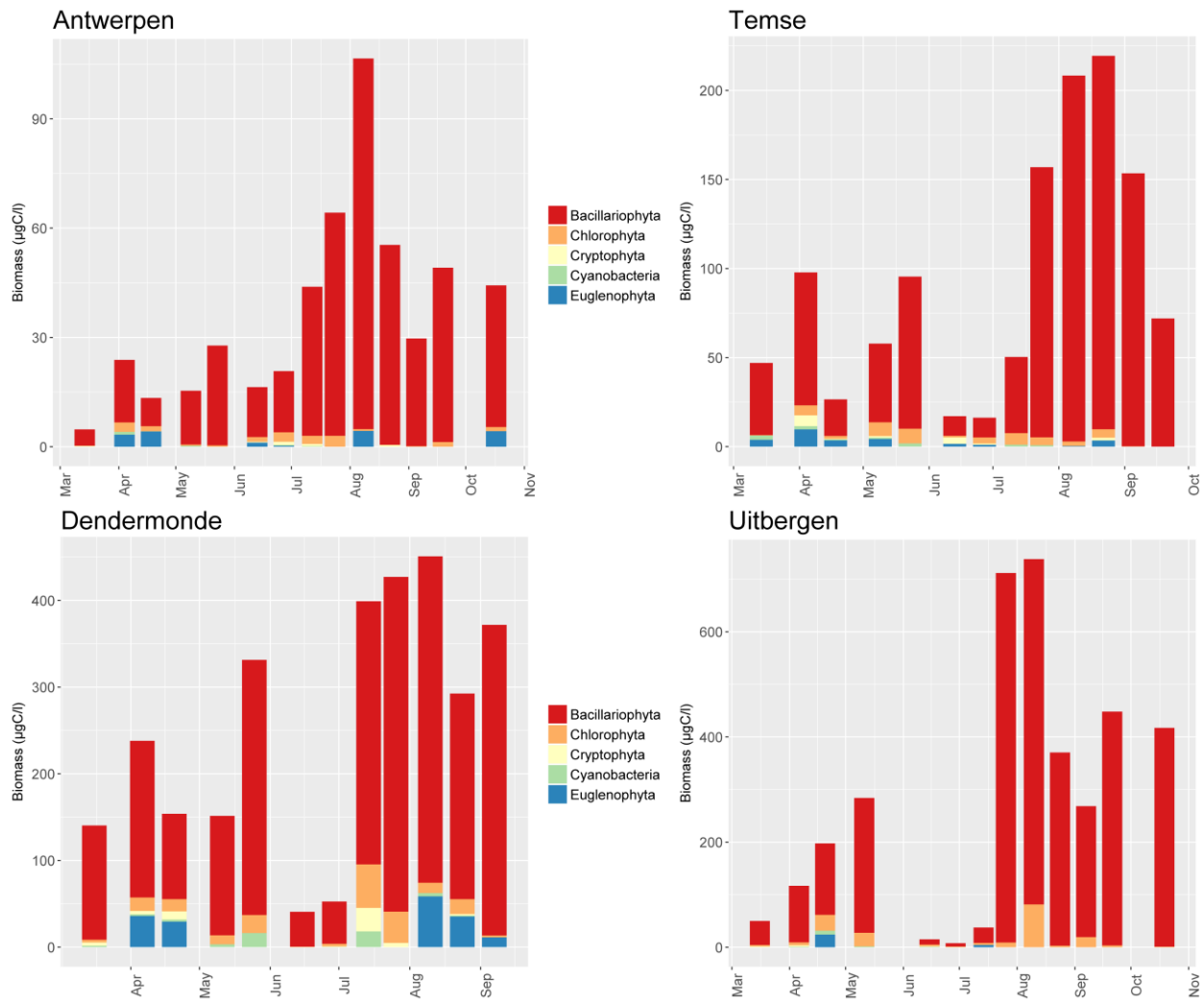
Figuur 6-6 contourplot chl a concentratie.

6.2.2. Fytoplankton gemeenschapssamenstelling

De fytoplankton gemeenschapssamenstelling wordt opgevolgd aan de hand van microscopische tellingen en pigmentanalyse. De pigmentanalyse toont aan dat er een dominantie is van fucoxanthine (Figuur 6-7), wat een belangrijk pigment voor diatomeeën is. Dit toont aan dat de fytoplankton gemeenschap in 2016, net als voorgaande jaren, voornamelijk uit diatomeeën bestaat. Chl b en luteïne zijn indicatief voor Chlorophyta (groenalgen) en euglenophyta; deze pigmenten zijn in lagere hoeveelheden aanwezig in vergelijking tot fucoxanthine. Hetzelfde geldt voor de pigmenten zeaxanthine, peridinine en alloxanthine, die respectievelijk kenmerkend zijn voor cyanobacteriën, dinoflagellaten en cryptophyta (Figuur 6-7). Ook hier valt op hoe in de maand juni de planktonpopulatie wordt gedecimeerd in het zoete. De uitkomsten van de pigmentanalyse worden ondersteund door microscopische tellingen (Figuur 6-8), waaruit blijkt dat de belangrijkste groep de diatomeeën zijn en de andere groepen in veel lagere aantallen voorkomen.



Figuur 6-7 Pigment samenstelling tussen januari en december van 4 monitoring stations in het Schelde estuarium. Links boven Antwerpen, rechts boven Temse, links onderin Dendermonde en rechts onderin Uitbergen. Let op de verschillende y assen.

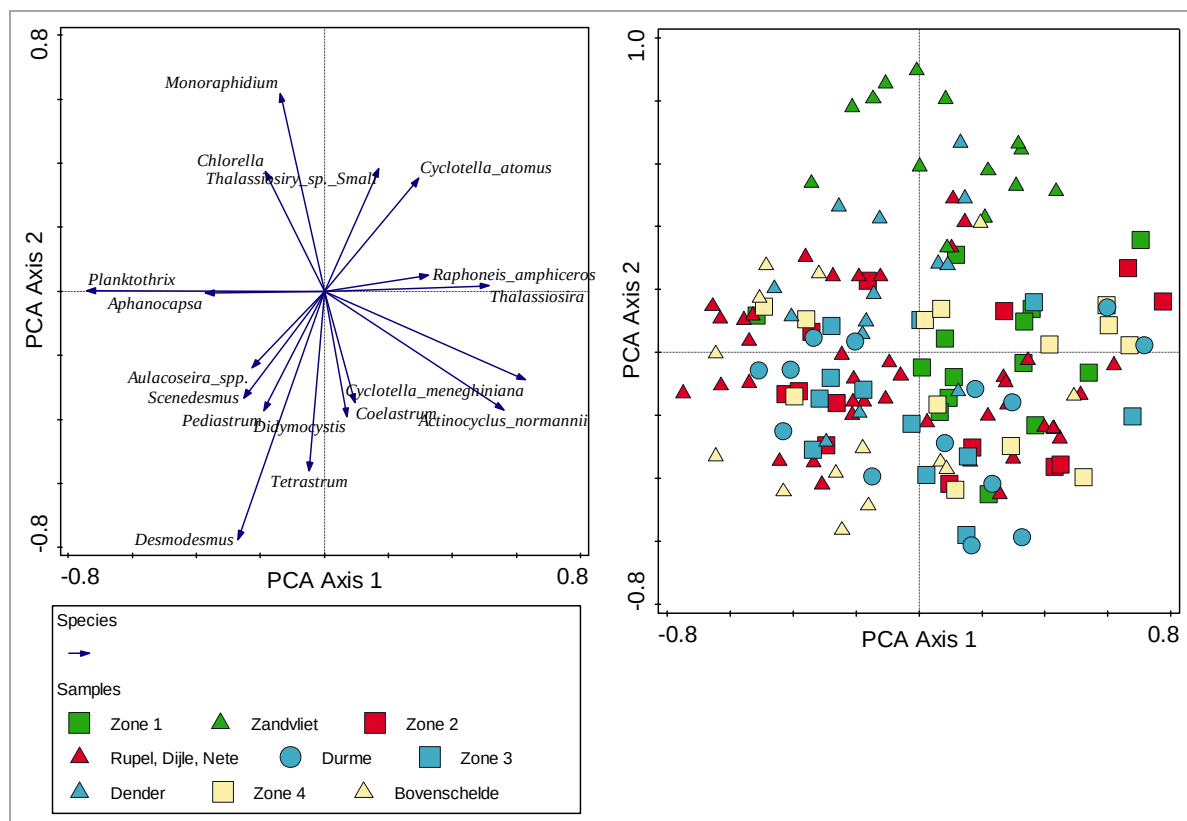


Figuur 6-8 Fytoplankton samenstelling (biomassa in $\mu\text{g C l}^{-1}$) tussen januari en december van 4 monitoring stations in het Schelde estuarium. Links boven Antwerpen, rechts boven Temse, links onderin Dendermonde en rechts onderin Uitbergen. Let op de verschillende y assen.

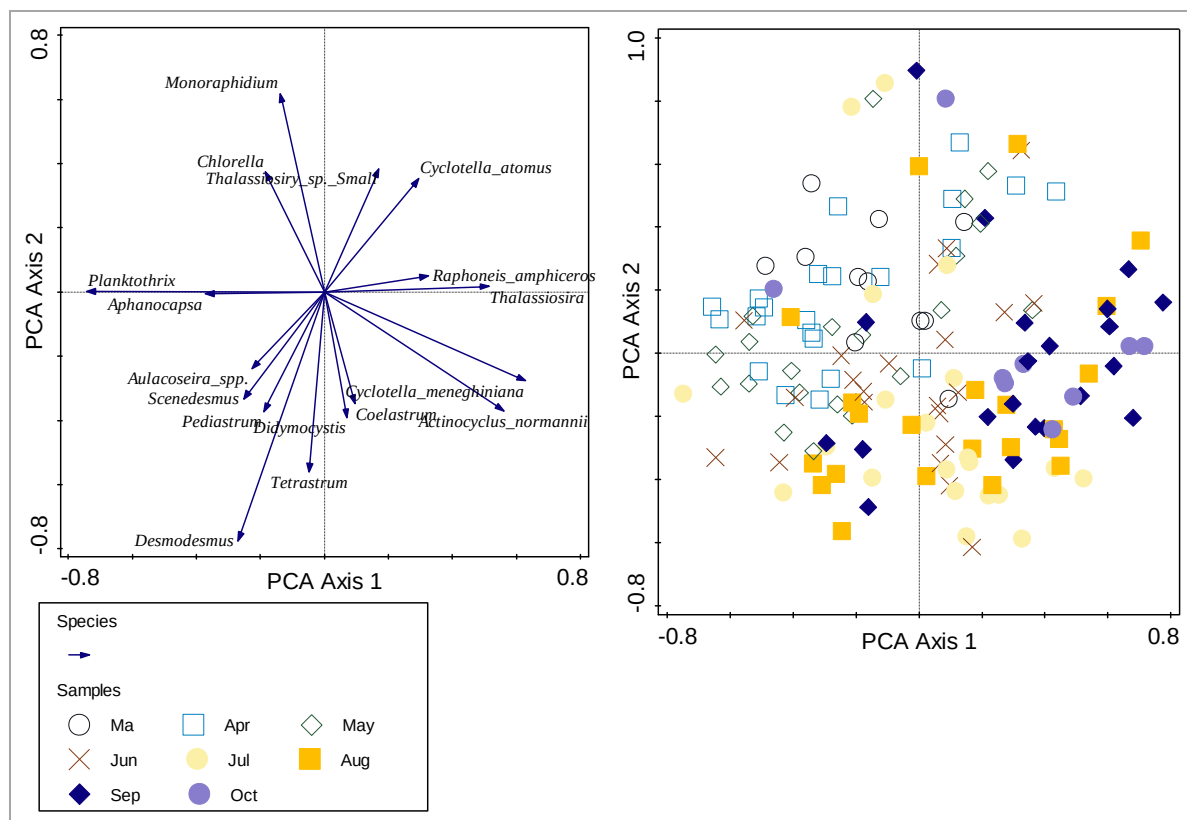
De microscopische bepaling van de fytoplankton gemeenschap toont aan dat de diatomeeën de belangrijkste groep zijn, waarbij de diatomeeën gemeenschap voornamelijk bestaat uit *Actinocyclus normanii*, *Thalassiosira sp.* en *Cyclotella sp.*

Figuur 6-9 en Figuur 6-10 tonen een principal component analysis (PCA) van de 2016 fytoplanktontellingen. In Figuur 6-9 is het effect van sluizen zichtbaar: de gemeenschappen van Zone 1 (station Antwerpen) en Zandvliet; Zone 3 (station Dendermonde) en de Dender; Zone 4 en de Bovenschelde verschillen van elkaar. Sluizen zorgen duidelijk voor een scheiding van planktongemeenschappen. De zijrivieren die zonder stuw of sluis aangesloten zijn op de Zeeschelde, met name Durme en Rupel, hebben wel overeenkomende fytoplanktongemeenschappen.

In Figuur 6-10 is het seizoenale patroon zichtbaar, waar de voorjaarsstalen links in de figuur zitten en de zomer en herfst stalen rechts onderin.



Figuur 6-9 Principal component analysis van de 2016 fytoplanktontellingen. De verschillende kleuren vertegenwoordigen de zones en zijrivieren van de Zeeschelde.



Figuur 6-10 Principal component analysis van de 2016 fytoplanktontellingen. De verschillende kleuren vertegenwoordigen de maand van staalname.

6.2.3. Cyanobacteriën

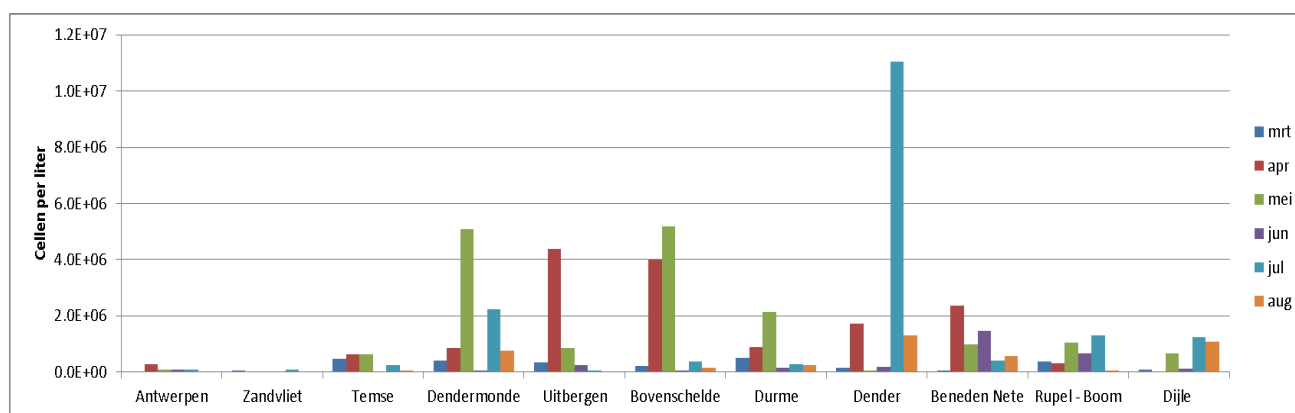
Cyanobacteriën, blauwalgen of blauwwieren zijn strikt genomen geen algen, maar een groep binnen het domein van de bacteriën. Ze zijn wel, net als algen, in staat om aan fotosynthese te doen. Blauwalgen zijn berucht omdat ze bij grote bloei voor overlast kunnen zorgen. Sommige soorten kunnen immers voor mens of dier (vee) toxische stoffen uitscheiden. Daarom zijn in de Evaluatiemethodiek criteria opgenomen voor deze soort, en worden ze hier afzonderlijk vermeld. Er is sprake van een problematische cyanobacteriebloei (maandelijks te bepalen in lente en zomer) bij concentraties boven de 2×10^7 cellen per liter. In 2016 wordt deze grens zowel in het brakke als het zoetwater deel nergens overschreden (Tabel 6-1, Tabel 6-2). Er worden verschillende kleine cyanobacteriebloeiën waargenomen in april en mei bij de stations Dendermonde, Uitbergen en de Bovenschelde en in juli bij station Dender (Figuur 6-11). De dominante cyanobacteriën in april en mei zijn *Planktothrix* en *Pseudoanabaena* voor station Dendermonde, Uitbergen en de Bovenschelde. In juli is *Anabaena* de dominante soort in station Dender.

Tabel 6-1 Totaal aantal cyanobacteriën in het brak water deel van het Schelde estuarium van maart t/m augustus 2016 (cellen l⁻¹)

Station	Km	mrt	apr	mei	jun	jul	aug
Antwerpen	78.5	0E+00	3E+05	1E+05	1E+05	8E+04	0E+00
Haven	-	5E+04	0E+00	3E+04	4E+03	9E+04	7E+03

Tabel 6-2 Totaal aantal cyanobacteriën in het zoet water deel van het Schelde estuarium van maart t/m augustus 2016 (cellen l⁻¹)

Station	Km	mrt	apr	mei	jun	jul	aug
Temse	97.5	5E+05	6E+05	6E+05	0E+00	3E+05	4E+04
Dendermonde	121.5	4E+05	9E+05	5E+06	5E+04	2E+06	8E+05
Uitbergen	140	4E+05	4E+06	9E+05	2E+05	5E+04	0E+00
Bovenschelde	180	2E+05	4E+06	5E+06	7E+04	4E+05	2E+05
Durme	185	5E+05	9E+05	2E+06	1E+05	3E+05	2E+05
Dender	190	2E+05	2E+06	6E+04	2E+05	1E+07	1E+06
Beneden-Nete	Nete	7E+04	2E+06	1E+06	1E+06	4E+05	6E+05
Boom (Rupel)	Rupel	4E+05	3E+05	1E+06	7E+05	1E+06	6E+04
Dijle	Dijle	8E+04	0E+00	7E+05	1E+05	1E+06	1E+06



Figuur 6-11 Totaal aantal cyanobacteriën in de Schelde van maart t/m augustus 2016 (cellen per liter). Antwerpen: 78.5, Zandvliet, Temse: 97.5, Dendermonde: 121.5, Uitbergen: 140, Bovenschelde: 180, Durme 185 en Dender: 190 km van de uitmonding bij Vlissingen en de zijrivieren de Nete, Rupel en de Dijle.

6.2.4. Phaeocystis

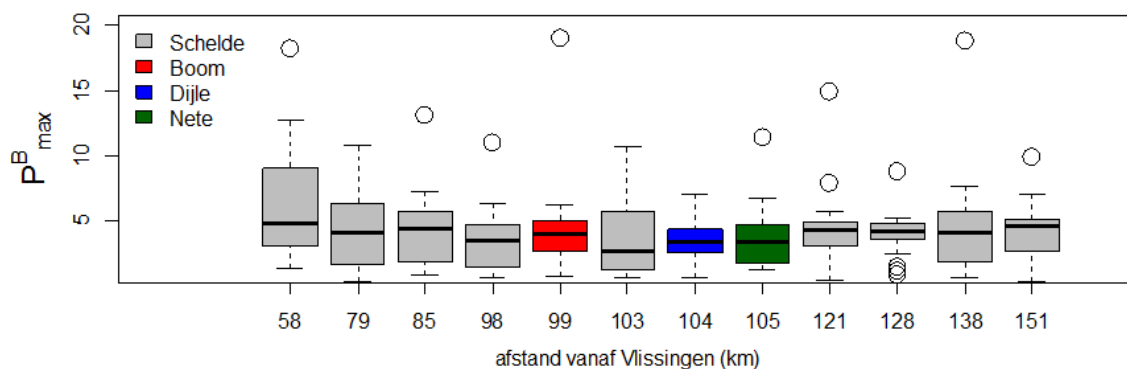
Ook *Phaeocystis* wordt afzonderlijk beoordeeld in de Evaluatiemethodiek. Wanneer de Haptophyta of Prymnesiophyta *Phaeocystis* in grote celdichtheden voorkomt, wordt ze als plaagalg beschouwd. Vanaf een cellendichtheid van meer dan 4×10^6 cellen per liter is er sprake van problematische *Phaeocystis* bloei. De algen vormen dan immers kolonies, die te groot zijn om nog door gegeten te worden door het meeste zoöplankton en benthos.

Phaeocystis is echter een probleem in de kustzee. De soort komt in het Schelde-estuarium doorgaans niet verder opwaarts dan Ternuezen. In de Zeeschelde werden geen problemen gemeld en is in 2016 ook geen specifieke telling van deze plaagalg uitgevoerd.

6.2.5. Fotosynthese parameters: fotosynthese capaciteit

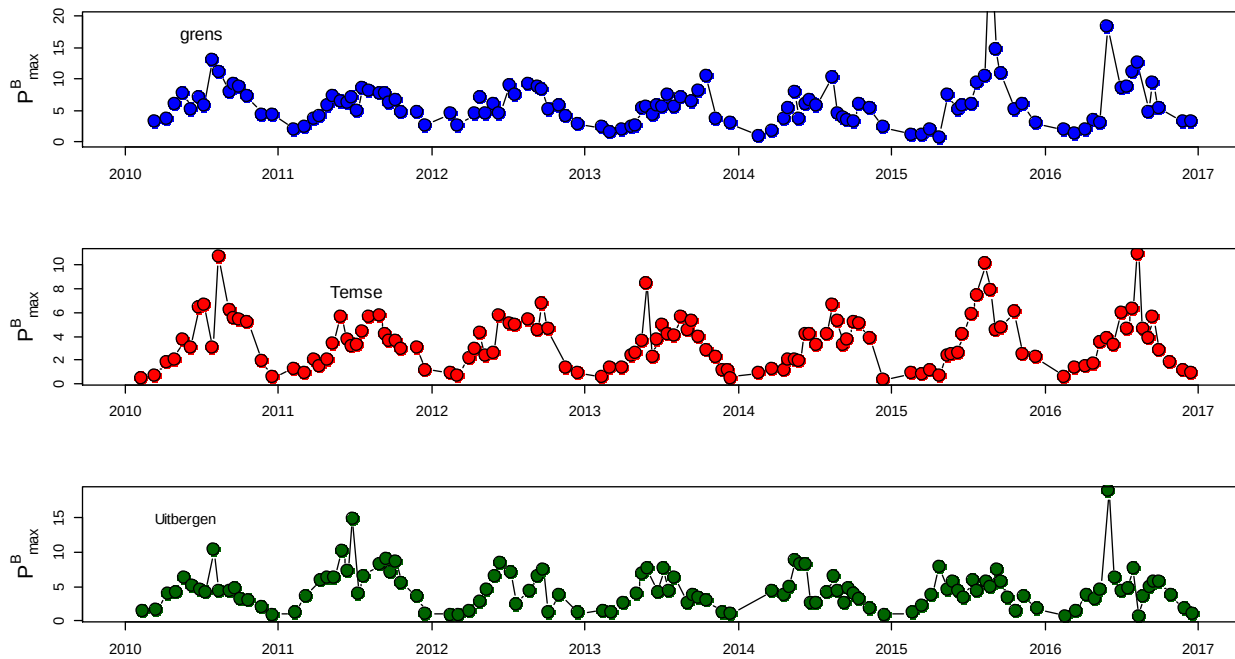
$P^B_{\max}$

$P^B_{\max}$ is de maximum fotosynthese snelheid per mg chlorofyl a. De $P^B_{\max}$ data voor de verschillende stations voor 2016 zijn weergegeven in Figuur 6-12. Het lijkt erop alsof bij de grens (km 58) de $P^B_{\max}$ waarden hoger zijn, en bij km103 (Lippenbroek) lager dan de gemiddelden, maar een ANOVA laat zien dat de verschillen niet significant zijn ($p=0.488$)



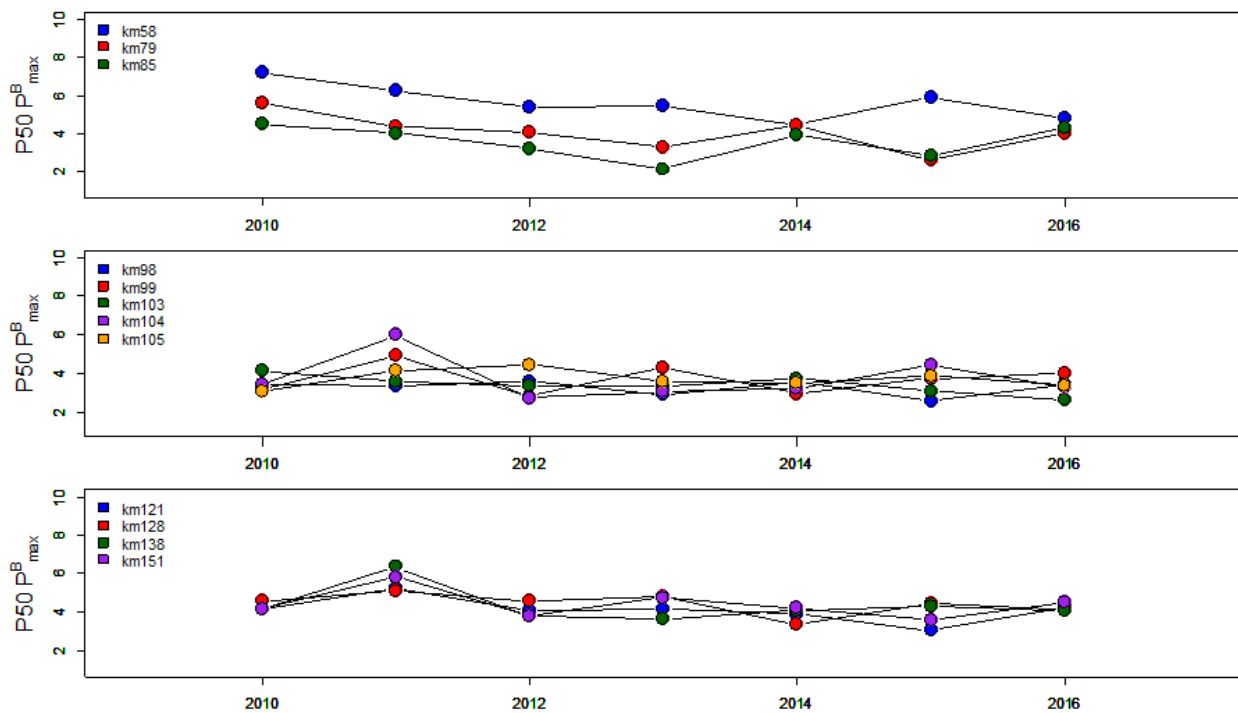
Figuur 6-12 Boxplot $P^B_{\max}$ ($\text{mg C (mg chl a)}^{-1}\text{h}^{-1}$) voor de verschillende stations in 2016.

Het patroon voor de verschillende jaren in $P^B_{\max}$ voor 3 stations (Grens, Temse en Uitbergen) vertoont een duidelijk seizoenaal verloop met de hoogste fotosynthese capaciteit in de zomer (Figuur 6-13).



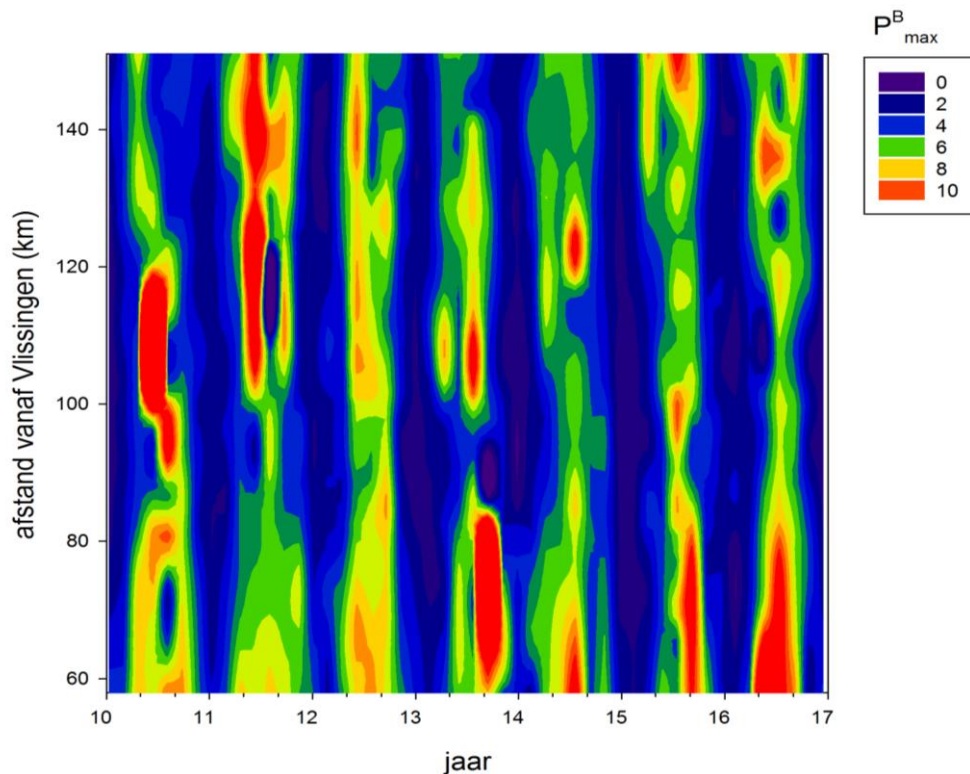
Figuur 6-13 Verloop in P^B_{max} gedurende de verschillende jaren voor 3 verschillende stations

De mediane waarden voor P^B_{max} voor de verschillende jaren laten geen trends zien (Figuur 6-14). Tussen 2010 en 2013 laat het fytoplankton bij Grens (km 58), Antwerpen (km 79) en Kruikebeke (km 85) een geringe afname zien, echter na 2013 lijken de waarden weer toe te nemen. Voor de andere stations is een dergelijk patroon niet zichtbaar. Ook de $P90 P^B_{max}$ waarden lijken geen significante trend te tonen.



Figuur 6-14 Mediane P^B_{max} waarden voor alle stations in de periode 2010-2016.

Een contourplot van de $P_{\max}^B$ waarden is te zien in Figuur 6-15. Van jaar tot jaar is het patroon ongeveer vergelijkbaar, maar de laatste jaren worden de hoogste waarden vooral bij de grens-Antwerpen gevonden.

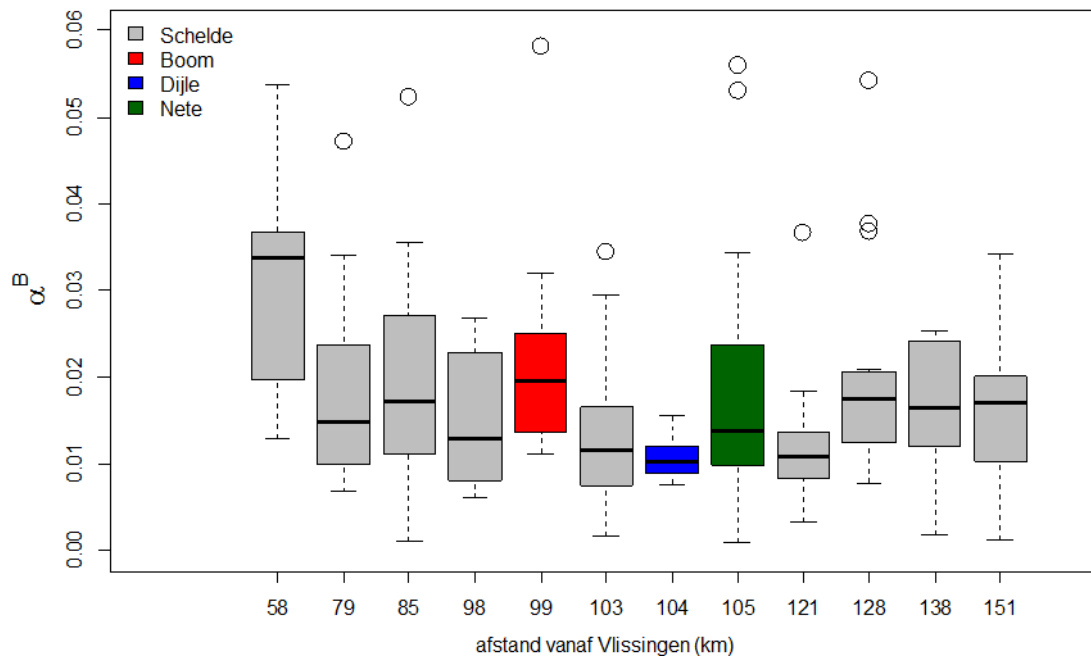


Figuur 6-15 Contourplot $P_{\max}^B$.

6.2.6. Fotosynthese parameters: fotosynthese efficiëntie α^B

De initiële helling van een fotosynthese- lichtcurve (PI-curve), α^B ($(\text{mg C (mg chl a)}^{-1}\text{h}^{-1})(\mu\text{mol fotonen m}^{-2}\text{ s}^{-1})^{-1}$) is een maat voor de efficiëntie waarin geabsorbeerd licht wordt gebruikt om CO_2 te fixeren. In het algemeen wordt α^B bepaald door de kans om licht te absorberen: zijn er veel fotosynthese pigmenten in de cel dan zal α^B groot zijn (steile helling van de PI-curve), en is het pigmentgehalte in de cel laag, dan zal de helling minder sterk zijn.

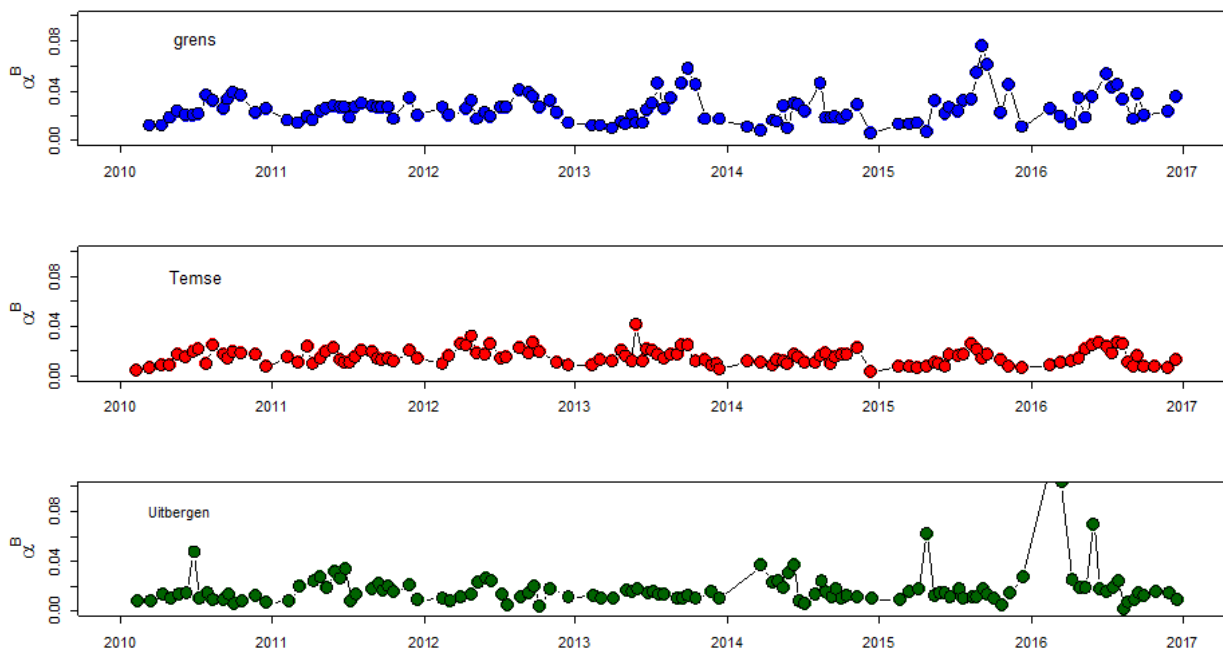
Alhoewel er flink wat spreiding is, lijken de α^B waarden voor de grens gemiddeld wat hoger (Figuur 6-18). Een ANOVA op $^{10}\log$ aritmisches getransformeerde data van 2016 laat zien dat er inderdaad significante verschillen zijn, alhoewel de significantie erg laag is ($p=0.0498$).



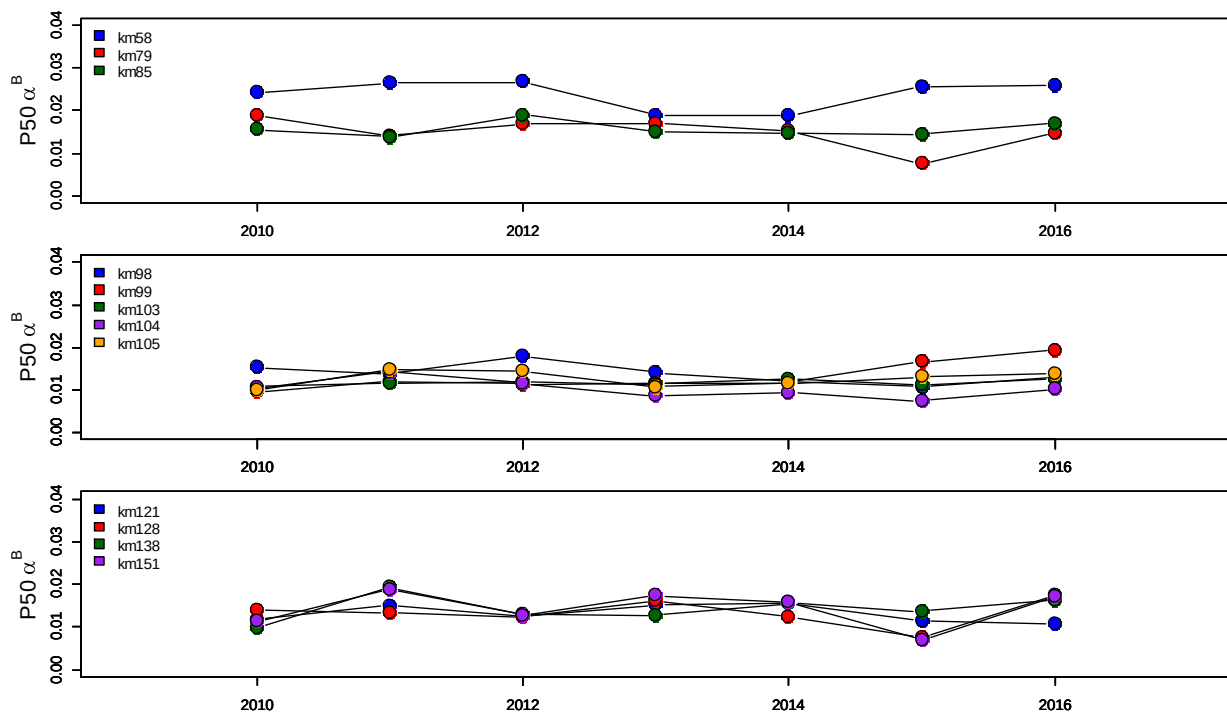
Figuur 6-16 boxplot van de α^B waarden voor de verschillende stations in 2016

Het seizoensverloop in α^B voor de drie station Grens, Temse en Uitbergen (Figuur 6-17) laat zien dat er meer seizoensdynamiek zit in α^B gemeten bij de grens dan bij de andere stations, alhoewel daar ook een zwak seizoen signaal zichtbaar is, dat in sommige jaren sterker is dan in andere jaren. In Uitbergen bijvoorbeeld is α^B in 2013 vrijwel constant terwijl er in 2011 en 2012 wel hogere waarden worden gemeten in het groeiseizoen, alhoewel er in die 2 jaren een bimodale verdeling lijkt te zijn. Maar het is duidelijk dat de jaarlijkse dynamiek in α^B van het fytoplankton nabij de grens meer seizoensdynamiek vertoont dan in de andere stations, en dat de waarden in de zomer ook hoger lijken te zijn.

De mediane α^B waarden zijn uitgezet als functie van de tijd (jaar) om te kijken of er zichtbare trends zijn in de periode 2010-2016. Een ANOVA op alle data van 2010-2016 laat echter zien dat er geen significante trends te zien zijn in de tijd ($p=0.67$) maar dat de er wel significante verschillen zijn tussen de stations ($p=0.0008$). Er is geen significante interactie tussen jaar en station ($p=0.7$).



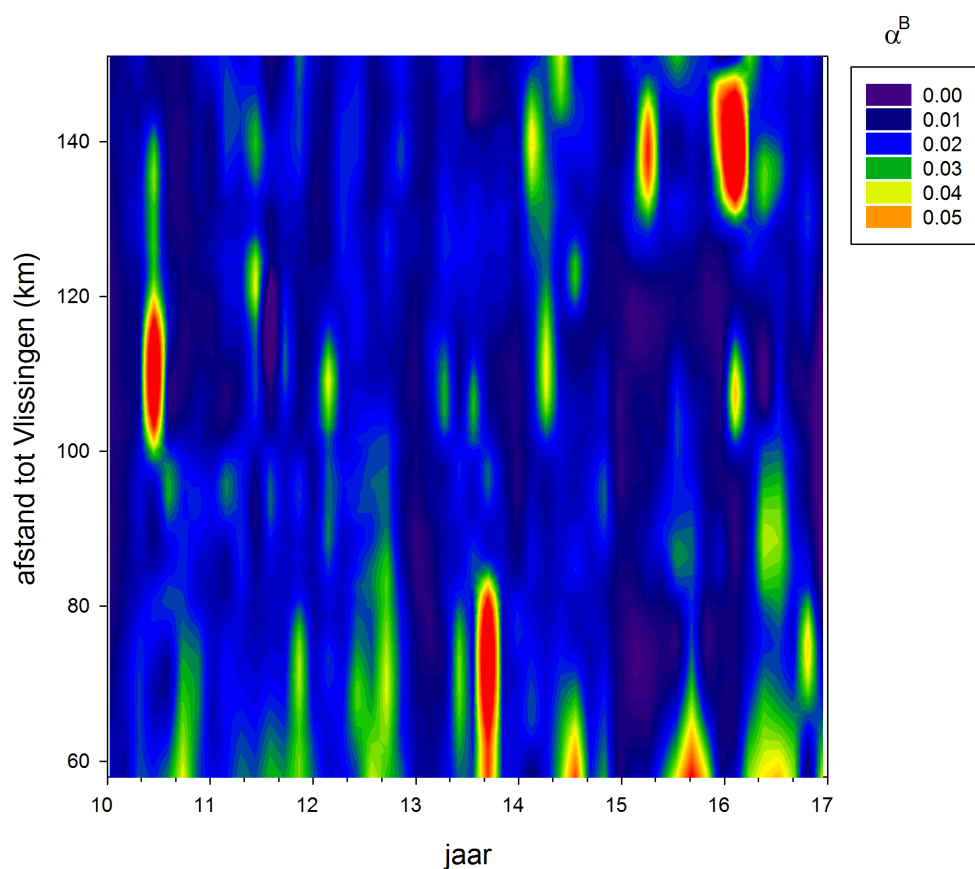
Figuur 6-17 seizoensverloop in α^B gemeten in fytoplanktonstalen genomen in 3 verschillende stations



Figuur 6-18 mediane waarden voor α^B

De dynamiek in α^B voor de jaren en de stations is ook geplot in een contourplot (Figuur 6-19), waarbij de waarden zijn gemaximaliseerd op $0.05 \text{ mg C (mg chla)}^{-1} \text{ h}^{-1} (\mu\text{mol fotonen m}^{-2} \text{ s}^{-1})^{-1}$ om de variatie in de meeste waarden goed te laten zien. Hogere waarden komen een enkele maal voor (zie Figuur 6-17) en zijn zichtbaar als rode vlekken op de contourplot. Er is duidelijk minder seizoensvariatie in α^B dan in

$P_{\max}^B$ (vergelijk Figuur 6-19 met Figuur 6-15). De meeste hogere waarden worden gevonden in de Zeeschelde nabij de grens.



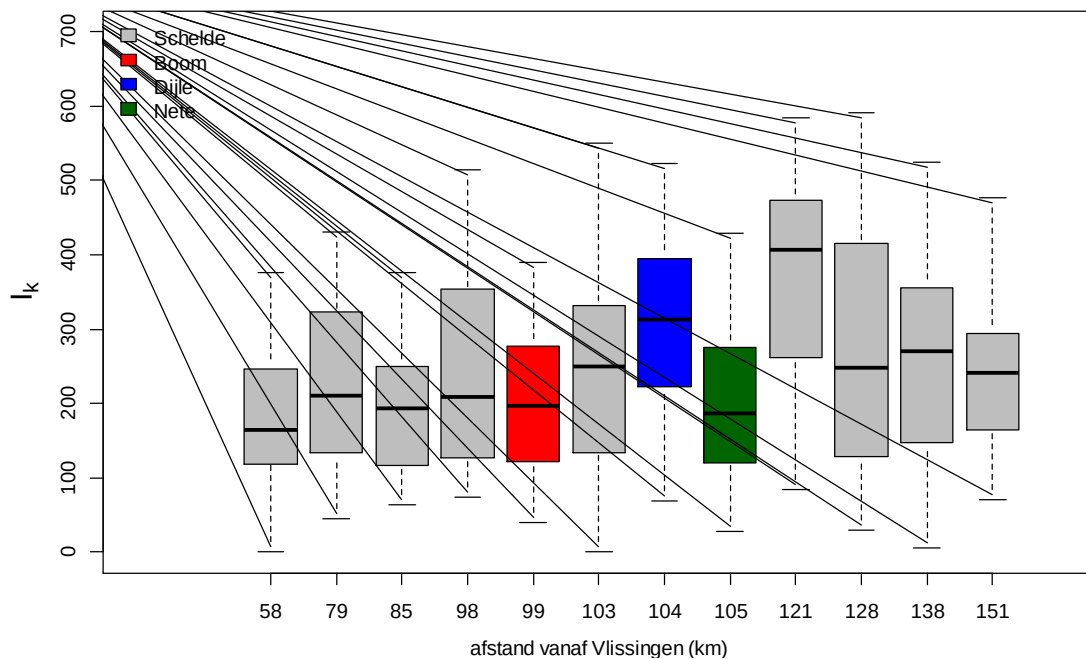
Figuur 6-19 Contourplot α^B ($\text{mg C (mg chla)}^{-1}\text{h}^{-1}$)($\mu\text{mol photons m}^{-2}\text{s}^{-1}$) $^{-1}$).

6.2.7. Fotosynthese parameters: I_k

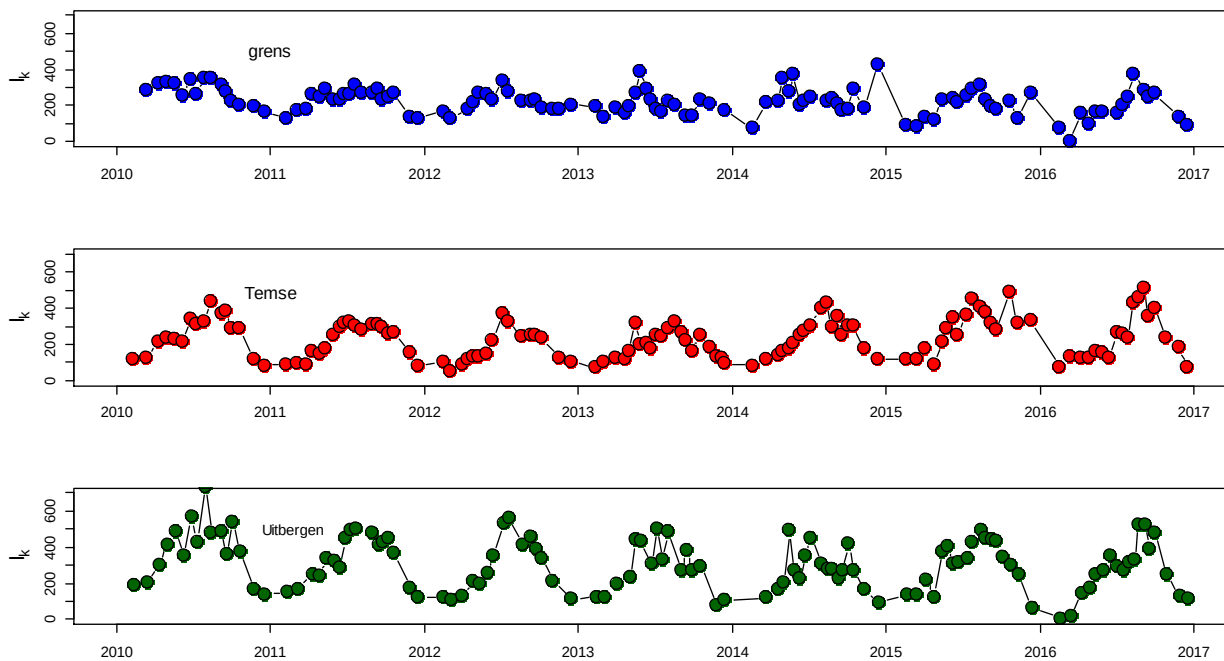
I_k geeft een indicatie van de lichtintensiteit waar licht-gelimiteerde fotosynthese (bepaald door de capaciteit om licht te absorberen) overgaat naar maximale fotosynthesesnelheid (bepaald door de snelheid van de Calvin cyclus), alhoewel die grens niet scherp is maar wordt bepaald door de vorm van de PI-curve (de mate van “curvature”); $I_k = P_{\max}^B / \alpha^B$.

De variatie over het jaar per station in 2016 laat zien dat er een lichte toename te zien is in de mediane waarden, waarbij de lage waarde voor het station Nete en de hoge waarde voor Dendermonde opvalt (Figuur 6-20). Er zijn significante verschillen tussen de stations (ANOVA, $p=0.0008$). De spreiding over een jaar is zeer groot, hetgeen een grote seizoensafhankelijkheid lijkt te demonstreren. Dit is duidelijk te zien in Figuur 6-20, waar voor drie stations de variatie in I_k in de periode 2010-2016 is weergegeven. Alhoewel de data in Figuur 6-21 geen duidelijke trend laten zien, lijken de minimale waarden bij de grens en bij Uitbergen een duidelijke afname te vertonen. Bij Temse lijkt die afname afwezig. Of dit een significante trend is voor de meeste stations zal getest moeten worden. Ook de invloed van de temperatuur in de winterperiode zal moeten worden meegenomen in een statische analyse. Een lineaire regressie analyse op alle data laat geen significant verband zien in de tijd ($p=0.604$), en er is geen significant effect van het station ($p=0.148$) of interactie tussen jaar en station ($p=0.15$).

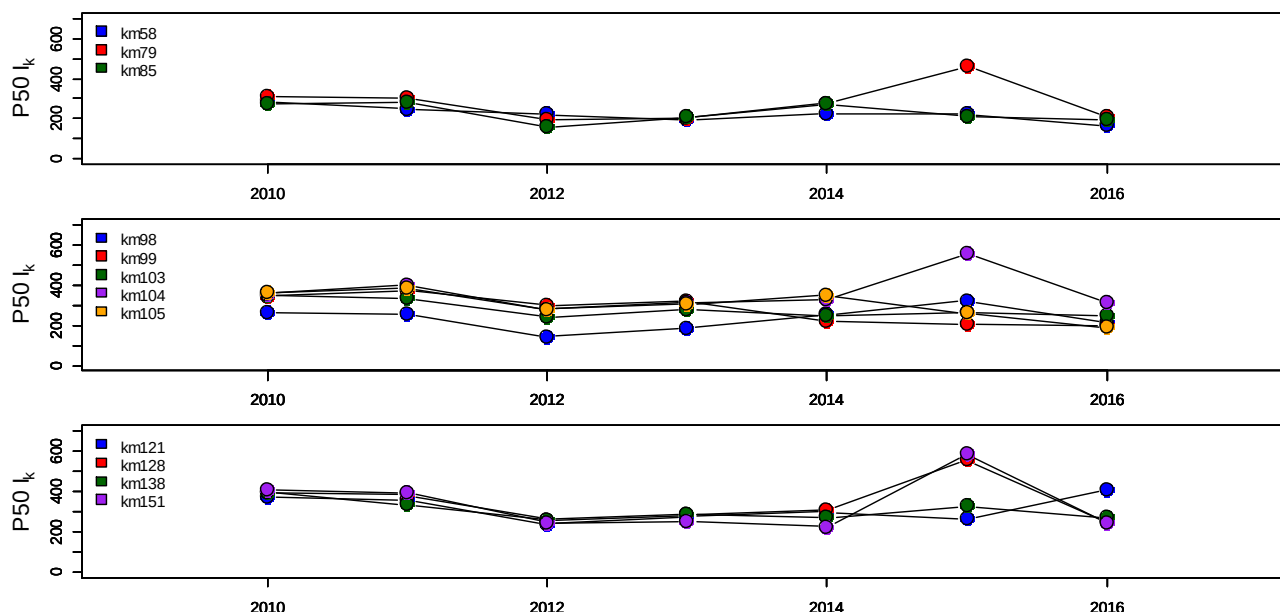
Ook de mediane waarden laten geen trend zien (Figuur 6-22). Wel lijkt het erop alsof $P50$ voor I_k in 2011 en 2012 hogere was dan de andere jaren, met een piek in 2015. Dit is ook duidelijk zichtbaar in de contourplot van de I_k waarden (Figuur 6-23).



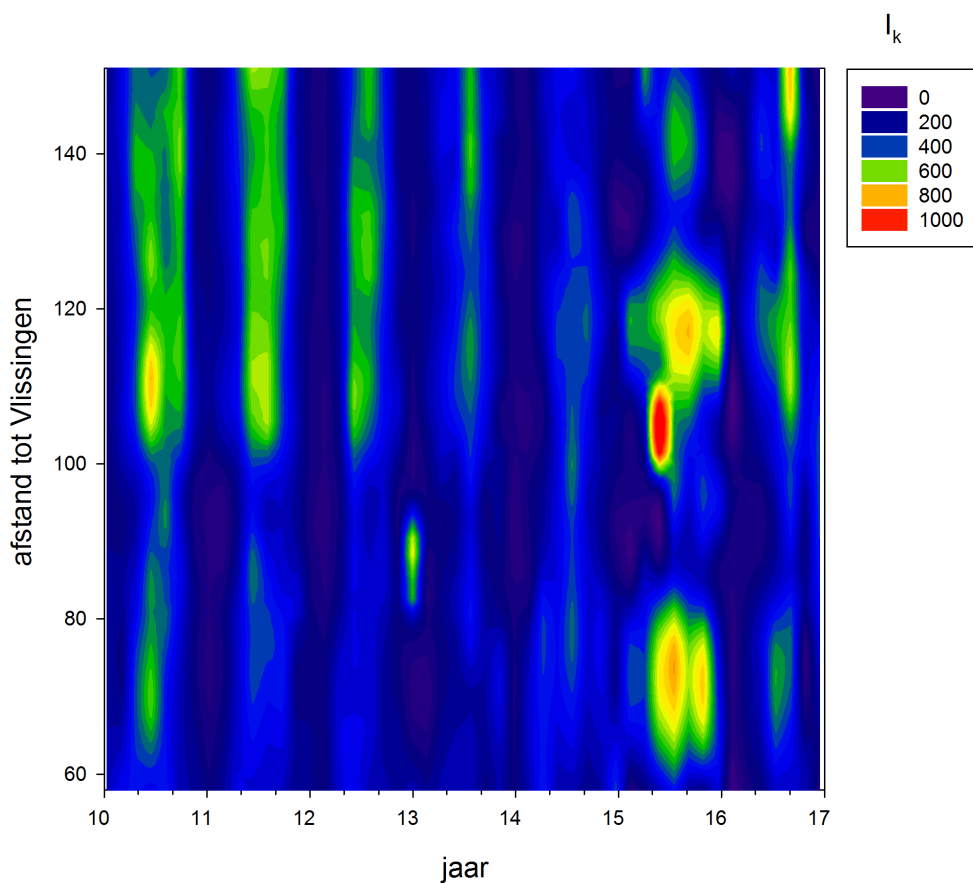
Figuur 6-20 boxplot I_k waarden 2016.



Figuur 6-21 Variatie in I_k ($\mu\text{mol fotonen m}^{-2} \text{s}^{-1}$) gedurende de seizoenen voor drie stations in de periode 2010-2016.



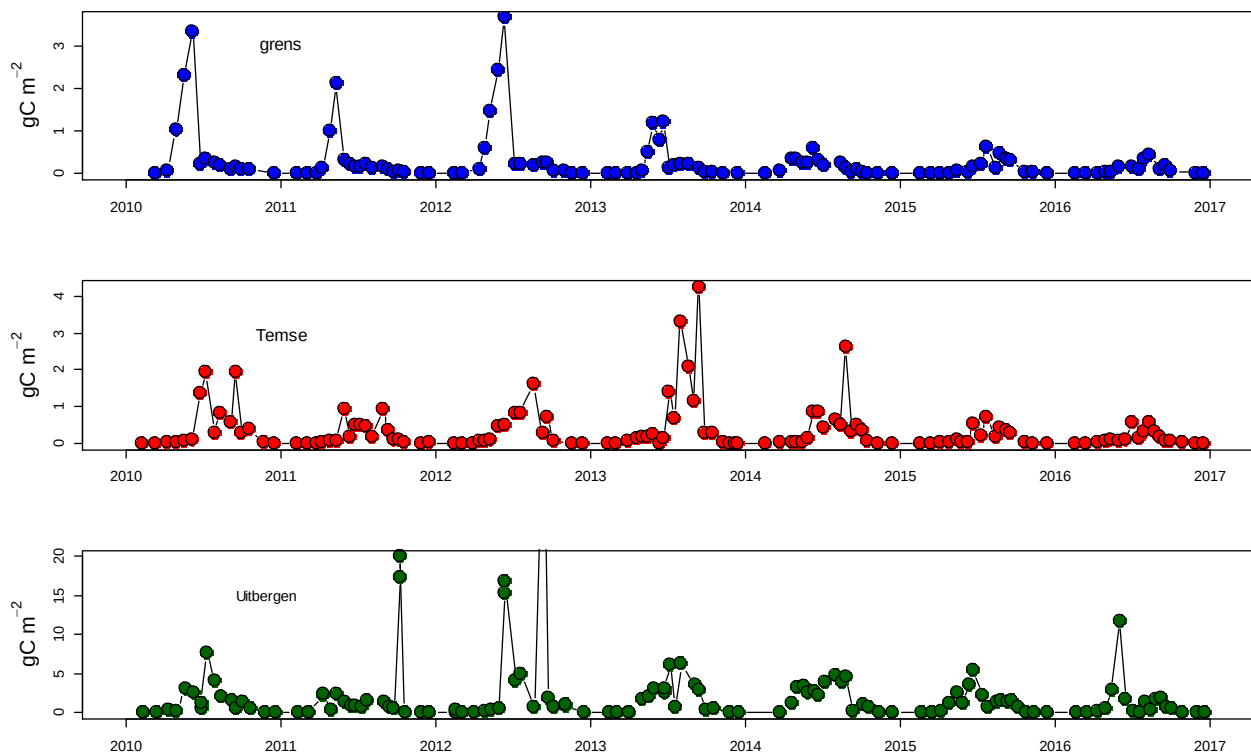
Figuur 6-22 Mediane waarden voor I_k gedurende de periode 2010-2016



Figuur 6-23 Contourplot van I_k ($\mu\text{mol fotonen } m^{-2} s^{-1}$)

6.2.8. Dag- en jaarproducties

De dagproducties (Figuur 6-24) lopen op richting Gent en hebben meestal één maximum per jaar alhoewel er jaren zijn die zowel een vroege als late piek in de dagproducties laten zien, zoals in 2010 bij Temse en in 2012 bij Uitbergen. Hoewel in 2016 twee duidelijke perioden van algenbloei voorkwamen, is slechts 1 sterke piek in primaire productie te zien, namelijk te Uitbergen rond de maand mei. In juni zien we de primaire productie sterk dalen. In juli neemt deze terug toe, maar hoewel de chl a concentraties bij de tweede periode van algenbloei veel hoger lagen, wordt geen tweede piek in primaire productie bereikt. Mogelijks kan door een minder sterke begrazing door zoöplankton, de algenbiomassa toch hoge waarden bereiken bij een lage primaire productie. Nochtans tonen de zoöplankton tellingen in de zomer van 2016 geen lagere concentraties.

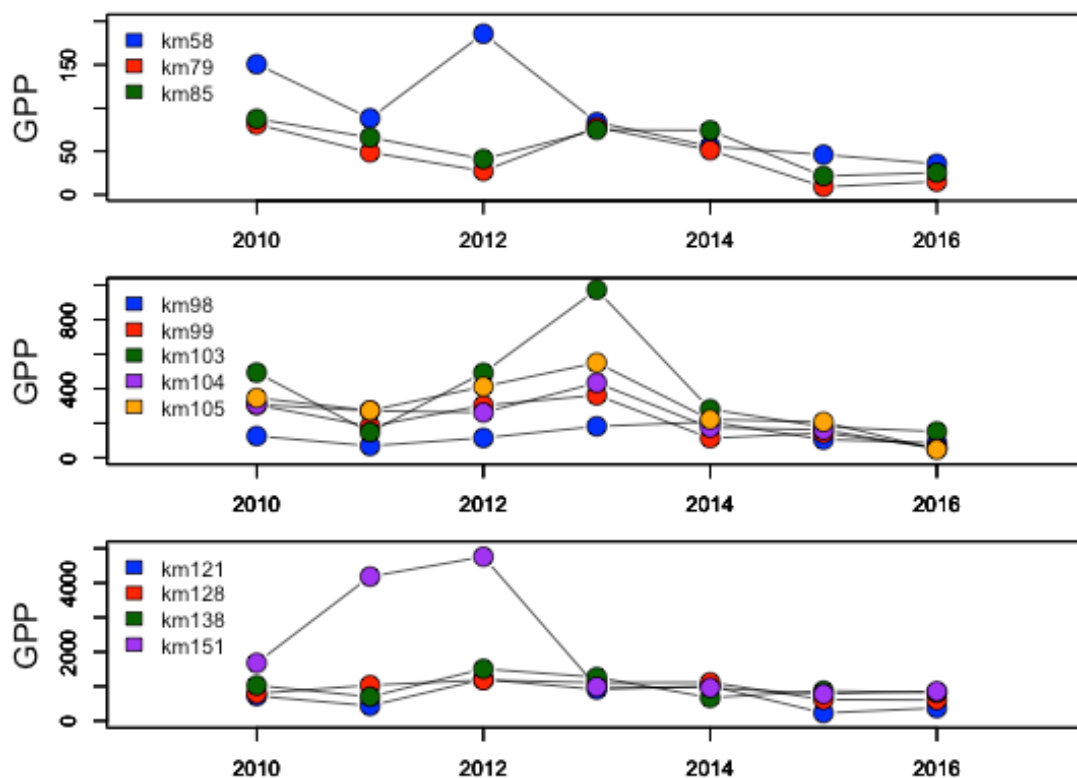


Figuur 6-24 Dagproducties voor 3 stations voor de periode 2010-2016

Voor analyse van variaties en/of trends zijn jaarproducties aangewezen. In Tabel 6-3 staan de jaarproducties berekend voor 2016. De jaarproducties laten het bekende verloop zien: eerst een afname vanaf de grens naar Antwerpen, en dan een toename met de hoogste jaarproducties in Melle. De jaarproducties in de stations in de Rupel, Dijle en Nete variëren tussen de 46 en 59 gC m⁻² en zijn dus vrij laag. Het verloop in de jaarproducties is weergegeven in Figuur 6-25.

Tabel 6-3 jaarproducties 2016 (GPP, in gC m⁻²)

Station	StationCode	OMES_nr	km_OMES	GPP
Zandvliet	WS11	1	58	35.7
Antwerpen	WS14	4	79	15.1
Hoboken	WS15	5	85	25.4
Temse	WS17	8	98	85.0
Boom	OM9	18	98	59.2
Dijle estuarien	OM27	21	104	51.6
Lippenbroek estuarien	OM13	9	104	150.7
Beneden-Nete	OM11	20	105	45.9
Dendermonde	OM18	11	121	371.4
Appels	OM20	13	128	605.5
Uitbergen	OM21	14	138	819.2
Melle	OM23	16	151	857.9



Figuur 6-25 Jaarproducties van het fytoplankton in de periode 2010-2016. Let op schaalverschil in de Y-as

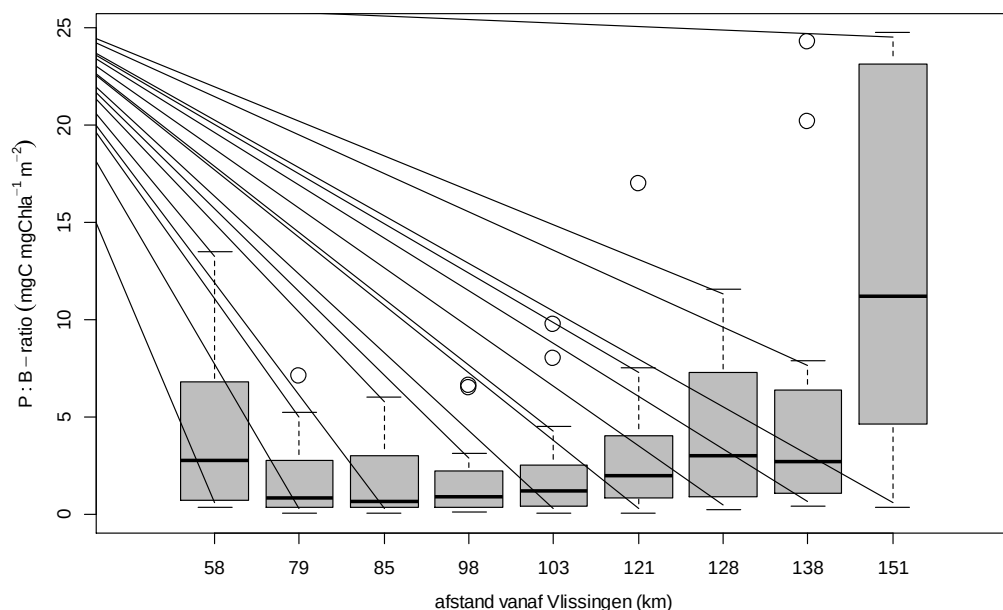
De variatie in de jaarproducties in de periode 2010-2016 staat weergegeven in Figuur 6-25. Er lijkt een afname te zijn in de tijd op de stations in het traject grens-Antwerpen, maar alleen voor de grens lijkt die afname net significant (Tabel 6-4). Voor alle andere stations is de tijdsreeks waarschijnlijk te kort om al conclusies te trekken over langjarige trends. Opvallend zijn de hoge producties in 2011 en 2012 van het fytoplankton bij Melle.

Tabel 6-4 p-waarden lineaire regressie analyse uitgevoerd per station

km_OMES	p-jaar
km58	0.044
km79	0.091
km84	0.072
km98	0.875
km99	0.093
km103	0.507
km104	0.093
km105	0.170
km121	0.170
km128	0.299
km138	0.547
km151	0.161

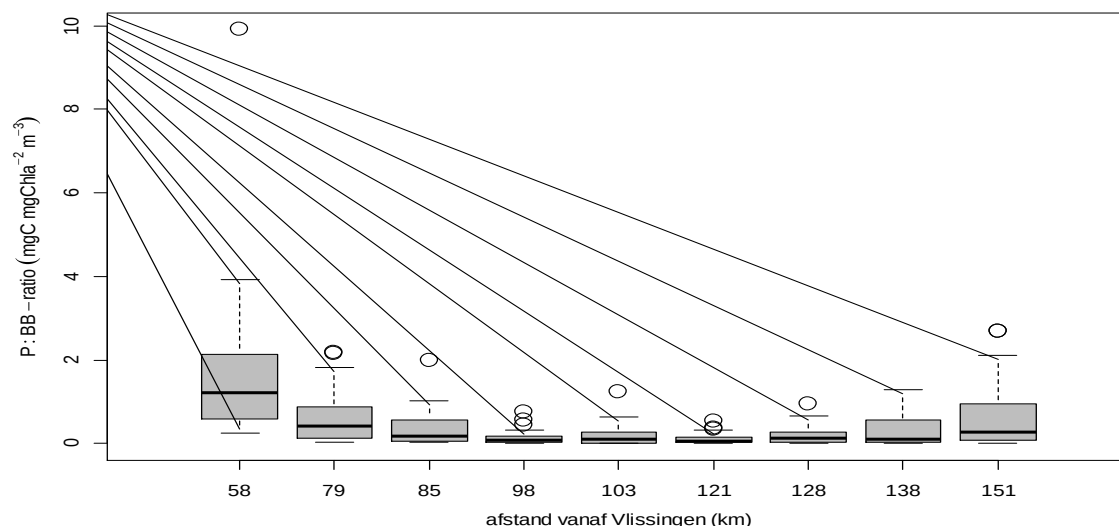
6.2.9. P_B en $P_B:B$ -ratios

De P_B ratio ($\text{mgC (mg chl}a)^{-1} \text{d}^{-1}$) geeft informatie over de primaire productie per eenheid biomassa, dus over de specifieke activiteit van de algen. Zoals gebruikelijk is de concentratie Chl*a* als proxy gebruikt voor de biomassa. De ratio wordt berekend door de dagproductie ($\text{mgC m}^{-2} \text{d}^{-1}$) te delen door het Chl*a* gehalte over de gehele waterkolom ($\text{mg chl a m}^{-2} = \text{mg Chl}a \text{ m}^{-3} \times \text{gemiddelde diepte (m)}$). Daarnaast is ook de $P:B_B$ -ratio berekend, zoals vereist voor de EMSE. Deze laatste ratio kan worden berekend door de P_B -ratio te delen door de Chl*a* concentratie ($\text{mg Chl}a \text{ m}^{-3}$, waardoor de eenheid $\text{mgC (mg chl}a)^{-1} \text{d}^{-1} (\text{mg Chl}a \text{ m}^{-3})$ ontstaat. Een hoge P_B -ratio betekent dat de algen zeer productief zijn. Een hoge $P:B_B$ -ratio impliceert dat de algen zeer productief zijn maar toch een relatief lage biomassa hebben, zoals dat door een hoge graasdruk zou kunnen worden veroorzaakt en er dus een goede doorstroming van massa/energie in de voedselketen zou plaatsvinden.

**Figuur 6-26** Dagelijkse variatie in P_B -ratio's ($\text{mgC (mg Chl}a)^{-1}$) voor 2016 voor verschillende stations.

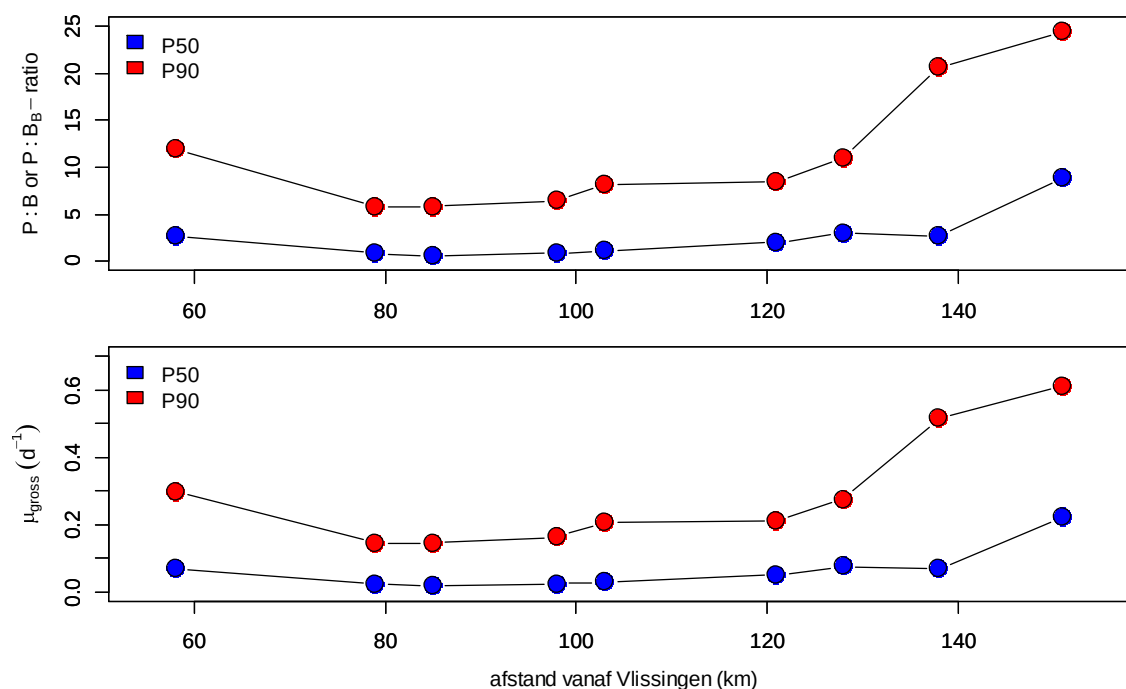
De P_B ratio neemt af van de grens naar Antwerpen (km79) om vervolgens vanaf km121 (Dendermonde) weer toe te nemen (Figuur 6-26). De hoge P_B -ratios bij km 151 (Melle) kunnen verklaard worden door de gunstige lichtomstandigheden (hoge z_{eu}/z_m) waarden waardoor de respiratoire verliezen vnl. beperkt blijven tot de donkerperiode (nacht), terwijl in de andere stations ook grote respiratoire verliezen optreden in het donkere deel van de waterkolom overdag. De variatie in P_B volgt dan ook bij benadering hetzelfde patroon als de variatie in lichtklimaat (zie z_{eu}/z_m ratio in Figuur 5-19).

De P_B :B-ratio's zijn ook als boxplot weergegeven (Figuur 6-27). Alhoewel het patroon vergelijkbaar is met de P_B -ratio's worden de hoogste P_B :B-ratios gevonden nabij de grens, en niet in Melle. Dit maakt interpretatie van de P_B :B-ratios complex omdat de absolute productie hier minder hoog is, en de biomassa ook. De geproduceerde biomassa stroomt dus wellicht meteen door in de voedselketen. Nabij Appels (km 128), een plaats met een P_B van dezelfde grootte als aan station Grens (km 58), wordt wel een grote algenbiomassa opgebouwd. Mogelijk was de begrazing door fytoplankton lager, en dus de doorstroming in de voedselketen beperkt. Vooral na het piekdebiet in juni, zien we in juli en augustus de opbouw van een grote fytoplankton biomassa (hoge chl a), hoewel dan de dagproducties lager liggen dan in het voorjaar. Na het piekdebiet herstelt de fytoplankton populatie zich blijkbaar snel, terwijl het trager groeiende zoöplankton soms achterwege blijft. Echter, de telingen tonen dit in 2016 niet aan. Het is mogelijk dat de grazingefficiëntie wel lager lag door de hoge troebelheid.



Figuur 6-27 Dagelijkse variatie in P_B :B-ratio's (in $\text{mgC (mg Chla)}^{-2}$) voor 2016 voor de verschillende stations

Uit de mediane P_B :B-ratio's zijn ook nog de groeisnelheden berekend, onder de aanname dat de C: Chla-ratio 40 (g/g) bedroeg. Dit zijn bruto groeisnelheden omdat de respiratoire verliezen tijdens het donker (in de nacht en in het donkere deel van de waterkolom overdag) niet zijn meegerekend in de berekening. Verder geldt bij deze aanname dat de gemeten C-fixatie netto fixaties zijn, omdat anders ook nog een correctie voor bruto naar netto productie nodig is. Recente literatuur laat zien dat de verhouding bruto:netto fotosynthese niet zozeer afhangt van de incubatieduur maar van de groeisnelheid: bij lage groeisnelheden werd, zelfs bij 30 minuten durende incubaties, netto C-fixatie gemeten, terwijl bij maximale groeisnelheden bruto snelheden werden gemeten (Halsey et al. 2010; Halsey et al. 2013; Milligan et al. 2015). Aangezien de geschatte bruto groeisnelheden in de meeste gevallen ver beneden de maximale groeisnelheden liggen lijkt de aanname dat de gemeten C-fixaties waarschijnlijk netto fixaties een redelijke. De gevonden P50, P90 waarden voor de P_B :B-ratio's en de uit de P50 P_B :B-ratio's geschatte groeisnelheden staan ook weergegeven in Tabel 6-5.



Figuur 6-28 P50 en P90 waarden voor de P:B-ratio's (bovenste paneel) en de uit de P50 berekende bruto groeisnelheden (μ_{gross} (dag⁻¹) niet gecorrigeerd voor respiratoire verliezen, onderste paneel)

Tabel 6-5 samenvatting van de mediane (P50) en P90-waarden voor de P:B en P:B_B-ratios en de uit de P50 P:B-ratio berekende bruto groeisnelheden. Data 2016

km	P50			P90		
	P:B-ratio	P:B _B -ratio	μ_{gross} (day ⁻¹)	P:B-ratio	P:B _B -ratio	μ_{gross} (day ⁻¹)
58	2.76	1.22	0.069	11.93	6.32	0.298
79	0.85	0.41	0.021	5.79	2.17	0.145
85	0.63	0.18	0.016	5.80	1.23	0.145
98	0.87	0.08	0.022	6.50	0.58	0.163
103	1.17	0.09	0.029	8.19	0.68	0.205
121	2.01	0.07	0.050	8.44	0.40	0.211
128	2.99	0.12	0.075	10.99	0.69	0.275
138	2.72	0.12	0.068	20.59	1.06	0.515
151	8.82	0.27	0.221	24.45	2.69	0.611

Binnen de Evaluatiemethodiek wordt algenbloei via de P_B en $P_B:B$ ratio geëvalueerd volgens onderstaande criteria:

P_B en $P_B:B$ worden per zone bepaald per maand tijdens de periode maart tot en met september. Jaargemiddeld dienen per zone volgende minima gehaald te worden:

- Een P_B – waarde van 10 en een $P_B:B$ van 1,5 in de zoete zone met korte verblijftijd.
- Een P_B – waarde van 5 en een $P_B:B$ van 0,75 in de zone met sterke saliniteitsgradiënt, de oligohaliene zone en de zoete zone met lange verblijftijd.

De resultaten voor 2015 en 2016 staan samengevat in Tabel 6-6. Daar waar in 2015 de zone met sterke saliniteitsgradiënt nog voldoet aan zowel P_B als $P_{B:B}$, voldoet in 2016 enkel nog de Gradiëntzone aan de $P_{B:B}$. Ook in de andere zones worden de criteria niet gehaald. Toch is er ten opzichte van 2015 wel een lichte vooruitgang merkbaar en liggen de gemeten waarden al iets dichterbij het evaluatiecriterium. De te lage gemiddelde waarden voor 2016 is in hoofdzaak te wijten aan de lage waarden voor P_B en $P_{B:B}$ in de maanden augustus en september. Er wordt weliswaar in die maanden veel chl *a* gemeten, maar zowel de productie als de doorstroming in de voedselketen zijn laag. Mogelijk speelt de zeer hoge troebelheid hier een rol.

Tabel 6-6 Gemiddelde waarde per zone voor P_B en $P_{B:B}$ voor de periode maart – september voor 2015 en 2016, met vermelding van het toetscriterium uit de Evaluatiemethodiek (E.M.)

zone	PB			PBB		
	E.M.	2015	2016	E.M.	2015	2016
sterke saliniteitsgradiënt	5	5,6	4,2	0,75	2,50	1,69
oligohalien	5	1,9	2,3	0,75	0,27	0,37
zoet lange verblijftijd	5	2,4	3,5	0,75	0,11	0,18
zoet korte verblijftijd	10	7,4	9,8	1,50	0,15	0,44

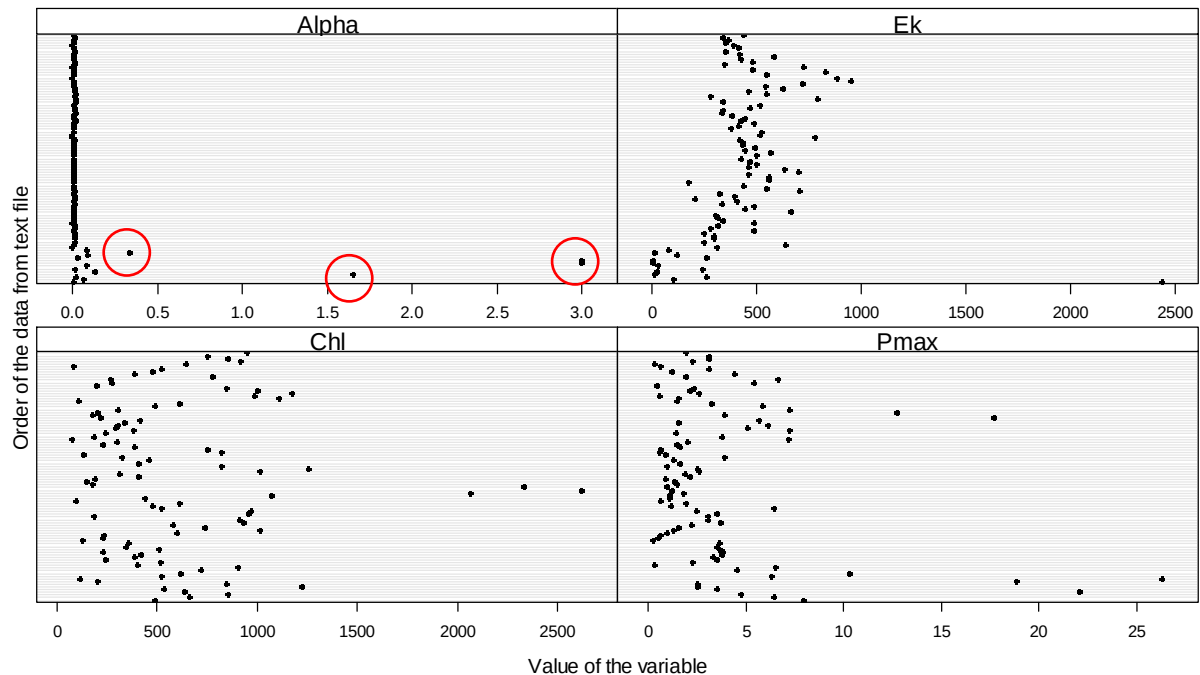
6.3. Fytobenthos

OMES volgt het microfytobenthos (MFB) op, op een 4-tal locaties met per locatie een transect van laag naar hoog intertidaal (zie voorbeeld in Figuur 6-29; volledige beschrijving van de staalname is te vinden in hoofdstuk 2: Materialen en Methoden).

Een controle van de data in 2016 laat zien dat er voor de fotosynthese parameter α^B 4 (waarvan 2 samenvallende) duidelijke uitschieters zijn (omcirkeld in Figuur 6-30). Net als voor het fytoplankton zijn er ook een aantal redelijk hoge waarden > 10 en < 30 mg C mg(chl *a*)⁻¹h⁻¹ voor P_{max}^B , maar data $< 25-30$ zijn theoretisch mogelijk dus die waarden zijn niet gecorrigeerd. Ook de drie hoge waarden voor chl *a* zelf zijn voor waar aangenomen aangezien dit een gevolg kan zijn van de patchiness tijdens de bloei. Een dotplot van de pigmentwaarden bemonsterd met de contactcore methode laat geen uitschieters zien (niet getoond). De chl *a*-waarden in Figuur 6-30 zijn die van de slurries.



Figuur 6-29 Foto van de locatie Appels met daarin de stations van laag (AP1) naar hoog intertidaal (AP3). Let op de duidelijk zichtbare aanwezigheid van de groenalg *Euglena* sp die halverwege het intertidaal (tussen AP1 en AP2) begint en het hoog intertidaal rijkt, maar afwezig is in het laag intertidaal. Dezelfde situatie bestaat voor het intertidaal van Ballooi, terwijl bij Boerenschans en het Groot Buitenschor diatomeeën de dominerende algen zijn.



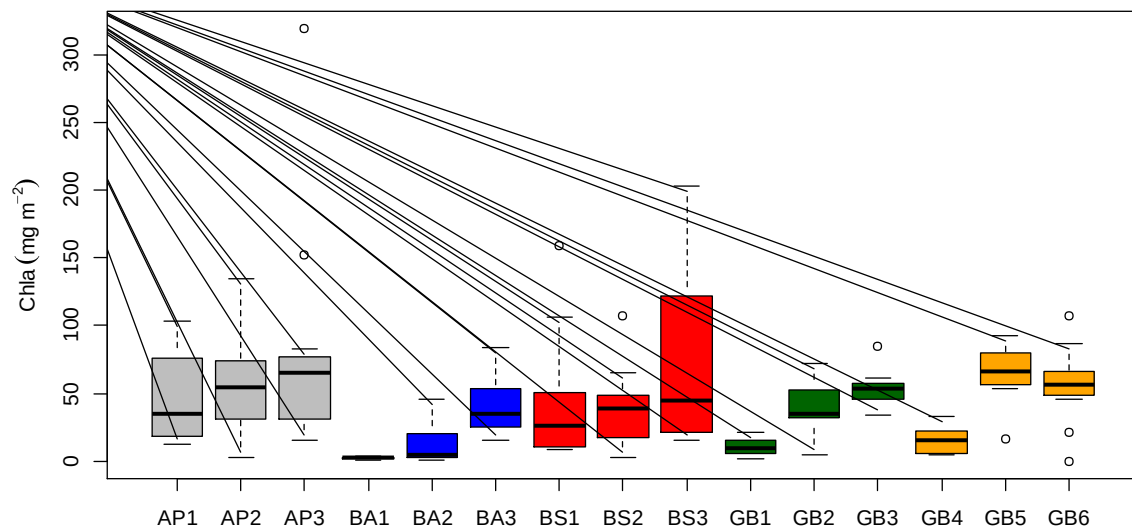
Figuur 6-30 dotplot van alle MFB 2016 data. The Chl a dotplot betreft de Chl a concentraties in de slurries, welke is gebruikt om de PI-parameters te normaliseren.

6.3.1. Microfytobenthos: biomassa (Chl a)

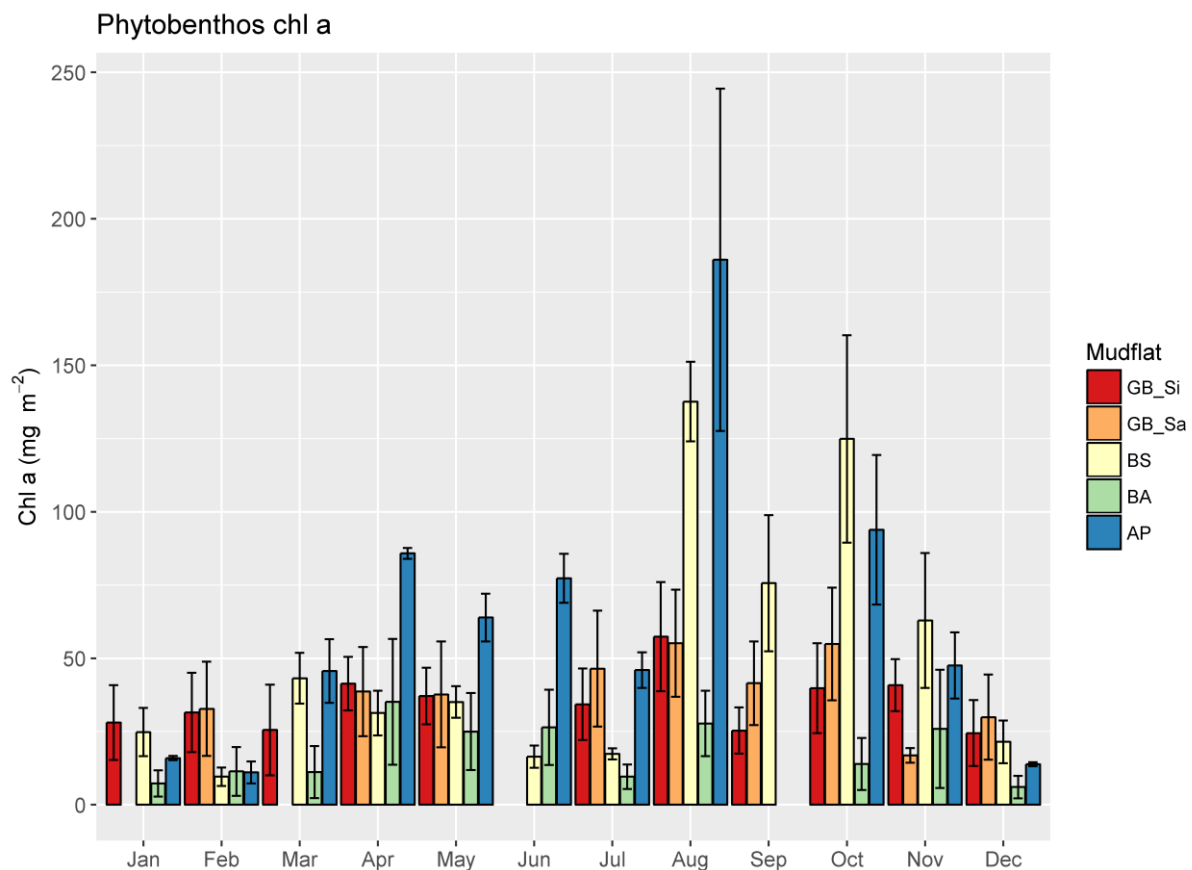
De dotplot (Figuur 6-30) geeft Chl *a* waarden, maar dit zijn de waarden die in de slurries aanwezig waren en die zijn gebruikt om de PI-parameters te normaliseren en moeten dus niet verward worden met de Chl *a* concentraties zoals die in het sediment worden aangetroffen. Die variatie in de sedimenten staat weergegeven in de boxplot hieronder (Figuur 6-31 (jaargemiddeld) en Figuur 6-32 (maandgemiddeld)).

De hoogste biomassa van fyto-benthos wordt tijdens augustus en oktober waargenomen (september stalen van Appels missen door technische problemen met de HPLC) met de hoogste waarden voor Appels (stroomopwaarts). Er lijkt voor de zomerperiode een trend te zijn dat hoe verder stroomopwaarts van de Schelde hoe hoger de fyto-benthos biomassa.

De Chl *a* concentratie tussen de verschillende stations lijkt ook significant te verschillen, vooral op Ballooi worden relatief lage concentraties gevonden. Een ANOVA laat zien dat de waargenomen verschillen significant zijn ($p < 0.0001$). Aangezien de droogvalduur toeneemt naarmate het station hoger in het intertidaal ligt zou een toename van de biomassa verwacht mogen worden aangezien het water zo troebel is dat groei tijdens hoog water gering zal zijn. Stations Ballooi en transect GB1-GB3 laten dit verwachte patroon duidelijk zien. Maar ook de mediane waarden gemeten op de locaties in Appels en Boerenschans laten dit patroon zien. Ook het laag gelegen station GB4 heeft een duidelijk lagere concentratie dan GB5 en GB6. GB5 ligt net achter een lokale verhoging (o.a. veroorzaakt door het groenwier *Vaucheria sp.*, Figuur 6-33), waardoor de verschillen in droogvalduur tussen GB5 en GB6 mogelijk gering zijn, maar de droogvalduur van de verschillende stations is niet bekend.



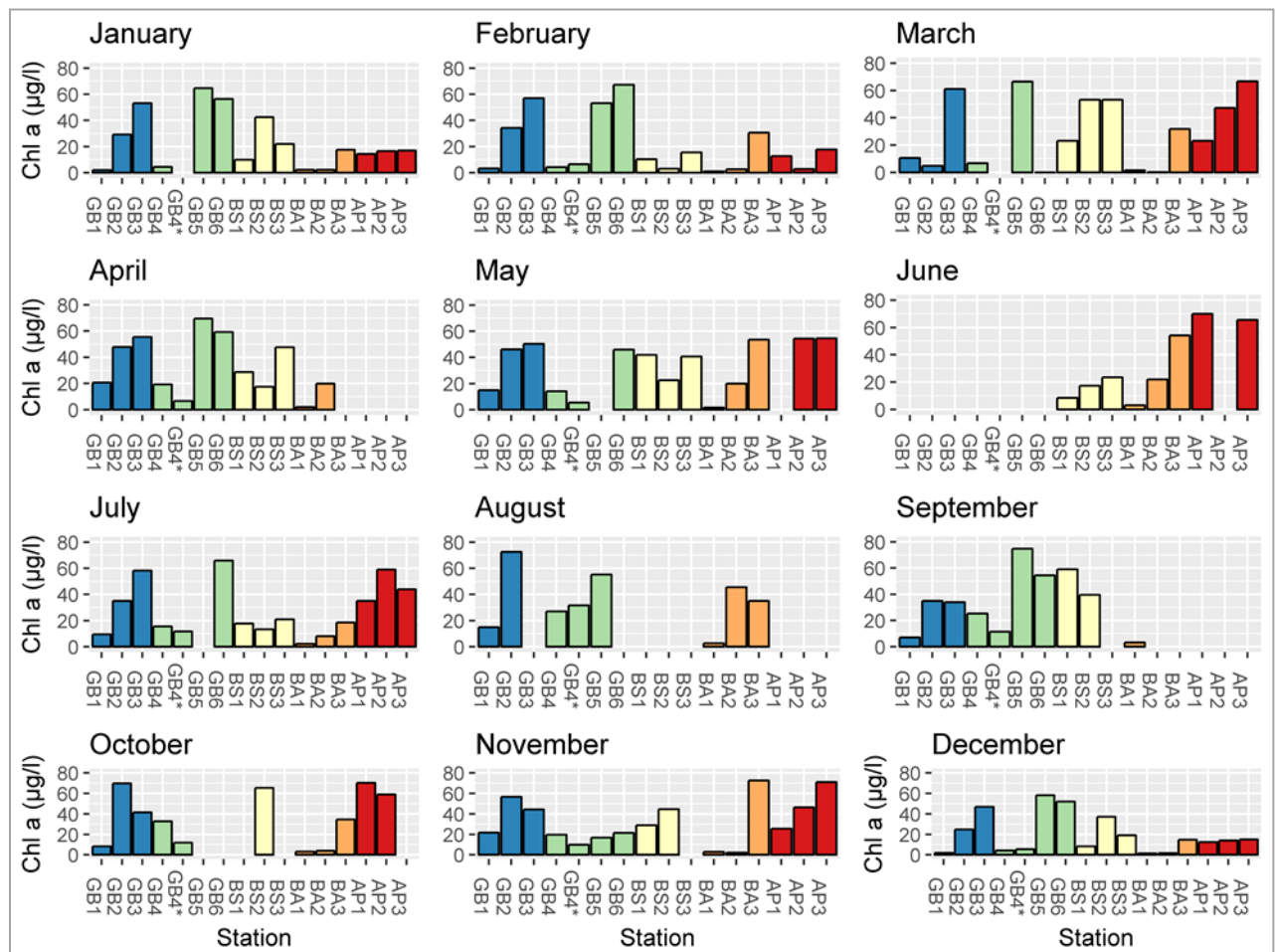
Figuur 6-31 boxplot van de Chla-concentraties (mg m^{-2}) voor de verschillende stations (gegroepeerd per kleur voor ieder station) voor 2016. AP1 = station Appels laag intertidaal, station AP2 is het midden intertidaal, station AP3 is hoog intertidaal; BA = Ballooi; BS = Boerenschans; GB = Groot Buitenschoor.



Figuur 6-32 Maandgemiddelden van de fyto benthos biomassa (Chl a in mg m^2) van getijde platen langs het Schelde estuarium (GB Si: Groot Buitenschoor silt, GB Sa: Groot Buitenschoor sand, BS: Boerenschans, BA: Ballooi, AP: Appels).



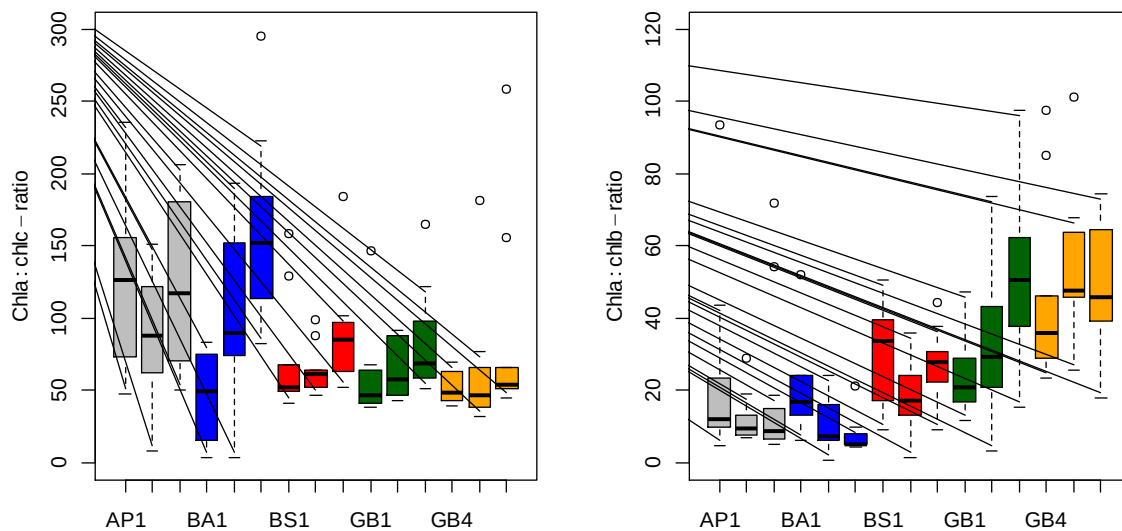
Figuur 6-33 locatie van de stations op station Groot Buitenschoor, gelegen dicht bij de grens.



Figuur 6-34 ruimtelijke en temporele verandering van fyto benthos biomassa in getijden gebieden van het Schelde estuarium (GB: Groot Buitenschoor, BS: Boerenschan, BA: Ballooi, AP: Appels) de kleurcodes geven de trajecten op het slik weer van laag naar hoog

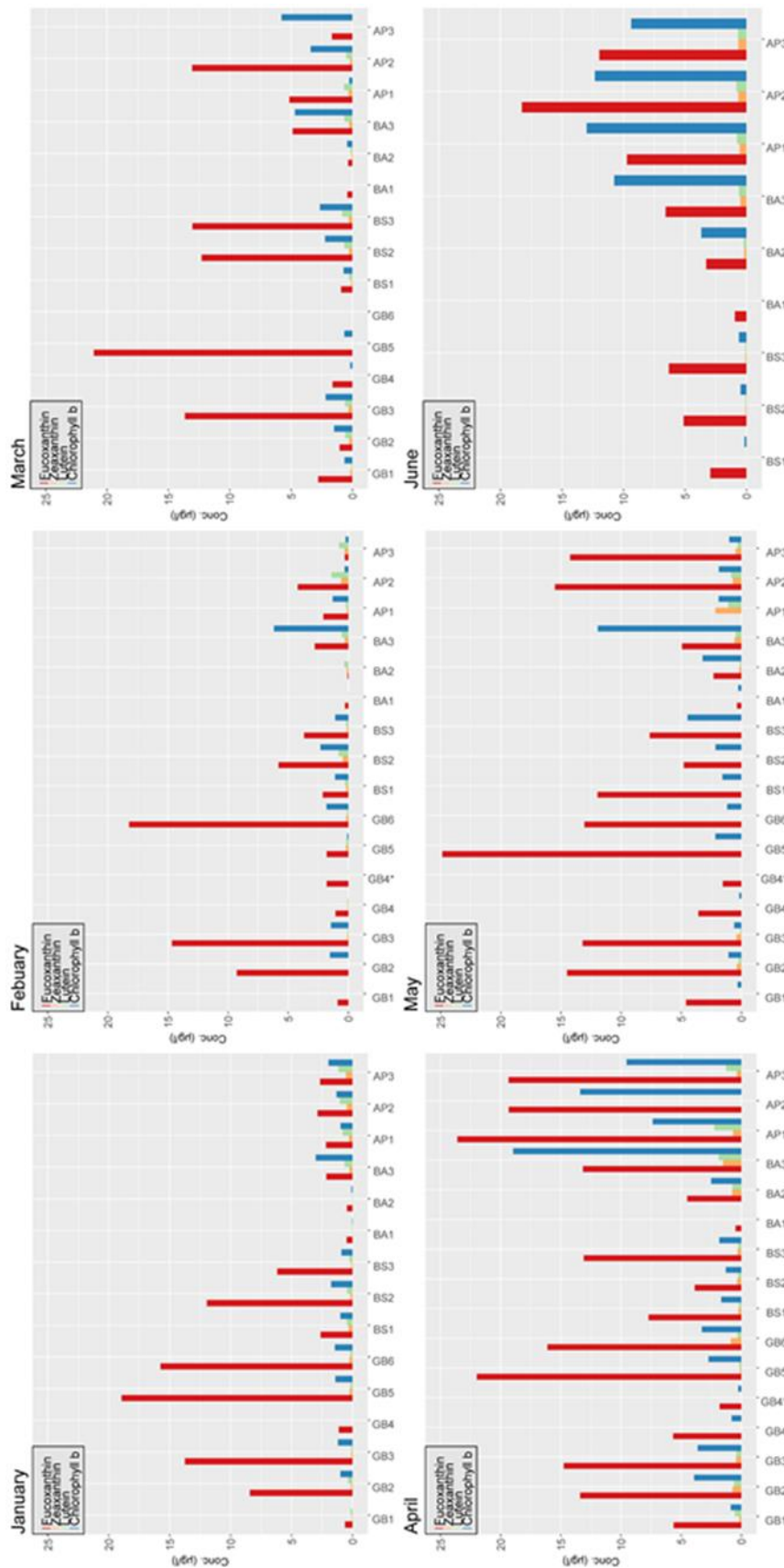
6.3.2. Microfytobenthos: soortensamenstelling

Figuur 6-35 laat de verschillen in de *chl a:c* en *chl a:b* ratio's zien. De *chl-a:c*-ratio is het hoogst in Appels en veel lager (en vergelijkbaar) in Boerenschans en Groot Buitenschor. Relatieve hoge *chl-a:c*-ratio's duiden op een lage contributie van diatomeeën, en dit komt overeen met visuele waarnemingen waarbij *Euglena*'s dominant aanwezig lijken in Appels en Ballooi met uitzondering van het laag gelegen BA1). Dit wordt bevestigd door de lage *chl-a:b*-ratio's in Appels en Ballooi, wat wijst op een relatief grote bijdrage van groenalgen, in dit geval *Euglena*.

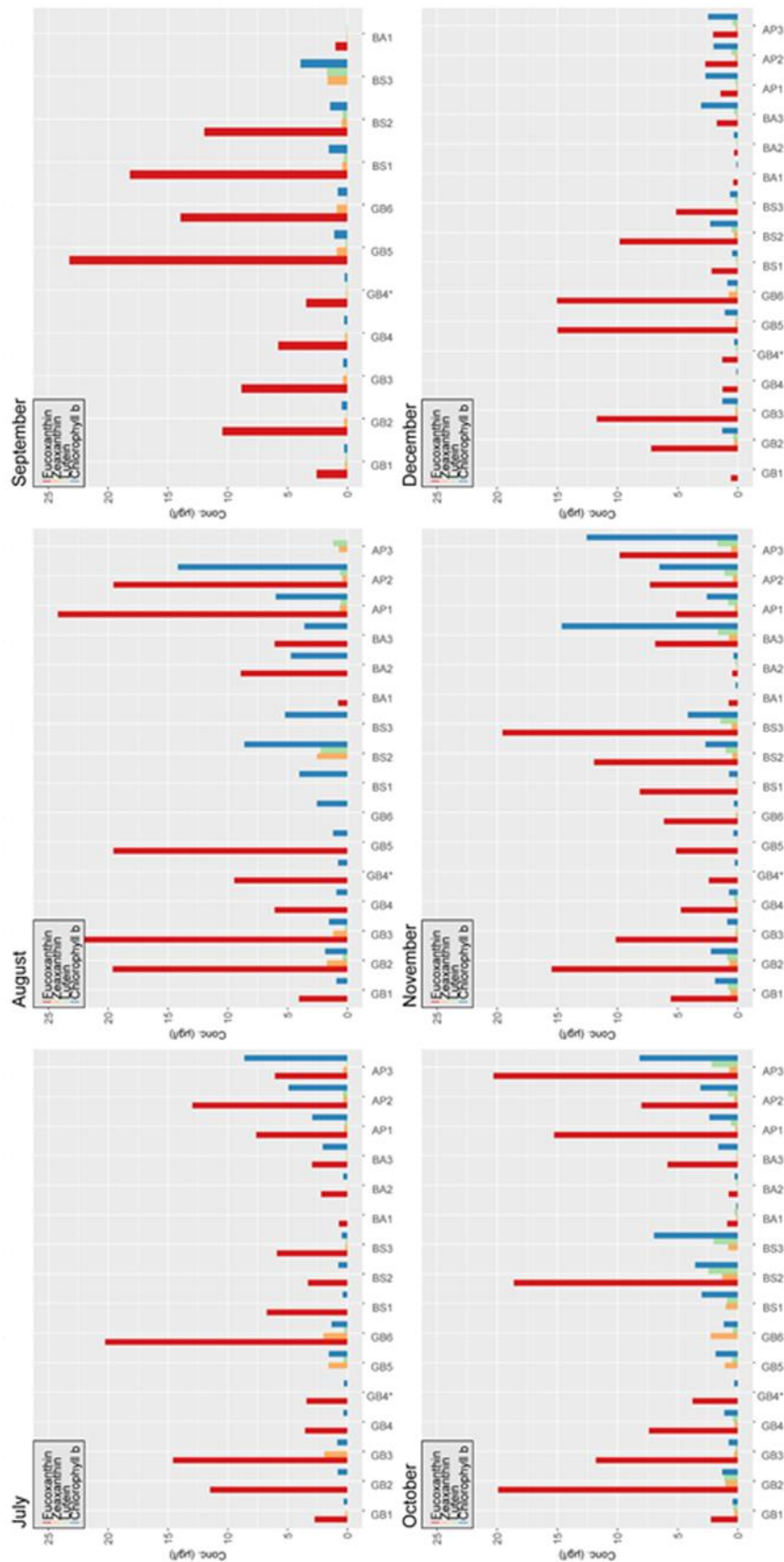


Figuur 6-35 Boxplot chlorofyl a:c and chlorofyl a:b ratio's

Uit de pigment analyse (Figuur 6-36) blijkt dat de concentratie fucoxanthine een stuk hoger is dan zeaxanthine, luteïne en Chl b. Fucoxanthine wordt als indicator voor diatomeeën gebruikt, verwacht wordt dat dit de dominante groep is. Microscopische analyses van voorgaande jaren bevestigen deze resultaten. De pennate diatomeeën van het genera *Navicula*, *Cylindrotheca*, *Gyrosigma* en *Surirella* waren dominant aanwezig op Groot Buitenschor en Boerenschans. In de getijdengebieden van Ballooi en Appels werden de diatomeeën *Caloneis amphisbaena*, *Actinocyclus normannii*, *Cylindrotheca sp.* en de euglenofyt *Euglena granulata* voornamelijk gevonden. In augustus en oktober is er geen fucoxanthine bij een groot deel van de stalen van Boerenschans, maar voornamelijk Chl b en luteïne. Ook is er een uitzondering van de dominantie van diatomeeën tijdens juni, juli en de winterperiode voor de stations Ballooi en Appels. Net als voorgaande jaren zijn Chl b en luteïne in hogere concentraties aanwezig bij de stations stroomopwaarts, deze pigmenten zijn indicatief voor groenalgen en Euglenophyta. Ze komen vooral voor rond de hoogwaterlijn waar de licht condities beter zijn. Het indicatorpigment voor cyanobacteriën, zeaxanthine werd in heel 2016 niet in hoge concentraties waargenomen.



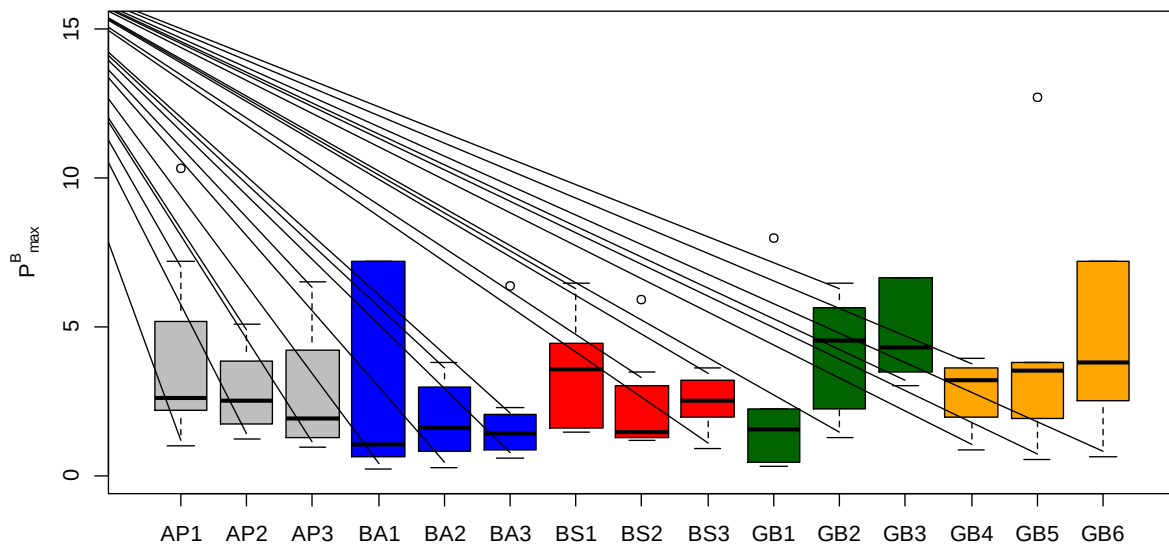
Figuur 6-36 Fytobenthos samenstelling in getijden gebieden van het Schelde estuarium (GB: Groot Buitenschoor, BS: Boerenschans, BA: Ballooi, AP: Appels).



Figuur 6-35 (vervolg) Fytobenthos samenstelling in getijden gebieden van het Schelde estuarium (GB: Groot Buitenschoor, BS: Boerenschans, BA: Ballooi, AP: Appels).

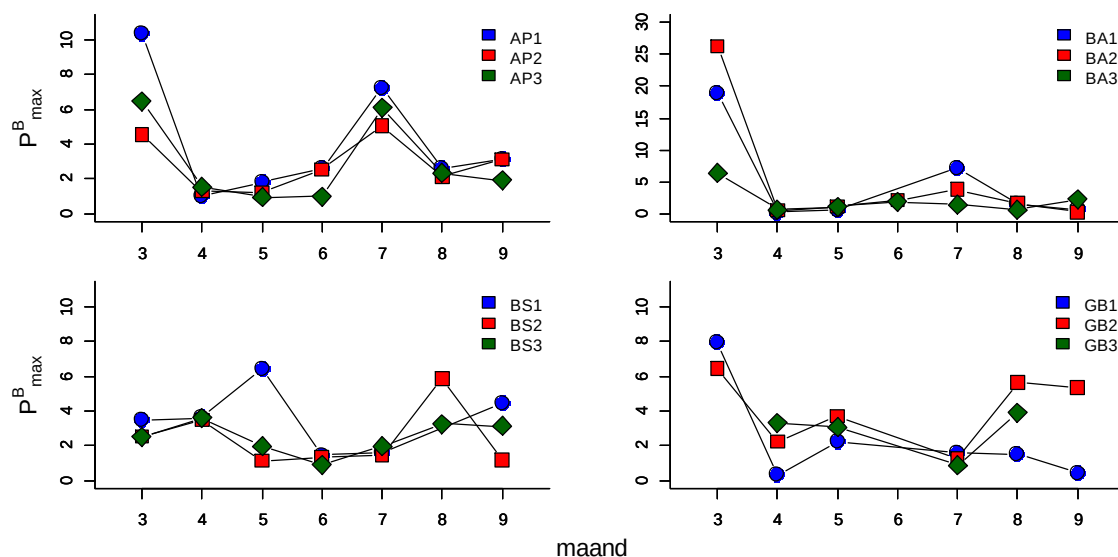
6.3.3. Microfytobenthos: fotosynthese parameters: $P_{\max}^B$

De spreiding in $P_{\max}^B$ gedurende het seizoen (maart t/m september) is weergegeven in Figuur 6-37. Op het eerste gezicht lijkt het niet alsof de ligging in het intertidaal de waarde van $P_{\max}^B$ beïnvloedt, met uitzondering van één van de 2 transecten op Groot Buitenschor (GB1-GB3). De verschillen tussen de stations binnen en tussen locaties is ook niet significant verschillend (ANOVA, $p=0.47$).



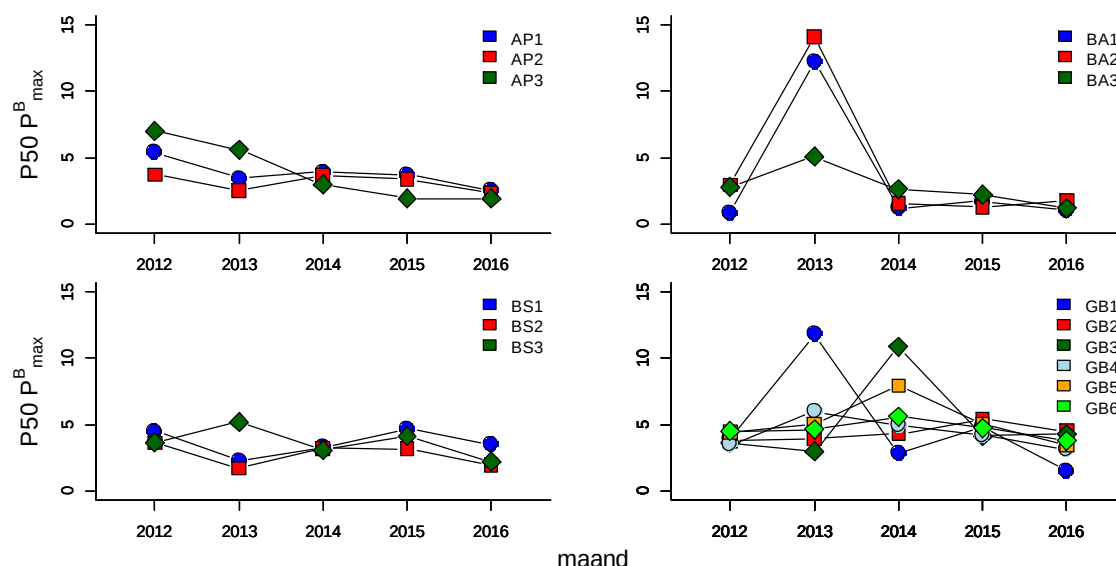
Figuur 6-37 boxplots $P_{\max}^B$ waarden voor 2016 voor de verschillende stations

Het verloop in $P_{\max}^B$ gedurende het jaar is per station weergegeven in Figuur 6-38. Opvallend zijn de hoge waarden in maart in drie van de 4 locaties, met uitzondering van Boerenschans. Het lijkt erop, zoals ook voor de eerdere jaren is opgevallen, dat er geen duidelijk seizoenspatroon is waar te nemen in de $P_{\max}^B$ -waarden. Ook als de $P_{\max}^B$ waarden worden uitgezet als functie van de incubatie temperatuur, is er geen verband waarneembaar (data niet getoond).



Figuur 6-38 Seizoensvariatie in $P_{\max}^B$ in 2016 voor het MFB van de verschillende stations

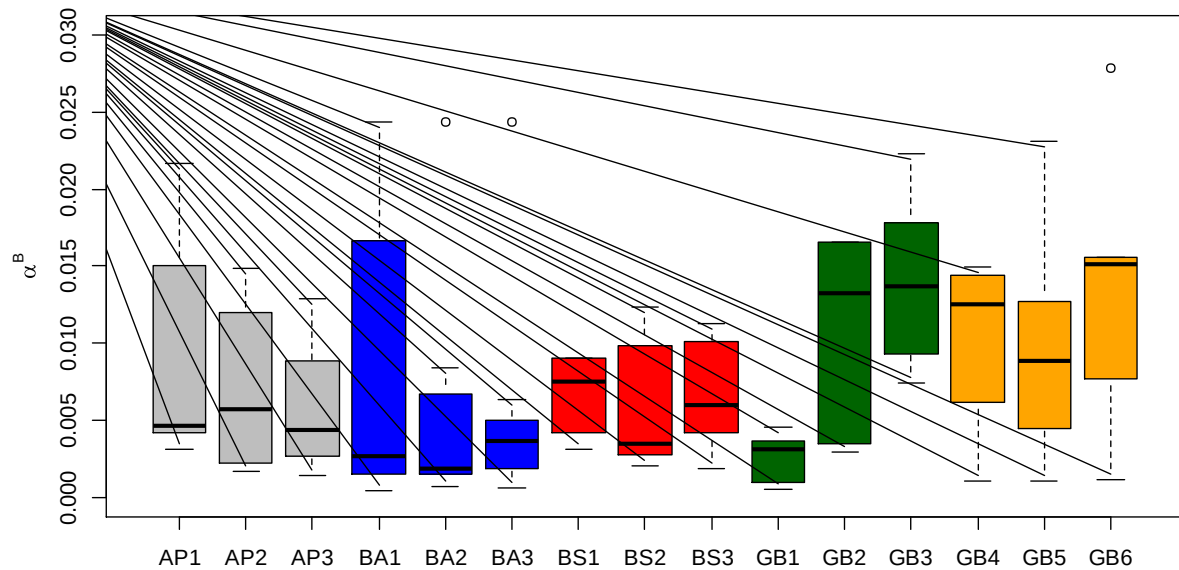
Om te kijken of er lange termijntrends aanwezig zouden zijn (de datareeks is echter vrij kort) is zijn de mediane waarden in $P^B_{\max}$ geplot als functie van de tijd (jaar) (Figuur 6-39). De afname in $P50-P^B_{\max}$ van station AP3 is significant ($p=0.0126$), maar die voor de andere stations in Appels niet. De overige zijn niet getoetst via lineaire regressie omdat op het oog geen trends waarneembaar zijn. De plots in Figuur 6-39 laten ook geen duidelijk trend zien wat betreft de ligging in het intertidaal.



Figuur 6-39 Verloop in mediane waarden voor $P^B_{\max}$

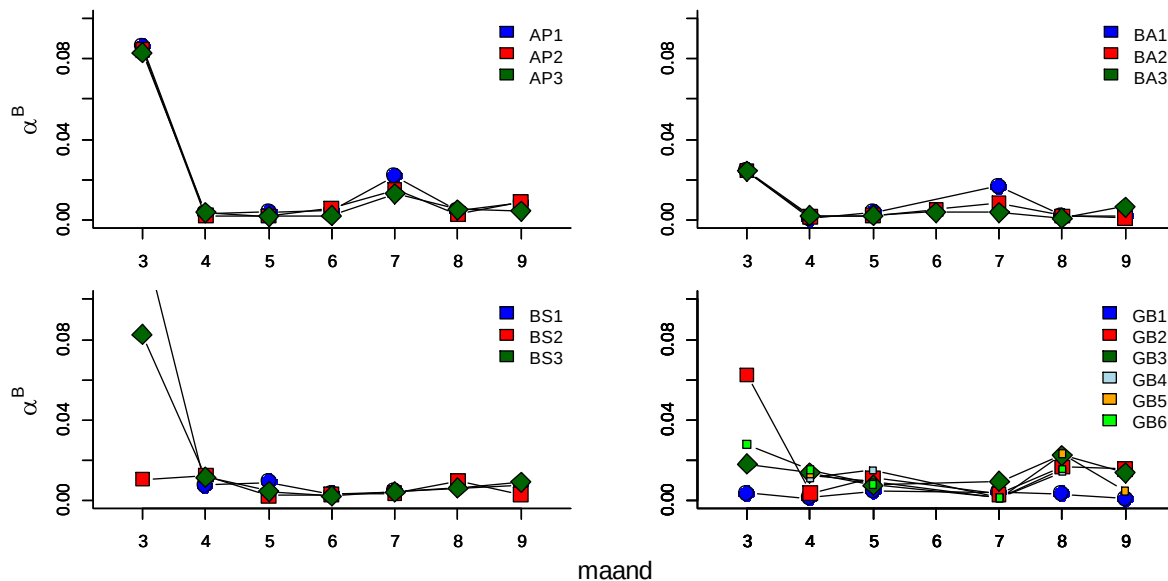
6.3.4. Microfytobenthos: fotosynthese parameter α^B

De variatie in α^B in 2016 is weergegeven in een boxplot (Figuur 6-40). Ondanks de grote variatie zijn er geen significante verschillen tussen de stations (ANOVA, $p=0.277$). Het MFB van Groot Buitenschor transect 1 vertoont hetzelfde verloop in α^B als in $P^B_{\max}$, met de laagste waarden laag in het intertidaal en de hoogste waarden hoog in het intertidaal. Een omgekeerd patroon zou eerder verwacht worden omdat het MFB zo dicht bij de laagwaterlijn een hoge efficiëntie in de absorptie van licht goed zou kunnen gebruiken gezien de beperkte blootstellingsduur aan licht. Mogelijk speelt het package effect hier een rol, maar het kan ook zijn dat, omdat altijd gemeten is met het laagwater overdag, de regulatie meer naar de maximale lichtintensiteit is dan naar de lage lichtintensiteiten aangezien die midden op de dag minder vaak voorkomen.



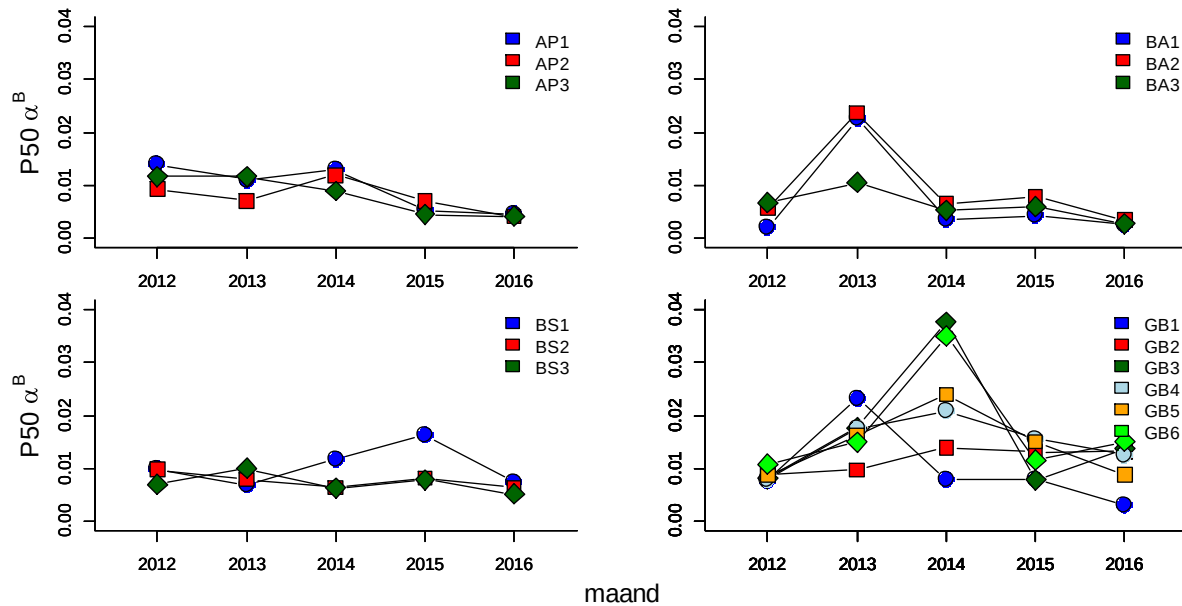
Figuur 6-40 boxplots α^B waarden voor 2016 voor de verschillende stations.

Het seizoensverloop in α^B in 2016 is te zien in Figuur 6-41. Net als voor $P_{\max}^B$ worden vooral in maart hoge α^B waarden gevonden: dit geldt vooral voor AP1,2,3, BS1, BS3 en GB2. Voor de rest van het seizoen lijken de data vrij veel op elkaar en zijn de verschillen in het seizoen en tussen de stations op dezelfde locatie gering.



Figuur 6-41 Variatie in α^B gedurende het seizoen in 2016

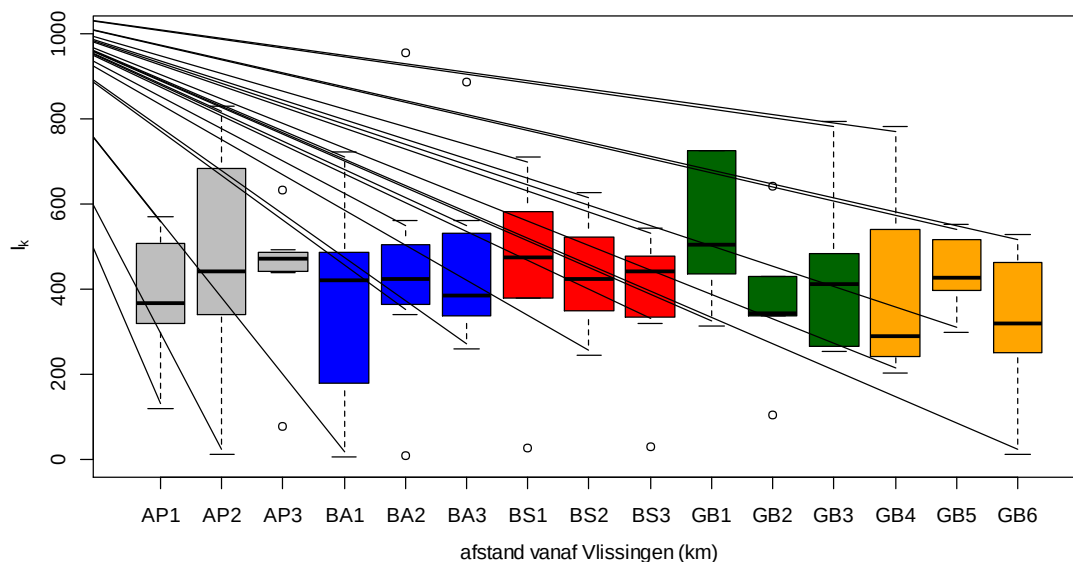
Om de variatie tussen de verschillende jaren te plotten, zijn de mediane waarden voor α^B geplot als functie van de tijd (jaar) (Figuur 6-42). Net als voor $P_{\max}^B$ lijkt α^B van het MFB in station AP1 een significante afname in de tijd te tonen, die ook net significant is ($p=0.0426$). Voor de andere stations lijkt geen significante trend aanwezig te zijn, maar hierbij moet opgemerkt worden dat de tijdsreeks erg kort is voor een trendanalyse.



Figuur 6-42 Verloop in mediane waarden voor α^B met de tijd (jaren)

6.3.5. Microfyhtobenthos: fotosynthese parameter I_k

De waarde van I_k ($=P_{\max}^B / \alpha^B$, Figuur 6-43) is een relatieve waarde voor de mate van licht-donker acclimatie: lage waarden duiden op algen aangepast aan weinig licht. De I_k -waarden voor het MFB zijn in het algemeen hoger dan die van het fytoplankton, wat er op wijst dat doorgaans het lichtklimaat voor het MFB meer licht bevat dan die voor het fytoplankton. Ook is er geen significant verschil tussen de verschillende stations (ANOVA, $p=0.917$), wat wel het geval was voor het fytoplankton. Het fytoplankton te Melle had duidelijk hogere I_k -waarden dan het overige fytoplankton, een gevolg van het gunstige lichtklimaat daar (een relatief hoge z_{eu}/z_m).

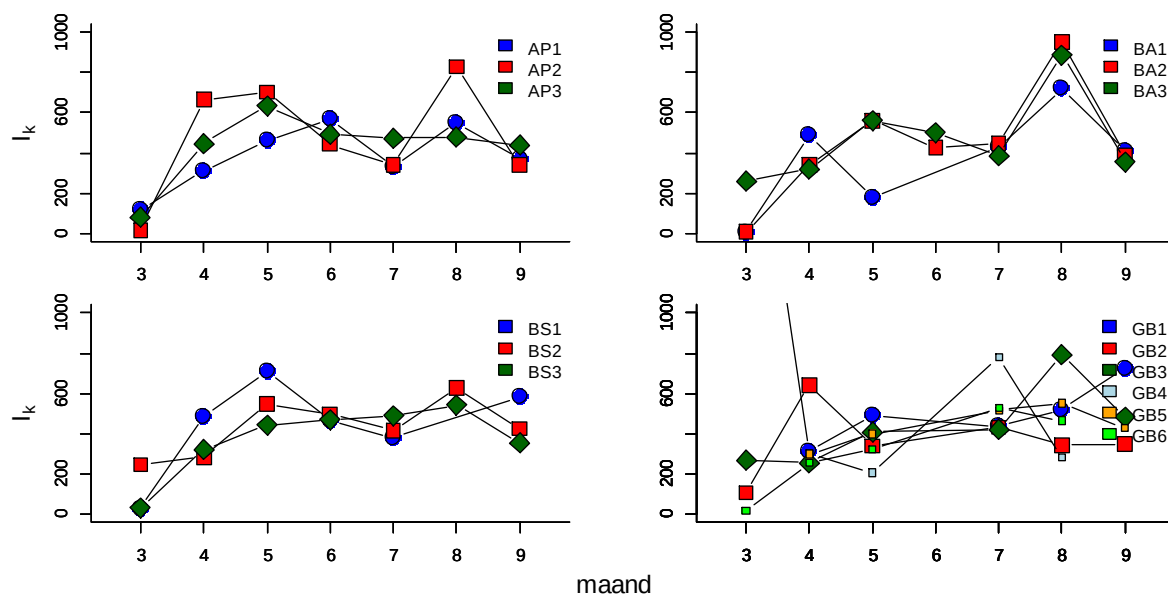


Figuur 6-43 boxplots I_k ($\mu\text{mol photons m}^{-2} \text{s}^{-1}$)⁻¹ waarden voor 2016 voor de verschillende stations

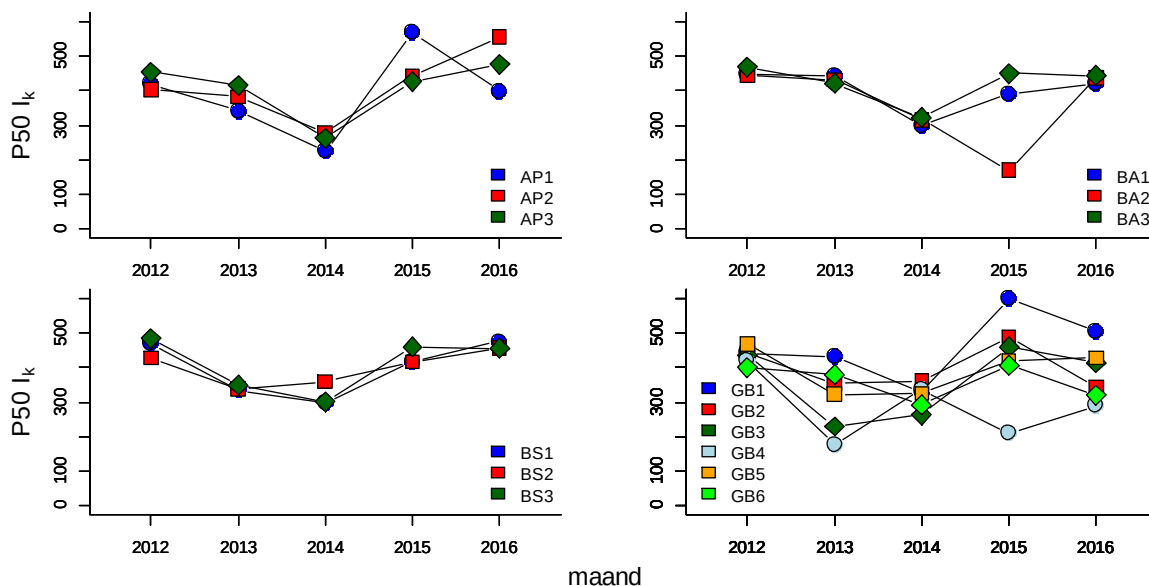
Het seizoensverloop in I_k is te zien in Figuur 6-44. Het verloop is in alle stations ongeveer hetzelfde: lage waarden in maart (behalve GB1) waarna een toename plaatsvindt waarbij in de periode april-mei t/m augustus de waarden vergelijkbaar zijn, en dan weer lijken af te nemen in september, met

uitzondering van de waarden in Groot-Buitenschor. Die lijken nog nauwelijks af te nemen in september. Opvallend zijn de piekwaarden voor alle stations in Ballooi in augustus. Maxima in augustus zijn ook waargenomen voor AP2 en GB4.

Het verloop in de mediane I_k waarden gedurende de periode 2012-2016 (Figuur 6-45) laat zien dat er geen trends zijn. Wel lijken voor de meeste stations de mediane I_k waarden in 2014 het laagst, behalve voor GB4.



Figuur 6-44 Seizoensverloop in I_k in 2016



Figuur 6-45 Verloop in mediane waarden voor I_k met de tijd (jaren)

6.3.6. Microfytobenthos: synthese

De primaire productie lijkt voor sommige stations af te nemen, echter alleen voor de grens is de afname significant. Het is dus zeer aan te bevelen de monitoring van de primaire productie van het fytoplankton door te zetten, om zeker te weten of deze afname doorzet of niet. Een afname zal de toch al geringe primaire productie in de grensregio sterk onder druk zetten en kunnen leiden tot het afwezig zijn van lokale primaire productie omdat de verliezen aan respiratie groter zullen zijn dan de fixatie van CO₂ door fotosynthese. Ook de P:B-ratio's laten zien dat in de grensregio de groeisnelheid van het fytoplankton gering is, vooral in het gebied tussen de grens/Antwerpen en Lippenbroek.

In het algemeen is de biomassa hoog in het intertidaal groter dan laag in het intertidaal, en dit patroon is in 2016 het duidelijkst aanwezig op de stations in Ballooi en Groot Buitenschor. In Groot Buitenschor en Boerenschans wordt het MFB gedomineerd door diatomeeën, en in Ballooi en Appels door groenalgen, vnl. *Euglena*. Echter, bij BS1, het station dicht bij de laagwaterlijn, zijn de diatomeeën nog dominant. $P_{\max}^B$ maxima worden waargenomen in maart. Een tweede piek in $P_{\max}^B$ werd waargenomen in juli, vooral in AP1-3, BA1, BS2 en een aantal stations in GB. Een analyse van de mediane van $P_{\max}^B$ laat geen significante trends zien, met uitzondering van AP3, waar $P_{\max}^B$ een duidelijke afname laat zien. De variatie in het seizoen in α^B lijkt op die in $P_{\max}^B$, maar de verschillen zijn veel minder sterk, en er is in vrijwel alle gevallen geen duidelijk seizoenspatroon te vinden. De I_k -waarden van het MFB zijn hoger dan die van het fytoplankton en vertonen tussen april en augustus hun maximale waarden. Er is geen trend te zien met de jaren in I_k .

Omdat de berekening van de jaarproducties van het MFB niet wordt uitgevoerd omdat hiervoor modellering nodig is waarbij rekening gehouden wordt met het getij, de getijamplitude en de droogvalduur (afhankelijk van de ligging in het intertidaal), is het sterk aan te bevelen om met de bestaande gegevens hiervoor geld vrij te maken om dit mogelijk te maken. Dit lijkt ons een hogere prioriteit te hebben dan het opnieuw meten van de fotosynthese parameters. Het belang van MFB-productie in relatie tot de totale productie is een grote onbekende, maar gezien het relatief grote oppervlak van de slikken ten opzichte van het totale oppervlak van de verschillende OMES compartimenten, vooral richting Gent, zou de bijdrage van het MFB nog wel eens groter kunnen zijn dan die van het fytoplankton op sommige locaties.

6.4. Zoöplankton

6.4.1. Inleiding

Sinds 2007 is een aanzienlijke verandering waargenomen in de samenstelling van de zoöplankton-gemeenschap in de Zeeschelde (Mialet et al., 2011; Tackx et al., 2015). Het zoöplankton onderzoek binnen OMES spits zich toe op:

- het verifiëren van de stabiliteit van deze nieuwe zoöplankton gemeenschap
- het achterhalen van de oorzaken van deze veranderingen
- het evalueren van de graasdruk uitgevoerd door het zoöplankton op het fytoplankton

6.4.2. Data-analyse

Zoöplankton is sterk afhankelijk van het aanwezige zoutgehalte in de Schelde. Voor de bespreking wordt dan ook getracht de zonering uit Tabel 2-3 te volgen, waarbij de zoete zones samen worden beschouwd. Omwille van het zoete karakter van het zoöplankton te Temse, wordt dit station uit de

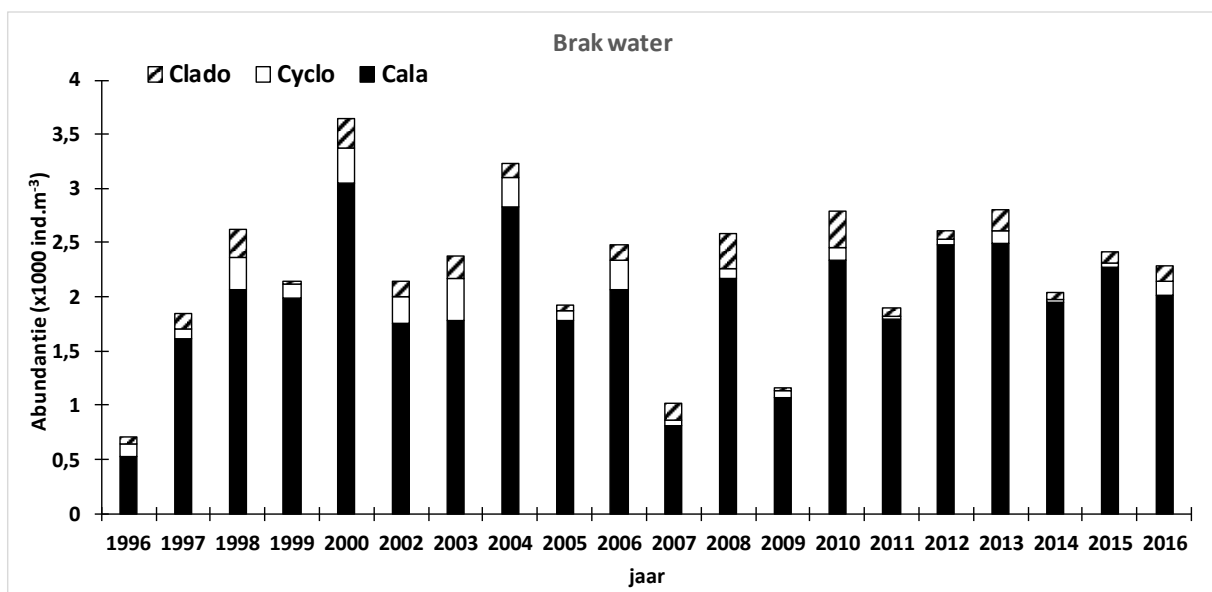
oligohaliene zone mee bij de zoete zone beschouwd, die hier dus de stations Temse, Dendermonde, Uitbergen en Melle bevat. De zone met sterke saliniteitsgradiënt, hier kortweg brakke zone genoemd, bevat de stations Grens en Antwerpen.

Tendensen zijn getest met Spearmann – Rank, verschillen tussen series met Mann –Whitney, op een significantie niveau van minstens $p < 0.05$.

Om na te gaan of er sinds de grote wijzigingen vanaf 2007 een stabilisatie van de zoöplankton gemeenschap optreedt, hebben we de variatie-coëfficiënten (CV) tussen de jaargemiddelde abundantie voor de periodes 1996-2006 en 2007-2016 berekend voor beide trajecten.

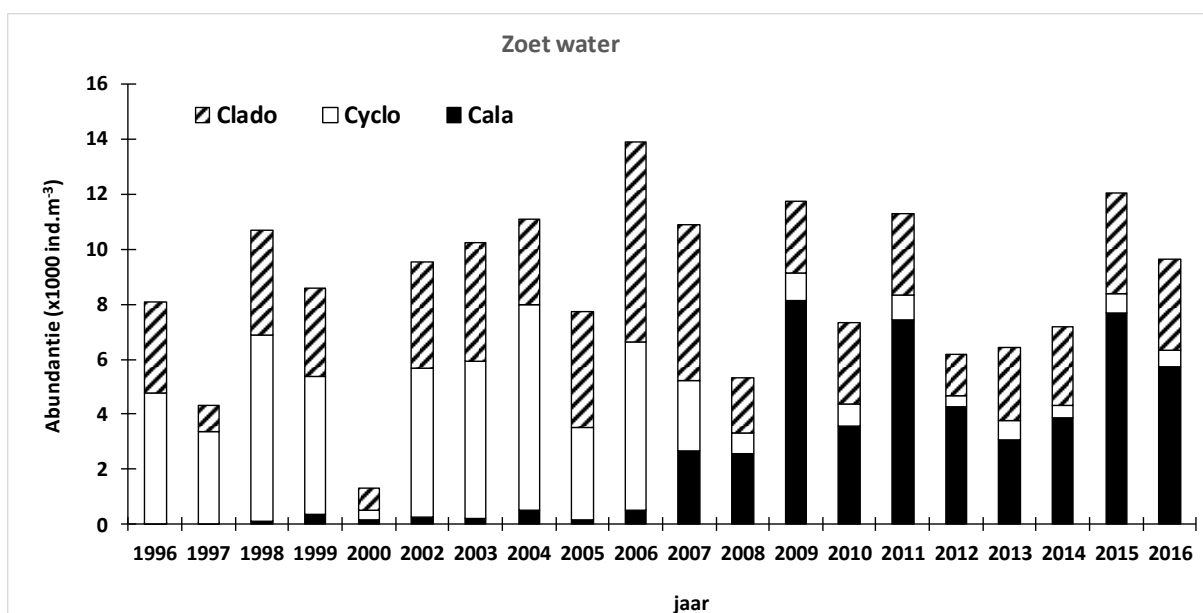
6.4.3. Abundantie en samenstelling zoöplankton gemeenschap

In het brakwater traject varieert de jaarlijks gemiddelde totale mesozöplankton abundantie tussen 700 en 3600 ind. m^{-3} . Calanoïde copepoden domineren sterk, cyclopoïde copepoden en cladoceren zijn weinig abundant. Er is geen duidelijk tendens in abundantie van deze groepen in de loop van de tijd voor calanoïde copepoden en cladoceren. Cyclopoïde copepoden daarentegen hebben een lagere jaargemiddelde abundantie in de periode 2007-2016 dan tijdens de periode 1996-2006 (Mann Whitney, $p < 0.01$).



Figuur 6-46 Abundantie van mesozöplankton organismen in de brakwater zone (stations Grens en Antwerpen) tussen 1996 en 2016.

De abundantie (4300-7400 ind. m^{-3}) blijft hoger in de zoete Zeeschelde dan in het brak water traject (Figuur 6-47). *Eurytemora affinis*, een copepode soort die voorheen alleen in het brakwater voorkwam, heeft er zich sterk ontwikkeld sinds 2007 en blijft domineren tot in 2016. De oorspronkelijk abundante cyclopoïde copepoden zijn sinds 2007 sterk in abundantie afgenomen, en zijn ook in 2016 niet in abundantie verhoogd. Cladoceren zijn, over de periode 1996-2016, ongewijzigd gebleven in gemiddelde abundantie.



Figuur 6-47 Abundantie van mesozoöplankton organismen in het zoetwater traject tussen 1996 en 2016. In 2000 werd enkel gedurende het voorjaar bemonsterd.

In het brakwater is er geen systematische tendens waar te nemen in de variabiliteit van de abundantie tussen de twee perioden (Figuur 6-48). Voor sommige taxa (andere calanoiden dan *E. affinis*, cyclopiden en cladoceren) is deze hoger in de periode na 2007 dan ervoor. Voor de andere taxa is ze lager na 2007 dan ervoor. Ook de totale zoöplankton abundantie is iets minder variabel na 2007 dan ervoor.

In het zoetwatertraject is de variabiliteit tussen de jaren niet significant verschillend van die in het brakwatertraject, noch tijdens de periode vóór 2007, noch erna (Mann Whitney, $p > 0.05$). Wel worden enkele hoge waarden gevonden. Dit is het geval voor harpacticiden in beide perioden. Dit taxon heeft ook de hoogste variabiliteit in de brakwaterzone. Dit kan worden verklaard door het feit dat de meeste harpacticide soorten eerder bentisch zijn, en dus slechts sporadisch in de planktonstalen worden gevonden.



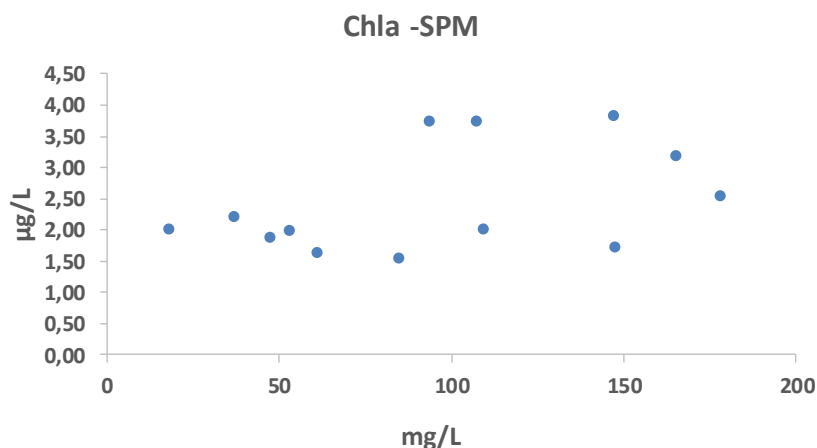
Figuur 6-48 Variatie-coëfficiënt van jaargemiddelde abundanties van de verschillende taxa over de periode 1996-2006 en 2007-2016 voor het brak en het zoetwatertraject.

De *E. affinis* abundantie vertoont zowel in het brak- als het zoetwater een kleinere jaar variabiliteit na 2007 dan ervoor. Een daling in het brakwater is relatief gering (van 41 naar 31%); in het zoetwater daalt de CV van 83 naar 51 %. Het feit dat *E. affinis* vóór 2007 nauwelijks voorkwam in het

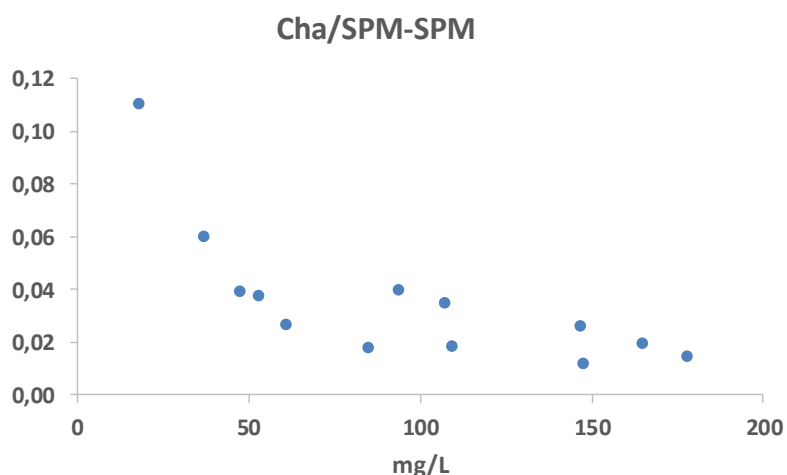
zoetwatertraject verklaart de hoge variabiliteit in deze periode. Na 2007 is de jaarvariabiliteit in abundantie voor deze soort nog steeds hoger in het zoetwater dan in het brakwatertraject (51 t.o.v. 31 %). Dit kan erop wijzen dat dit soortencomplex nog niet volledig is aangepast aan het zoetwater milieu. Chambord et al. (2016) hebben aangetoond dat *E. affinis* in het zoetwatertraject van de Schelde voorkomt bij hogere temperaturen dan in het brakwatertraject. Mogelijk is binnen dit soortencomplex een selectie van clades aan de gang. Na 2007 wordt eveneens een veel grotere variabiliteit waargenomen in de jaargemiddelde abundantie van andere calanoiden dan *E. affinis*. Deze groep bestond vóór 2007 haast uitsluitend uit de soort *Eudiaptomus gracilis*, terwijl de laatste jaren ook andere soorten (die nog niet zijn geïdentificeerd) worden waargenomen. Het gaat voornamelijk om sterk op *E. affinis* lijkende individuen, maar die duidelijk andere morfologische karakteristieken vertonen. De vraag stelt zich dus of dit om een 'nieuwe' clade van het *E. affinis* complex gaat. Zoals gerapporteerd in Gasmi et al. (2014) zijn de *E. affinis* populaties in het brakwater en het zoetwatertraject genetisch verwant maar niet identiek, en komen in het middengebied hybriden tussen beide genotypes voor. Zoals aangetoond in Chambord et al. (2016) begrijpen we nu goed waarom *E. affinis* het zoetwatergebied heeft kunnen koloniseren (voldoend lage concentratie aan NH_4 en voldoende hoge concentratie aan O_2), maar is er nog geen sluitende verklaring gevonden voor het quasi-verdwijnen van de cyclopoide copepoden.

6.4.4. Grazing

In 2016 zijn geen nieuwe grazing experimenten uitgevoerd. In verband met de recent toenemende SPM-concentratie in de Schelde, zijn de resultaten van de experimenten uitgevoerd in 2013 en 2014 verder geanalyseerd op een verband tussen de ingestie gerealiseerd door *E. affinis* adulten en CV in functie van de beschikbaarheid van fytoplankton (gemeten als Chl *a* concentratie) en de concentratie aan gesuspendeerd materiaal in het milieu. Hierbij is, voor de situaties waarbij grazing experimenten zijn uitgevoerd, eerst gekeken naar de relatie Chl *a*- SPM.



Figuur 6-49 Concentratie aan fytoplankton (Chl *a*, y-as) in het milieu in functie van de concentratie aan gesuspendeerd materiaal (SPM, x-as).

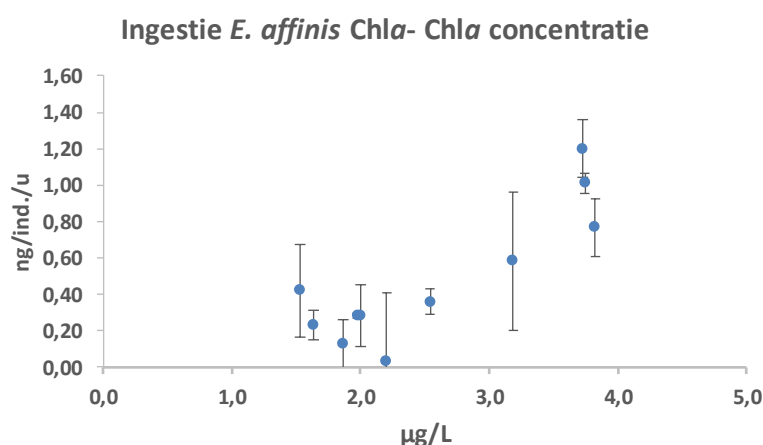


Figuur 6-50 Verhouding fytoplankton biomassa (Cha/SPM, y-as) in het milieu in functie van de concentratie aan gesuspendeerd materiaal (SPM, x-as)

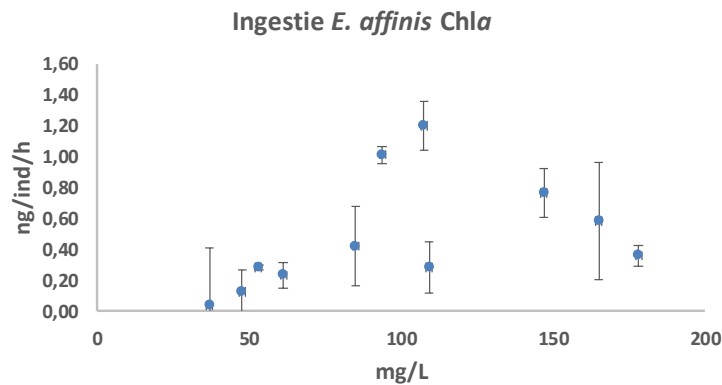
Hoewel er geen significante regressie is tussen Chl *a* en SPM (Figuur 6-49), komen Chl *a* concentraties > 3 µg L⁻¹ alleen voor bij SPM-concentratie > 90 mg L⁻¹. Niettemin daalt de ratio Cha/SPM (Figuur 6-50) met de SPM-concentratie. (Spearman-rank, $p < 0.01$). Dit betekent dat de relatieve beschikbaarheid van fytoplankton kleiner wordt met toenemende concentratie van SPM.

De ingestie van totaal fytoplankton (gemeten als Chl *a*) stijgt significant met de concentratie van fytoplankton (Spearman -rank, $p < 0.05$) (Figuur 6-51). Als functie van de SPM concentratie daarentegen wordt een significante stijging ($p < 0.05$) van de ingestie waargenomen bij concentraties < 100 mg L⁻¹. Bij hogere concentraties zijn de ingesties variabel, zonder significante tendens. Er is geen significatieve relatie tussen de fytoplankton ingestie van *E. affinis* en de ratio Chl *a*/SPM ($p > 0.05$).

Het is dus wel duidelijk dat lage fytoplankton concentraties de ingestie van fytoplankton door *E. affinis* beperken. Binnen de range van SPM-concentraties die voorkwamen in de grazing proeven (37-178 mg L⁻¹) is geen significant effect van SPM op de ingestie van *E. affinis* waargenomen. In de Seine werd met incubatie experimenten met deze soort een lagere ingestie geobserveerd bij SPM-concentraties > 500 mg L⁻¹ (Project Seine-aval, Zooglobal).



Figuur 6-51 Ingestie van fytoplankton (gedoseerd als Chl *a*) door *E. affinis* adulten en CV in functie van de concentratie aan Chl *a* in het milieu.



Figuur 6-52 Ingestie van fytoplankton (gedoseerd als Chla) door *E. affinis* adulten en CV in functie van de concentratie aan gesuspendeerd materiaal (SPM) in het milieu

6.4.5. Langetermijn trends in zoöplankton

Het sinds 20 jaar continu monitoren van de waterkwaliteit en de biologische gemeenschappen in de Schelde via het OMES project maakt het mogelijk om de reactie van deze gemeenschappen op veranderende waterkwaliteit op een kwantitatieve manier te volgen. Dergelijke langdurige studies zijn, vooral wat zoöplankton betreft, eerder zeldzaam in estuariene systemen. Zowel in het brak- als in het zoetwater traject van de Schelde worden schommelingen in jaargemiddelde abundantie waargenomen die normaal zijn voor zoöplankton populaties in estuariene systemen (bv. Chesapeake Bay, Roman et al., 2005; Kemp et al., 2005; Skidaway river estuary, Verity & Borkman, 2010). De zoöplankton-gemeenschap in het zoetwatertraject van de Schelde blijkt, sinds de abrupte wijzigingen in samenstelling in 2007, niet méér variatie in jaargemiddelde totale abundantie te vertonen dan ervoor. Het soortencomplex *E. affinis* blijft, samen met cladoceren, domineren, terwijl cyclopoiden geen 'come back' maken. Het verschijnen van mogelijk nieuwe clades van het *E. affinis* soortencomplex suggereert een aanpassingsproces aan het zoetwatermilieu. Het voortzetten van de monitoring is dus noodzakelijk en een eventuele genetische karakterisering van de *E.affinis* populatie binnen enkele jaren zou bijzonder interessant zijn.

De vraag waarom de cyclopide populatie quasi verdwenen is uit het zoetwater traject blijft tot nog toe onbeantwoord. Meerdere hypothesen kunnen in dit verband worden geformuleerd en binnen de mate van het mogelijke getoetst. We denken aan bijvoorbeeld predatie door *E. affinis*, gevoeligheid aan hoge zuurstof concentraties, eventuele allopathie tussen *E. affinis* en cyclopiden.

Ook de mogelijkheid van een rol van intergetijde-gebieden als 'refugium' voor zoöplankton is in het afgelopen jaar onderzocht (zie deelrapport OMES Intergetijdegebieden).

Binnen de resultaten van de 2013-2014 grazing-experimenten is er geen effect van SPM-concentratie op de gerealiseerde ingestie van fytoplankton door de dominante soort *E. affinis*. Dit aspect zal bij volgende experimenten verder worden bekeken, niet alleen voor *E. affinis*, maar ook voor de gehele zoöplankton gemeenschap tussen 50 en 250 μm . Er is namelijk een vermoeden dat de grazing-activiteit van het microzoöplankton een belangrijke impact kan hebben op de fytoplankton gemeenschap (Chambord et al., 2016). Gezien de experimenten tot hiertoe vooral in het vroege voorjaar en het najaar zijn uitgevoerd, zal in de toekomst vooral het late najaar en de zomer, bij hogere Chla concentraties, worden gemeten.

Hoofdstuk 7. Conclusie

Het weer kende in 2016 een aantal extremen. Het voorjaar, en in het bijzonder de maand juni, was uitzonderlijk nat, met zeer hoge debieten tot gevolg. De hoeveelheid neerslag in het najaar was daarentegen abnormaal laag. Deze grote schommelingen in debiet hebben een duidelijke impact op het aquatische ecosysteem in de Zeeschelde.

Ten eerste zien we zout verder doordringen in het estuarium bij lage debieten, bij hoge debieten daalt het chloride gehalte. Dit is sterk merkbaar in de gradiëntzone (Grens-Antwerpen) en de Oligohaliene zone (Kruibeke – Temse). De zoete zones werden tot 2009 niet beïnvloed door het oprukken van chloride uit zee bij lage debieten. De beperkte schommelingen die voorkwamen, waren gecorreleerd met de chloride schommelingen in het bekken. Sinds 2009 echter, worden in de zone tussen km 100 en 130 (Lippenbroek – Appels) af en toe chloride pieken waargenomen bij lage debieten, die duidelijk niet gecorreleerd zijn met chloride in het bekken, maar wel met afwaartse chloride concentraties. In het najaar 2016 werden zo ook verhoogde chloride waarden waargenomen in de zoete Zeeschelde.

Niet enkel chloride, maar ook andere waterkwaliteitsparameters worden beïnvloed door debiet. Het zeer hoge debiet in juni 2016 heeft wellicht mee geleid tot lage zuurstofwaarden. Na jaren van stijgende zuurstofgehalten, kent deze parameter een stevige dip in 2016 en voldoet niet meer aan de EMSE (Evaluatiemethodiek Schelde estuarium) criteria. De verkorte verblijftijd bij hoge debieten heeft tot uitspoeling van het fytoplankton geleid. Hierdoor was er geen sterke primaire productie mogelijk. De zuurstofvraag voor de afbraak van de vuilvracht uit het bekken is in de Zeeschelde nog steeds groot, zodat zonder extra zuurstofproductie van algen, er zuurstof tekorten ontstaan. In juni 2016 zakte zuurstof terug onder de kritische drempel van 2.5 mg/l.

Na de dip in de algenbloei in juni, volgt een tweede periode van bloei vanaf eind juli/augustus in het zoete deel van de Zeeschelde, wanneer de debieten weerom laag zijn. Zuurstofwaarden herstellen zich. Door de zeer lage debieten in het vroege najaar, stijgt echter ook het zwevende stof gehalte. Er zijn in die periode dan wel veel algen, hun productie ligt echter laag, wellicht omwille van het slechte lichtklimaat. In zeer troebel water kan licht immers slechts doordringen. In het zeer troebele water heeft wellicht ook het zoöplankton moeite om het fytoplankton te vinden. Door een gebrekkige begrazing door zoöplankton, kan het fytoplankton zo toch nog hoge concentraties bereiken. De energie stroomt echter onvoldoende door in de voedselketen, de productie is laag. Er volgt ook een tweede, zij het beperkte, dip in de zuurstofconcentratie.

Het zeer troebele water, bij de lage debieten in het najaar van 2016, is geen alleenstaand geval. Het is al langer geweten dat zwevende stof concentraties toenemen bij lage debieten, maar de laatste jaren (sinds 2008-2009) worden die concentraties steeds hoger in de Boven-Zeeschelde en de Rupel. Het estuarium wordt er gevoeliger voor hoge SPM waarden bij lage debieten. Deze toename is zorgwekkend. Enerzijds kan een hoger slibgehalte voor het onderhoud van de vaarweg problemen stellen, anderzijds zal het ecosysteem eronder leiden. Vermindere lichtdoordringing en primaire productie, en verminderde begrazing werden reeds aangehaald. Een verdere toename van zwevende stof kan tot een instorting van het ecosysteem leiden.

De oorzaken voor de toegenomen zwevende stof concentraties in het zoete zijn nog niet geheel opgehelderd. Wel zijn er parallelen tussen het zwevende stof gehalte en de toename aan chloride. Dit wijst er op dat getij of transportprocessen veranderd kunnen zijn.