

# OMES rapport 2019

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

ECOBE 020-R265

monitoring in opdracht van  
**De Vlaamse Waterweg nv**  
bestek 16EI/14/51



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



**Universiteit  
Antwerpen**



**Université  
Paul Sabattier  
Toulouse**



**VRIJE  
UNIVERSITEIT  
BRUSSEL**

## Colofon

### **Tekst:**

Maris, T., P. Gelsomini, D. Horemans & 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, K. Sabbe, W. Vyverman (fytoplankton)  
Universiteit Gent, Protistology & Aquatic Ecology (PAE)  
Krijgslaan 281, 9000 Gent

M. Tackx, C. Sossou, J. Ovaert, F. Azémar (zoöplankton)  
Université Paul Sabatier, Laboratoire Ecologie Fonctionnelle et Environnement (Ecolab)  
31062 Toulouse cedex 9, Frankrijk

### **Studie in opdracht van:**

De Vlaamse Waterweg nv.  
Afdeling Zeeschelde-Zeekanaal, 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. Gelsomini, D. Horemans & P. Meire, 2020. Onderzoek naar de gevolgen van het Sigmaplan, baggeractiviteiten en havenuitbreiding in de Zeeschelde op het milieu. Geïntegreerd eindverslag van het onderzoek verricht in 2019. ECOBE 020-R265. Universiteit Antwerpen, Antwerpen.

# Inhoud

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 .....	5
1.6	OMES rapport.....	5
2	Materialen en Methoden .....	7
2.1	Staalname.....	7
2.1.1	Estuariene campagnes.....	7
2.1.2	Tijcampagnes.....	9
2.1.3	Benthische campagnes.....	10
2.2	Zonering.....	10
2.3	Parameters en staalname.....	11
2.3.1	Staalname.....	12
2.3.2	Staalname voor zwevende stof .....	12
2.3.3	Samenwerking met VMM.....	13
2.4	Monitoring basis waterkwaliteit .....	16
2.4.1	Temperatuur, zuurstof, pH en conductiviteit.....	16
2.4.2	Chloride en sulfaat.....	16
2.4.3	Stikstof (Ammonium, nitraat, nitriet en Kjeldahl-stikstof).....	16
2.4.4	Fosfor (Orthofosfaat en totaal fosfor).....	17
2.4.5	Silicium.....	17
2.4.6	Biochemische zuurstofvraag BOD: CBOD en NOD .....	18
2.4.7	Opgelost organisch koolstof (Dissolved Organic Carbon, DOC).....	21
2.4.8	Opgelost anorganisch koolstof (Dissolved Inorganic Carbon, DIC): concentratie en isotoop verhouding ( $\delta^{13}\text{C}$ -DIC) .....	22
2.4.9	Particulair organische koolstof (Particulate Organic Carbon, POC) en koolstof/stikstof (C/N) verhouding.....	22
2.4.10	Particulair totaal en anorganische koolstof (TPC, PIC).....	23
2.5	Monitoring lichtklimaat en zwevende stof.....	23
2.5.1	Lichtextinctiecoëfficiënt en eufotische diepte .....	23
2.5.2	Zwevende stof .....	23

2.5.3	Troebelheidsmetingen (turbiditeitsmetingen).....	24
2.5.4	zwevende stof en stroomsnelheid via ADCP .....	24
2.5.5	Data-analyse van zwevende stof tot jaargemiddelden .....	28
2.5.6	Vlokvorming.....	31
2.5.7	In situ meting van vlok grootte .....	31
2.5.8	Labo analyse van partikelgrootte .....	32
2.5.9	Bepaling vlokvormende biomoleculen .....	32
2.6	Monitoring Plankton en Fytobenthos .....	33
2.6.1	Totaal chlorofyl a en andere pigmenten .....	33
2.6.2	Fytoplankton.....	33
2.6.3	Microfyto benthos.....	34
2.6.4	Pelagische primaire productie in het estuarium .....	35
2.6.5	Primaire productie microfyto benthos (benthische primaire productie) .....	36
2.6.6	Zoöplankton.....	36
3	Klimaat & abiotiek .....	39
3.1	Inleiding .....	39
3.2	Watertemperatuur .....	39
3.2.1	2019.....	39
3.2.2	Langetermijntrend.....	40
3.2.3	Datum van eerste overschrijding 12°C.....	42
3.3	Neerslag en debiet .....	43
3.4	Zout.....	46
3.4.1	Zoete zones .....	49
3.4.2	Oligohaliene en gradiënt zone .....	49
4	Basis waterkwaliteit .....	53
4.1	Zuurstof .....	53
4.1.1	Evaluatie 2019 .....	53
4.1.2	Zuurstof en zuurstofconsumptie 2009-2019.....	56
4.1.3	Langetermijn evoluties .....	60
4.1.4	Koolstofdynamiek 2019.....	63
4.1.5	Evolutie van de jaarlijkse CO <sub>2</sub> uitstoot in de Schelde .....	64
4.2	Nutriënten .....	66
4.2.1	Stikstof.....	67
4.2.2	Fosfor.....	72
4.2.3	Silicium.....	76
4.2.4	Beoordeling nutriënten .....	79
4.3	Zuurtegraad .....	80
5	Lichtklimaat en zwevende stof.....	83

5.1	Inleiding .....	83
5.2	Lichtklimaat .....	83
5.3	Zwevende stof nabij het oppervlak .....	85
5.4	Diepteprofielen zwevende stof .....	88
5.4.1	Langetermijn trends .....	88
5.4.2	Dieptestalen 2019 .....	91
5.5	Vlokvorming .....	92
5.5.1	Vlokvorming en SPM concentratie .....	94
5.5.2	Vlokvorming en turbulentie .....	94
5.5.3	Vlokvorming en saliniteit.....	94
5.5.4	Vlokvorming en biologische factoren.....	94
5.6	Samenstelling van de zwevende stof .....	98
6	Plankton.....	101
6.1	Inleiding .....	101
6.2	Fytoplankton .....	101
6.2.1	Fytoplankton biomassa .....	101
6.2.2	Fytoplankton biomassa in 2019.....	103
6.2.3	Bijdrage van de zijrivieren aan de fytoplanktonbloei.....	106
6.2.4	Fytoplankton soortensamenstelling.....	108
6.2.5	Langetermijntrends in soortensamenstelling .....	111
6.2.6	Fytoplankton koolstof/chlorofyl a ratio .....	116
6.3	Zoöplankton .....	122
6.3.1	Inleiding .....	122
6.3.2	Abundantie en samenstelling zoöplankton gemeenschap in de Zeeschelde.....	122
6.3.3	Zoöplankton in de zijrivieren van het estuarium .....	127
6.3.4	Seks ratio <i>E. affinis</i> .....	131
6.4	Microfytobenthos.....	132
7	Conclusie .....	135
8	Referenties .....	137
9	Appendix.....	140
9.1	SPM over de volledige waterkolom.....	140
9.1.1	SPM op basis van dieptestalen .....	140
9.1.2	SPM op basis van ADCP .....	143
9.1.3	SPM op basis van OBS .....	144
9.2	SPM in de onderste helft waterkolom .....	145
9.2.1	SPM op basis van dieptestalen .....	145
9.2.2	SPM op basis van OBS .....	147
9.3	SPM in de bovenste helft waterkolom .....	149

## OMES 2019

9.3.1	SPM op basis van dieptestalen .....	149
9.3.2	SPM op basis van OBS .....	151
9.4	Dieptegradient SPM .....	152
9.5	LISST.....	156
9.6	Fytoplankton taxa en abundanties.....	161

---

# 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 daaropvolgende 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 monitoringsprogramma 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 kortetermijnvariabiliteit. 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.

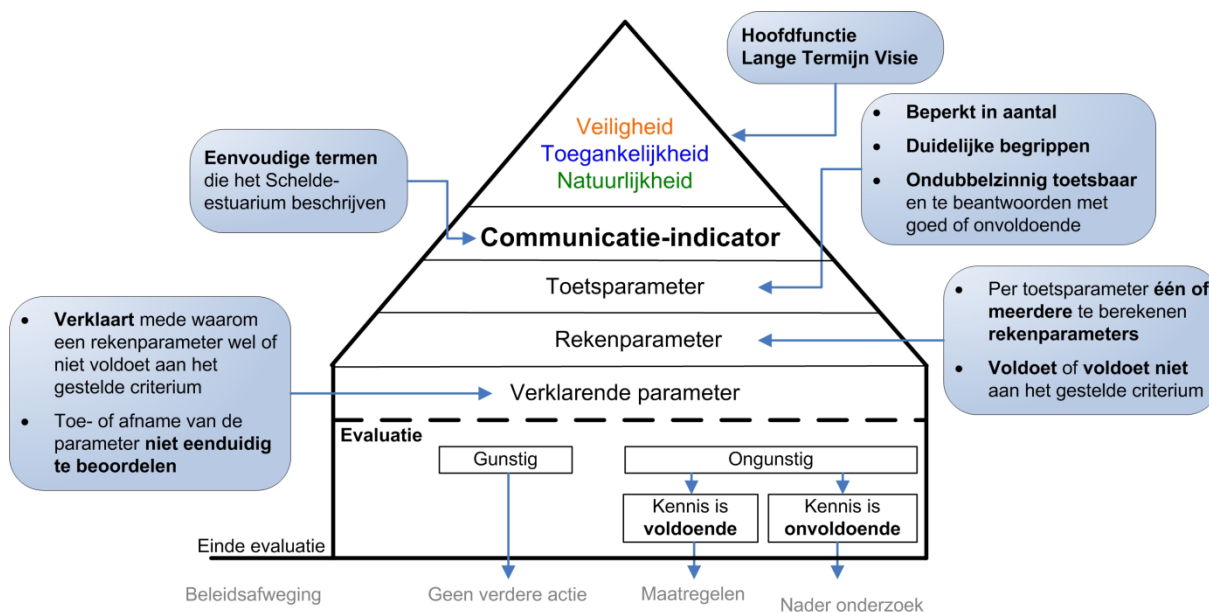
Elke communicatie-indicator is uitgewerkt in een zelfstandig hoofdstuk in de evaluatiemethodiek, waarbij de beoordeling een getrapte aanpak volgt: de piramide-aanpak (Figuur 1.1). Bovenaan de piramide staat de communicatie-indicator. Deze wordt beoordeeld door de onderliggende niveaus te doorlopen.

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 monitoringsprogramma 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. Verschillende reken-, toets- of verklarende parameters kunnen echter 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 lengtes 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 minibus 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 DVW (De Vlaamse Waterweg, 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 uit verschillende wetenschappelijke disciplines:

- **UAntwerpen - Universiteit Antwerpen, Onderzoeksgroep ecosysteembeheer (ECOBÉ)**  
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 onderzoeksmonitoring.
- **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 (Acoustic Doppler Current Profiler, akoestische dopplerstroommeter) techniek.
- **UGent - Universiteit Gent - Protistologie en aquatische ecologie (PAE)**  
De UGent is de specialist bij uitstek voor de monitoring van het fytoplankton (plantaardige plankton).
- **Université Paul Sabatier (Toulouse): Laboratoire d'Ecologie Fonctionnelle**  
Voor de determinatie en analyse van het aanwezige zoöplankton (dierlijk plankton), wordt beroep gedaan op 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.

Voorgaande jaren was ook NIOZ (Koninklijk Nederlands Instituut voor Onderzoek der Zee) partner binnen het OMES team. Dit Nederlandse kennisinstituut voerde de metingen van primaire productie uit: zij bepaalden de productiviteit en groeikarakteristieken van de aanwezige algen in de Zeeschelde. In 2018 besliste NIOZ te stoppen met de primaire productiemetingen voor OMES. Deze taak wordt nu verdergezet door de UAntwerpen, in nauw overleg met NIOZ. De metingen worden aan de UAntwerpen verdergezet met exact dezelfde methodiek, zodat de continuïteit en homogeniteit van de dataset verzekerd blijft.

## 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 'Klimaat en abiotiek'. 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.

---

## 2 Materialen en Methoden

---

### 2.1 Staalname

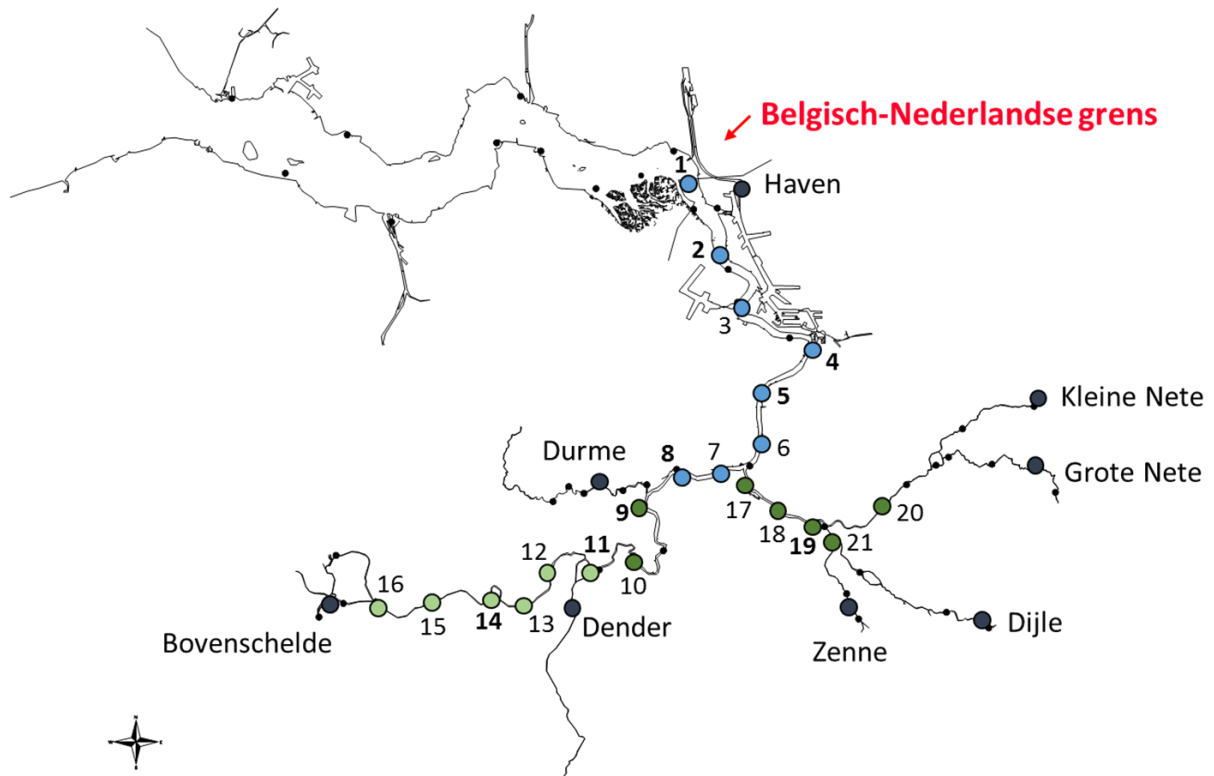
De OMES campagnes hebben een traditie van tijonafhankelijke staalname, waardoor steeds wordt bemonsterd in verschillende fasen van het getij. Echter, sommige stoffen vertonen grote schommelingen met het getij. Zwevende stof bijvoorbeeld wordt bij hoge stroomsnelheden opgewerveld en zal uitzakken rond 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 2019 Intergetijdengebieden**.

#### 2.1.1 Estuariene campagnes

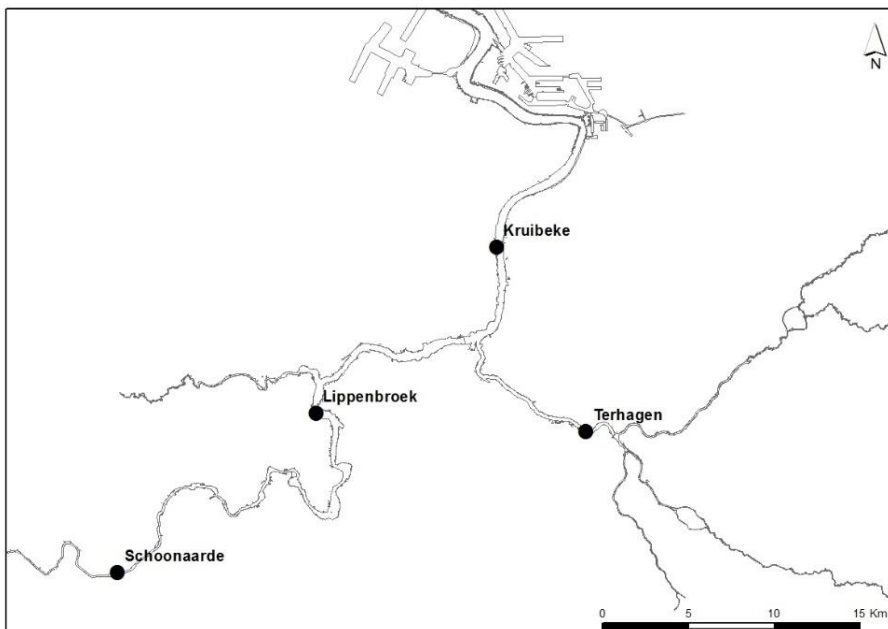
De locaties in het estuarium, de estuariene stations (Tabel 2.1, Figuur 2.1), worden per schip bemonsterd. Zo kan in het midden van de stroom een representatief monster genomen worden. Om alle stations onder min of meer gelijke weersomstandigheden te bemonsteren, worden deze binnen een tijdsspanne van 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. 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 maandelijkse campagne, steeds samen met VMM.

Tijdens alle campagnes werd telkens 1 diepteprofiel gemeten van de stroming, zwevende stof en troebelheid.

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, donkergroen op vaardag 2, lichtgroen op vaardag 3; zie Tabel 2.1 voor nummering). Op stations met nummering in vet worden dwarsprofielen opgenomen.



**Figuur 2.2** Locaties van de estuariene tijcampagnes langs Zeeschelde en Rupel

**Tabel 2.1** monitoringsstations in het OMES programma met aanduiding van de staalnamedag en de afstand tot de monding (Vlissingen, volgens OMES databank)

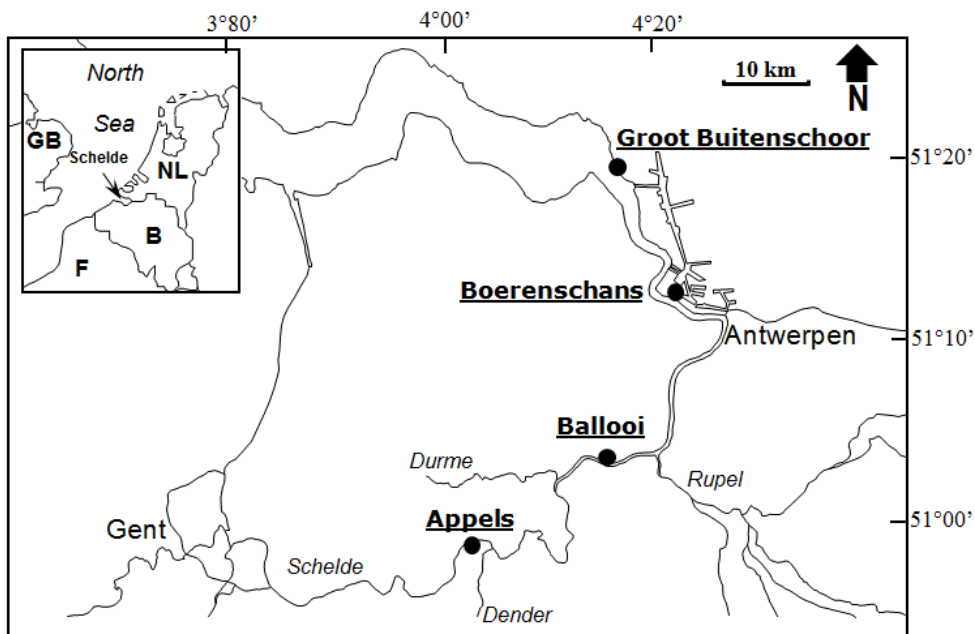
	station	Herkenningspunt	rivier	km t.o.v. monding	staalname
1	Grens	boei 87	Zeeschelde	59	dag 1
2	Liefkenshoek	boei 92, Liefkenshoektunnel	Zeeschelde	66	dag 1
3	Melsele	Punt van Melsele	Zeeschelde	73	dag 1
4	Antwerpen	ter hoogte van het Steen	Zeeschelde	81	dag 1
5	Kruikeke	Veerpont	Zeeschelde	88	dag 1
6	Bazel	Veerpont	Zeeschelde	92	dag 1
7	Steendorp	ter hoogte van de kerk	Zeeschelde	97	dag 1
8	Temse	Afwaarts spoorbrug	Zeeschelde	101	dag 1
9	Lippenbroek	ter hoogte van GOG-GGG	Zeeschelde	107	dag 2
10	Baasrode	Veerpont	Zeeschelde	116	dag 2
11	Dendermonde	afwaarts brug	Zeeschelde	124	dag 3
12	Sint Onolfs	'bocht van Damme'	Zeeschelde	129	dag 3
13	Appels	veerpont	Zeeschelde	132	dag 3
14	Uitbergen	Afwaarts baanbrug	Zeeschelde	141	dag 3
15	Wetteren	Afwaarts baanbrug	Zeeschelde	148	dag 3
16	Melle	Afwaarts baanbrug	Zeeschelde	154	dag 3
17	Niel	Loskade	Rupel	97	dag 2
18	Boom	veer	Rupel	100	dag 2
19	Terhagen	kerk	Rupel	104	dag 2
20	Beneden-Nete	Tussen Brug E19 – N1	Nete	109	dag 2
21	Dijle (tidaal)	voetgangersbrug	Dijle	106	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 Kruikeke (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.

### 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

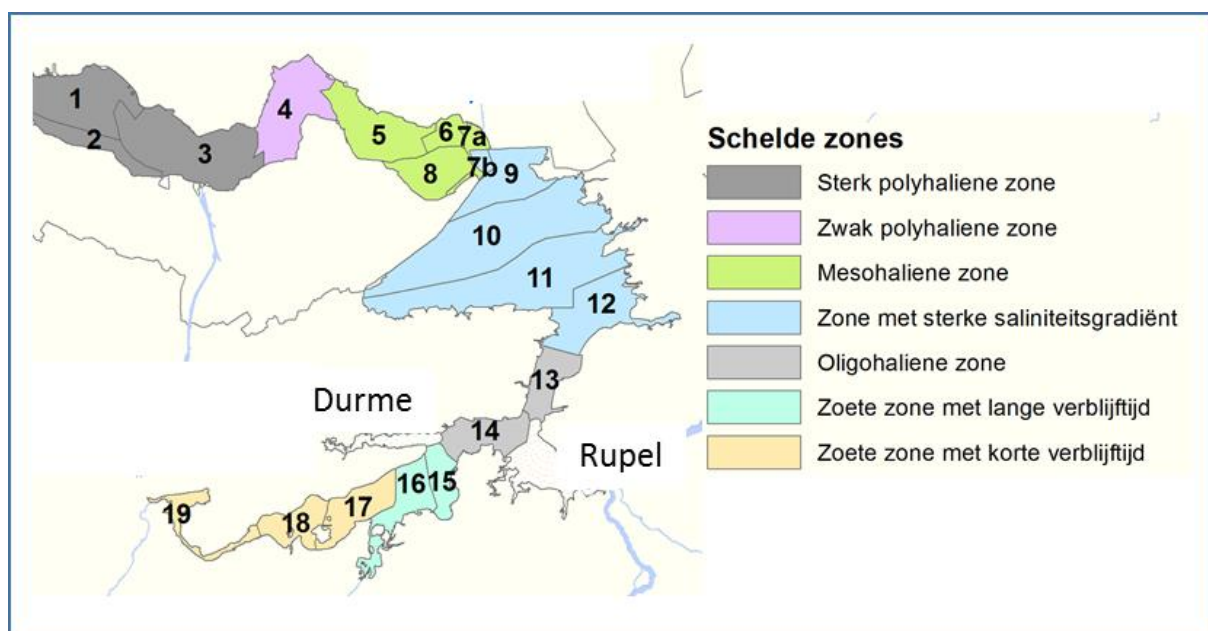
## 2.2 Zonering

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 2.2 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 2.2 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 2.3). 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 aan 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 luchtbellen om beluchting van het staal tijdens transport te vermijden. Transport gebeurt in koelboxen met voldoende koelelementen (tot 1/4<sup>de</sup> 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 het labo van de UAntwerpen 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

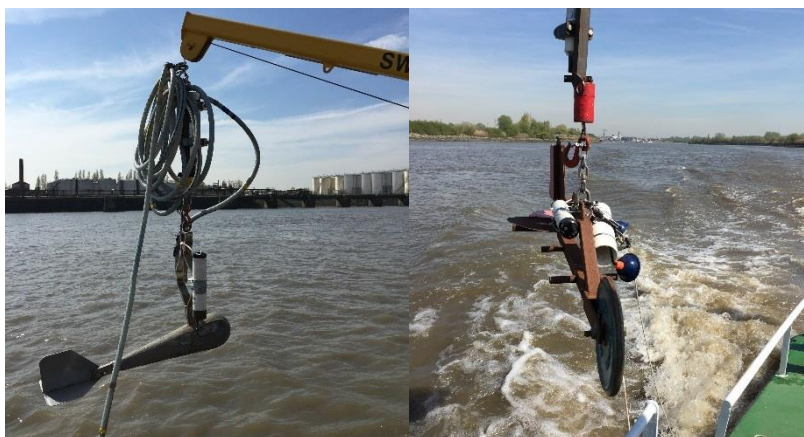
Voor de bepaling van zwevende stof nabij het wateroppervlak wordt 500 ml staal genomen zoals beschreven onder 2.3.1.

#### 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 pollutanten 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 2-3 (vervolg) Lijst met de huidige gemeten standaard parameters en uitvoerende labo's. Per station wordt het startjaar van de metingen weergegeven. (1) Bazel werd in de periode 2005-2015 niet 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	Antwerpen	Kruibeke	Bazel (1)	Steendorp	Temse	Lippenbroek (2)	Baasrode (3)	Dendermonde	Sint Onolfs	Appels	Uitbergen	Wetteren	Melle	Niel	Boom	Terhagen		Beneden-Nete	Dijle (tidaal)	Dijle	Grote Nete	Kleine Nete	Dijle	Zenne
Koolstof (C)	C/N Ratio	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	10	02	10	10	02	02	02	05	10	10		
	d13C DIC	02	02	02	02	15	02	02	02	02	02	02	02	02	02	02	10	10	10	02	02	02	05	10	10		
	DOC	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	09	09	09	98	98	98	05	09	09	09	09
	POC	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	10	10	10	02	02	02	05	10	10		
Silicium (Si)	Phytoplankton																										
	Carbon	96	05	04	06	96	04	04	06	05	06	02	96	06	04	05	04	09	09	04	04	06	06			13	niet continu bepaald
	Carbon (LOI)	11	11	11	11	15	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11
Fosfor (P)	BOD5	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	09	09	09	98	98	98	05	09	09	09	09
	Biogenic Silica	11	11	11	11	15	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11
Sulfaat (S)	Dissolved Silica	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	09	09	09	98	98	98	05	09	09	09	09
	Phosphate-P	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	09	09	09	98	98	98	05	09	09	09	09
Chloride (Cl)	Total Phosphorus	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	09	09	09	98	98	98	05	09	09	09	09
	Sulphate	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	09	09	09	98	98	98	05	09	09	09	09
Zuurstof (O2)	Chloride	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	09	09	09	98	98	98	05	09	09	09	09
	Oxygen	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	09	09	09	98	98	98	05	09	09	09	09
Zuurtegraad	Oxygen saturation	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	09	09	09	98	98	98	05	09	09	09	09
	pH	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	09	09	09	98	98	98	05	09	09	09	09
Totale alkaliniteit	Total Alkalinity	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	10	10	10	02	02	02	05	10	10		
	Light attenuation	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10		
Zwevende stof	coëfficiënt	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10		
	SPM	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	09	09	09	98	98	98	05	09	09	09	09
Geleidbaarheid	Sediment Flux	11	11	11	11	15	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11		
	turbiditeit	11	11	11	11	15	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11		
Temperatuur	Specific Conductivity	15	15	15	15	15	15	15	15	15	15	15	15	15	15	15	15	15	15	15	15	15	15	15	15		
	Temperature	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	09	09	09	98	98	98	05	09	09	09	09
Stroomsnelheid	Total velocity	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	09	09	09	98	98	98	05	09	09	09	09
	Velocity x-comp.	11	11	11	11	15	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11		voorheen VUB-HYDR
Zooplankton (determinaties, tellingen)	Velocity y-comp.	11	11	11	11	15	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11		
	IMDC	11	11	11	11	15	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11		
Fytoplankton (determinaties, tellingen)	EcoLab	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	02	09	09	02	02	02	05	12	12		voor 2009 hiaten
	UGent																12	12	12	12	12	12	12	12	12	12	

## 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 2.4.

Tijdens dertienuurscampagnes worden datasondes (YSI 6600 series) ingezet, om continu metingen doorheen de tijcyclus en diepteprofielen op te nemen van zuurstof, pH en geleidbaarheid. Deze sondes kunnen ook tijdens vaartochten ingezet worden voor diepteprofielen van bovengenoemde 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 kwikthiocyanaat ( $\text{Hg}(\text{SCN})_2$ ) met chloride-ionen. Door interactie van kwik met chloride-ionen, wordt een kwikchloridecomplex gevormd. Door behandeling met  $\text{Fe}^{3+}$ -ionen vormt het vrijgezette kwikthiocyanaat 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 2.4.

### 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 ( $\text{C}_6\text{H}_8\text{N}_2\text{O}_2\text{S}$ ),  $\alpha$ -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 2.4.

#### 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 2.4.

#### 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 lichtspectrum. Dit spectrum wordt gedecteerd door een 'Charged Injection Device'-detector (CID-detector). De gemeten intensiteit van het  $\text{SiO}_2$  spectrum wordt gecorrigeerd op achtergrondstraling. Aan de hand van standaarden wordt de relatie bepaald tussen lichtintensiteit en silicaatconcentratie. De detectielimieten zijn weergegeven in Tabel 2.4.

Biogeen silicium (BSi) wordt bepaald na extractie met 0.1 M  $\text{Na}_2\text{CO}_3$  (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  $\text{Na}_2\text{CO}_3$  (anhydrated) met een extractietijd van 1, 2 en 3 uur.

**Tabel 2.4 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 <sup>-1</sup> O <sub>2</sub> 'YSI 6600series': 0 – 50 mg.L <sup>-1</sup> O <sub>2</sub>
Conductiviteit	'YSI 6600series': 0 – 100 mS.cm <sup>-1</sup> 'WTW LF 91(318)': 0 – 100 mS.cm <sup>-1</sup>
Chloride	1 mg.L <sup>-1</sup> Cl <sup>-</sup>
Sulfaat	4 mg.L <sup>-1</sup> SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>
Ammonium	0,08 mg.L <sup>-1</sup> NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N
Nitraat	0,05 mg.L <sup>-1</sup> NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N
Nitriet	0,01 mg.L <sup>-1</sup> NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> -N
Kjeldahl-N	0,30 mg.L <sup>-1</sup> N
Orthofosfaat	0,02 mg.L <sup>-1</sup> PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> -P
Totaal P	0,07 mg.L <sup>-1</sup> P
Silikaat	0,02 mg.L <sup>-1</sup> SiO <sub>2</sub>
BOD	0,5 mg.L <sup>-1</sup> O <sub>2</sub>
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 Allylthiourem of Nserve) toegevoegd aan het staal. Het resultaat hiervan is dan enkel de zuurstofvraag voor koolstofmineralisatie (Carbonaceous Biochemical Oxygen Demand (CBOD)).

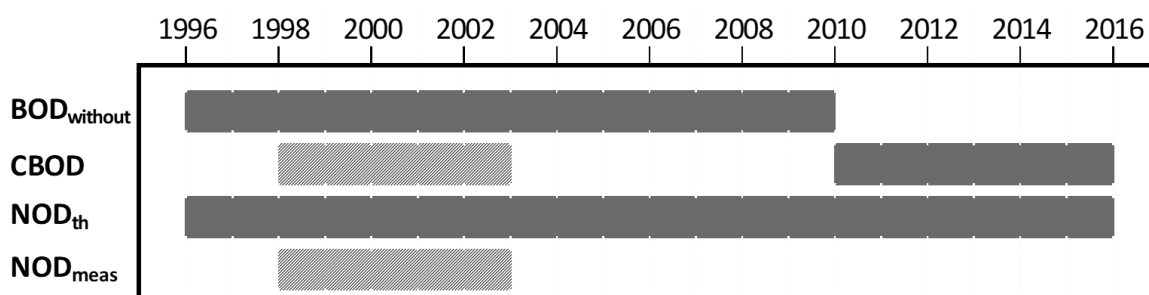


**Tabel 2.5** Overzicht van de verschillende BOD fracties

BOD	biochemical oxygen demand = CBOD + NOD
CBOD	carbonaceous biochemical oxygen demand BOD met nitrificatie-inhibitor
NOD	nitrogenous oxygen demand zuurstofvraag voor nitrificatie
NOD <sub>th</sub>	theoretical NOD = 3,22 NH <sub>4</sub> -N + 1,11 NO <sub>2</sub> -N
NOD <sub>meas</sub>	measured NOD; NOD door in staal aanwezige bacteriën = BOD <sub>without</sub> - CBOD
BOD <sub>without</sub>	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<sub>without</sub>). 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 meetperiodes 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 2.4.

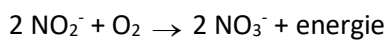
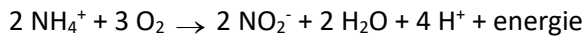
## Bepaling langetermijntrends CBOD en NOD voor 2009

### 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 nitrificatierepmer (Nserve) uitgevoerd. Op basis van deze metingen wordt  $NOD_{meas}$  bepaald:

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

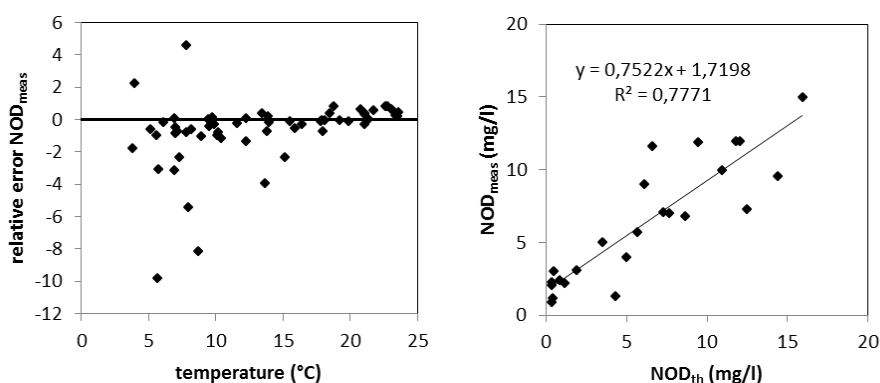
De theoretische zuurstofvraag voor nitrificatie ( $NOD_{th}$ ) kan ook stoichiometrisch bepaald worden, gebaseerd op de hoeveelheid zuurstof nodig om ammonium en nitriet om te zetten tot nitraat:



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 dat 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.

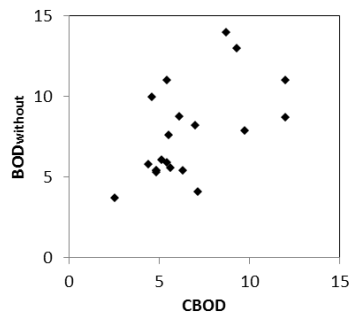
Het nitrificatieproces gedurende een BOD meting is echter afhankelijk van de aanwezigheid van een actieve populatie van nitrificerende bacteriën. Omdat bij de BOD experimenten geen inoculum van nitrificerende bacteriën werd toegevoegd, was het nitrificatieproces dus afhankelijk van de bacteriële populaties 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 worden voor de 'boundaries' voor de periode dat er enkel  $BOD_{without}$  data beschikbaar zijn, deze data verder beschouwd als CBOD data. De NOD die voor deze stations 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 een 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  $\mu m$ ) 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  $\mu\text{m}$ ) 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  $\text{CO}_2$  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 organische koolstof aanwezig in de waterkolom wordt bepaald door katalytische combustie van dit materiaal verzameld op een glasvezel filter van 0.7 $\mu\text{m}$  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 ( $\text{CO}_2$  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  $\text{O}_2$ , waarna overmaat  $\text{O}_2$  en  $\text{NO}_x$  gassen gereduceerd worden op metallisch koper bij 600°C. Daarna wordt de waterdamp weggevangen en worden  $\text{CO}_2$  en  $\text{N}_2$  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  $^{13}\text{C}$  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 anorganische koolstof (TPC, 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 (TPC). De hoeveelheid anorganische koolstof wordt bijgevolg berekend door het verschil te nemen tussen de totale koolstofhoeveelheid en de organische koolstofhoeveelheid (PIC = TPC-POC). Resultaten hebben tot nu toe aangetoond dat TPC 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 invallende 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 ( $\Delta z$ ) 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

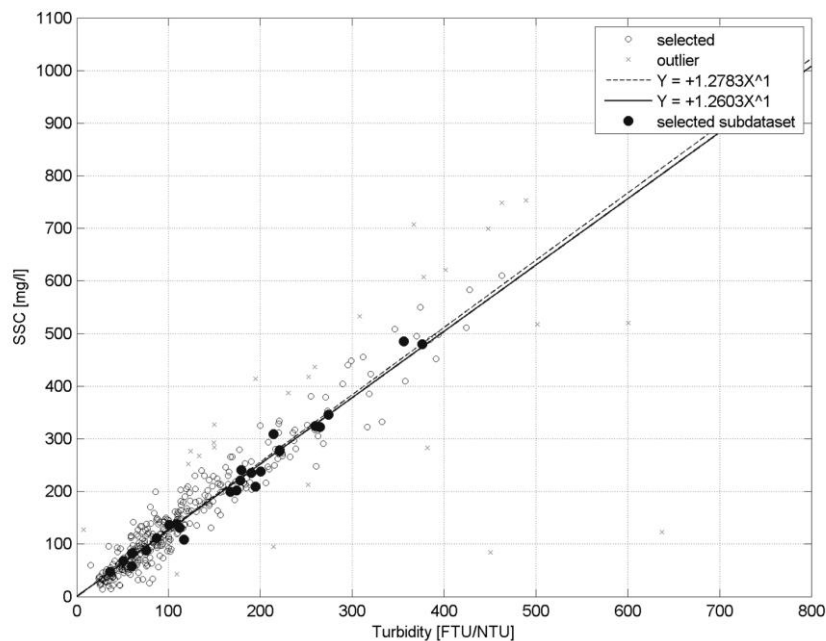
Het waterstaal met gekend volume wordt gefiltreerd op een filter van gekend gewicht (tarra). Voor alle waterstalen wordt de filter nagespoeld met 3x50 ml gedemineraliseerd water volgens de norm NBN-EN872 (1996). Het monster wordt gedroogd en na afkoeling opnieuw gewogen. De zwevende stof wordt bepaald 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,  $y = 1.2603x$ ).**

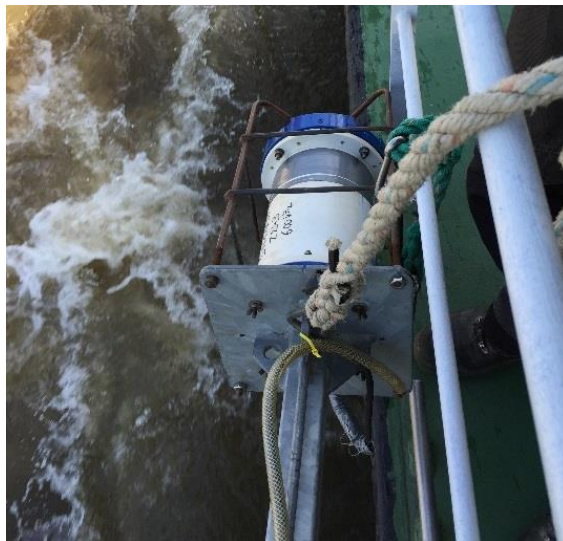
Op basis van iedere meetcampagne wordt telkens de correlatie tussen zwevende stof (afkomstig van de dieptestalen) en troebelheid (gemeten door de multiparameterinstrument) bepaald. Figuur 2.9 toont een voorbeeld van zo'n correlatie voor de meetcampagne 11-2015 en voor het volledige meetjaar 2015. Beide 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 0.25m 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 2.6, Figuur 2.1). Tijdens het varen wordt er met de ADCP continu gemeten zodanig dat niet enkel 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 2.6: 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 parameters  $S$ ,  $K_s$ ,  $\alpha_w$  en  $\alpha_s$  worden 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;

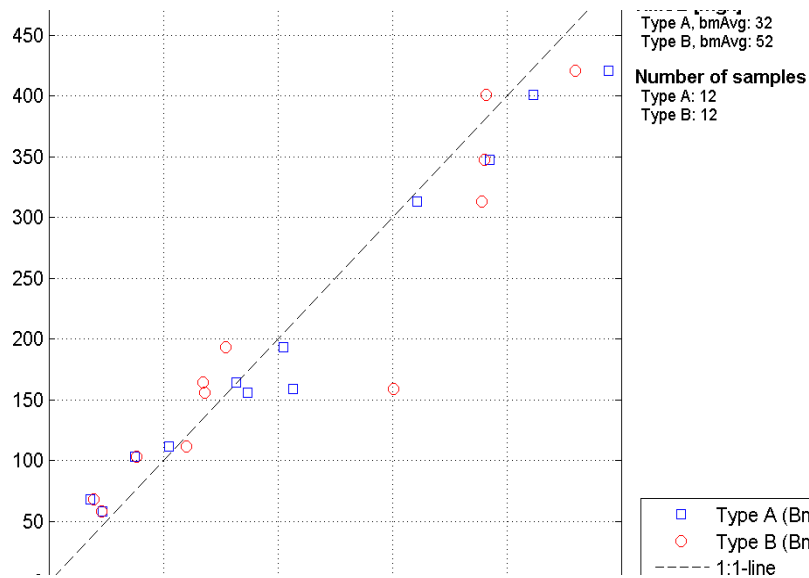
$dB$  = de gemeten relatieve akoestische achtergrondintensiteit;

$\alpha_w$  = waterabsorptiecoëfficiënt;

$\alpha_s$  = sedimentabsorptiecoëfficiënt (in functie van de sedimenteigenschappen).

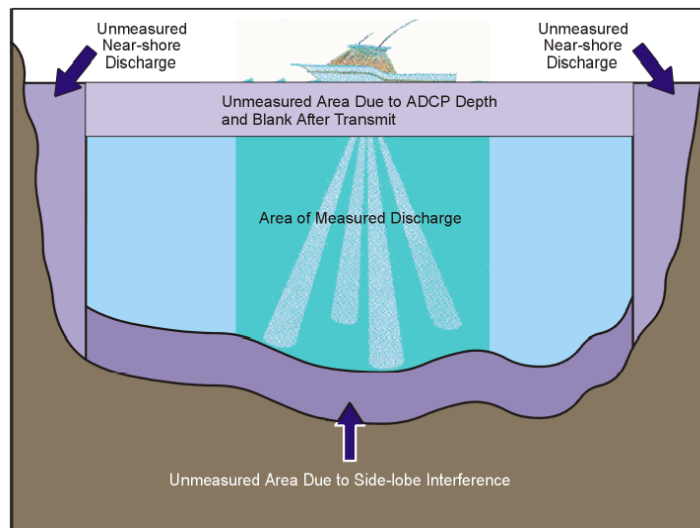
De omzettingsparameters variëren per station, ADCP-type en tijd waardoor deze bij elke campagne en station opnieuw bepaald en doorgerekend dienen te worden. Dit gebeurt telkens op gekende kalibratiemomenten waar een dieptestaal genomen wordt. Een dieptestaal zal steeds genomen worden in het meetgebied 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*	= wrijvingsnelheid [m/s]
z <sub>0</sub>	= ruwheidshoogte [m]
b	= Exponent (1/6)

De niet-gemeten zones nabij de oevers worden 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 dicht 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).

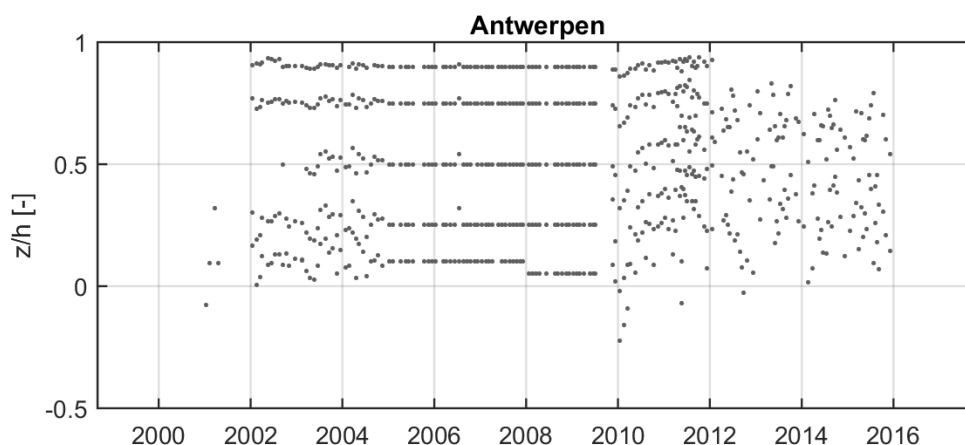
### Analysemethodiek van de dieptestalen en ADCP-data

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 vanaf 2002 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.

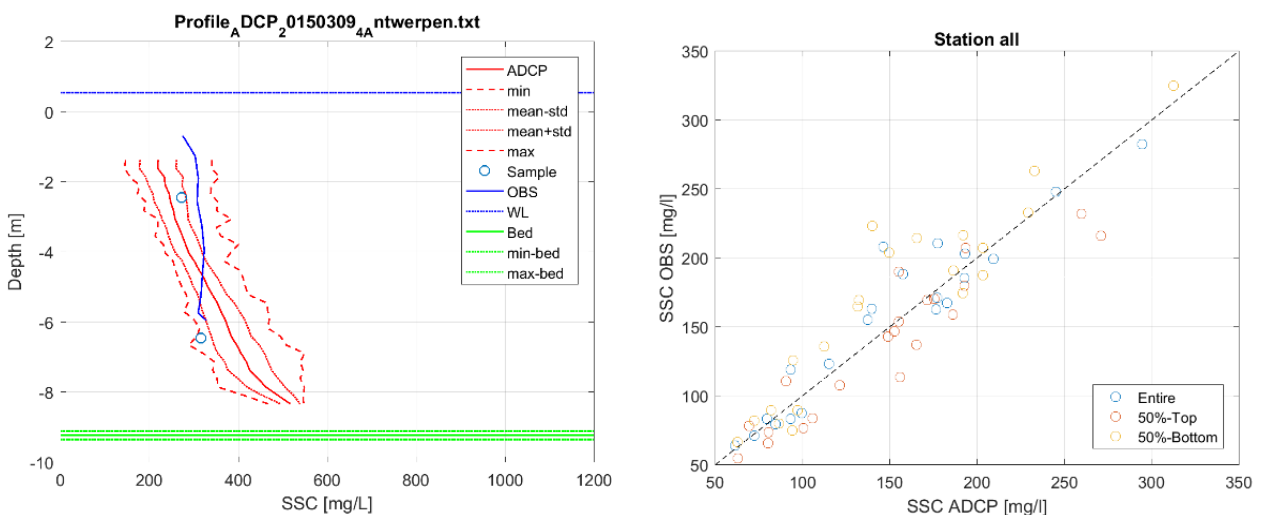
Nadat de volledige tijdreeks was opgesteld van het bodempeil en het waterpeil op elke meetlocatie, werd voor elk staal de relatieve afstand boven de bodem bepaald. Het is duidelijk dat er een onzekerheid is over zowel het waterpeil als het bodempeil op het moment van de staalname, wat zorgt voor een 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<sup>ste</sup> percentiel liggen van alle metingen op een bepaalde meetlocatie, werden verwijderd.

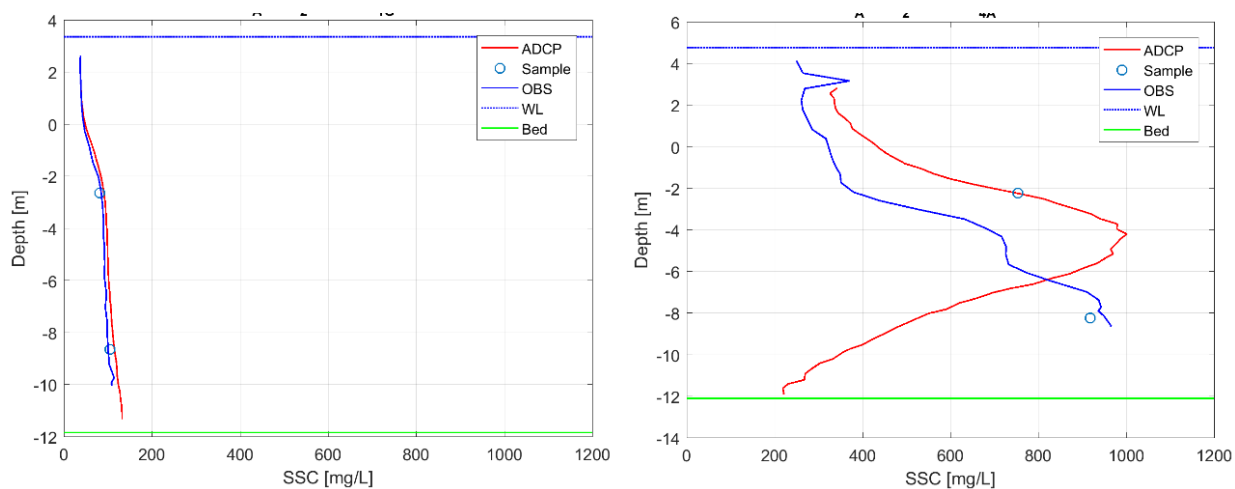
Sinds 2011 wordt zwevende stof in de waterkolom ook bepaald aan de hand van ADCP-metingen. De dataset van ADCP-metingen zijn geanalyseerd op dezelfde manier als de dataset van de eigenlijke dieptestalen.

In vorige OMES rapportages werd 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.**

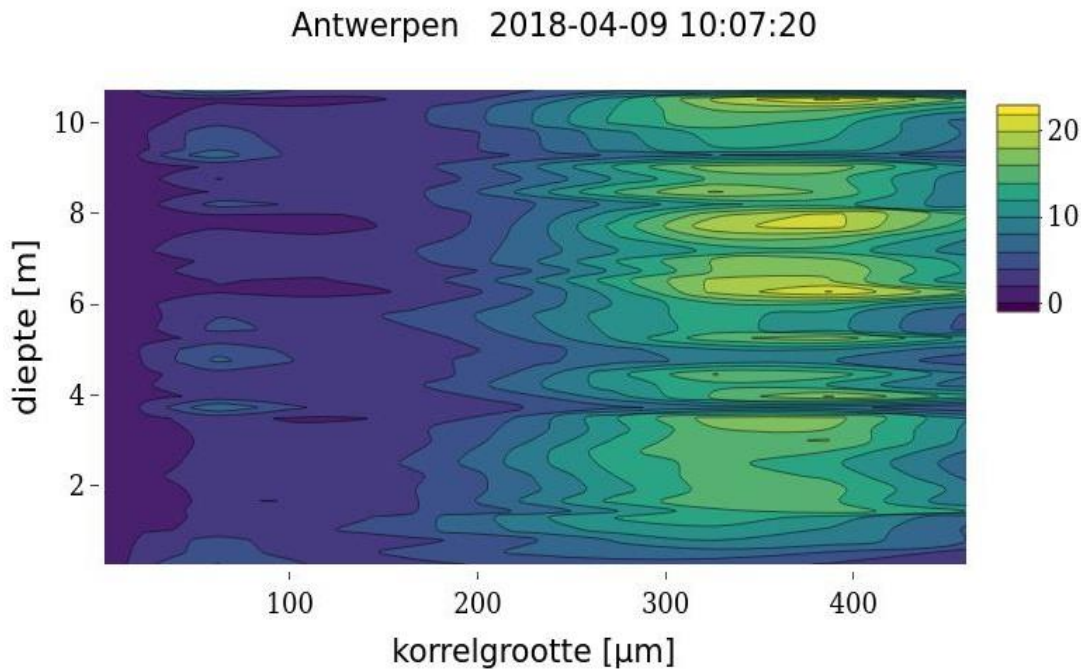
## 2.5.6 Vlokvorming

Sinds 2009 is het gedrag van zwevende stof in de Schelde gewijzigd, met een verhoogde troebelheid en nieuwe turbiditeitsmaxima. Om meer inzicht te krijgen in dit fenomeen, worden sinds najaar 2017 een aantal extra parameters opgevolgd. Het betreft in situ metingen van vlok grootte, labo analyse van partikelgroottes en bepaling van biomoleculen met vlokvormende eigenschappen.

## 2.5.7 In situ meting van vlok grootte

Het meten van vlok grootte dient in situ te gebeuren: vlokken breken immers snel af, bij staalname en transport, waardoor de vlokken niet meer correct te meten zijn bij aankomst in een labo. Daarom wordt tijdens de OMES-vaarten het meetframe dat uitgerust is met instrumenten om zwevende stof te registreren, aangevuld met een LISST-instrument. Een LISST is een meetinstrument dat de vlok- of korrelgrootte van zwevende stof in de waterkolom registreert aan de hand van laserdiffractie. Het meet vlok groottes tussen 1.0 en 500 $\mu$ m op. Daarnaast registreert het instrument de sedimentconcentraties in volume, de diepte (via een druksensor) en de watertemperatuur.

Deze metingen zullen verwerkt worden tot korrelgroottediagrammen met weergave van mediaan en percentielen. Deze metingen geven dus een beeld van de grootte van de partikels, in situ. Een voorbeeld van een LISST 200x volume particle size distribution profiel is getoond in Figuur 2.16.



**Figuur 2.16** Volume particle size distribution als functie van de diepte te Antwerpen en gemeten op 2018-04-09.

## 2.5.8 Labo analyse van partikelgrootte

De LISST metingen geven de grootte van deeltjes in situ weer. Deze metingen op zich geven echter geen informatie over de mate van vlokvorming. Daarvoor is ook informatie nodig over de grootte van de partikels waaruit de vlok is samengesteld. Hiervoor moeten stalen genomen worden, bij de LISST meting, voor de bepaling van partikelgrootte, nadat vlokken zijn gebroken. Deze partikelgrootte wordt uitgevoerd in labo-omstandigheden met een Malvern Mastersizer 2000 laserdiffractietoestel. Vlokken worden opgebroken door roeren en een ultrasoon behandeling. Zo wordt de grootte van de partikels waaruit de vlokken zijn samengesteld opgemeten. Deze partikels bestaan voor een groot deel uit minerale partikels, maar ook uit een organische fractie. Voor de bepaling van de minerale korrelgrootte, wordt het organische materiaal (en ook ijzeroxiden) verwijderd door een behandeling met waterstofperoxide en zoutzuur. Vervolgens wordt weerom de korrelgrootte bepaald via laserdiffractie met een Malvern Mastersizer 2000.

## 2.5.9 Bepaling vlokvormende biomoleculen

Op een selectie van meetstations (Grens, Melsele, Antwerpen, Kruike, Steendorp, Temse, Beneden-Nete, Dijle, Boom, Lippenbroek, Dendermonde, Appels, Uitbergen, Melle) worden stalen geanalyseerd op biomoleculen met vlokvormende eigenschappen. Elke meting wordt in drievoud uitgevoerd.

Twee types metingen zullen uitgevoerd worden, nl. TEP concentraties en opgeloste koolhydraat concentraties. TEP staat voor 'transparent exopolymeric particles'. Dit zijn hydrogels bestaande uit zure polysacchariden die een belangrijke rol spelen in estuariene en mariene milieus omdat ze door hun klevende eigenschappen de vorming en sedimentatie van aggregaten bevorderen. Opgeloste koolhydraten worden o.m. geproduceerd door algen en maken een belangrijke fractie van de opgeloste koolstof uit (tot 50%). Deze moleculen zijn belangrijk als precursoren van TEP.

Opgeloste koolhydraten [totale (TCHO), polysacchariden (PCHO) en oligo- en monosacchariden (MCHO)] zullen bepaald worden aan de hand van de TPTZ colorimetrische methode (Myklestad et al. 1997) zoals in detail beschreven in Van Oostende et al. (2013). TEP partikels zijn transparant en moeten door kleuring met Alcian blue zichtbaar gemaakt worden. Kleuringen worden uitgevoerd op filters, waarna TEP concentratie en grootte gemeten worden aan de hand van respectievelijk colorimetrie (spectrofotometrie) en microscopie zoals eveneens beschreven in Van Oostende et al. (2013).

## 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  $-80^{\circ}\text{C}$  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  $4^{\circ}\text{C}$ . Het pigmentextract wordt gefiltreerd over een  $0.2\ \mu\text{m}$  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 HPLC 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  $0.1\ \mu\text{g/l}$  nauwkeurig te meten (afhankelijk van het volume dat gefilterd wordt, gewoonlijk  $> 250\ \text{ml}$  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 fytoplanktonsamenvatting 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 categoriën 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 cellentellingen 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  $-80^{\circ}\text{C}$  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-sonnicator gevolgd door 2 uur incubatie bij  $4^{\circ}\text{C}$ . Het extract wordt gefilterd over een  $0.2 \mu\text{m}$  filter om partikels uit het extract te verwijderen.

De analyse gebeurt aan de hand van HPLC volgens dezelfde 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  $0.2 \mu\text{g}$  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). Stalen worden de dag van staalname zelf geanalyseerd in de labo's van de UAntwerpen.

Incubaties van stalen worden uitgevoerd in een incubator in een lichtgradiënt variërend van 0 tot 800  $\mu\text{mol photons m}^{-2} \text{s}^{-1}$  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  $\text{NaH}^{14}\text{CO}_3$  (bicarbonaat), en van elk monster wordt via een geautomatiseerde potentiometrische titratie de totale hoeveelheid opgelost  $\text{CO}_2$  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  $\text{CO}_2$  (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  $P_{max}^B$  (mg C (mg chl *a*)<sup>-1</sup>uur<sup>-1</sup>), de maximale fotosynthesesnelheid, en  $\alpha$ , een maat voor de fotosynthese efficiëntie (mg C (mg chl *a*)<sup>-1</sup>uur<sup>-1</sup>( $\mu\text{mol photons m}^{-2} \text{s}^{-1}$ )<sup>-1</sup>) 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  $P_{max}^B = 1/(2 + \sqrt{4ac})$  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  $k_d$  ( $\text{m}^{-1}$ ):

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

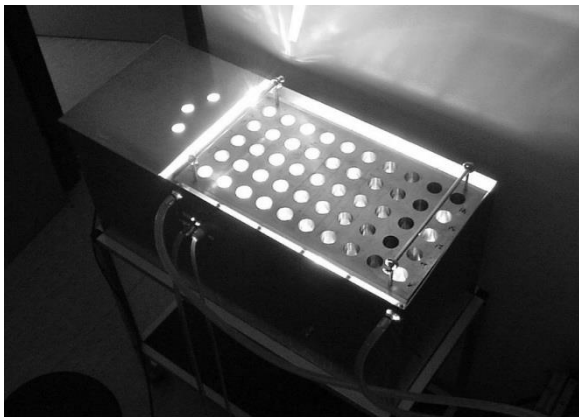
$E_z$  en  $E_0$  zijn de lichtintensiteiten op diepte z en aan het oppervlak respectievelijk. Hierbij zullen gemiddelde uurwaarden worden gebruikt voor  $E_0$ . De totale kolom productie is dus:

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

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

## 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 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 2.17). De fotosynthese lichtcurves zullen op dezelfde wijze worden gefit als bij het fytoplankton.



Figuur 2.17 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  $\mu\text{m}$  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 mesozöoplankton organismen wordt geteld onder binoculair microscoop (vergroting 90 x) en uitgedrukt in aantal individuen per  $\text{m}^3$ . Microzöoplankton wordt om de drie jaar geanalyseerd.

Begrazingsexperimenten worden uitgevoerd aan de hand van incubatie-experimenten. Natuurlijk Scheldewater, gefiltreerd op 250  $\mu\text{m}$ , wordt geïncubeerd met zoöplankton (50 adulte *E. affinis*  $\text{L}^{-1}$ ) 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. De analyse werd gericht op de ingestie van totaal fytoplankton, door het samentellen van de gedetecteerde darminhoud aan Chl a en Chl a-degradatie producten (pheophytine en pheophobide).

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.



## 3 Klimaat & abiotiek

### 3.1 Inleiding

In dit overzicht wordt het klimaat van het afgelopen jaar besproken, samen met de verklarende parameters (water)temperatuur, verblijftijd en zout. Voor watertemperatuur worden de verschillende rekenparameters uit de EMSE bepaald. Voor de verklarende parameter *verblijftijd* wordt de evolutie van debiet beschouwd, voor *zout* de trends in de chlorideconcentratie.

2019 was, net als 2018, een warm, zonnig en relatief droog jaar. In 2019 sneuvelden enkele temperatuur records te Ukkel. Op 26 februari werd de vroegste lentedag (temperatuur > 20°C) ooit gemeten, met 20, 2°C. In de zomer werd op 25 juli een nieuw record voor de maximumtemperatuur gevestigd met 39,7°C, en tevens de hoogste minimumtemperatuur (23,5°C).

### 3.2 Watertemperatuur

Watertemperatuur wordt telkens mee gemeten bij elke OMES campagne. Ook de continue monitoringsstations langsheen het estuarium meten de watertemperatuur. Deze data worden dit jaar mee geëvalueerd. Om consistent te zijn met voorgaande jaren, wordt de temperatuur gemeten op de OMES campagnes eerst afzonderlijk besproken, gevolgd door een analyse van de continue temperatuur gegeven en een vergelijking van beide.

#### 3.2.1 2019

De gemiddeld hoge temperatuur te Ukkel vertaalt zich in 2019 jaarrond in watertemperaturen hoger dan gemiddeld in de Schelde (Tabel 3.1) tijdens de vaartochten. Records worden evenwel niet gebroken in de Schelde. Wel wordt het criterium voor de gemiddelde watertemperatuur uit de EMSE overschreden in de zomer in de zoete zones. De maximumtemperatuur van 28 °C werd evenwel nooit overschreden tijdens de OMES campagnes.

**Tabel 3.1 Gemiddelde watertemperatuur tijdens de OMES vaartochten in de verschillende zones van het estuarium per seizoen (lente: maart-april-mei; zomer: juni-juli-aug; herfst: sept-nov; winter: dec-jan-feb). De gemarkeerde waarden overschrijden het criterium uit de EMSE.**

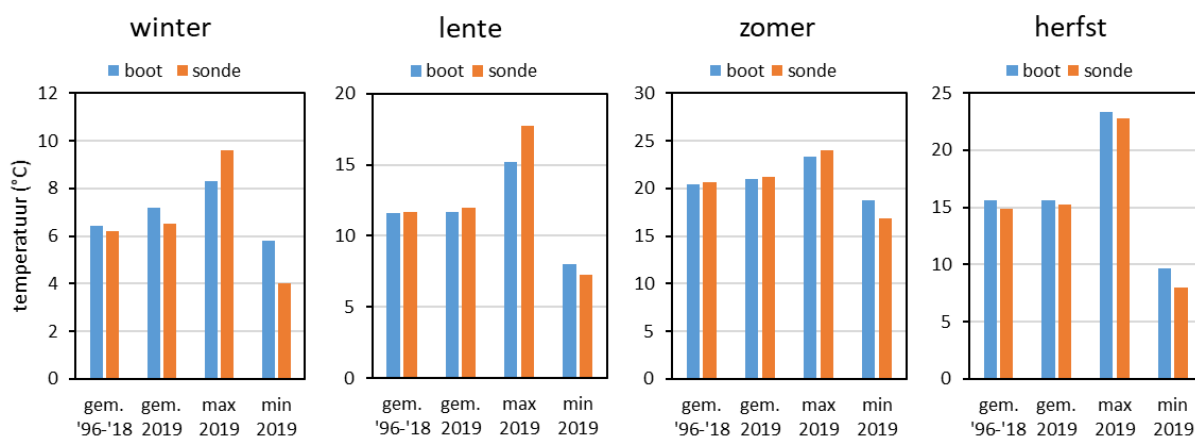
	gradiënt				oligohalien				zoet lang				zoet kort			
	winter	lente	zomer	herfst	winter	lente	zomer	herfst	winter	lente	zomer	herfst	winter	lente	zomer	herfst
Evaluatie criterium	8,0	15,0	21,5	17,0	8,0	15,0	21,5	17,0	8,0	15,0	21,5	17,0	8,0	15,0	21,5	17,0
gemiddelde '96-'18	6,4	11,6	20,4	15,6	5,9	12,2	20,9	14,8	6,1	12,8	21,2	14,7	6,5	13,0	21,2	14,7
gemiddelde 2019	7,2	11,7	21,0	15,6	7,0	12,6	21,2	15,1	6,5	12,7	<b>21,9</b>	14,3	6,5	12,6	<b>21,7</b>	13,8
max 2019	8,3	15,2	23,3	23,3	7,6	18,0	23,8	23,2	6,9	16,8	24,8	21,9	7,1	17,4	24,4	21,3
min 2019	5,8	8,0	18,7	9,7	6,5	9,0	19,1	8,4	6,2	8,3	19,7	7,0	6,1	8,3	19,9	6,9

Sinds dit jaar worden ook continue sonde data verwerkt bij de OMES rapportage. Daar waar de seizoensgemiddelde temperatuur voor 2019 afhankelijk is van die paar momenten dat er staalname is, kunnen de continue data een veel correcter beeld geven (Tabel 3.2). Echter, het beeld dat beide datasets geven, is zeer gelijkend.

**Tabel 3.2 Gemiddelde watertemperatuur op basis van de continue data, per zone, per seizoen (lente: maart-april-mei; zomer: juni-juli-aug; herfst: sept-nov; winter: dec-jan-feb). De gemarkeerde waarden overschrijden het criterium uit de EMSE. De data bij elke zone tonen de jaren waarvoor data beschikbaar zijn, en waarop gemiddelden zijn gebaseerd.**

	gradiënt				oligohalien				zoet lang				zoet kort			
	2001-2019				2010, 2012-2019				2009-2019				2010-2019			
	winter	lente	zomer	herfst	winter	lente	zomer	herfst	winter	lente	zomer	herfst	winter	lente	zomer	herfst
Evaluatie criterium	8,0	15,0	21,5	17,0	8,0	15,0	21,5	17,0	8,0	15,0	21,5	17,0	8,0	15,0	21,5	17,0
gemiddelde '96-'18	6,2	11,7	20,6	14,9	5,8	11,7	20,8	14,4	5,6	12,5	21,0	14,3	6,0	12,8	20,9	14,1
gemiddelde 2019	6,5	12,0	21,2	15,2	6,4	12,3	21,3	15,0	6,0	12,6	<b>21,5</b>	13,7	6,0	12,9	<b>21,7</b>	14,1
max 2019	9,6	17,7	24,0	22,8	8,6	18,0	24,5	22,4	8,2	18,5	24,7	19,9	8,4	19,0	26,6	23,0
min 2019	4,0	7,3	16,8	8,0	3,6	7,7	17,2	7,1	3,6	7,9	17,9	6,8	3,0	7,8	17,3	5,8

Figuur 3.1 vergelijkt de temperatuurwaarden voor de OMES vaartochten en de continue data, voor de zone met sterke saliniteitsgradiënt. Enkel voor deze zone bestaat er ook voor de continue data een lange tijdreeks voor temperatuur. Hieruit blijkt dat de gemiddelden over de ganse meetreeks maar zeer beperkt verschillen tussen de gegevens 'boot' en 'sonde', ook over het meetjaar 2019 zijn de verschillen klein. Wat de gemiddelde temperatuur betreft, is de bias door het tijdstip van staalname per boot, klein. Kijken we naar de extremen, dan zijn de verschillen, zoals te verwachten, wel groter.



**Figuur 3.1 Vergelijking van watertemperatuur gemeten door sonde (continu) en tijdens OMES vaartochten (periodiek) voor de zone met sterke saliniteitsgradiënt.**

### 3.2.2 Langetermijntrend

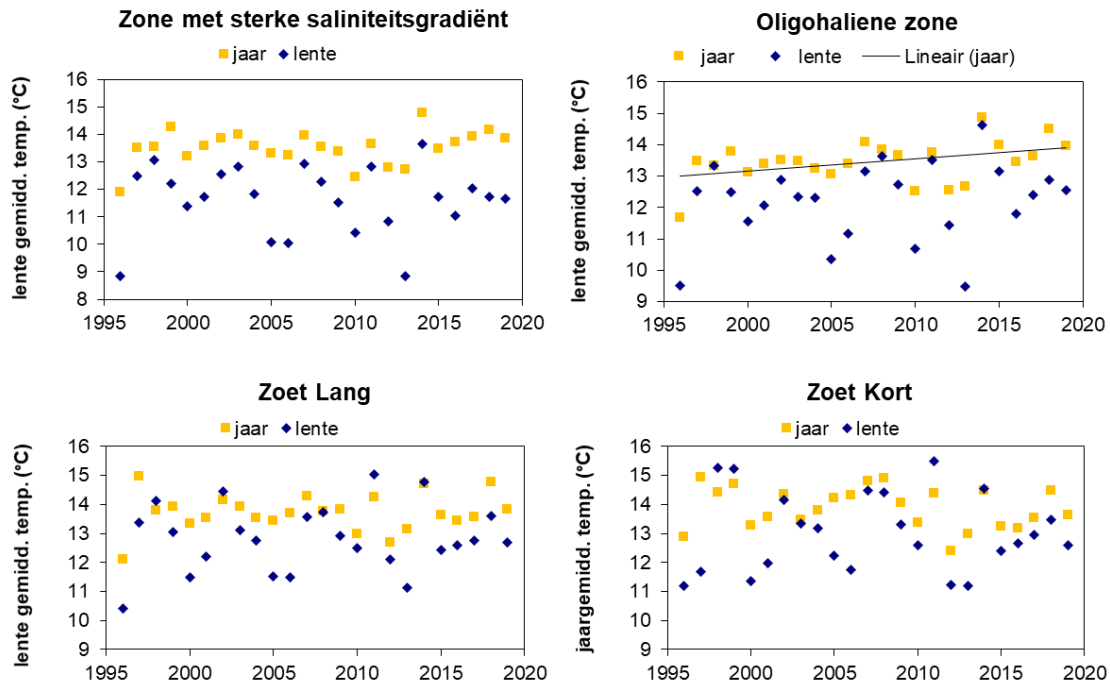
Over de volledige periode van de OMES metingen beschouwd (1996-2019), is er op de meeste plaatsen geen significante verandering van de jaargemiddelde watertemperatuur waarneembaar (Figuur 3.2). Uitzondering vormt de oligohaliene zone, waar sinds 2019 een beperkte maar wel significante stijging kan worden aangetoond.

Aan het station Grens, waar een veel langere meetreeks (ca 50 jaar) beschikbaar is, wordt tevens een significante stijging van de jaargemiddelde watertemperatuur waargenomen van ongeveer 1°C (Figuur 3.3). Beschouwen we enkel de OMES data van 1996, is de toename niet significant. Mogelijk spelen

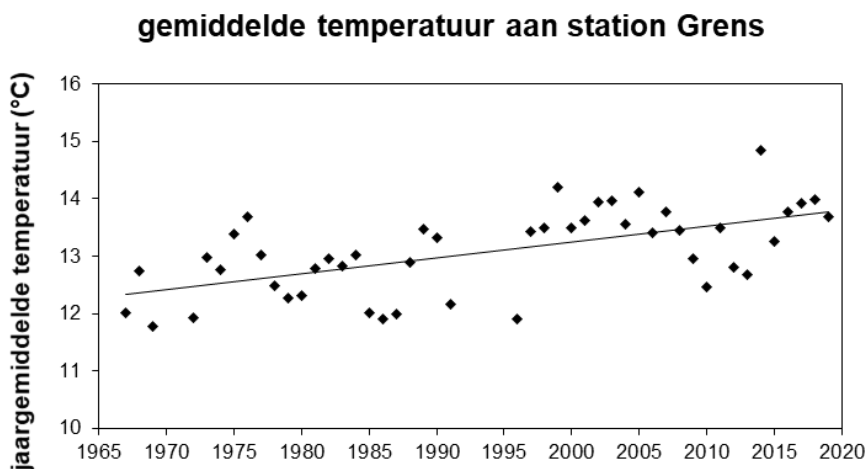
naast de klimaatopwarming, ook de komst van verschillende lozingspunten voor koelwater in het Antwerpse Havengebied een rol.

In de gradiëntzone ligt een continu meetpunt waarvoor een lange tijdreeks bestaat: station Oosterweel meet sinds 2001 temperatuur. Op basis van de continue data kan wel een significante stijging van de jaargemiddelde temperatuur opgetekend worden van 0,06°C per jaar ( $p = 0,05$ ;  $R^2 = 0,21$ ). Voor de verschillende seizoenen, werd geen significante trend gevonden.

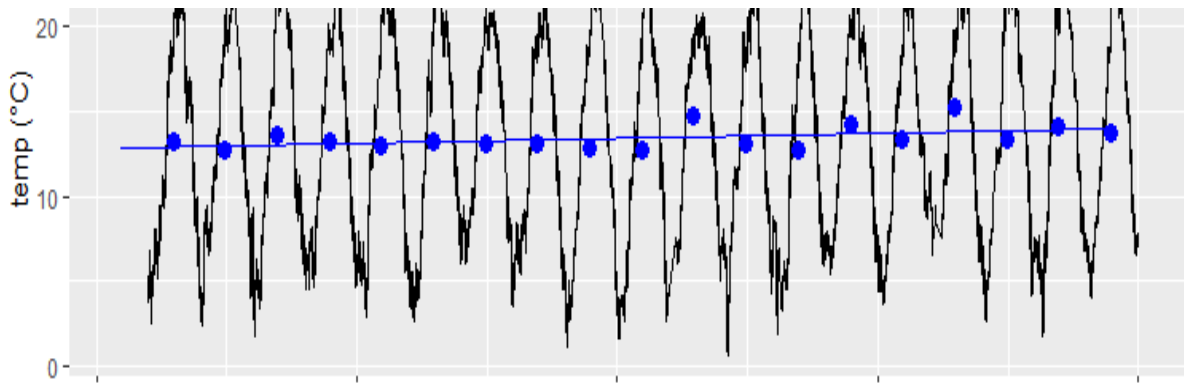
Voor de komende jaren zal in de rapportage vooral de temperatuur op basis van de continue data besproken worden. Enkel voor langere termijn, waar sondedata ontbreken, zullen de data van de maandelijkse campagnes gebruikt worden.



**Figuur 3.2** Gemiddelde watertemperatuur (jaargemiddelde en lente gemiddelde) nabij het oppervlak voor de verschillende zones in de Zeeschelde.



**Figuur 3.3** Jaargemiddelde watertemperatuur aan het station Grens.

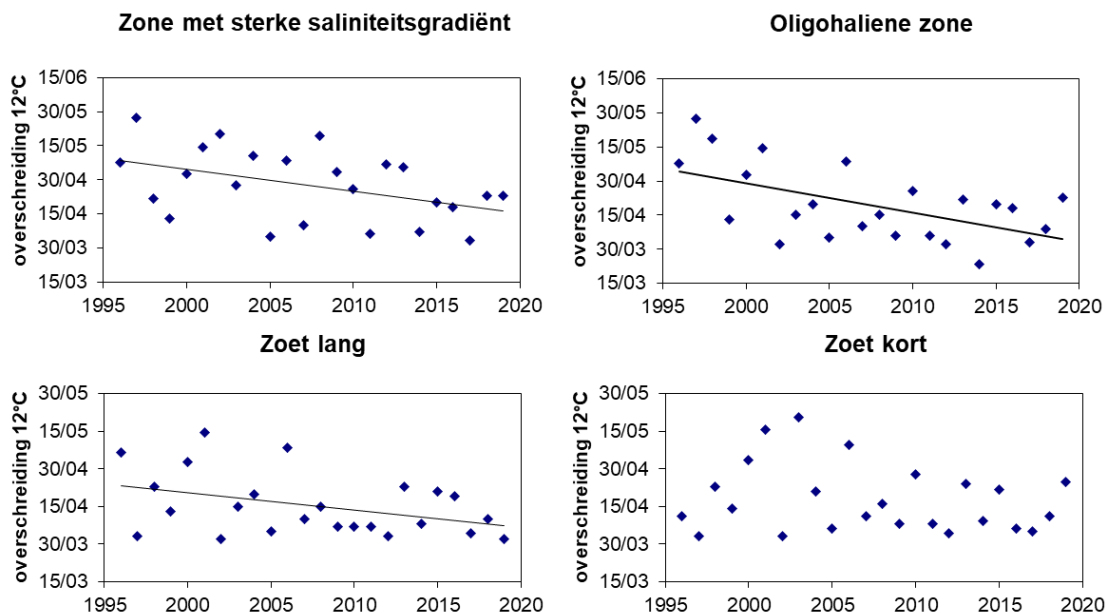


**Figuur 3.4** Continue temperatuurdata aan station Oosterweel ('Oosterweel-Boven', op 74 km van de monding) in zwart. In blauw de jaargemiddelde temperatuur met trendlijn.

### 3.2.3 Datum van eerste overschrijding 12°C

Opmerkelijk is de vervroeging van het moment waarop de temperatuur van 12°C wordt overschreden (Figuur 3.5). 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. Voorlopig is niet duidelijk of er reeds effecten zijn op de planktonpopulaties.

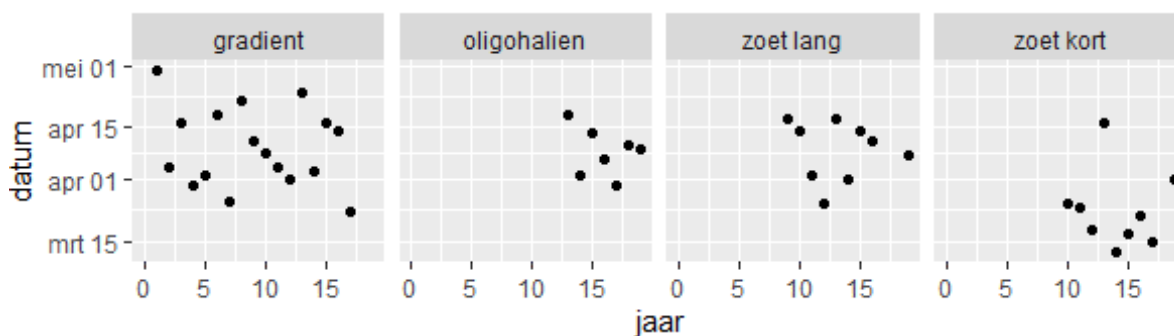
In de oligohaliene zone wordt reeds enkele jaren een significante ( $p < 0.01$ ) vervroeging van het moment waarop de watertemperatuur 12°C overschrijdt waargenomen. Sinds 2018 is ook de vervroeging in de zone met de sterke saliniteitsgradiënt significant, in de zoete zone met lange verblijftijd sinds 2019. Opmerkelijk, want het sneller stijgen van de watertemperatuur in het voorjaar uit zich niet in hogere gemiddelde temperaturen in de lente (Figuur 3.2).



**Figuur 3.5** Jaarlijks tijdstip waarop de eerste overschrijding van een watertemperatuur van 12°C werd geregistreerd tijdens de OMES vaartochten.



Uiteraard wordt de datum van overschreiden beïnvloed door het moment waarop de vaarcampagne staat ingepland. Echter, de vervroeging in de oligohaliene zone loopt op tot een maand, zodat dit niet volledig te verklaren valt door de inplanning van de staalname. Continue metingen van temperatuur zouden uitsluitsel kunnen bieden, maar deze dataset gaat helaas niet zo ver terug als de OMES data (Figuur 3.6). In de oligohaliene en zoete zones zijn er minder dan 10 jaar data beschikbaar: over deze tijdspanne is er geen significante trend. Voor de gradiëntzone start de continue monitoring van temperatuur vroeger: 2001. In het begin van de meetreeks vinden we het laatste tijdstip van 12°C overschrijding, op het einde het vroegste. Echter, in tegenstelling tot de metingen tijdens de maandelijkse campagnes, wordt hier geen significante vervroeging waargenomen. In de gradiëntzone zou dit erop kunnen wijzen dat de waargenomen vervroeging een artefact is ten gevolge van het moment van staalname.

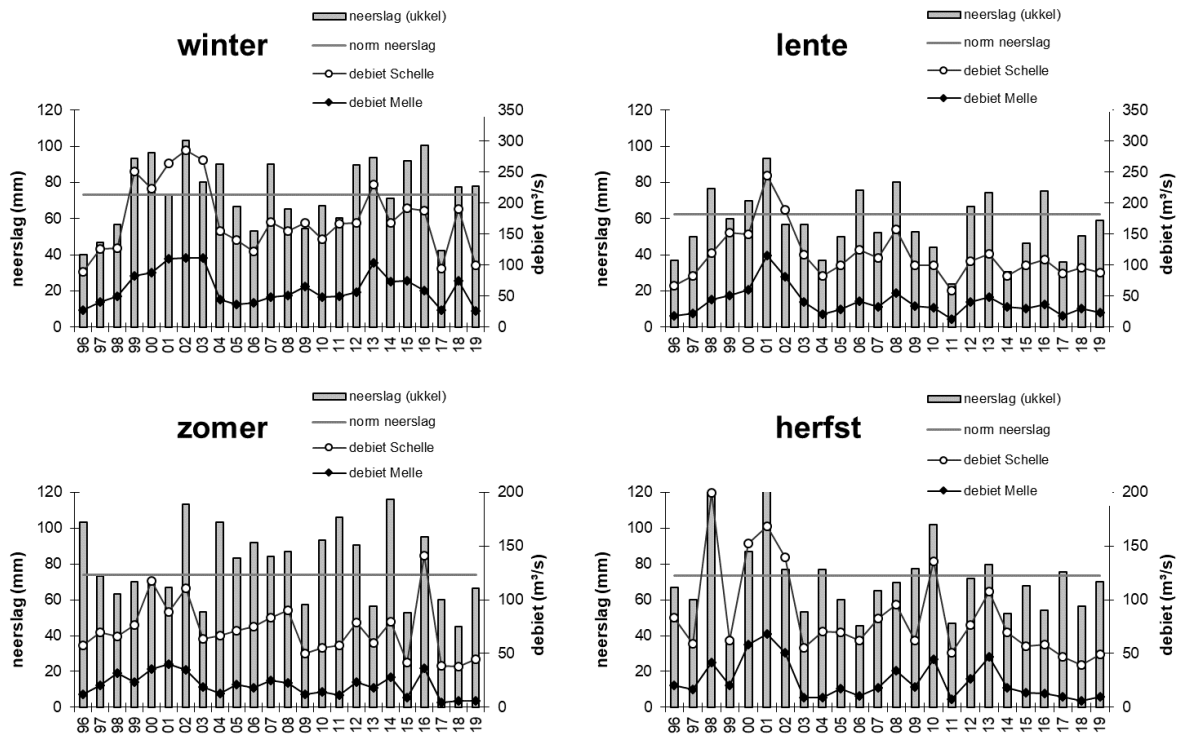


**Figuur 3.6** Jaarlijks tijdstip waarop de eerste overschrijding van een watertemperatuur van 12°C werd geregistreerd op basis van continue data.

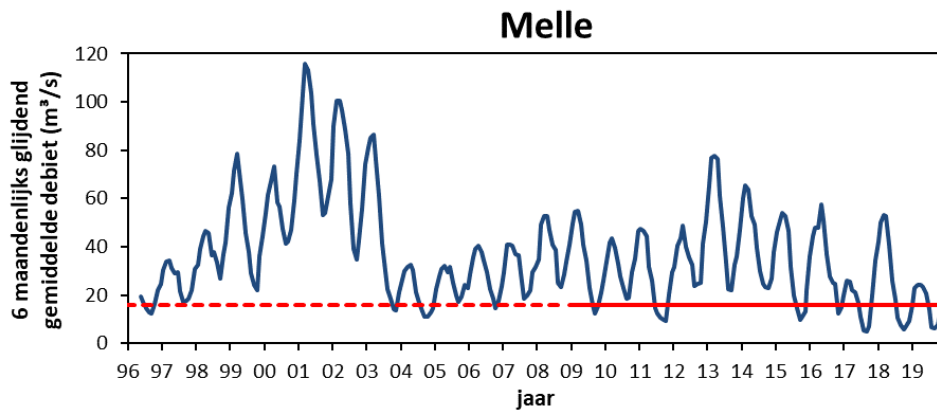
### 3.3 Neerslag en debiet

Er viel in Ukkel in totaal 798,6 mm neerslag, wat iets minder is dan normaal (852,4 mm), maar niet uitzonderlijk. De meeste maanden viel er iets minder neerslag dan normaal, echter zonder uitschieters. In februari, maart, juni en oktober viel er iets meer neerslag dan normaal. Dat maakt dat elk seizoen ongeveer de gemiddelde hoeveelheid neerslag viel, maar de zomer was droger (Figuur 3.7). Kijken we naar debieten, dan zien we een ander verhaal. Ondanks de vrij normale hoeveelheid neerslag, kennen winter en vooral lente een vrij laag debiet te Melle. In de drogere zomer wordt het debiet zeer laag te Melle. Ook in de herfst blijven de debieten laag, ondanks de vrij normale debieten.

De lage debieten, vooral in de zomer, krijgen bijzondere aandacht. Bij lage debieten stijgt sinds 2009 het SPM gehalte immers zeer sterk, waardoor algenbloei en bijgevolg het hele ecosysteem onder druk komt te staan. Daarom werd in 2018 vrij pragmatisch een ondergrens voor debiet afgeleid: wanneer het zesmaandelijks gemiddelde onder 16 m<sup>3</sup>/s daalt, wordt het te troebel. De laatste jaren daalde het gemiddelde debiet stevast onder die drempel (Figuur 3.8). Ook in 2019 was het debiet te laag. Maar de afgelopen jaren werden ook gekendmerkt door drogere zomers. Om na te gaan of de lagere zomerdebieten van de laatste jaren verklaard worden door minder neerslag, werd in Figuur 3.9 debiet uitgezet ten opzichte van neerslag. De analyse werd opgedeeld voor winter (dec-feb) en zomer (jun-aug). In de zomer ligt de verhouding debiet/neerslag immers ongeveer 50% lager dan in de winter, omdat er veel meer neerslag in het bekken wordt weerhouden, afgeleid of verdampt.

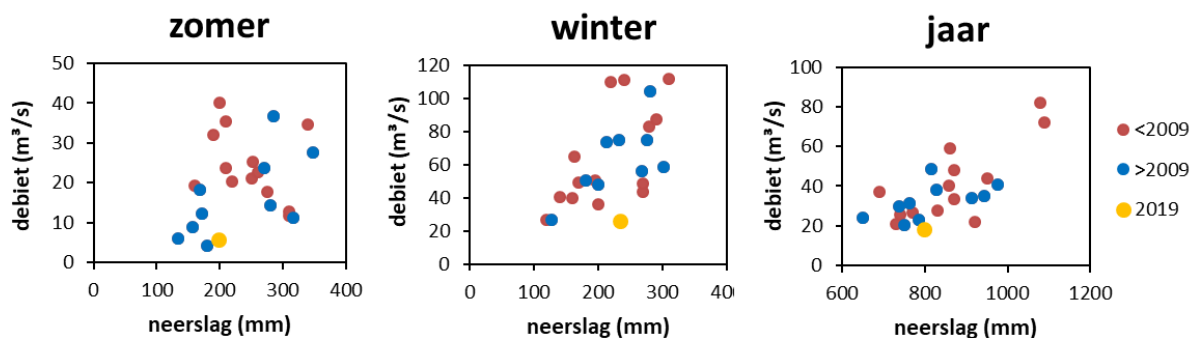


**Figuur 3.7** Neerslag (Ukkel, data KMI) en debiet te Schelle en Melle (data waterinfo.be) per seizoen. Norm neerslag geeft per seizoen de normale hoeveelheid neerslag weer (data KMI).



**Figuur 3.8** Zesmaandelijks glijdend gemiddelde debiet te Melle. De rode lijn geeft de kritische drempel van 16 m³/s weer, waar het debiet best niet onder daalt vanaf 2009. Voor een vergelijking met voorgaande jaren, werd de lijn als streeplijn doorgetrokken.

In de zomer blijkt debiet niet gecorreleerd met neerslag (Figuur 3.9). Voor eenzelfde hoeveelheid neerslag is een brede range aan debieten mogelijk. Het zomerdebiet wordt immers zeer sterk bepaald door de hoeveelheid neerslag die in lente en winter in het bekken werd geïncubeerd. Uit een meervoudige regressie blijkt dat voor het zomerdebiet het belang van neerslag in lente groter is dan neerslag in zomer zelf. Ook de neerslag in winter heeft een groter aandeel in het debiet dan de zomerneerslag (maar de coëfficiënt voor winterneerslag in de meervoudige regressie is niet meer significant). De hoeveelheid neerslag in de lente (en winter) is dus veel belangrijker voor het zomerdebiet dan de neerslag die in de zomer valt.



**Figuur 3.9** Gemiddeld debiet (Melle) in functie van totale neerslag (Ukkel) per seizoen (zomer en winter) en per jaar. In rood zijn datapunten voor 2009 weergegeven, in blauw na 2009. 2019 is geel gemarkeerd.

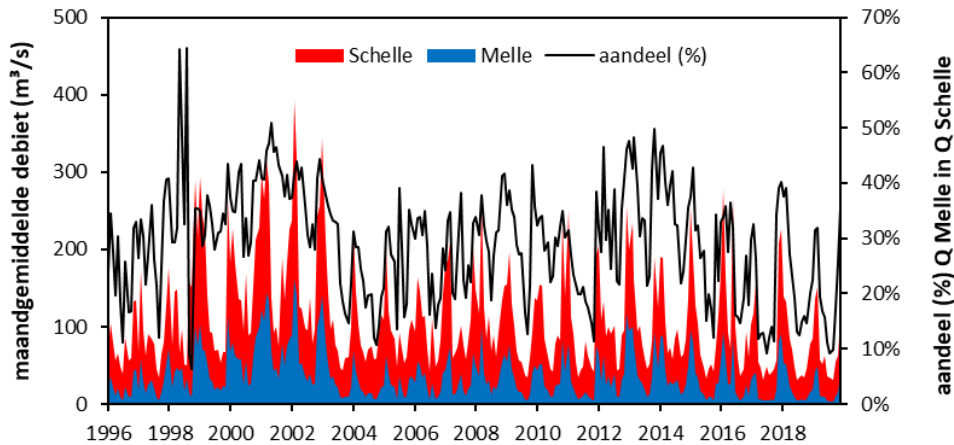
**Tabel 3.3**  $R^2$ , intercept en coëfficiënten met p-waarde voor (meervoudige) lineaire regressie van het gemiddelde zomerdebiet ( $m^3/s$ ) te Melle in functie van (1) zomerneerslag; (2) zomer en lenteneerslag; (3) zomer, lente en winterneerslag en (4) zomer, lente, winter en herfstneerslag. Neerslag data te Ukkel (bron KMI), in mm per seizoen.

vgl	$R^2$	Zomer		lente		winter		herfst		intercept	
		coëff.	p	coëff.	p	coëff.	p	coëff.	p	cte	p
1	0,07	0,04	0,25							9,8	0,21
2	0,58	0,08	<0,01	0,15	<0,01					-24	0,01
3	0,62	0,08	<0,01	0,14	<0,01	0,11	0,16			-30	<0,01
4	0,63	0,07	<0,01	0,14	<0,01	0,11	0,20	0,02	0,43	-32	<0,01

Winterdebiet en jaargemiddeld debiet blijken wel beter gecorreleerd met de totale winterneerslag of jaarlijkse neerslag (Figuur 3.9). Er is geen verschil tussen de periode voor en na 2009. Bij winter- en jaargemiddeld debiet blijft ook een duidelijke, significante invloed van de voorgaande periode meetbaar. Het jaargemiddelde debiet wordt nog voor 37% bepaald door de jaargemiddelde neerslag van het voorgaande jaar (meervoudige regressie van jaargemiddeld debiet in functie van totale jaarlijkse neerslag van het jaar zelf en het voorgaande jaar). Dit illustreert het grote belang van het gebufferde, geïnfiltreerde water in tijden van neerslagoverschot op het debiet in tijden van neerslagdeficit.

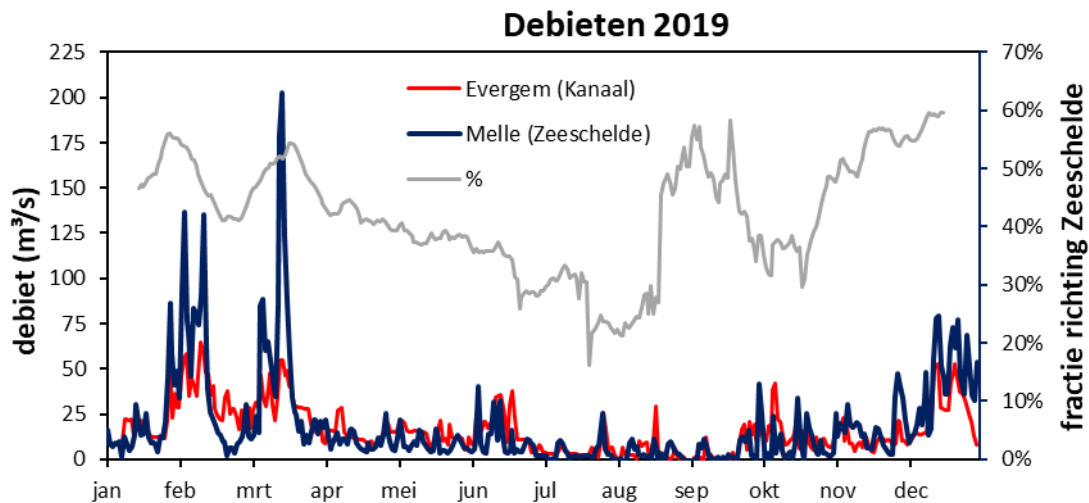
Dit verklaart meteen ook waarom de droge zomers van de laatste jaren, inclusief 2019, lagere debieten kenden dan de droge zomers van bijvoorbeeld 2003. De laatste zomers werden immers vooraf gegaan door een droger voorjaar of winter, of volgden op een algemeen droger jaar. De droge zomer van 2003 daarentegen, die weliswaar werd voorafgegaan door een droge lente, volgde op een natte winter en een nat 2002. Hoewel de neerslag in de zomer van 2003 20% lager lag dan in 2019 (53 mm vs 66 mm maandgemiddeld), lag het debiet in 2003 een factor 3 hoger dan in 2019 ( $19 m^3/s$  vs  $6 m^3/s$ ).

Het werd al eerder aangetoond dat bij lage debieten een groot deel van het debiet van de bovenlopen wordt afgeleid naar kanalen. Vooral in het Boven-Zeescheldebekken speelt dit sterk, waardoor het aandeel van de Bovenschelde (debieten gemeten te Melle) in het totale debiet van de Zeeschelde (gemeten te Schelle) daalt bij lage debieten (Figuur 3.10).



**Figuur 3.10** Maandgemiddelde debiet te Schelle en Melle en het aandeel van het debiet te Melle in het totale debiet te Schelle.

Over de totale hoeveelheid water die vanuit het Scheldebekken wordt afgeleid naar kanalen, ontbreken de data. Van het water dat Gent bereikt, is wel goed gekend welke fractie in de Zeeschelde komt, welke richting kanaal Gent-Terneuzen vloeit (Figuur 3.11). Bij schaarste in de zomer daalt het aandeel dat richting Zeeschelde gaat maandgemiddeld tot ca 20%. Tot 80% gaat dan richting kanaal. In het licht van de vertroebeling die lage debieten veroorzaken in de Zeeschelde, is een herziening van de debietsverdeling aangewezen. Bij hoge debieten, stijgt het aandeel richting Zeeschelde tot gemiddeld 60%.

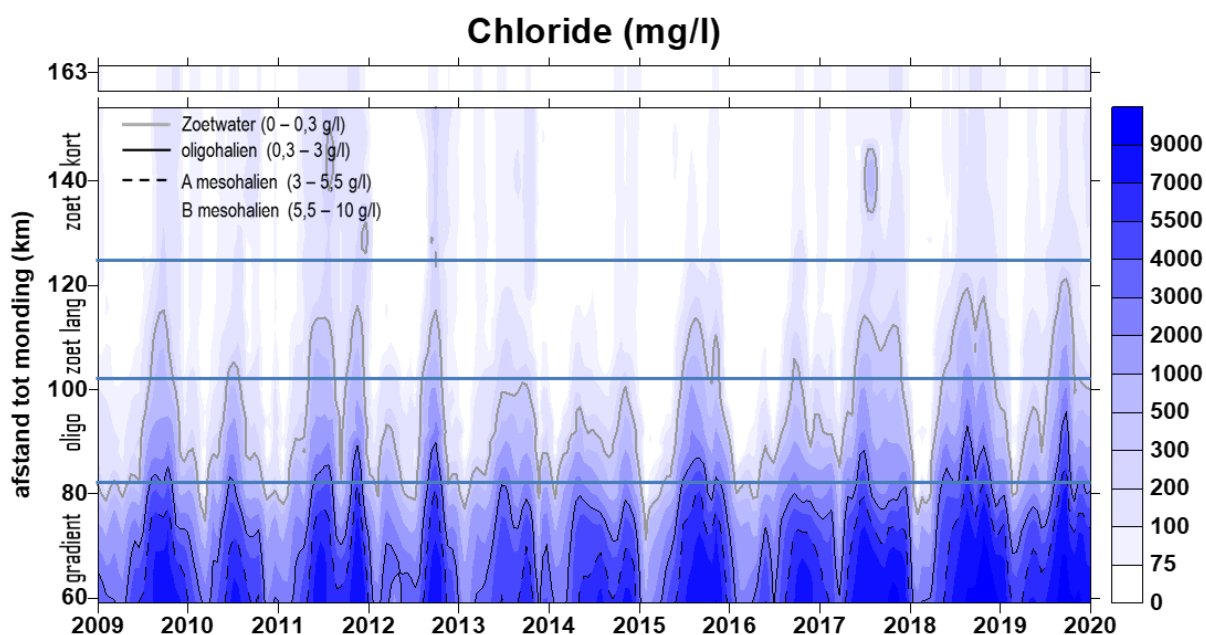


**Figuur 3.11** Daggemiddelde debieten te Evergem (Kanaal) en Melle (Zeeschelde) en de fractie (maandelijks glijdend gemiddelde) van het totale debiet te Gent dat richting Zeeschelde gaat.

### 3.4 Zout

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. In de nattere wintermaanden verschuiven de grenzen tot zo'n 30 km afwaarts ten opzichte van de drogere zomers (Figuur 3.12; deze figuur geeft niet de ganze OMES periode weer, maar slechts de

voorbij 10 jaar, zodat voldoende detail tussen seizoenen zichtbaar blijft). Vooral de zone met sterke saliniteitsgradiënt en de oligohaliene zone kennen een sterk schommelend chloride gehalte. Bij hoge debieten duwt het zoete water de zoutgrenzen afwaarts. In de zoete zones schommelt chloride veel minder, en deze schommeling wordt grotendeels verklaard door chloride schommelingen in het bekken. Figuur 3.12 toont daarom het chloride gehalte in de Bovenschelde. Bovenschelde kent fluctuaties van jaar tot jaar en seizoenale schommelingen, die beide gelinkt zijn met debiet: in droge periodes stijgt het chloride gehalte beperkt. Maar zoals in vorige rapportages aangetoond, is chloride sinds 2009 toegenomen, vooral in het zoete. Deze toename kan niet verklaard worden door debieten alleen.



**Figuur 3.12 Surface plot voor chloride, met aanduiding van de vaste Scheldezones (zone met sterke saliniteitsgradiënt; oligohaliene zone; zoete zone met lange verblijftijd; zoete zone met korte verblijftijd). De contouren op de plot tonen de indeling in zoutklassen volgens het Venice systeem. De bar bovenaan de plot toont de concentratie in de opwaartse boundary Bovenschelde (km 163).**

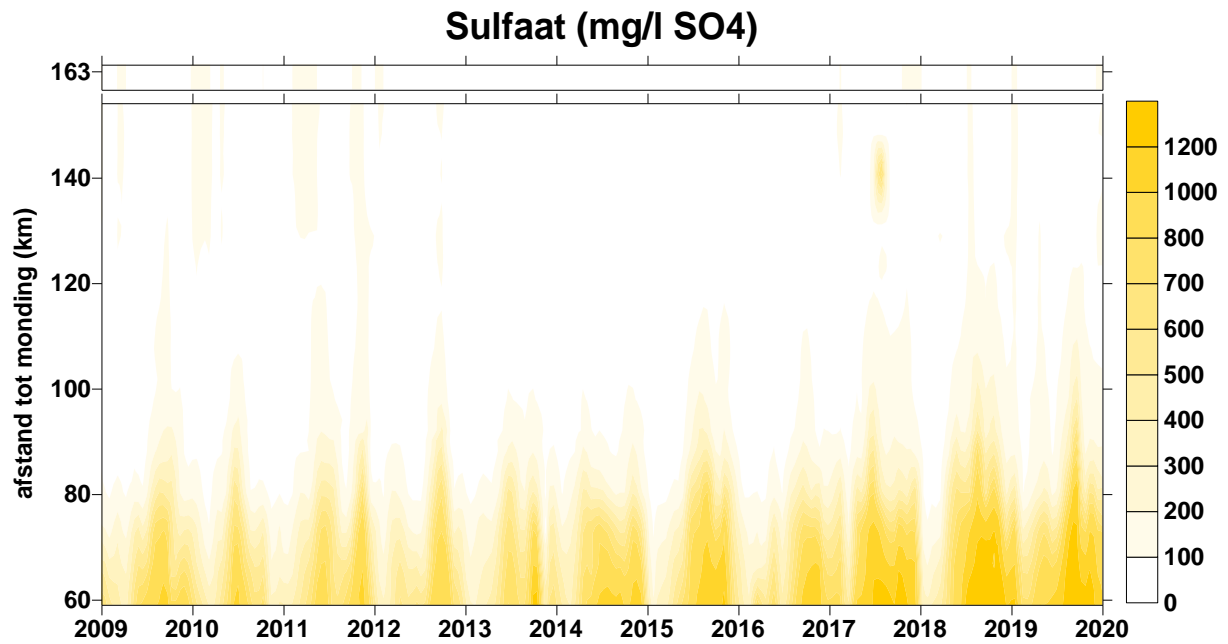
Bij de bespreking van chloride, vermelden we ook sulfaat. Net als chloride, kan sulfaat als een conservatieve tracer beschouwd worden in het estuarium. Zeewater kent ook een hogere sulfaatconcentratie, waardoor de sulfaatconcentratie in het estuarium eveneens een maat is voor de invloed van het getij. Bij hoge debieten zien we, net als bij chloride, deze invloed afnemen en de sulfaat concentraties dalen. Toch loopt het patroon van sulfaat en chloride niet volledig parallel.

De sulfaat/chloride verhouding in het bekken (station Bovenschelde) verschilt sterk van die van zee- en Westerscheldewater (station Grens) (Figuur 3.14). In de Bovenschelde bedraagt die ca 1/2, en die verhouding is niet significant gewijzigd de voorbije 20 jaar. Aan station Grens bedraagt de sulfaat/chloride verhouding ca 1/20. Ook hier is de verhouding niet gewijzigd, maar is na 2009 wel meer spreiding op de relatie gekomen. Misschien is hier invloed te zien van de zoete spui vanuit het Bathse Spuikanaal.

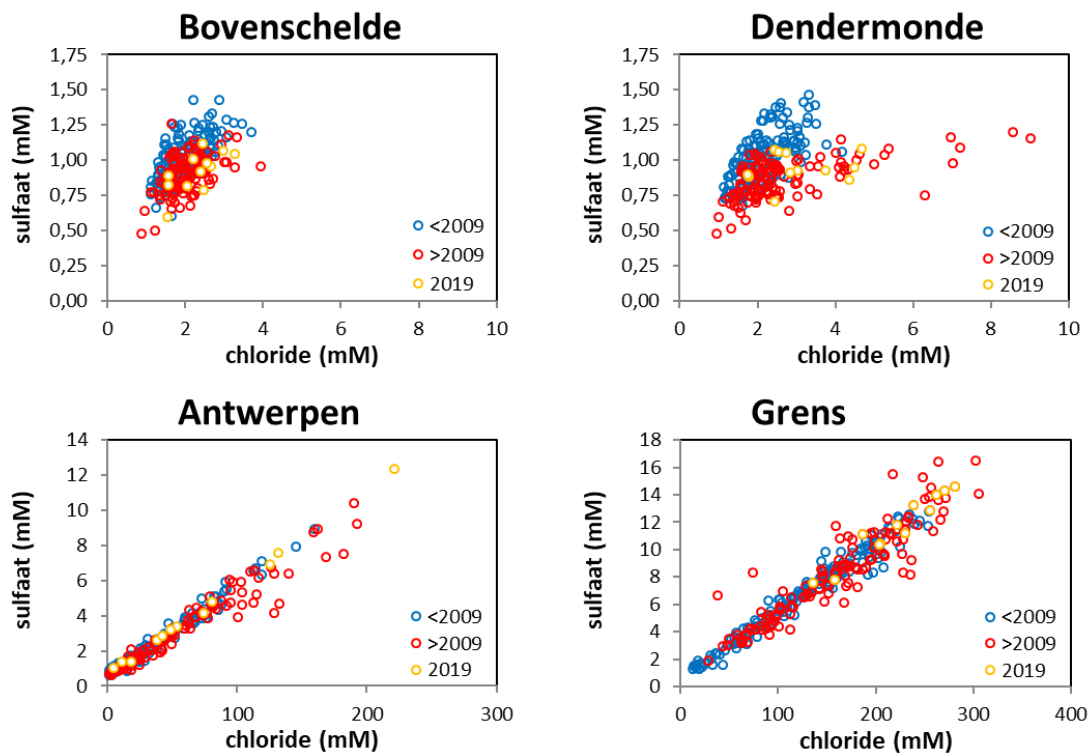
In Dendermonde zien we de verhouding wel duidelijk verschuiven, van de typische 'Bovenschelde verhouding', in de richting van meer mariene verhouding. Doordat de mariene sulfaat/chloride verhouding veel lager is, neemt door de stijgende mariene invloed het chloride te Dendermonde gehalte wel toe, maar wijzigt sulfaat in die lage range amper of niet.

Te Antwerpen zien we de verhouding, die al veel dichter bij de Westerschelde verhouding lag, ook beperkt verschuiven na 2009. Het jaar 2009 werd naar analogie met de veranderingen in SPM

gekozen, om twee perioden te vergelijken. Echter, hier zien we evenwel geen trendbreuk in 2009, maar eerder een geleidelijke toename van mariene invloed.



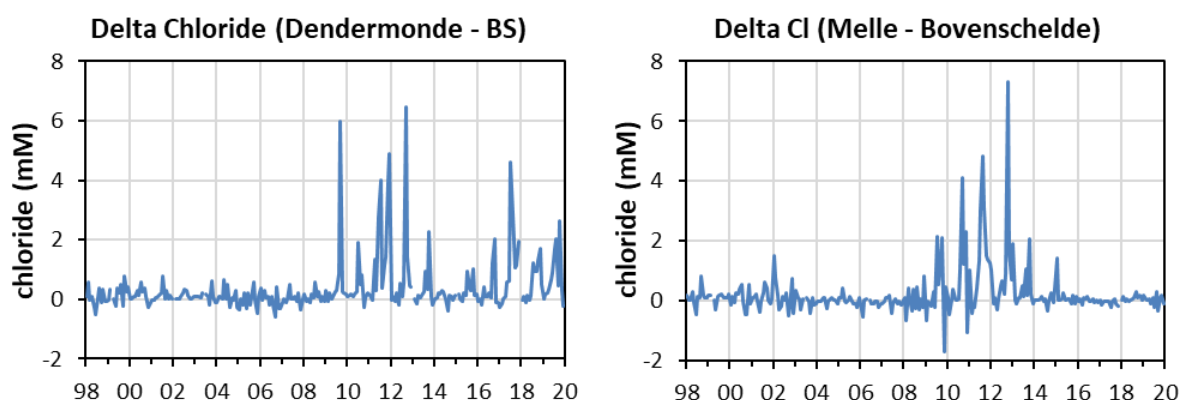
**Figuur 3.13** Surface plot voor sulfaat. De bar bovenaan de plot toont de concentratie in de opwaartse boundary Bovenschelde (km 163).



**Figuur 3.14** Sulfaat – Chloride relatie voor de stations Bovenschelde, Dendermonde, Antwerpen en Grens, periode 1996-2008 (<2009) en 2009-2018 (>2009) en 2019.

### 3.4.1 Zoete zones

In de zoete zones komt weinig chloride voor: het zijn immers zoete zones. Het weinige zout dat voorkomt, komt vanuit de Bovenschelde. De input van chloride uit de Bovenschelde kan echter niet het volledige chloride patroon in de zoete Zeeschelde verklaren. Zoals in de vorige OMES rapportage beschreven, worden er sinds 2009 in de zoete Zeeschelde ten opzichte van de Bovenschelde hogere chloride concentraties waargenomen. In Dendermonde is dat een jaarlijks terugkerend fenomeen in de zomer, behalve in het natte jaar 2014. In Melle daarentegen, komen de pieken de laatste jaren niet meer voor, hoewel de debieten erg laag waren. Een verklaring voor de terug lagere chloride waarden te Melle is nog niet gevonden. Het zou erop kunnen wijzen dat de tij-invoed in Melle is verminderd. Echter, als we naar zwevende stof kijken, zien we nog wel een toename de laatste jaren in de meest opwaartse stations (zie Hoofdstuk 5).



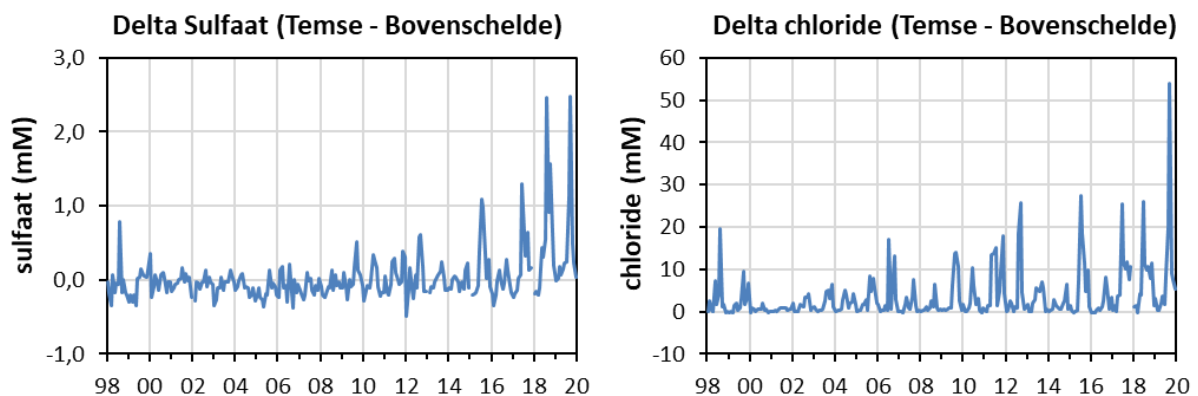
**Figuur 3.15** Maandgemiddelde delta chloride te Dendermonde (chloride te Dendermonde – chloride te Bovenschelde) en te Melle (chloride te Melle – chloride te Bovenschelde)

### 3.4.2 Oligohaliene en gradiënt zone

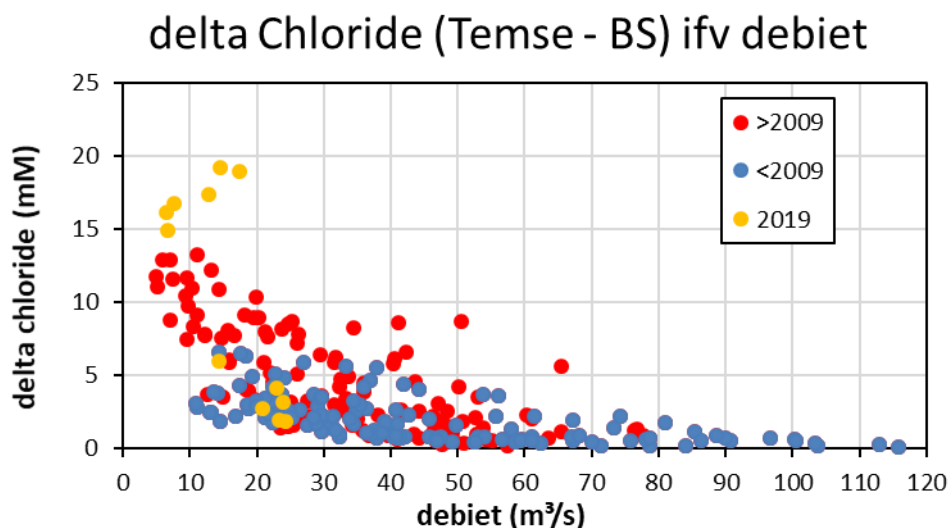
Ook in de oligohaliene zone (bijvoorbeeld Temse in Figuur 3.16) lijkt het gemiddelde chloride verschil met de Bovenschelde toegenomen. Temse kende bij lage debieten ook voor 2009 geregeld hogere pieken, maar na 2009 komen de pieken frequenter voor en bereiken in 2019 een maximum. Ook sulfaat kent een opmerkelijke toename de laatste jaren. In de oligohaliene zone waarbinnen Temse gelegen is, is er bij lage debieten een beperkte gradiënt in chloride en sulfaat, waardoor het tijdstip van staalname mee bepalend is voor het chloride gehalte. Echter, beschouwd over een periode van 20 jaar, vertonen sulfaat en chloride (delta sulfaat en delta chloride) naast een sterke (seizoenale) schommeling, ook een significant stijgende trend in de oligohaliene zone. Dit kan wijzen op sterker opwaarts transport van zout en sulfaat door het getij, maar kan ook het gevolg zijn van gewijzigde debieten. Daarom wordt in Figuur 3.17 het gemiddelde chloridegehalte uitgezet tegenover het gemiddelde debiet. Na 2009 vinden we een aantal punten met zeer hoge chloride pieken, die voorkwamen bij zeer lage gemiddelde debieten, kleiner dan  $10 \text{ m}^3/\text{s}$ . Deze lage debieten kwamen niet voor in de periode voor 2009, ze dateren quasi allen uit 2017 en 2018. De zeer hoge gemiddelde debieten, groter dan  $80 \text{ m}^3/\text{s}$  komen enkel in de periode voor 2009 voor, maar beperken zich tot de winters van de jaren 2001 en 2002. Laten we de zeer hoge en lage debieten buiten beschouwing, is het wel duidelijk dat na 2009 veel hogere chloride gehalten kunnen voorkomen dan in de periode voor 2009. Ook opmerkelijk zijn de zeer hoge waarden voor 2019, die voor gelijkaardige debieten nog hoger liggen dan de voorbije jaren.

Analoog aan de analyse voor SPM, kan ook voor chloride gekeken worden naar de relatie tussen chloride (delta chloride te Temse) en debiet, en hoe deze evolueerde de voorbije 20 jaar. Om die evolutie van de debietsafhankelijkheid te analyseren, werden trendlijnen voor de correlatie Cl – debiet, over een verschuivende periode van 12 maanden, opgemaakt. Voor deze trendlijnen werden Cl en debiet uitgemiddeld over 6 maand. De snijpunten met de Y-as (intercept) van deze trendlijnen werd uitgezet in de tijd (Figuur 3.18). (Voor een gedetailleerde beschrijving van de gehanteerde analyse, wordt verwezen naar de SPM analyse in de OMES 2016 rapportage.)

De intercept vertoont een significant stijgende trend. De intercept geeft een extrapolatie van het chloride gehalte weer wanneer het debiet naar nul gaat. De stijgende intercept betekent dus dat te Temse de Schelde gemiddeld zouter wordt, onafhankelijk van het debiet. Dit wijst ook hier op een wijzigend zouttransport en getij. In tegenstelling tot de zoete zone waar in 2009 een plotse toename werd geregistreerd, wordt in de oligohaliene zone een eerder geleidelijke toename gemeten.

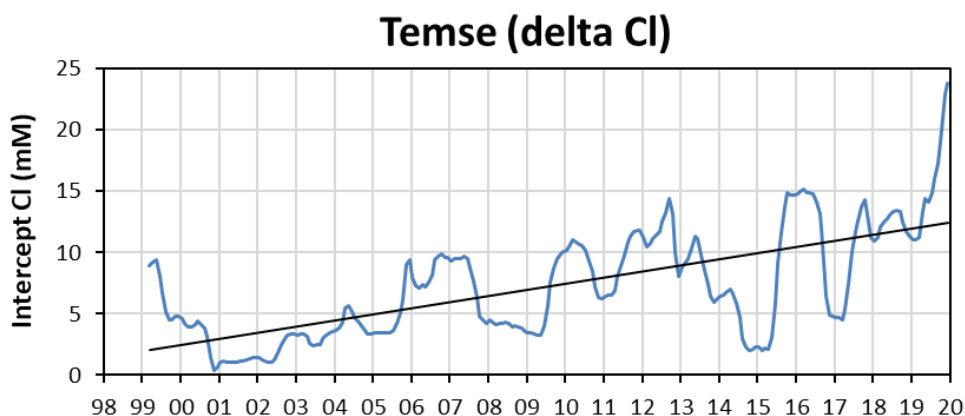


Figuur 3.16 Delta sulfaat (Temse – Bovenschelde) en delta chloride (Temse – Bovenschelde)



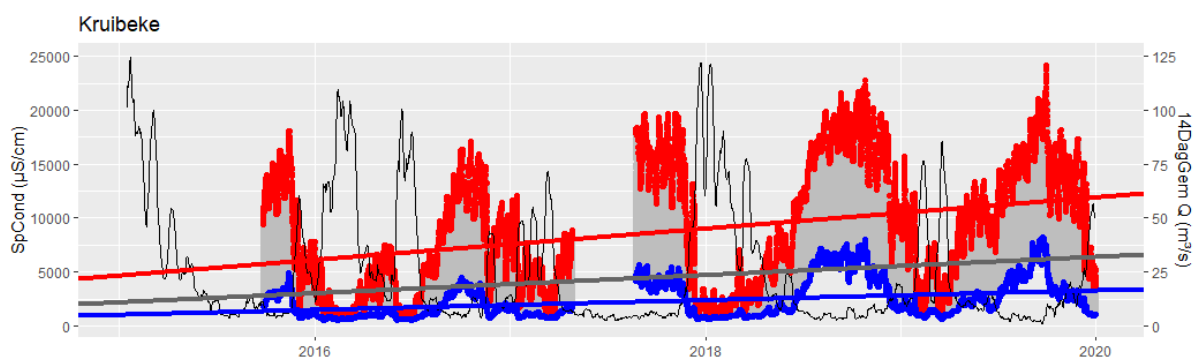
Figuur 3.17 Delta chloride (Temse – Bovenschelde), zesmaandelijks glijdend gemiddelde, in functie van het zesmaandelijks glijdend gemiddelde debiet, voor de periode 1998-2008 (<2009), 2009-2018 (>2009) en 2019.





**Figuur 3.18** Intercept van de trendlijnen over verschuivende periode van 12 maanden voor de correlatie Delta Cl – debiet, in functie van de tijd. Delta Cl is het chlorideverschil tussen Temse en Bovenshelde. Debiet en Delta Cl werden uitgemiddeld over 6 maand.

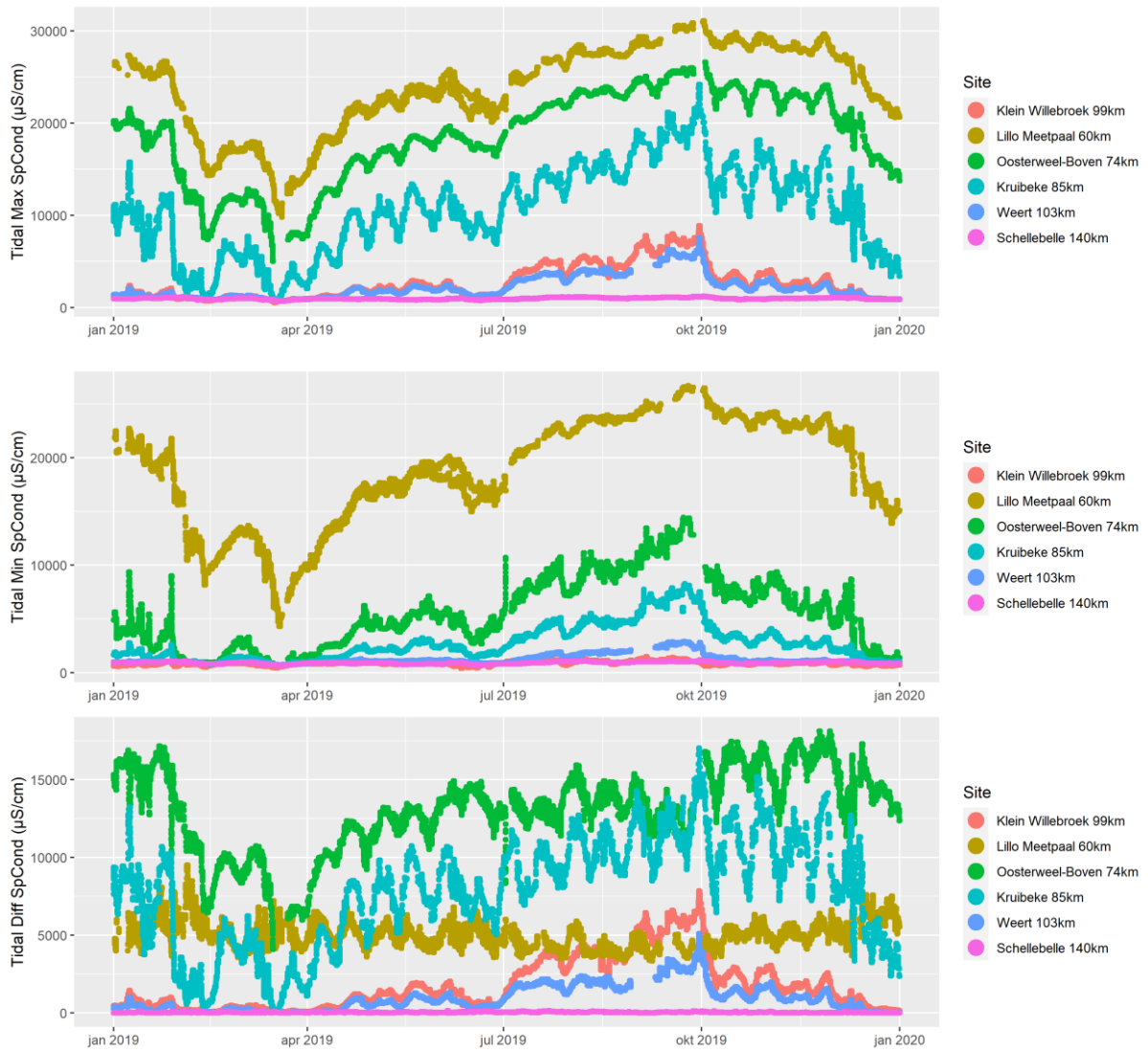
Te Kruibeke toont ook de continue meetpost een toename van de specifieke geleidbaarheid, als maat voor het zoutgehalte (Figuur 3.19), over de voorbije 5 jaar. Deze toename kan niet volledig verklaard worden door trends in debiet.



**Figuur 3.19** Debiet te Melle (14daags gemiddelde, zwarte lijn) en specifieke geleidbaarheid te Kruibeke (Rood: maxima tijdens een tijcyclus; blauw: minima tijdens een tijcyclus). Trendlijnen tonen de jaargemiddelde trend.

Voor 2019 werden de laagste SpCond waarden, zowel voor de tidale minima als maxima (Figuur 3.20), in alle stations opgetekend eind maart, op het einde van de periode met hogere winterdebieten. Vanaf eind maart reeds dalen de debieten sterk en zien we in alle stations, op het meest opwaartse Schellebelle na, de geleidbaarheid langzaam toenemen. Een maximale conductiviteit werd geobserveerd in het meest afwaartse station Lillo in oktober, op het einde van de lange periode met lage debieten. Vanaf dan zien we in alle stations de SpCond terug sterk afnemen.

Figuur 3.20 toont onderaan ook de rangen het verschil tussen specifieke geleidbaarheid bij hoogwater en laagwater weer. Dit verschil is een illustratie van de zoutstress waaraan (benthische) organismen worden blootgesteld: tijdens 1 tijbeweging worden ze met deze range geconfronteerd. Opmerkelijk: Oosterweel kent de grootste verschillen in geleidbaarheid binnen 1 tijcyclus, en deze vallen niet met de piek in geleidbaarheid eind oktober, maar in de maanden erna. Dan is ter hoogte van Oosterweel de longitudinale gradiënt in zout het grootst. Eind maart is deze het kleinst. Lillo daarentegen kent jaarrond weinig variatie in het verschil tussen minimale en maximale SpCond. Te Kruibeke is de variatie het grootst, met bijna geen verschil tussen minimum en maximum eind maart, tot meer dan 15000  $\mu\text{S}/\text{cm}$  verschil eind september.



**Figuur 3.20 Maximum, minimum en range voor specifieke conductiviteit in 2019 voor diverse continue stations in Zeeschelde en Rupel (Klein Willebroek).**

## 4 Basis waterkwaliteit

### 4.1 Zuurstof

#### 4.1.1 Evaluatie 2019

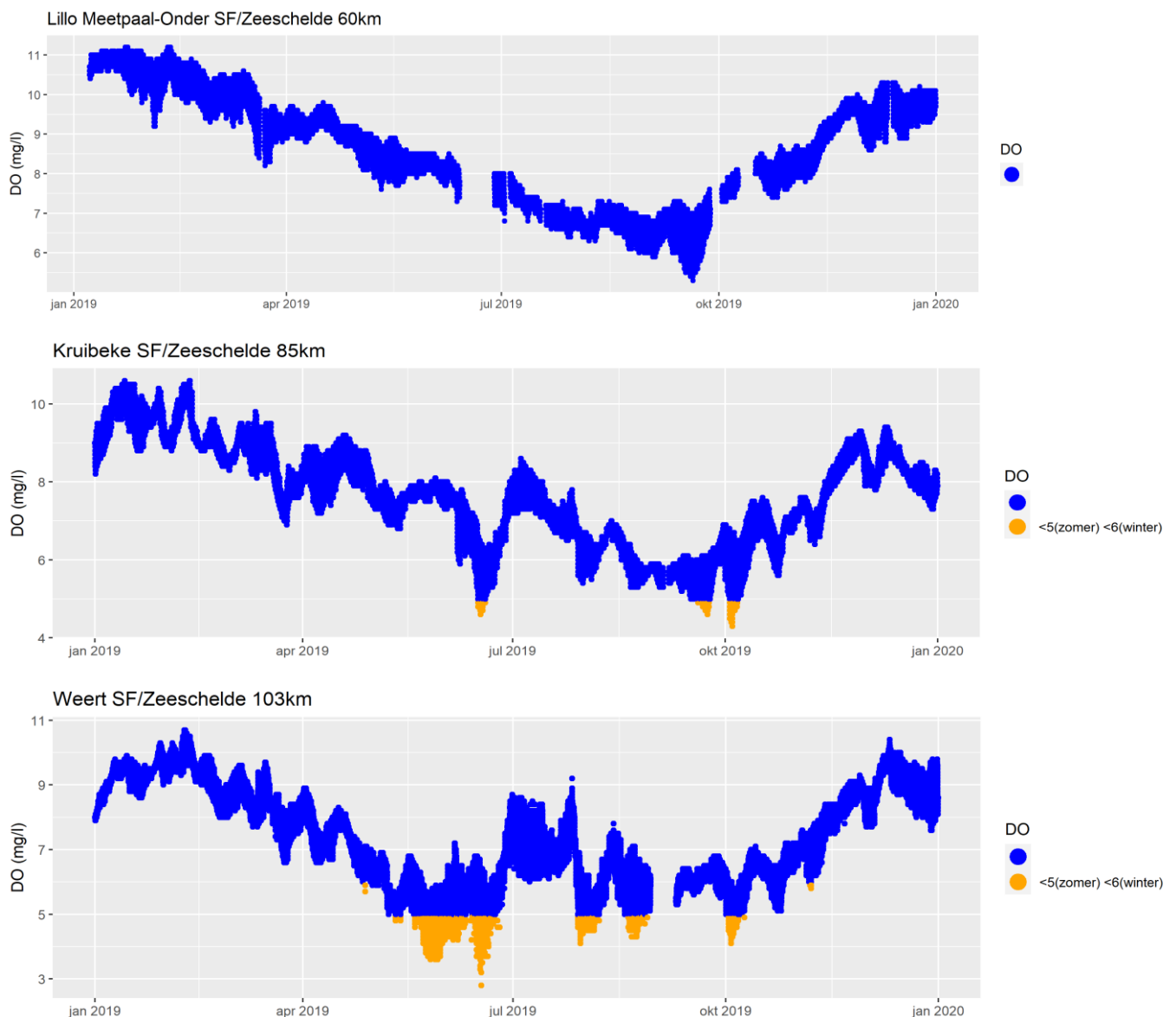
Zuurstof is essentieel voor alle hoger leven, en een goede graadmeter voor de algemene waterkwaliteit van het estuarium. Zuurstof is daarom in de Evaluatiemethodiek opgenomen als toetsparameter voor waterkwaliteit. Het is de resultante van zuurstofopname (door fysische beluchting en primaire productie door algen) en zuurstofverbruik (in hoofdzaak bacteriën). Sinds de start van de OMES metingen in 1995 zit zuurstof in duidelijk stijgende lijn (Figuur 4.7). Daar waar in de jaren '90 alle zones in het estuarium te kampen hadden met ernstige zuurstoftekorten (< 2,5 mg/l, EMSE criterium), waren deze problemen de voorbije jaren quasi volledig van de baan, enkel in de Durme of rond de Rupelmonding duikt zuurstof soms onder 2,5 mg/l. Voor een goede evaluatie dient zuurstof ook in 95% van de waarnemingen (90% in de zone met saliniteitsgradiënt) boven 5 mg/l uit te komen in het zomerhalfjaar, en boven 6 mg/l in het winterhalfjaar. Aan dit EMSE criterium voldoet de Schelde nog niet, en de voorbije 10 jaar is er ook amper verbetering waarneembaar.

In 2018 werden nergens in de Zeeschelde of tijgebonden zijrivieren acute zuurstoftekorten (<2.5 mg/l) gemeten, in 2019 duikt zuurstof eenmalig onder de kritische drempel in de Durme (**Fout! Verwijzingsbron niet gevonden.**). Daar waar in 2017 enkel in de Durme tijdens de zomermaanden de gemiddelde zuurstofconcentratie onder de drempel van 5 mg/l dook, is dit in 2018 en 2019 ook terug in Rupel, de oligohaliene zone en de zoete zone met lange verblijftijd het geval. Zelfs in het winterhalfjaar zijn er terug tekorten, in de zoete zone met korte verblijftijd, de Durme en de Rupel. Toen dook in oktober zuurstof net onder 6 mg/l.

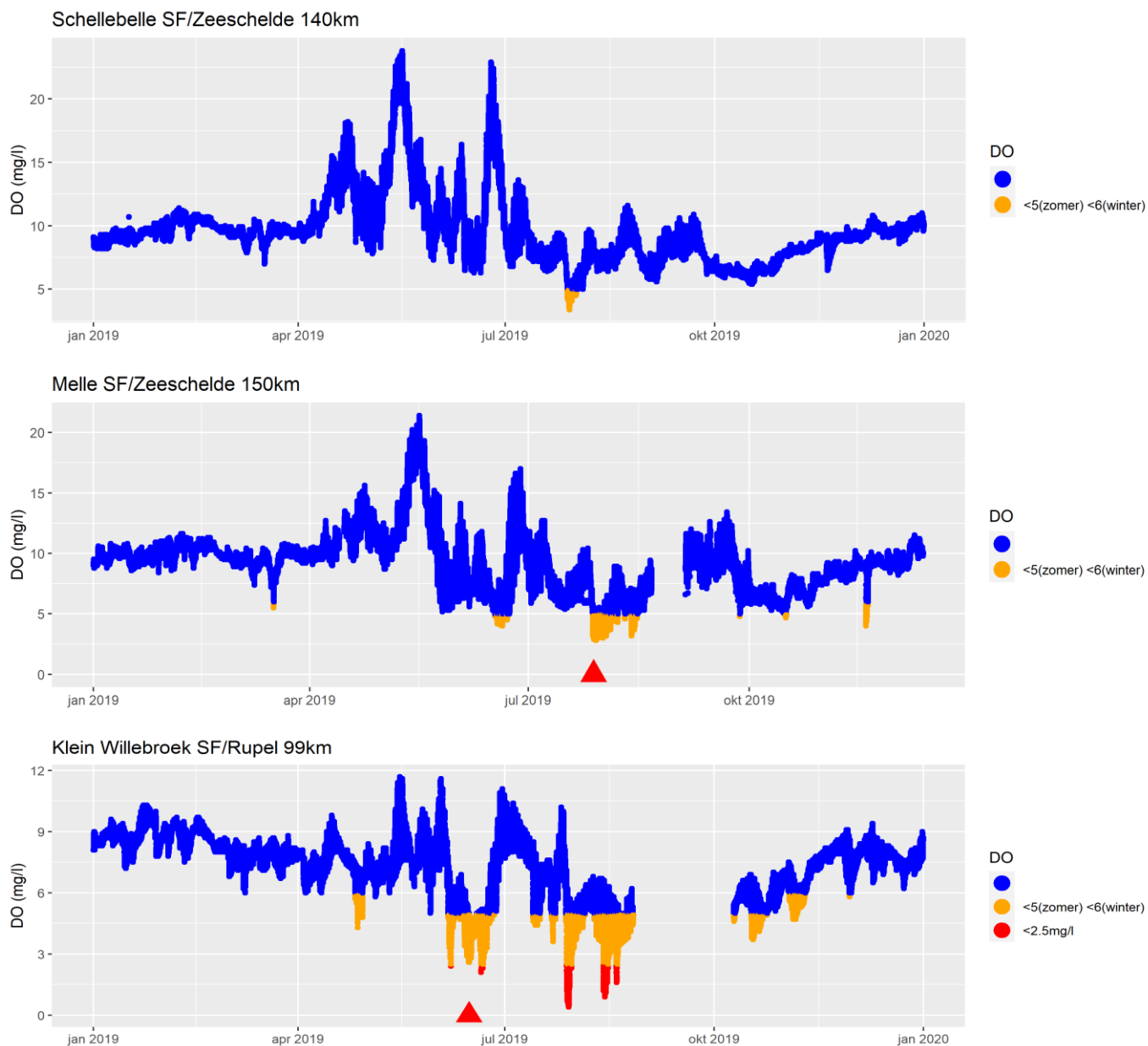
**Tabel 4.1 Gemiddelde zuurstofwaarden per zone en toetsing aan de criteria uit de EMSE. In zomer- en winterhalfjaar dient 95% (90% voor zone met sterke saliniteitsgradiënt) van de metingen boven 5 resp. 6 mg/l te liggen. Alle metingen dienen boven 2,5 mg/l te liggen. In de gekleurde vakken worden de criteria niet gehaald.**

Zone	jaar	Zomer				Winter			
		gemiddelde		% norm		gemiddelde		% norm	
		O <sub>2</sub> mg/l	% sat.	>5 mg/l	>2,5 mg/l	O <sub>2</sub> mg/l	% sat.	>6 mg/l	<2,5 mg/l
gradiënt	2019	7,68	81	100%	100%	9,82	85	100%	100%
Oligohalien	2019	6,54	70	90%	100%	8,61	74	100%	100%
Zoet lang	2019	6,46	69	92%	100%	9,11	77	100%	100%
Zoet kort	2019	8,14	87	98%	100%	9,18	77	93%	100%
Rupelbekken	2019	6,53	69	75%	100%	7,83	67	83%	100%
Durme	2019	6,53	71	83%	100%	8,07	66	83%	83%

Bovenstaande analyse werd gemaakt op basis van alle metingen (1 tot 2 per maand) op alle stations in een bepaalde zone. Sinds kort is er ook in elke zone minstens 1 continue station operationeel voor de registratie van zuurstof om de 5 minuten. Dit laat toe om veel nauwkeuriger de EMSE criteria te testen. Onderstaande figuren tonen op basis van continue data voor een selectie aan stations in Zeeschelde en Rupelbekken het zuurstofgehalte, met in oranje wanneer O<sub>2</sub> onder 5 mg/l (zomer) of 6 mg/l (winter) zakt. Die onderschreidingen betekenen niet meteen een negatieve beoordeling. Deze is pas negatief wanneer minder dan 95% boven de drempelwaarde zit (of minder dan 90% in de gradiënt zone) én de duur van de onderschreiding niet langer dan 48 uur aanhoudt. Dankzij de continue data kan dit nu ook getoetst worden; een zuurstofdip langer dan 48 is in de grafieken aangeduid met een rode driehoek. Tenslotte mag zuurstof nooit onder de kritische drempel van 2,5 mg/l zakken; dit is in rood aangegeven.



**Figuur 4.1** Zuurstof op basis van continue data te Lillo, Kruibeke en Weert



**Figuur 4.2** Zuurstof op basis van continue data te Schellebelle, Melle en Klein Willebroek (Rupel). Rode driehoeken duiden een periode van overschrijden van de 5 mg/l aan van meer dan 48 uur.

De continue data voor de Zeeschelde tonen dat  $O_2$  er nooit onder 2,5 mg/l zakte in 2019, en er dus nooit acute tekorten waren. Wel zakt  $O_2$  op verschillende stations af en toe onder 5 mg/l in de zomer. In tegenstelling tot de maandelijkse data, blijft op basis van de continue data in de oligohaliene zone (Kruibeke) het zuurstofgehalte wel voor 95% van de metingen boven de drempel. In de zoete zone met lange verblijftijd (Weert) of korte verblijftijd (Schellebelle, Melle) daarentegen zakt  $O_2$  wel te vaak onder de drempel, waardoor de evaluatie hier negatief wordt. Bovendien duurt de zuurstofdip te Melle in juli langer dan 48 uur. Tabel 2.1. vat de resultaten voor alle continue stations, inclusief boundaries, samen.

Voor de Rupel gaven de metingen tijdens de maandelijkse campagnes, momentopnames van zuurstof, reeds een negatieve beoordeling: te vaak onder 5 mg/l (zomer) en 6 mg/l (winter). Maar op basis van de continue data is de situatie nog slechter: het % aantal overschreidingen in de zomer is groter dan de vaartochten doen vermoeden en bovendien duikt zuurstof ook geregeld onder 2,5 mg/l. De duur van een zuurstofdip onder 5 mg/l is ook soms langer dan 48 uur. De Rupel scoort dus voor zuurstof voor de verschillende rekenparameters slecht. Bron van de problemen zijn niet de boundaries Grote of Kleine

Nete of Dijle, maar Zenne (Tabel 4.2), die jaarrond op quasi alle vlakken zeer slecht scoort voor zuurstof. Ook de Dender te Dendermonde kent heel de zomer lang ernstige zuurstof tekorten. Dit lijken typische eutrofiëringsproblemen, met overmatige algenbloei en hoge waarden overdag en zuurstoftekorten 's nachts.

**Tabel 4.2 Samenvattende analyse van de continue zuurstofdata, met toetsing aan de EMSE criteria. Stations op witte achtergrond zijn estuariene stations, de grijze zijn boundarypunten.**

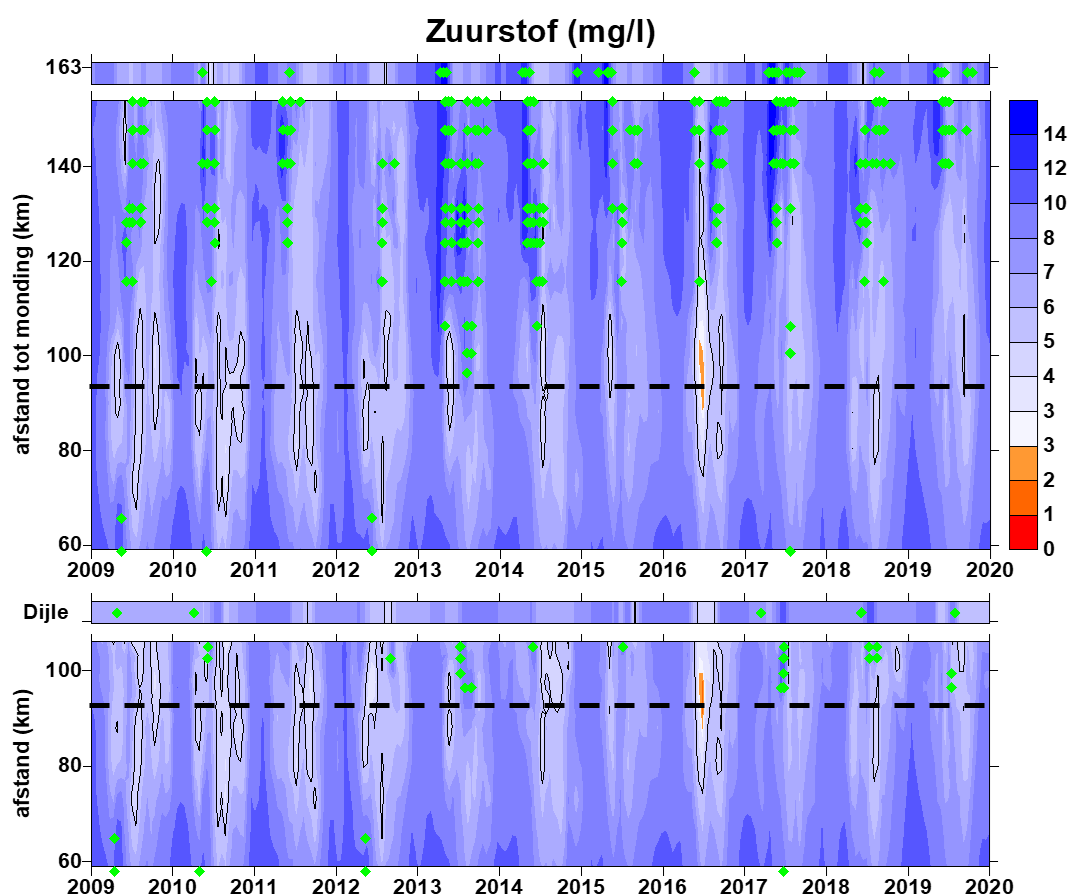
		Drempelwaarde voor opgeloste zuurstof																	
		6mg/l				5mg/l				6mg/l									
km		jan	feb	mar	apr	mei	jun	jul	aug	sep	oct	nov	dec						
60	Lillo Meetpaal-Onder SF/Zeeschelde	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%						
63	Liefkenshoek Veer SF/zeeschelde	NA	NA	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%						
85	Kruikebeke SF/Zeeschelde	100%	100%	100%	100%	100%	99%	100%	100%	96%	98%	100%	100%						
103	Weert SF/Zeeschelde	100%	100%	100%	100%	86%	89%	99%	92%	100%	94%	100%	100%						
104	Lippenbroek UIT SF/Zeeschelde	NA	NA	NA	NA	100%	100%	100%	100%	98%	98%	100%	100%						
140	Schellebelle SF/Zeeschelde	100%	100%	100%	100%	100%	100%	93%	100%	100%	100%	100%	100%						
150	Melle SF/Zeeschelde	100%	100%	100%	100%	100%	97%	★	88%	77%	100%	99%	100%						
153	Destelbergen SF/Zeeschelde	100%	100%	100%	99%	100%	NA												
125	Dendermonde SF/Dender	100%	100%	100%	83%	★	76%	★★	33%	59%	59%	80%	90%	62%	100%				
Rupel en zijrivieren																			
99	Klein Willebroek SF/Rupel	100%	100%	100%	94%	100%	★	63%	85%	44%	NA	84%	85%	100%					
116	Eppegem SF/Zenne	★★	99%	91%	★	T★	7%	T★	0%	T★	0%	T★	0%	T★	1%	T★	0%	★★	45%
118	Itegem Hullebrug SF/Grote Nete	100%	100%	100%	100%	100%	99%	100%	99%	100%	100%	100%	100%	100%					
119	Grobbendonk Troon SF/Kleine Nete	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%					
142	Aarschot Afwaarts SF/Demer	100%	100%	100%	100%	100%	97%	★	92%	98%	100%	100%	100%	100%					
★ Onder de drempel gedurende meer dan 48 uur ★★ twee keer gebeurd T★ meestal onder drempel																			
De opgeloste zuurstof daalde deze maand minstens één keer onder de 2,5																			
100% Percentage van tijd boven drempel. Groen als het groter is dan 95% (90% hoog zoutgehalte gradiëntzone Liefkenshoek) en geel / rood als het lager is.																			

## 4.1.2 Zuurstof en zuurstofconsumptie 2009-2019

### Zuurstof

Figuur 4.3 toont in meer detail de zuurstofconcentratie vanaf 2009 in Zeeschelde en Rupel. 2019 kent nog steeds momenten van oververzadiging in de Zeeschelde, ten gevolge van sterke algenbloei, maar deze momenten nemen de laatste jaren sterk af. Ze beperken zich in 2019 tot de zoete zone met korte

verblijftijd. Meer afwaarts, in de zoete zone met lange verblijftijd en de oligohaliene zone komt geen oververzadiging meer voor, in tegendeel. In 2019 worden in deze zones tekorten opgetekend. Aangezien de zoete zone met korte verblijftijd, en bij momenten ook de Rupel hogere zuurstofwaarden kennen meer stroomopwaarts, worden deze lagere zuurstofwaarden niet geïmporteerd maar ontstaan ze lokaal door sterke zuurstofconsumptie. Enerzijds is er wellicht sterfte bij een deel van het plankton uit zoet kort in de afwaartse zones, met zuurstofconsumptie tot gevolg. In zoet lang kan verhoogde mortaliteit bij het plankton verklaard worden door een minder gunstige lichtklimaat, in de oligohaliene zone vervolgens door de overgang van zoet naar brak. Anderzijds is er nog steeds de import van een grote (organische) vuilvracht vanuit het bekken, welke zuurstof vereist bij afbraak. De vuilvracht wordt op haar weg doorheen het estuarium langzaam afgebroken, en onttrekt zo zuurstof aan het water. In de meest opwaartse zone zorgt een sterke algenbloei doorgaans voor voldoende zuurstof. In de oligohaliene zone en sinds 2019 ook in de zoete zone met lange verblijftijd, kan de zuurstofconsumptie echter niet meer gecompenseerd worden door een sterke algenbloei. De laatste jaren is algenbloei hier sterk afgenomen. In 2019 is bovendien de zuurstofvraag (vooral NOD, zie verder) op verschillende plaatsen ook terug beperkt toegenomen.



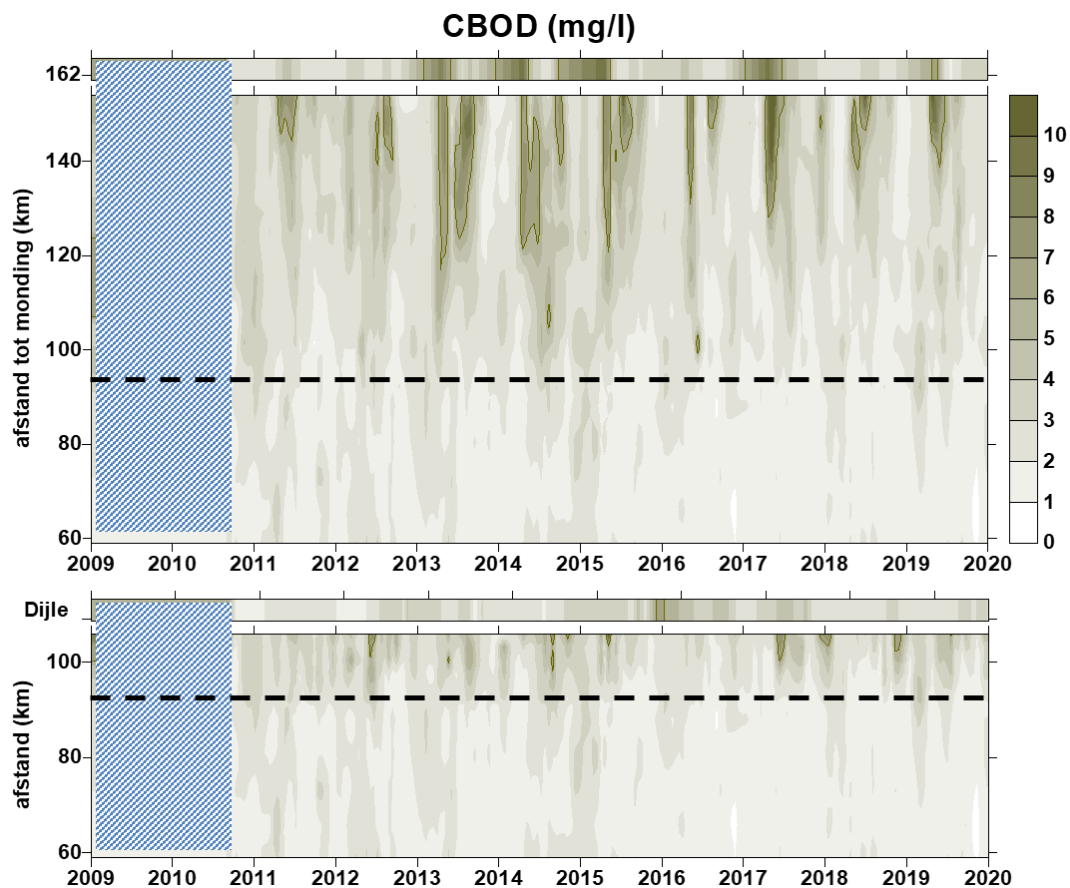
**Figuur 4.3** Surface plot voor opgeloste zuurstof. De bovenste plot toont Beneden- en Boven-Zeeschelde. De onderste plot gaat vanuit de Beneden-Zeeschelde de Rupel en tijgebonden Dijle op. De streeplijn geeft in beide plots de Rupelmonding weer. De balk boven de bovenste plot toont de opwaartse boundary Bovenschelde (km 163); de balk boven de Rupel plot toont de opwaartse boundary Dijle (tijonafhankelijk).

In de zone met sterke saliniteitsgradiënt stijgt zuurstof weer naar aanvaardbare waarden. Dit is geen gevolg van sterke algenbloei, die komt hier sinds 2015 niet meer voor. Maar in afwaartse richting neemt de zuurstofvraag sterk af, enerzijds doordat de vuilvracht op haar weg naar zee steeds verder afgebroken wordt, anderzijds omdat ze sterk verdund wordt met water uit de Westerschelde, dat bovendien zuurstoffrijker is.

## Zuurstofvraag

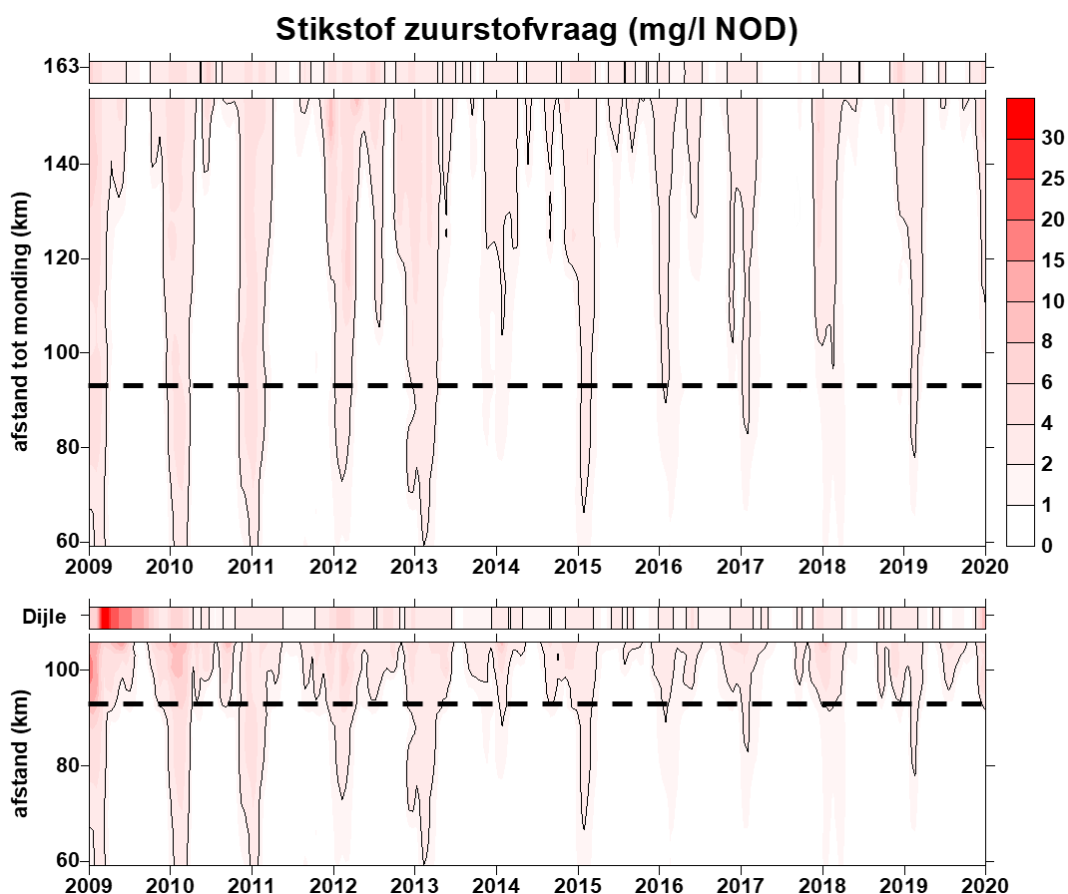
De zuurstofconsumptie in de Schelde is in hoofdzaak respiratie door bacteriën, betrokken bij de verwerking van de organische afvalvrucht en nitrificatie. De benodigde hoeveelheid zuurstof hiervoor wordt gemeten aan de hand van de biochemische zuurstofvraag (BOD). Het zuurstofverbruik in een BOD experiment 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 Methodes voor meer info).

Figuur 4.4 en Figuur 4.5 geven de CBOD en NOD weer voor de voorbije 10 jaar. Het is duidelijk dat de Bovenschelde jaarrond een belangrijke bron aan CBOD en NOD is voor de Zeeschelde, net zoals de Dijle een bron is voor de Rupel. Via de Zenne komt in deze laatste het afvalwater uit Brussel, dat pas sinds 2007-2008 wordt gezuiverd. In de periode 2009-2010 worden echter nog zeer hoge concentraties aan NOD gemeten in de Dijle, vanaf 2011 zijn die van dezelfde grootteorde als die van Bovenschelde. Op beide lokaties zijn de NOD waarden anno 2019 nog steeds te hoog.



**Figuur 4.4** Surface plot voor CBOD. De bovenste plot toont Beneden- en Boven-Zeeschelde. De onderste plot gaat vanuit de Beneden-Zeeschelde de Rupel en tijgebonden Dijle op. De streeplijn geeft in beide plots de Rupelmonding weer. De balk boven de bovenste plot toont de opwaartse boundary Bovenschelde (km 163); de balk boven de Rupel plot toont de opwaartse boundary Dijle (tjjonafhankelijk). De bruine contourlijnen duiden de grens van 6mg/l aan, het criterium uit de EMSE voor CBOD.





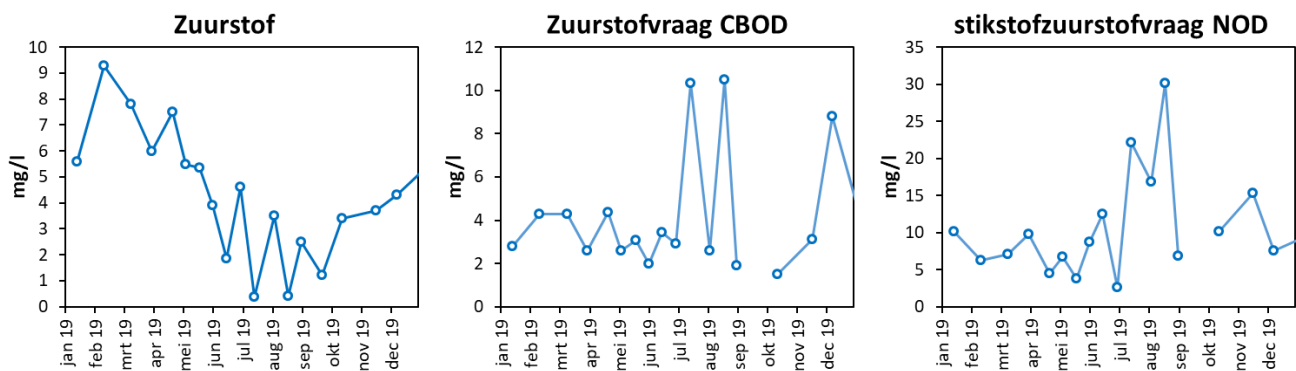
**Figuur 4.5 Surface plot voor NOD. De bovenste plot toont Beneden- en Boven-Zeeschelde. De onderste plot gaat vanuit de Beneden-Zeeschelde de Rupel en tijgebonden Dijle op. De streeplijn geeft in beide plots de Rupelmonding weer. De balk boven de bovenste plot toont de opwaartse boundary Bovenschelde (km 163); de balk boven de Rupel plot toont de opwaartse boundary Dijle (tijonafhankelijk). De contourlijnen duiden de grens van 2 mg/l aan, het criterium uit de EMSE voor NOD.**

In de Zeeschelde vertoont NOD steeds een sterke afname, van Melle tot Grens: alle ammonium en nitriet worden geleidelijk geconsumeerd door nitrificerende bacteriën of opgenomen door een bloeiende algenpopulatie. Deze processen zijn seizoensafhankelijk: NOD vertoont een duidelijk seizoenaal patroon met maxima in winter, ondanks de verdunning bij hogere debieten, wanneer algenbloei minimaal is en bacteriële activiteit beperkter. De voorbije 10 jaar vertoont NOD wel een algemeen dalende trend, ten gevolge van een afname van NOD in de Bovenschelde. In 2019 wordt echter terug een stijging van NOD opgetekend: NOD voldoet op de meest afwaartse stations na, niet meer aan het EMSE criterium (Tabel 4.5.). De overschrijding van het criterium is gelukkig enkel in de winter, zodat dit ecologisch weinig problemen stelt: door de lage temperaturen leidt deze te hoge stikstofzuurstofvraag in de praktijk niet tot sterke zuurstofconsumptie. Het toont wel aan hoe belangrijk de zelfzuiverende processen in de Zeeschelde zijn voor een goede waterkwaliteit.

In de Rupel was NOD in dalende lijn, maar die daling zet zich de laatste jaren niet verder. Rupel voldoet in 2019 eveneens niet aan de EMSE criteria. NOD overschrijdt hier niet enkel in de winter de grens van 2 mg/l. In alle seizoenen komen te hoge NOD waarden voor, met lagere zuurstof tot gevolg. Slechts 75% van de zuurstofmetingen in 2019 voldoet aan het EMSE criterium, een duidelijke afname ten opzichte van 2018 (86%) of 2017 (95%). De oorzaak voor de slechtere resultaten in de Rupel zijn te vinden in de Zenne. Deze krijgt anno 2019 blijkbaar terug een veel te grote vuilvracht te verwerken (Figuur 4.6). In 2019

werden een aantal beperkte overschrijvingen van de EMSE norm voor CBOD waargenomen. Maar voor NOD werd het EMSE criterium nooit gehaald, en lagen de gemeten waarden tot 15 maal hoger (meer dan 30 mg/l NOD in augustus 2019) dan het EMSE criterium (2 mg/l NOD). Zuurstofgehalten zelf lagen in zomer en najaar 2019 in de Zenne ook ver onder het criterium, met een dieptepunt van amper 0,4 mg/l ofwel 4% saturatie.

CBOD vertoont geen duidelijke dalende trend in het estuarium, noch in de boundaries (Figuur 4.4; Tabel 4.5). In de boundaries is er soms een seizoenspatroon waarneembaar, met maxima in winter. In het estuarium zelf, komen de maxima doorgaans in de zomer voor, ten gevolge van lokale productie van organisch materiaal. De CBOD in de zoete zone is dan ook sterk gecorreleerd met chlorofyl a (zie verder). De overschrijdingen van het EMSE criterium komen enkel in de meeste opwaartse zone van het estuarium voor. Ze vallen mooi samen met pieken in algenbloei, en zijn hierdoor op zich niet erg problematisch.



**Figuur 4.6** Zuurstof, zuurstofvraag CBOD en stikstofzuurstofvraag NOD voor de Zenne in 2019.

### 4.1.3 Langetermijn evoluties

Figuur 4.7 toont zuurstof sinds de start van de OMES metingen. Er tekenen zich verschillende perioden af. Van 1996 tot en met 2002 verkeerde de Zeeschelde de ganse zomer lang in een quasi zuurstofloze toestand. Enkel in de meest afwaartse zone met sterke saliniteitsgradiënt is er 's zomers nog een beetje zuurstof, maar te weinig om te voldoen aan EMSE. Zelfs in de winter liggen de zuurstofwaarden te laag. 's Zomers is er eind jaren '90 een beperkte algenbloei in deze zone, maar de zuurstofproductie overtreft de sterke zuurstofvraag niet (Figuur 4.8).

In de oligohaliene zone is er in de periode 1996-2002 een duidelijke algenbloei in de zomer. Ook in de zoete zones komt algenbloei voor, met maxima in augustus. De zuurstofvraag is echter veel groter dan de productie, met de gekende zuurstofloze toestand tot gevolg.

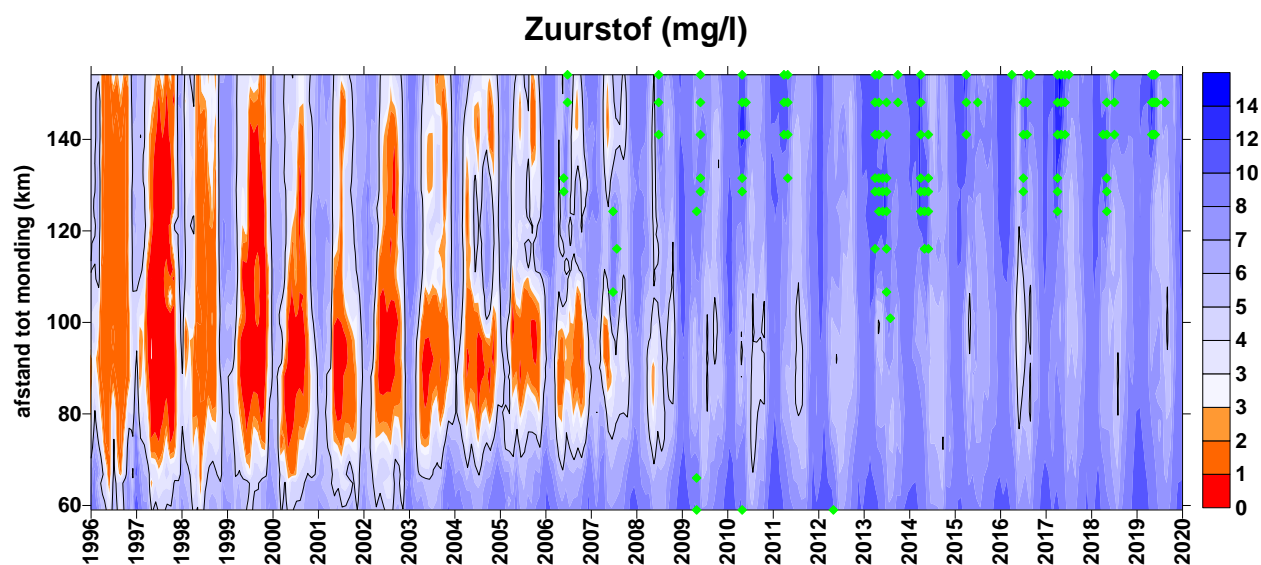
In de periode 2003-2008 verbetert de waterkwaliteit snel en spectaculair. De verbetering kent 2 belangrijke oorzaken. Ten eerste een steeds verder uitgebouwde waterzuivering in het bekken waardoor de vuilvracht richting estuarium langzaam daalde. Ten tweede, als het gevolg van de langzaam verbeterende condities in de Zeeschelde, het herstel van het zelfzuiverend vermogen in het estuarium zelf. Vanaf 2003 zien we algenbloei zeer sterk optreden, zuurstof in de Zeeschelde maakt een scherpe klim en hierdoor kan de waterkwaliteit plots spectaculair snel verbeteren (Figuur 4.8). Algenbloei komt eind van de lente op gang en houdt aan tot in oktober. Bloei treedt duidelijk op in de oligohaliene en zoete zone met lange verblijftijd, en piekt in de zoete zone met korte verblijftijd. In de zoete zone zorgt dit voor een systeemomslag van een door respiratie gedomineerd, zuurstofarm systeem naar een autotroof, zuurstofrijk systeem. Dit werd reeds uitvoerig besproken in het OMES 2015 rapport.

In de periode 2009-2015 blijft zuurstof overal verder stijgen, en voldoet de Zeeschelde hiervoor bijna aan EMSE. Ook in de Rupel, waar via Zenne en Dijle nu ook de vuilvracht van Brussel gezuiverd toekomt, klimt zuurstof spectaculair omhoog. Chlorofyl a stijgt ook, en af en toe wordt ook in de Rupel oververzadiging gemeten. Dankzij waterzuivering is ook de Rupel verlost van de bijna zuurstofloze toestanden en is algenbloei mogelijk. De bloei blijft evenwel beperkt en ligt er lager dan in de zoete Zeeschelde. Wellicht speelt het lichtklimaat hierbij een rol. Sinds 2009 is door een sterke toename van zwevende stof, de Rupel een stuk troebeler geworden.

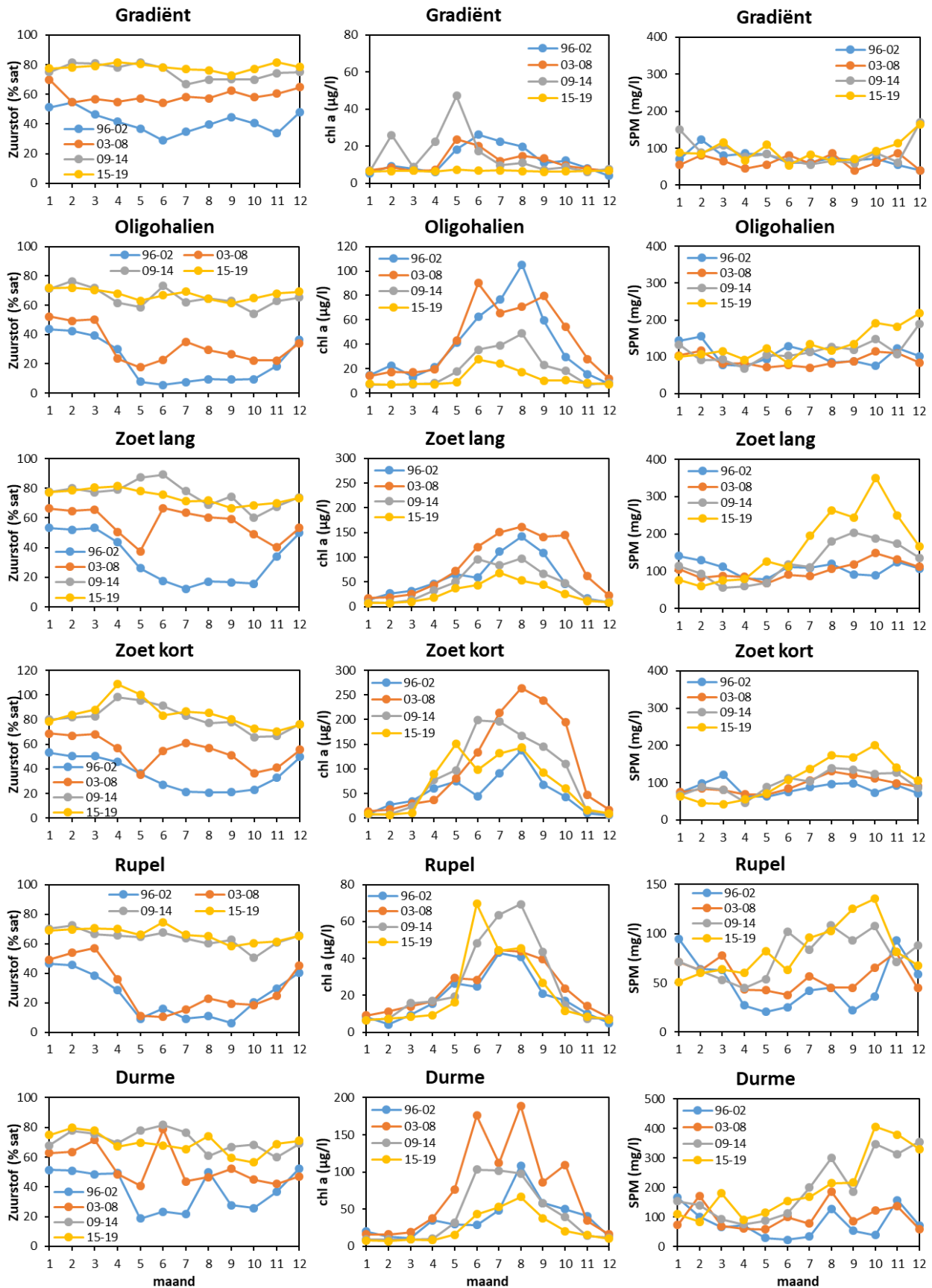
In de gradiëntzone duikt in de periode 2009-2015 een nieuwe, opvallende voorjaarsbloei op. Opmerkelijk, want in de periode 2009-2015 is de troebelheid ook in deze zone gestegen ten opzichte van 2003-2008. Wat oorzaak is voor de komst van deze algenbloei is nog niet opgehelderd, en evenmin waarom de bloei deze periode weer volledig verdwijnt. In alle andere zones in de Zeeschelde zien we de algenbloei afnemen. De sterke algenbloei in de zoete zones daalt fors, vooral naar het einde van de zomer en het najaar toe. In de zoete zone met lange verblijftijd is de daling het meest opvallend, en gaat gepaard met de sterke stijging van het gehalte zwevende stof, dat er piekt naar het najaar toe. In de zoete zone met korte verblijftijd is de daling van chlorofyl a en de stijging van zwevende stof minder uitgesproken.

In de periode 2015-2019 tenslotte, zien we geen verdere verbetering van het zuurstofgehalte. Zuurstof zit in de buurt van de EMSE criteria, maar voldoet geregeld niet. In alle zones van het estuarium, op de Rupel na, zien we chl a dalen. In de gradiënt zone verdwijnt algenbloei volledig. In de oligohaliene zone is algenbloei ook nagenoeg verdwenen. In de zoete zone met lange verblijftijd is algenbloei eveneens sterk afgenomen, tot onder het niveau van de jaren '90. De verdere vertroebeling in deze zone ligt zeer waarschijnlijk aan de basis. Door de gedaalde algenbloei, komt zuurstof oververzadiging hier (bijna) niet meer voor. Oververzadiging en sterke algenbloei beperken zich nu tot de zoete zone met korte verblijftijd. De bloei is nu echter een stuk minder intens, en de piek valt vroeger in het seizoen. Ook hier speelt de vertroebeling die later op het jaar optreedt wellicht een belangrijke rol.

De Durme kent een gelijkaardige vertroebeling als de zoete zones, en ziet chl a ook drastisch dalen de laatste jaren.



**Figuur 4.7** 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.



**Figuur 4.8** Zuurstof (% saturatie), Chlorofyl a en zwevende stof voor verschillende zones in het estuarium voor diverse perioden sinds de start van de OMES metingen.

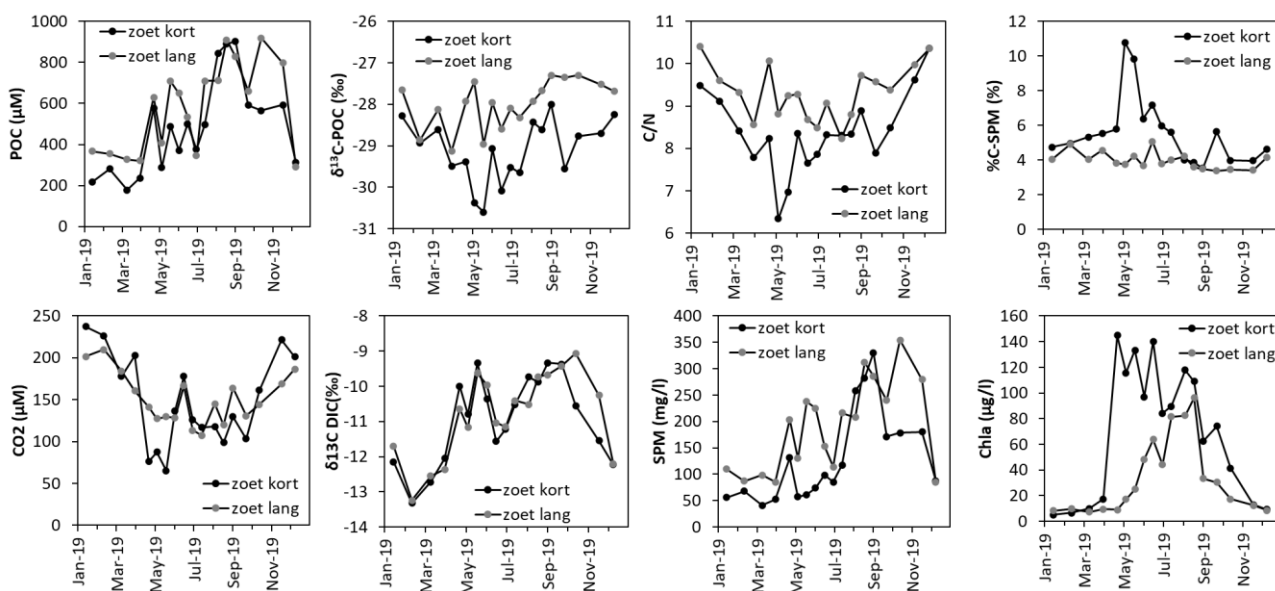
## 4.1.4 Koolstofdynamiek 2019

De koolstof dynamiek in 2019 wordt vooral bepaald door fytoplanktongroei en zwevende stof dynamiek. Kenmerkend voor de laatste jaren is dat de hoogste fytoplankton biomassa's in de lente (april, mei en juni) worden waargenomen (Figuur 4.8), en uitsluitend in het meest stroomopwaarts gedeelte van het estuarium. Ook in 2019 lag de eerste bloei piek bij Melle/Wetteren. Later in de zomer is de bloei kleiner en verschuift de piek lichtjes stroomafwaarts (Uitbergen, en St Onolf) maar blijft altijd in de zoetwater zone met korte verblijftijd. Daarom spitst de analyse van de koolstofdynamiek zich in hoofdzaak toe op de zoete zone met korte verblijftijd, namelijk de 25 km tussen Melle en St Onolf.

### Zoetwater zones

In het zoetwater deel van het estuarium is de particulaire organische koolstof (POC) laag in de winter en begint te stijgen vanaf april (Figuur 4.9). De POC blijft dan vrij hoog gedurende de lente-zomer en zelfs een deel van de herfstperiode. Vanaf oktober daalt de concentratie weer terug naar lagere waarden. De POC-profielen zijn zeer gelijkaardig met de zwevende stoffen profielen (SPM).

In 2019 is er een uitgestrekte fytoplanktonbloei in de zoetwater zone met korte verblijftijd, met maximum in april (Figuur 4.9). Deze gaat gepaard met lagere (lichtere)  $\delta^{13}\text{C}$ -POC en een hogere (zwaardere)  $\delta^{13}\text{C}$ -DIC (opgeloste anorganische koolstof). De  $\delta^{13}\text{C}$ -DIC ratio toont de  $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$  isotopenverhouding in de DIC. Zoetwater fytoplankton consumeert bij voorkeur  $\text{CO}_2$  met het lichtere  $^{12}\text{C}$  isotoop uit de DIC pool, waardoor bij sterke algenbloei of weinig respiratie de  $\delta^{13}\text{C}$ -DIC stijgt, en de  $\delta^{13}\text{C}$ -POC daalt. De lage  $\delta^{13}\text{C}$ -POC, lage C/N-ratio en hoge %C-SPM, lage  $\text{CO}_2$  en hoge  $\delta^{13}\text{C}$ -DIC tonen allen het dominant effect van een actieve fytoplankton bloei in het estuarium. De korte schommelingen in de C/N, %C-SPM en  $\delta^{13}\text{C}$ -POC binnen de zomer bloeiperiode tonen de invloed van allochtone bronnen van organisch C in de Schelde. In de zone met lange verblijftijd is de fytoplankton piek al veel kleiner met een maximum in augustus. SPM ligt in deze zone veel hoger, zowel in de lente maar vooral in de zomer, waardoor het aandeel van C in SPM klein blijft (lagere %C-POC). De invloed van allochtoon organisch materiaal blijkt veel belangrijker met hogere  $\delta^{13}\text{C}$ -POC en C/N.



**Figuur 4.9** Gemiddelde particulier organisch koolstof (POC),  $\delta^{13}\text{C}$ -POC, C/N-verhouding (C/N) en percentage organisch koolstof in de zwevende stof (%C-SPM),  $\text{CO}_2$  concentratie,  $\delta^{13}\text{C}$  in het opgelost anorganisch koolstof ( $\delta^{13}\text{C}$ -DIC), zwevende stof (SPM) en chlorofyl a (Chla) in de zoetwater zones met korte en lange verblijftijd in 2019.

## Oligohaliene en gradiënt zone

In deze zone wordt de koolstofdynamiek vooral gestuurd door de SPM dynamiek en de hydrodynamiek – de profielen vertonen dus vooral een verschuiving en verdunning van wat er er stroomopwaarts is gebeurd, en worden verder niet meer besproken.

### 4.1.5 Evolutie van de jaarlijkse CO<sub>2</sub> uitstoot in de Schelde

#### Inleiding

Binnen het Sigmaplan wordt veel geïnvesteerd in nieuwe natuurontwikkeling in ontpolderingen en gecontroleerde overstromingsgebieden met gecontroleerd gereduceerd getij (zie deelrapportage OMES rapport 2019 Intergetijdengebieden). CO<sub>2</sub> capatatie is een belangrijke ecosysteemdienst van deze gebieden.

In dit hoofdstuk beschouwen we niet de slikken en schorren, maar enkel de waterkolom zelf. Deze stoot echter netto CO<sub>2</sub> uit (zie OMES rapportage 2014), maar met de verbeterde waterkwaliteit was de uitstoot in dalende lijn. In deze rapportage bekijken we per zone of die trend zich verder zet. Vermits de CO<sub>2</sub> uitstoot niet eerder besproken werd in de vernieuwde rapportage, wordt de methodiek eerst bondig toegelicht.

#### Methode

De uitwisseling van CO<sub>2</sub> gas tussen schelde estuarium en atmosfeer kan berekend worden (eq.1) uit het verschil tussen partiele CO<sub>2</sub> druk in het water (pCO<sub>2w</sub>) en in de atmosfeer (pCO<sub>2a</sub>). Water pCO<sub>2</sub> wordt berekend uit gemeten alkaliniteit, temperatuur en saliniteit (zie methoden) terwijl pCO<sub>2</sub> in de atmosfeer wereldwijd gemonitord wordt (<https://www.co2.earth/>).

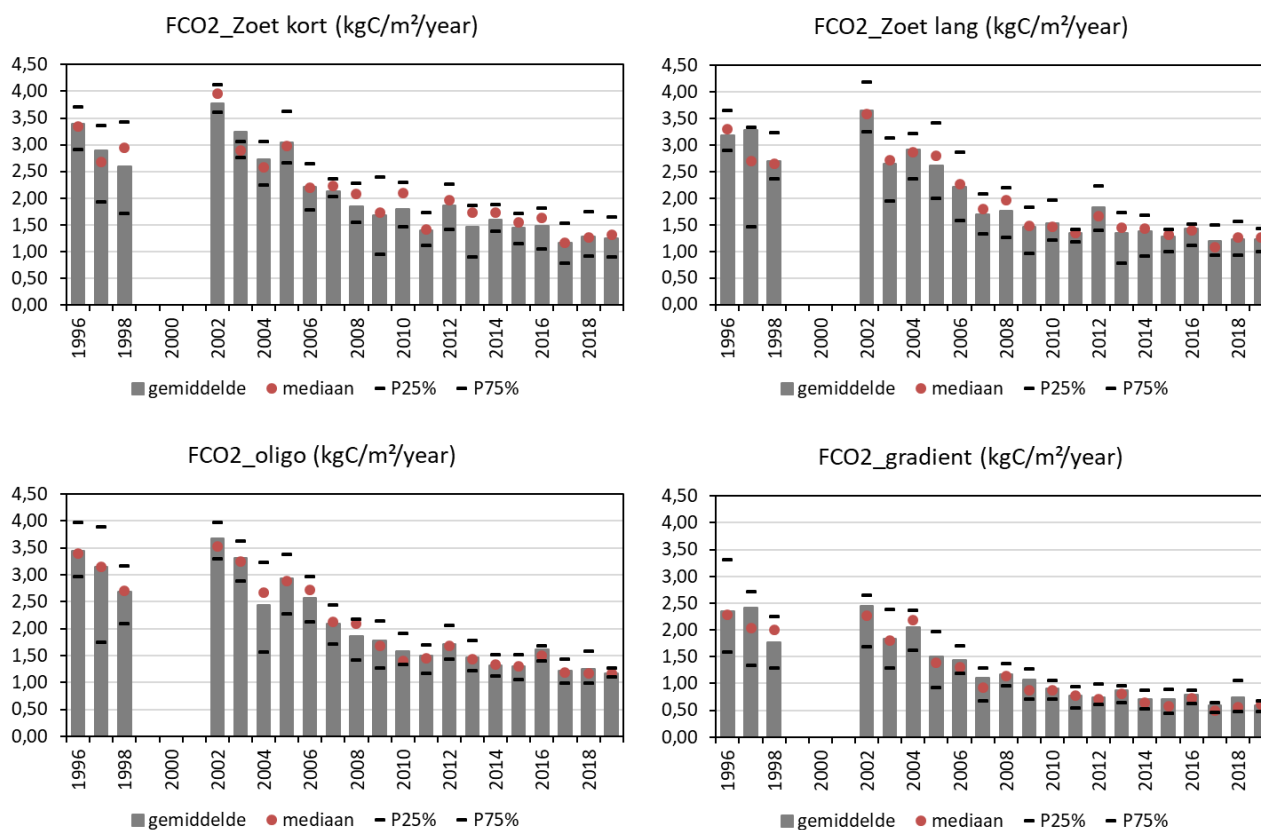
$$FCO_2 = K * K_{CO_2} * \Delta pCO_2 \quad (\text{eq.1})$$

met K= gas transfer snelheid (m/s), K<sub>CO<sub>2</sub></sub>= solubiliteit's coëfficiënt (mol/m<sup>3</sup>/atm); ΔpCO<sub>2</sub>= pCO<sub>2w</sub> - pCO<sub>2a</sub>

K werd voor de Schelde bepaald door Frankignoulle et al (1996) = 8.4 cm/h, terwijl de solubiliteit's coëfficiënt berekend kan worden uit temperatuur en saliniteit via de vergelijking van Weiss (1974).

In de Schelde is de CO<sub>2</sub> partiele druk van het water altijd hoger dan in de atmosfeer waardoor het estuarium een bron is van CO<sub>2</sub>.

De gemiddelde jaarlijkse CO<sub>2</sub> uitstoot werd berekend voor de 4 zones in de Zeeschelde (Figuur 4.10). Voor alle zones zien we een duidelijke en gelijkaardige dalende trend van de CO<sub>2</sub> uitstoot vanaf 2002: van 3.5 tot 1.5 kgC/m<sup>2</sup>/jaar in de zoete en oligohaline zones en van 2.5 tot 0.5 kgC/m<sup>2</sup>/jaar in de gradiënt zone, een daling die zich nog steeds langzaam verder zet. Deze komen overheen met de dalende vrachten van afbreekbaar organisch koolstof (zuurstofvraag voor koolstofmineralisatie - CBOD) waardoor CO<sub>2</sub> productie uit organisch materiaal mineralisatie sterk gedaald is in het estuarium. Ook zien we dat per vierkante meter, de uitstoot lager is in de gradiënt zone dan elders – dit komt vooral omdat het meeste afbreekbaar organisch materiaal al gemineraliseerd werd in de meer opwaartse zones, en ook door de verdunning van de overblijvende CBOD-vrachten in grotere volumes water in de gradiëntzone.

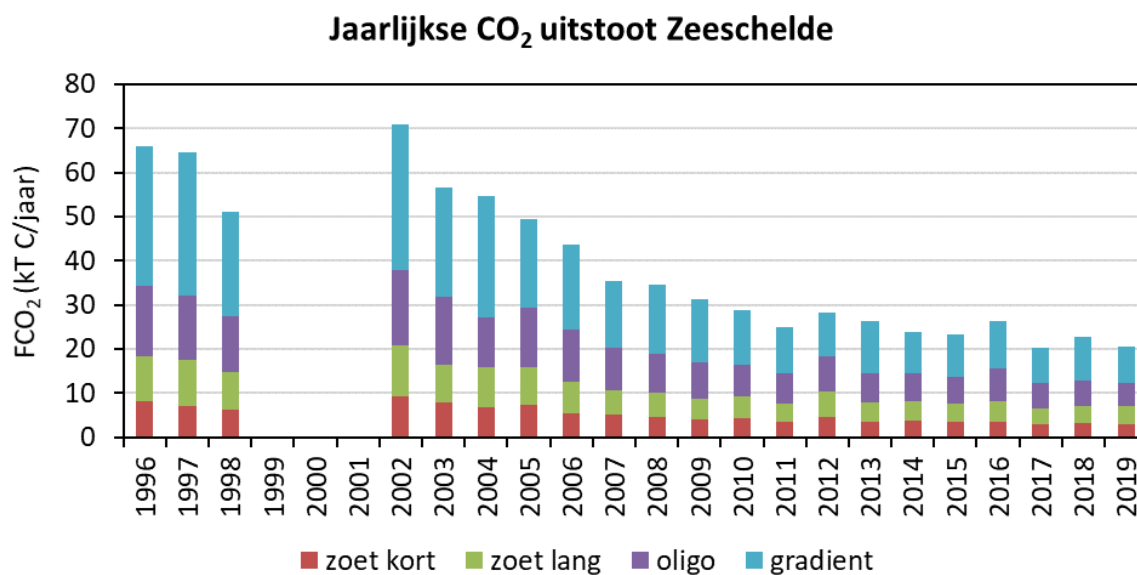


**Figuur 4.10** Jaarlijkse relatieve CO<sub>2</sub> uitstoot van Schelde water naar de atmosfeer in de 4 zones van het estuarium

Wanneer we deze relatieve FCO<sub>2</sub> waarden vermenigvuldigen met de gemiddelde waterspiegeloppervlakte van elke zone (Tabel 4.3), kunnen we ook de absolute CO<sub>2</sub> uitstoot van de Schelde berekenen, per zone, en voor de gehele Zeeschelde (Figuur 4.11). In 2019 was de CO<sub>2</sub> uitstoot van de Zeeschelde 20,000 ton koolstof per jaar, veel minder dan wat er in de jaren 1990-begin 2000 (65 tot 70,000 ton koolstof per jaar). Proportioneel heeft de gradiënt zone, door de grotere oppervlakte, de hoogste CO<sub>2</sub> uitstoot.

**Tabel 4.3** Gemiddelde waterspiegeloppervlakte voor de 4 zones van de Zeeschelde (bepaald als gemiddelde van het wateroppervlak bij gemiddeld hoogwater en het wateroppervlak bij gemiddeld laagwater, gebaseerd op tijgegevens en bathymetrie van de periode 2001-2010).

Zone	Oppervlakte (m <sup>2</sup> )
Zoet met korte residentie tijd	2,445,793
Zoet met lange residentie tijd	3,167,667
Oligohaline	4,639,875
Gradiënt	13,443,222
Totaal	23,696,557



**Figuur 4.11** Jaarlijkse CO<sub>2</sub> uitstoot van Schelde water naar de atmosfeer

## 4.2 Nutriënten

In de Evaluatiemethodiek wordt de toetsparameter nutriënten beoordeeld aan de hand van volgende rekenparameters (Tabel 4.4):

**Tabel 4.4** Rekenparameters voor de toetsparameter Nutriënten, volgens de Evaluatiemethodiek Schelde-estuarium

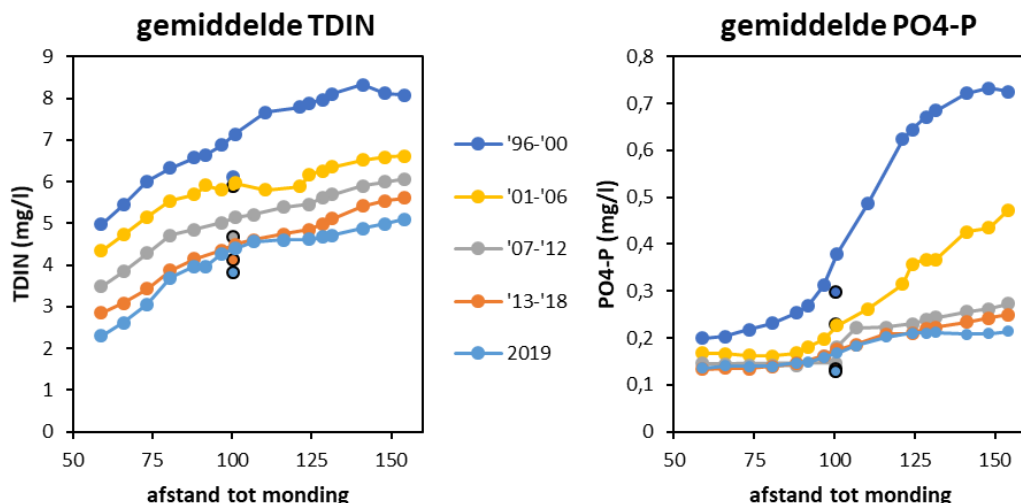
Rekenparameter	Beoordeling Zeeschelde
NOD	maximum 2mg/l, te bepalen in elk Scheldecompartment
CBOD	maximum 6 mg/l niet overschrijden, te bepalen in elk Scheldecompartment
TDIN	mag niet stijgen ten opzichte van de gemiddelde concentratie van de voorbije 6 jaar, te bepalen in elke Scheldezone
Fosfaat	mag 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 gepaald worden in het kader van OMES.
ICEP-DSi	
TDINflux	
Nitriet	maximum 0.1 mg/l NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> -N, te bepalen in elk Scheldecompartment
Ammoniak	maximum 0.025 mg/l NH <sub>3</sub> -N, te bepalen in elk Scheldecompartment



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 4.5). Dit hoofdstuk legt de focus op stikstof, fosfor en silicium.

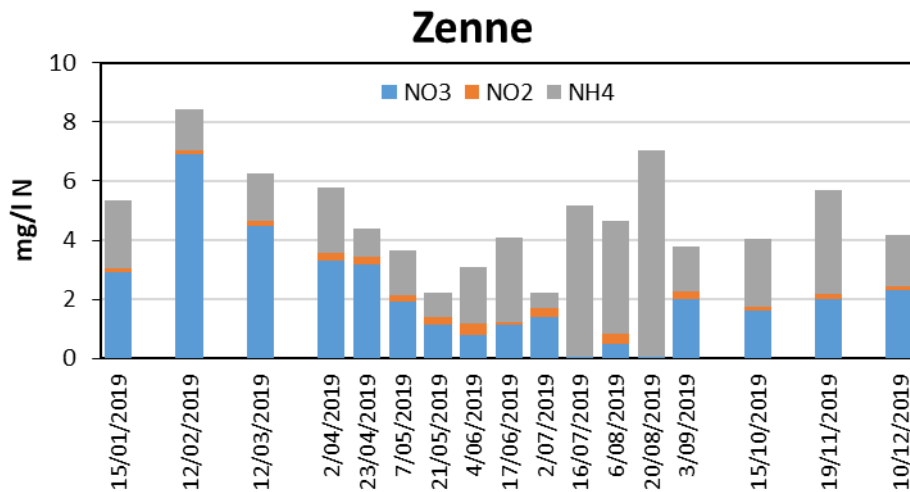
## 4.2.1 Stikstof

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 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 kunnen voeden. Daarom legt de EMSE een maximum export van totaal anorganische stikstof (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 werd de voorbije jaren steeds voldaan: TDIN is reeds geruime tijd in dalende lijn. Ook in 2019 zet die daling zich duidelijk voort in de Zeeschelde (Figuur 4.12; Tabel 4.5).



**Figuur 4.12** Jaargemiddelde concentratie en zesjaarlijks gemiddelde concentratie voor TDIN (links) en  $\text{PO}_4\text{-P}$  (rechts) in functie van de afstand tot de monding (km). De zwart omliggende bollen geven voor Rupel de concentraties te Boom weer.

Ook in de Rupel neemt TDIN verder af. De TDIN concentratie in de Rupel ligt overigens lager dan de concentratie in de oligohaliene zone waarin de Rupel uitmondt in de Zeeschelde. Dit staat in schril contrast met de data van de Zenne. Hier lag de stikstofzuurstofvraag (NOD) uitzonderlijk hoog in de zomer van 2019. De concentratie aan totaal opgeloste anorganische stikstof lag in die periode wel te hoog, maar echter niet extreem hoog (Figuur 4.13). Bijna alle anorganische stikstof was in de vorm van ammonium aanwezig, terwijl de nitraatconcentratie zeer laag was. Oxidatie tot nitraat vereist veel zuurstof, vandaar de hoge NOD waarde. Zeer lage zuurstofwaarden in de Zenne verhinderden die omzetting. Het debiet van Zenne is klein ten opzichte van het totale Rupeldebiet, waardoor de impact van deze vervuiling op de Rupel snel vervaagt. De ammoniumpieken worden in de zuurstofrijkere Dijle en Rupel snel door nitrificatie omgezet in nitraat, zodat richting Zeeschelde toe ammonium en dus ook NOD verdwijnen uit de waterkolom.



**Figuur 4.13 Concentratie nitraat (NO<sub>3</sub>), Nitriet (NO<sub>2</sub>) en ammonium (NH<sub>4</sub>) in de Zenne in mg/l N.**

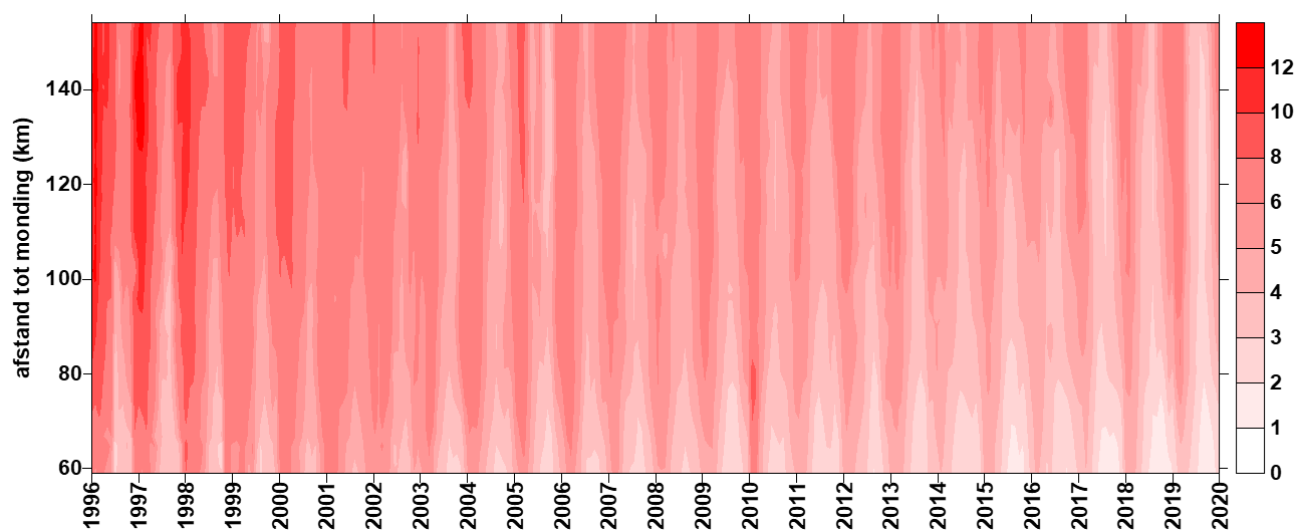
In de Zeeschelde is de daling van TDIN het meest uitgesproken eind jaren '90, begin 2000 (Figuur 4.14). Daar waar voor 2009 ammonium ook een belangrijk deel van de TDIN uitmaakte (Figuur 4.15), wordt TDIN nu in hoofdzaak door nitraat bepaald (op Zenne na, waar ammonium nog steeds een probleem vormt). De daling van ammonium werd reeds uitvoerig besproken in vorige OMES rapportages. Deze rapportage legt de focus op de voorbije 10 jaar: de periode na 2009. Daarin zien we TDIN nog steeds verder dalen, zij het beperkt.

De laatste jaren vertraagde de daling van nitraat in de Zeeschelde, maar in 2019 werd er wel een sterke daling van nitraat opgetekend (Figuur 4.18). Niet in de winterperiode, daar was een stijging meetbaar, maar wel in de zomerperiode: daar zien we een sterke daling ten opzichte van de vorige jaren. Dit patroon wordt verklaard door de input vanuit de Bovenschelde, die ook sterke daalde. Ook de opname van nitraat door algen kan een rol spelen. In de zoete zone met korte verblijftijd is nitraat immers gecorreleerd met de chlorofyl a concentratie ( $r=0,68$ ;  $p<0,01$ ).

Ondanks de hogere debieten en dus sterkere verdunning, is er een sterke seizoensaliteit met maxima in winter. In de zomer kent NO<sub>3</sub> de laagste waarden, wellicht door de opname van stikstof door algen en door denitrificatie. Dit laatste is een anoxisch proces dat een belangrijke rol speelde in de zuurstofarme Schelde in de jaren '90. Met de sterk toegenomen zuurstofwaarden heeft dit proces wellicht aan belang verloren in de waterkolom, maar gaat wellicht nog door in zuurstofloze niches zoals binnenin sedimentvlokken of in de bodem. Nitriet, als intermediair in het denitrificatieproces, komt immers vooral 's zomers voor in de Zeeschelde (Figuur 4.19), al zien we in 2019 vooral veel nitriet in de relatief warme winter. Nitriet overschrijdt in bijna het gehele estuarium het EMSE criterium, en krijgt anno 2019 bijgevolg een negatieve beoordeling (Tabel 4.5).

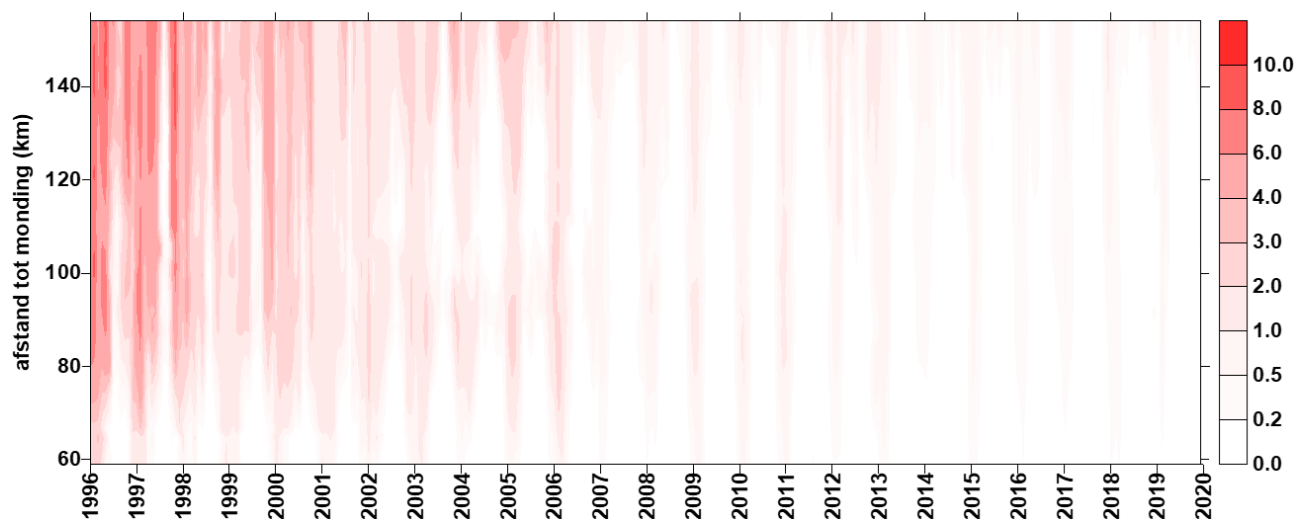
De eveneens schadelijke stikstofvorm ammoniak komt de voorbije 10 jaar nauwelijks meer voor in de Zeeschelde (Figuur 4.21) en krijgt voor 2019 een gunstige beoordeling (Tabel 4.5).

### Totaal opgeloste stikstof (TDIN mg/l N)



Figuur 4.14 Surface plot voor totaal anorganische stikstof (TDIN =  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  +  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  +  $\text{NO}_2^-\text{-N}$ )

### Ammonium (mg/l $\text{NH}_4\text{-N}$ )

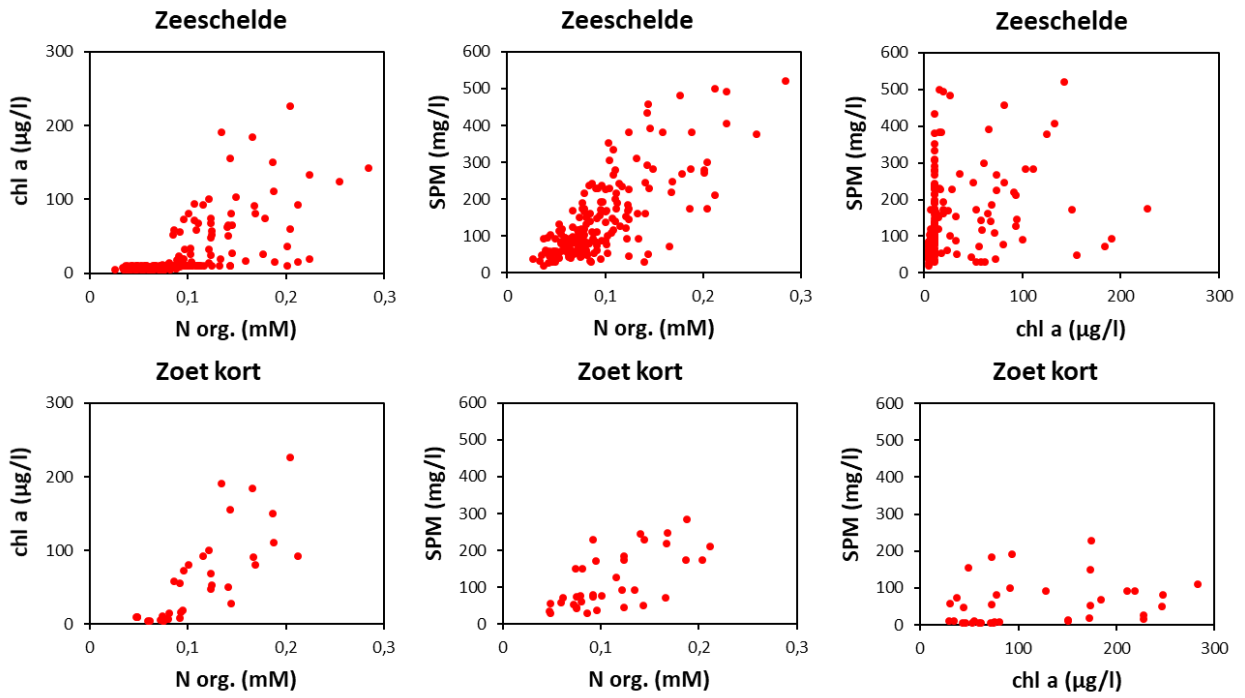


Figuur 4.15 Surface plot voor ammonium

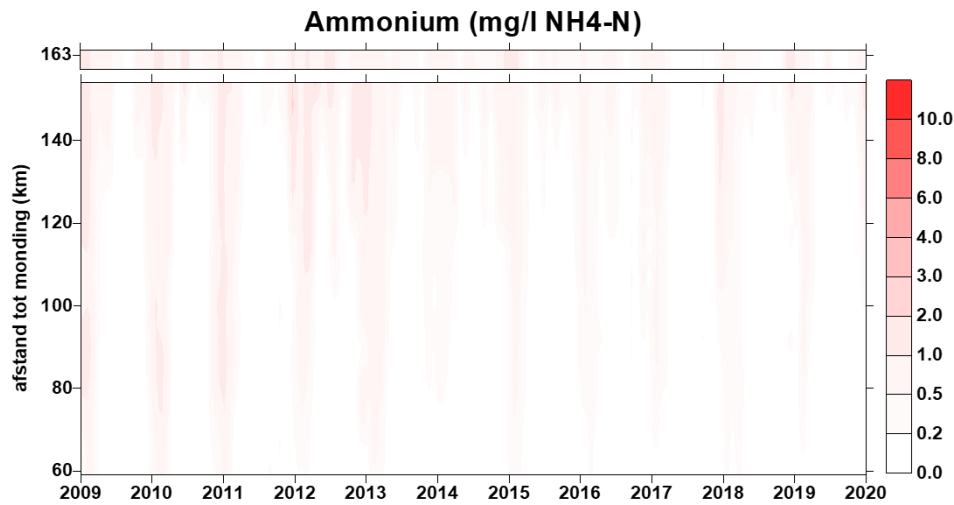
Hoewel de concentratie organische stikstof (org N = Kjeldahl-N –  $\text{NH}_4^+\text{-N}$ ) de voorbije 10 jaar lijkt te dalen in de Bovenschelde, vertoont deze geen duidelijke trend in het estuarium (Figuur 4.20). Wel lijkt er een zekere seizoensaliteit aanwezig, met doorgaans maxima in de zomer in de zoete zones. Dit patroon vertoont veel gelijkenis met het zwevende stof patroon (zie hoofdstuk 5). Org N blijkt voor 2019 sterk gecorreleerd met SPM (correlatiecoëfficiënt  $r=0,75$ ;  $p<0,01$ ) in de Zeeschelde (Figuur 4.16). Station Melle werd niet in deze analyse betrokken omdat dit station, bij hogere debieten, nog een sterk Bovenschelde karakter heeft. Org N is ook gecorreleerd met chl a, zij het wel minder sterk ( $r=0,65$ ;  $p<0,01$ ). Beschouwen we enkel de zoete zone met korte verblijftijd (zonder station Melle), waar de hoogste chl a concentraties voorkomen, is Org N sterker gecorreleerd met chl a ( $r=0,78$ ;  $p>0,01$ ) dan met SPM ( $r=0,65$ ;  $p<0,01$ ).

De hoeveelheid org N in de Schelde wordt grotendeels bepaald door SPM en chl a. Een meervoudige lineaire regressie van org N in functie van SPM en chl a levert een meervoudige correlatiecoëfficiënt van 0,89 op. De correlatie tussen chl a en SPM is echter zeer zwak.

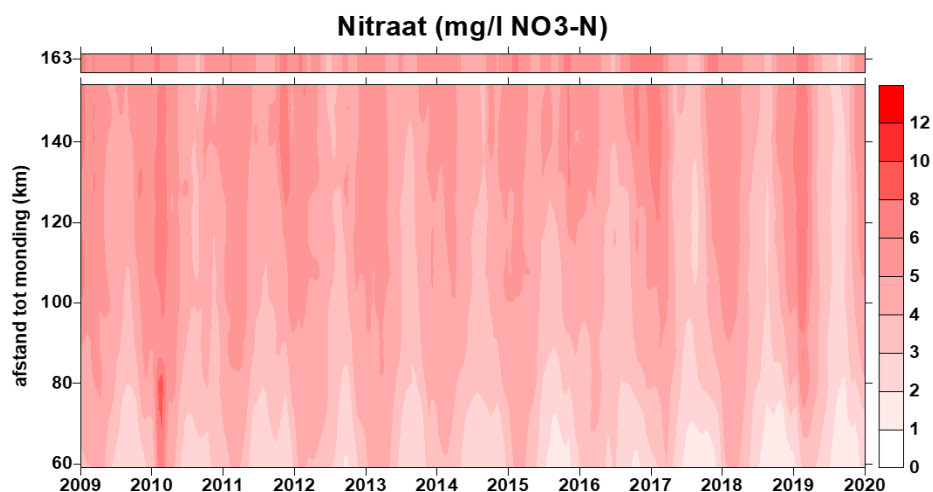
Het aandeel Org N in de zwevende stof fluctueert, en vertoont geen duidelijke seizoensaliteit.



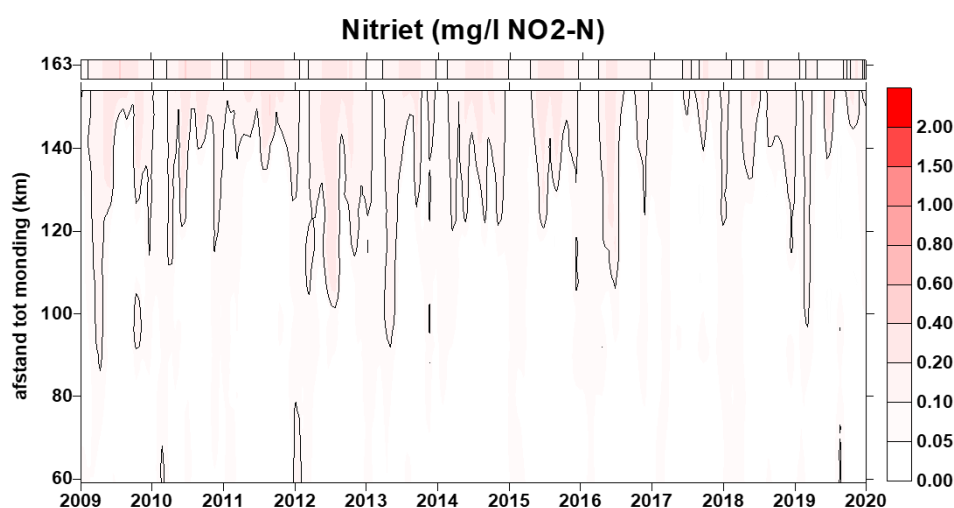
**Figuur 4.16** Correlatie tussen organische stikstof (N org.) en chlorofyl a (chl a); N org. en zwevende stof (SPM) en chl a en SPM voor 2019 in de Zeeschelde (uitgezonderd station Melle) en de zoete zone met korte verblijftijd (uitgezonderd Melle).



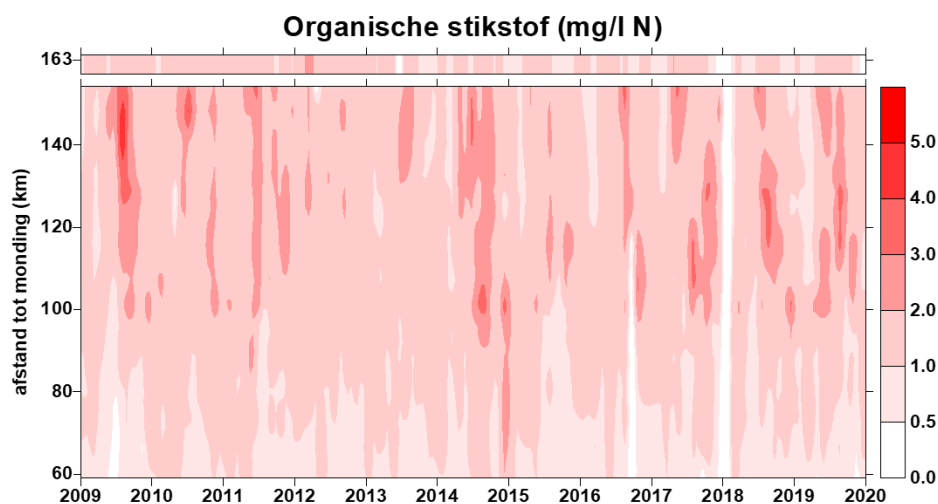
**Figuur 4.17** Surface plot voor ammoniumstikstof. De bar bovenaan geeft de concentratie in de opwaartse boundary Bovenschelde (km 163) weer.



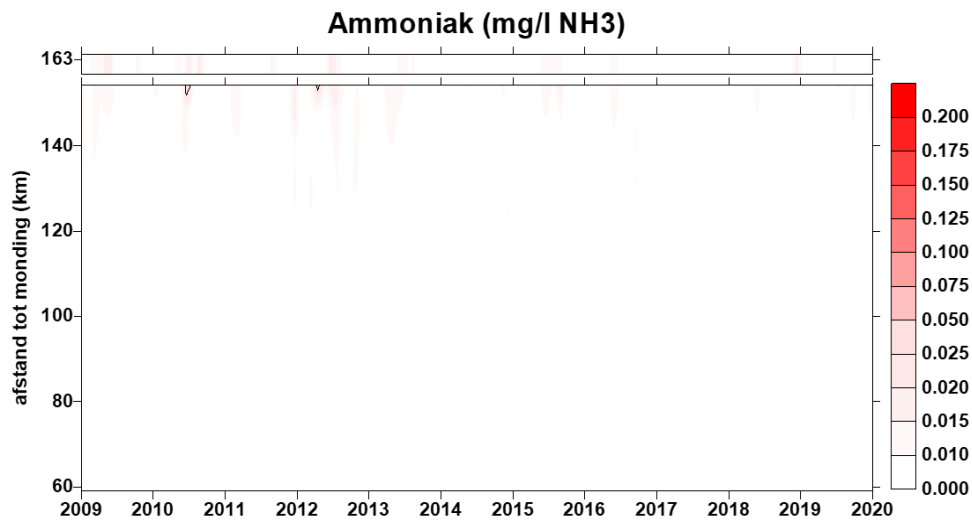
**Figuur 4.18** Surface plot voor nitraatstikstof. De bar bovenaan geeft de concentratie in de opwaartse boundary Bovenschelde (km 163) weer.



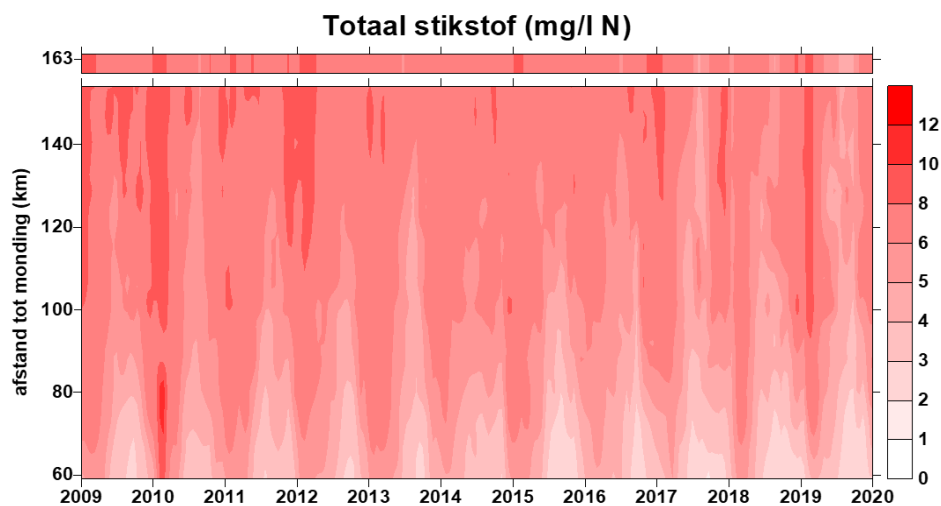
**Figuur 4.19** Surface plot voor nitriet, met in zwart de 0.1 mg/l grens. De bar bovenaan geeft de concentratie in de opwaartse boundary Bovenschelde (km 163) weer.



**Figuur 4.20** Surface plot voor organische stikstof. De bar bovenaan geeft de concentratie in de opwaartse boundary Bovenschelde (km 163) weer.



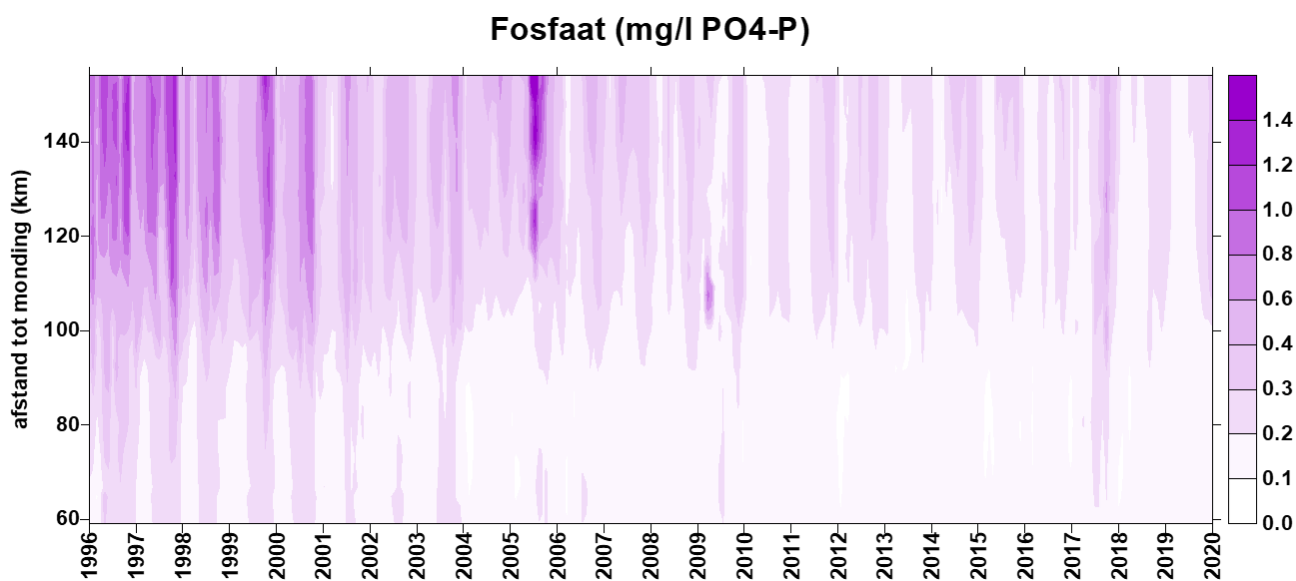
**Figuur 4.21** Surface plot voor ammoniak stikstof (berekend), met in zwart de 0.025 mg/l grens. De bar bovenaan geeft de concentratie in de opwaartse boundary Bovenschelde (km 163) weer.



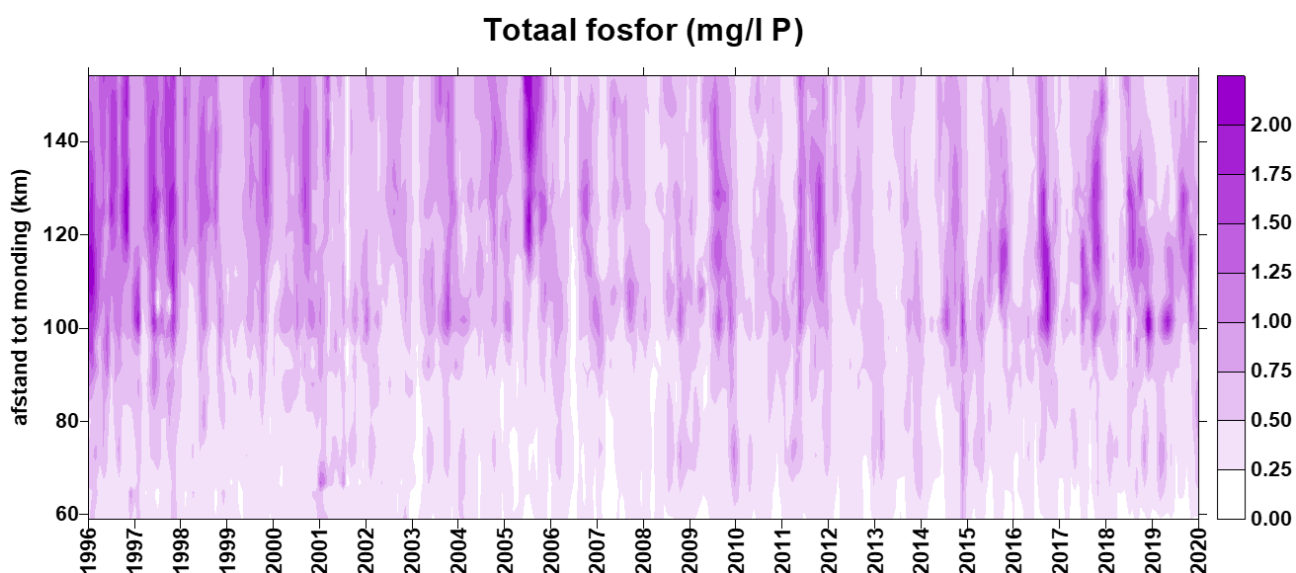
**Figuur 4.22** Surface plot voor totaal stikstof (TDIN + organische). De bar bovenaan geeft de concentratie in de opwaartse boundary Bovenschelde (km 163) weer.

## 4.2.2 Fosfor

Hoewel minder abundant aanwezig dan stikstof, is ook fosfor doorgaans in 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 4.12 en Figuur 4.23 blijkt dat fosfaat een sterke daling kende ten opzichte van 20 jaar geleden. De sterkste afname situeert zich in de zoete zones eind jaren '90, en wordt mee verklaard door de sterke afname in de Bovenschelde. Ook totaal fosfor kende een daling eind jaren '90 (Figuur 4.24), die voor een aanzienlijk deel verklaard wordt door de daling in fosfaat in die periode. De daling in totaal fosfor zet zich echter niet verder na 2000, ondanks de verdere daling van fosfaat. Het aandeel particulier fosfor neemt immers toe, vooral sinds 2008/2009. Deze toename is gelinkt aan de trend in zwevende stof (zie verder).



**Figuur 4.23** Surface plot voor fosfaat sinds 1996.



**Figuur 4.24** Surface plot voor totaal fosfor sinds 1996

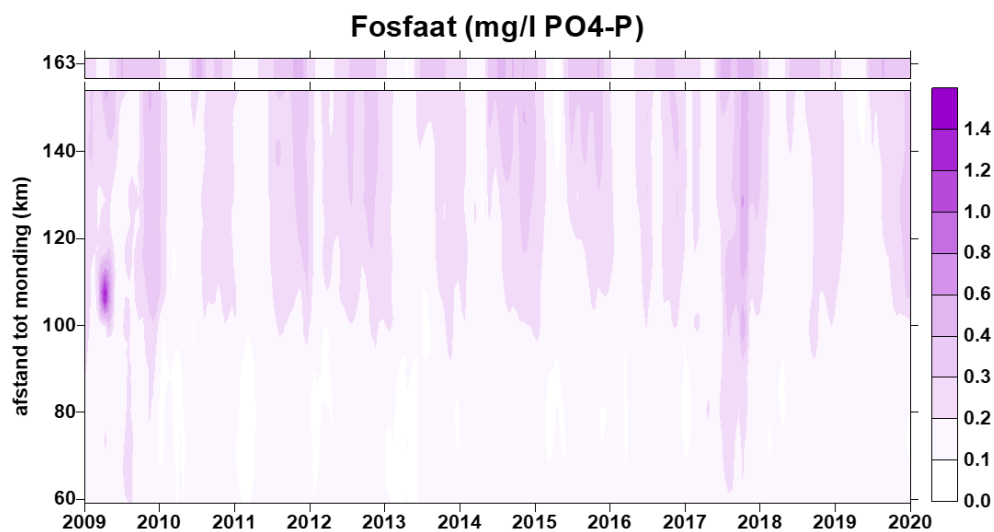
De dalende trend van fosfaat is echter sinds 2015 op verschillende plaatsen in het estuarium gestopt, met af en toe terug een toename aan fosfaat (Figuur 4.23 en Figuur 4.25). Dat levert al enkele jaren op rij een negatieve evaluatie op voor fosfaat. Ook 2019 kent een beperkte toename van fosfaat ten opzichte van de voorbije 6 jaar, ditmaal in de zone met sterke saliniteitsgradiënt en de Rupel, wat een negatieve evaluatie oplevert (Tabel 4.5). Het gaat echter om een minimale toename. Bemerkt bovendien dat de Evaluatiemethodiek gemiddelden over zes jaar vergelijkt, in deze jaarlijkse OMES rapportage wordt echter een jaargemiddelde vergeleken met het gemiddelde van de zes voorgaande jaren.

Ook totaal fosfor is de voorbije jaren, sinds 2009, terug toegenomen. De hoogste concentraties aan totaal fosfor komen in de zoete zones voor, met maxima in de zomer (Figuur 4.24). In de Beneden-Zeeschelde treffen we vooral in de winter verhoogde concentraties aan. De verklaring voor dit patroon is te vinden bij de toegenomen concentratie aan zwevende stof. Fosfor kan zich immers vlot binden aan zwevende stof partikels. Wanneer we de fosfaat concentratie aftrekken van de totale fosfor concentratie, hebben we een goede maat voor de fractie particulier fosfor. Deze blijkt sterk gecorreleerd met SPM (Figuur 4.26 links). Particulier fosfor in de Zeeschelde blijkt echter niet gelinkt aan deze in de Bovenschelde:

schommelingen in het bekken zijn dus niet mee verantwoordelijk voor het patroon in de Zeeschelde, dit wordt in hoofdzaak door SPM schommelingen en toename in het estuarium zelf verklaard.

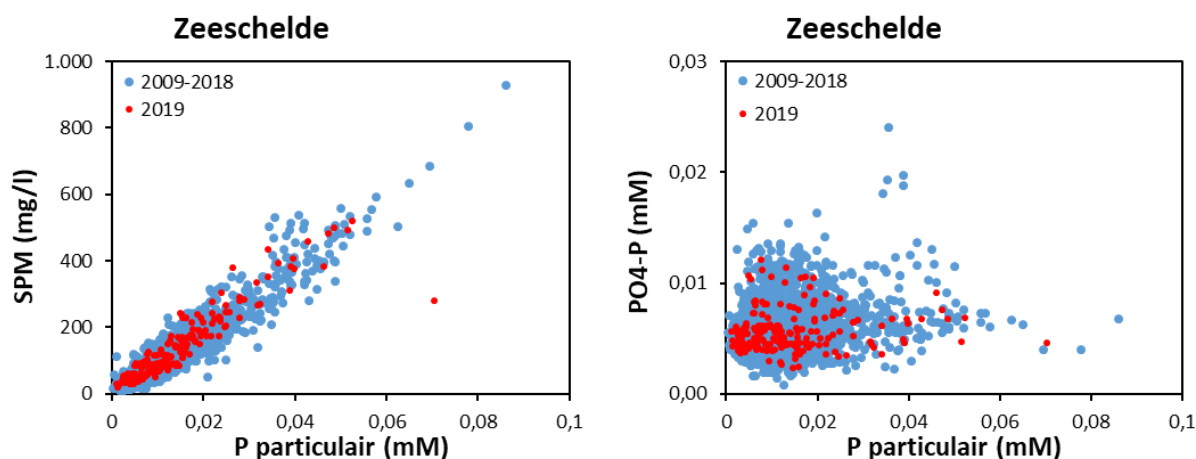
Het aandeel particulier fosfor in de zwevende stof is evenwel geen constante langsheen het estuarium (Figuur 4.27). Het aandeel daalt in quasi rechte lijn van de Bovenschelde richting Grens, waar de laagste waarden voorkomen. Ter hoogte van Rupelmonde is een kleine knik in de curve, ten gevolge van import van SPM met een hoger fosfor gehalte uit de Rupel. SPM in Rupel kent een veel hoger P gehalte dat sterk afneemt richting Zeeschelde.

De concentratie fosfaat in de waterkolom blijkt niet gecorreleerd met de fractie particulier fosfor (Figuur 4.26 rechts). De toegenomen concentratie zwevende stof leidt dus tot meer P totaal, maar biedt geen verklaring voor de toegenomen fosfaat concentratie. Deze wordt verklaard door de trend in het bekken: Bovenschelde en estuarium (zoete deel) vertonen eenzelfde patroon (Figuur 4.25). De concentratie vertoont een duidelijk seizoenaal patroon, met lagere concentraties door verdunning in de winter. De laatste jaren zijn er een aantal perioden geweest met hogere fosfaatwaarden in de Bovenschelde, die we dan ook terugvinden in het estuarium. Figuur 4.28 toont de verhouding van fosfaat te Dendermonde en fosfaat in de Bovenschelde. Deze schommelt in de winterperiode telkens rond 1, wat bevestigt dat de concentraties in de Bovenschelde bepalend zijn voor de concentraties in het zoete. In de winter blijken er geen processen actief te zijn in het estuarium die fosfaat verwijderen uit de waterkolom. De fosfaatconcentraties liggen in de zomer steeds hoger dan in de winter, zowel in de Bovenschelde als in het estuarium. De ratio fosfaat Dendermonde over fosfaat Bovenschelde daalt echter in de zomer. 's Zomers nemen de fosfaatconcentraties van de Bovenschelde richting Dendermonde steeds sterk af, wellicht door biologische processen zoals opname door fytoplankton.

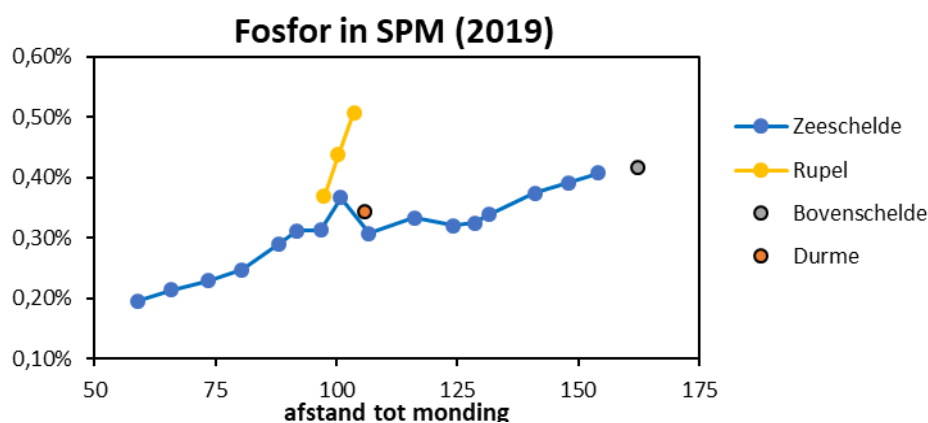


**Figuur 4.25 Surface plot voor fosfaat. De bar bovenaan geeft de concentratie in de opwaartse boundary Bovenschelde (km 163) weer.**

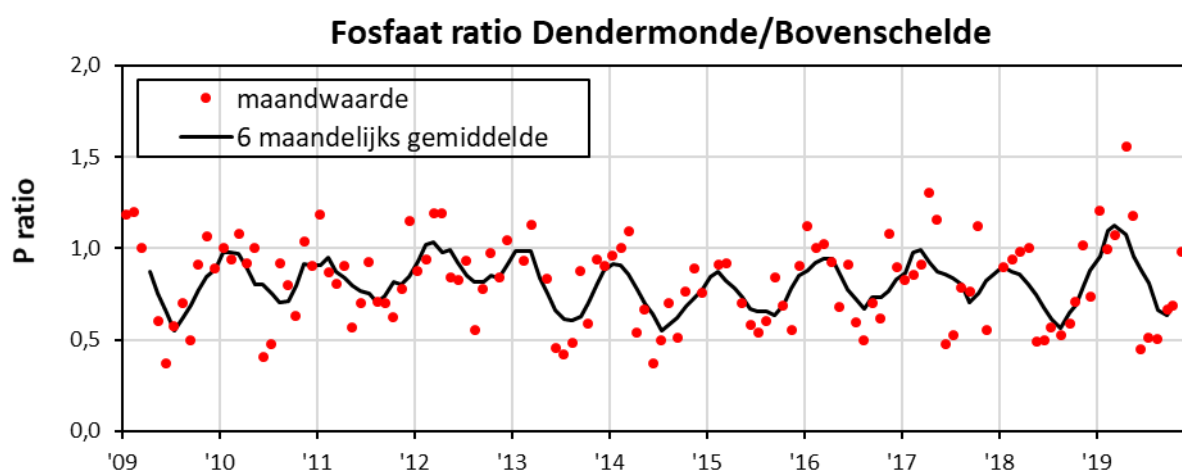




Figuur 4.26 Correlatie tussen particulier fosfor (P particulier) en zwevende stof (SPM) en particulier fosfor en fosfaat ( $PO_4\text{-P}$ ) voor de periode 2009-2018 en voor 2019.



Figuur 4.27 Gemiddelde aandeel fosfor (P particulier) in zwevende stof (SPM) voor 2019 in de Zeeschelde en zijrivieren, in functie van de afstand tot de monding (km) uitgedrukt in % (gewicht).

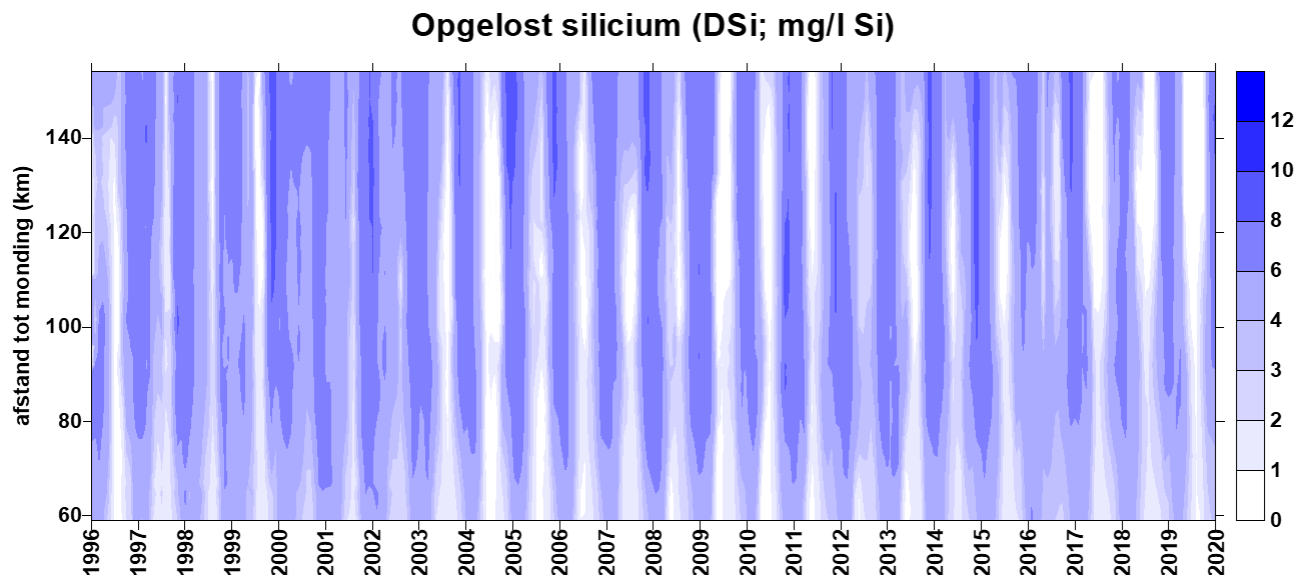


Figuur 4.28 De ratio fosfaat te Dendermonde en fosfaat te Bovenschelde in functie van de tijd. De punten geven de maandwaarde weer, de zwarte lijn een glijdend zesmaandelijks gemiddelde.

### 4.2.3 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. In de jaren '90 kwam sporadisch wel eens een DSi tekort voor tijdens een algenbloei, maar dat tekort was nooit langdurig waardoor er minder gevaar voor soortenverschuiving optrad (Figuur 4.29). Sinds 2003 komt er veel sterkere algenbloei voor, wat in zomer en najaar kan leiden tot langere perioden van zeer lage DSi waarden, met verschuivingen in de algenpopulatie tot gevolg. Het aandeel diatomeeën daalt vaak in zomer en najaar, ten voordele van groenalgen (zie 6.2 Fytoplankton).

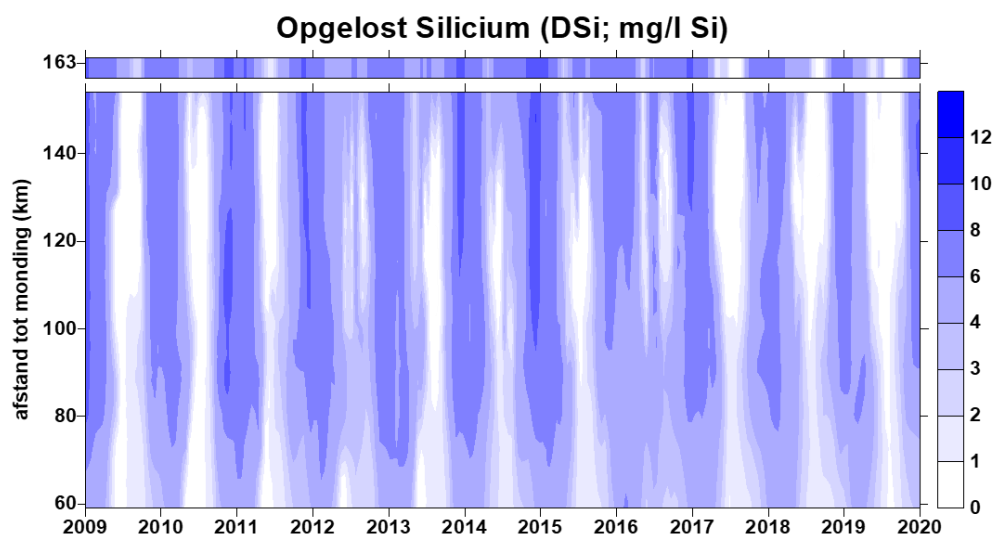


**Figuur 4.29** Surface plot voor opgelost silicium (DSi, mg/l Si)

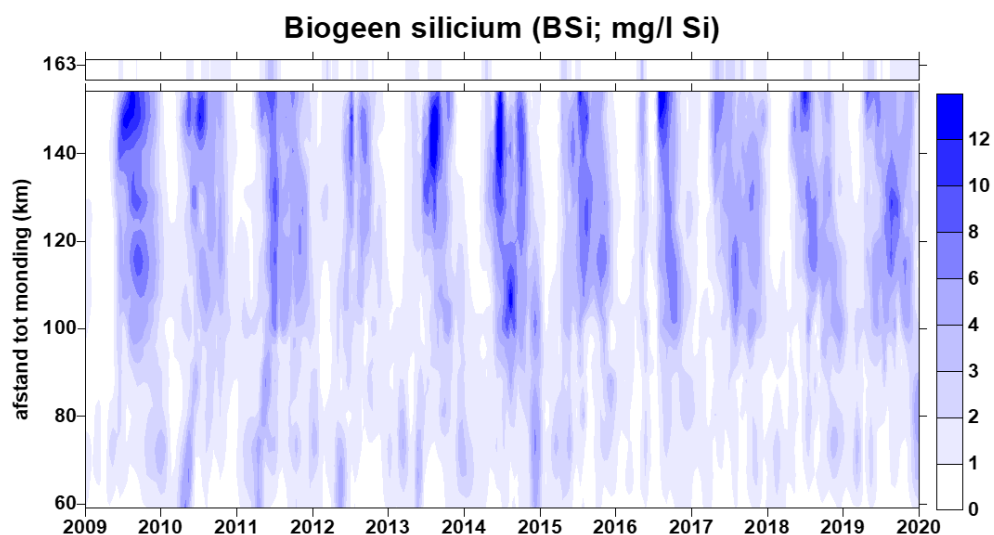
Vanaf 2011 tot en met 2016 was de daling van DSi in de zomermaanden veel minder uitgesproken en traden er geen tekorten op (Figuur 4.30). We zien in die periode dat er vanuit Bovenschelde steeds voldoende aanvoer is van DSi. Ten gevolge van een verminderde algenbloei lag de DSi consumptie in het estuarium lager en daalde de concentratie niet onder 1 mM. Dankzij het herstellende ecosysteem en de aanleg van nieuwe schorgebieden, is wellicht ook een snellere recyclage van biogeen silicium met terug vrijstellen van opgelost silicium.

Immers, als silicium wordt opgenomen door organismen (vooral diatomeeën in de Zeeschelde) 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 4.31). Het patroon van BSi vertoont veel gelijkenis met dat van chlorofyl a (Figuur 6.5). In eerdere rapportages werd reeds de correlatie tussen BSi en Chl a aangetoond.

BSi vertoont in de Zeeschelde opmerkelijk hogere concentraties dan in de Bovenschelde (Figuur 4.31). Opgelost silicium wordt opgenomen door diatomeeën, en in het estuarium opgehouden in biogene vorm.



**Figuur 4.30** Surface plot voor opgelost silicium. De bar bovenaan geeft de concentratie in de opwaartse boundary Bovenschelde (km 163) weer.



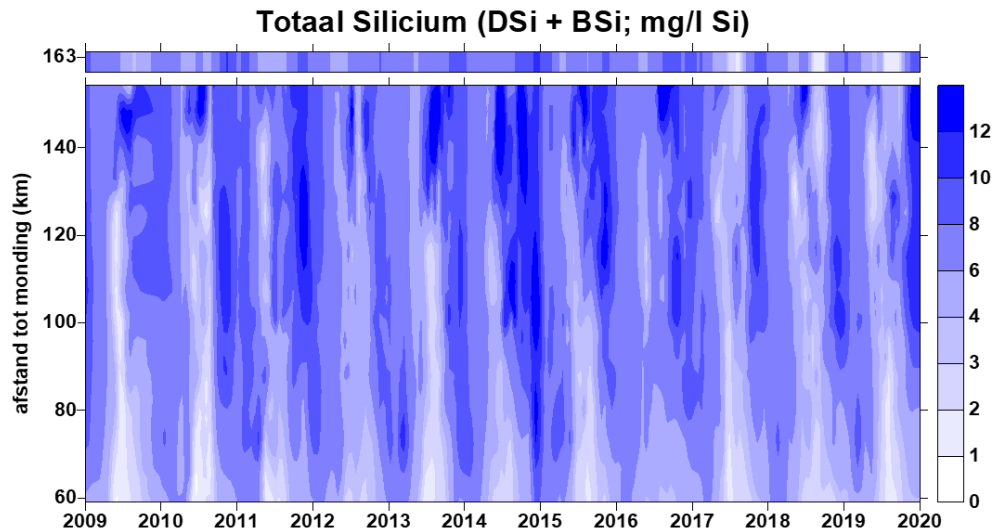
**Figuur 4.31** Surface plot voor biogeen silicium. De bar bovenaan geeft de concentratie in de opwaartse boundary Bovenschelde (km 163) weer.

De totale niet-minerale siliciumfractie (DSi + BSi) is hierdoor in de zomermaanden het hoogste in de zoete zones (Figuur 4.32), hoewel de aanvoer vanuit het bekken in de winter het hoger is. In de Beneden-Zeeschelde treffen we wel de hoogste concentraties in de winter aan. Hier speelt het effect van BSi accumulatie in de zomer amper, en volgt BSi het patroon van SPM (zie verder). Tot 2014 wordt de kleine voorjaarspiek in BSi verklaard door een scherp afgelijnde algenbloei in deze zone, een bloei die vanaf 2015 volledig verdwenen is (zie 6.2 Fytoplankton).

Sinds 2017 komen terug lange perioden met zeer lage siliciumwaarden voor. Net als in 2017 en 2018, wordt in 2019 niet meer voldaan aan het silicium criterium uit de EMSE en volgt er een negatieve evaluatie voor de zoete zone met korte verblijftijd, en sinds 2019 ook voor de zone met lange verblijftijd (Tabel 4.5). In de zoete zone kwam de voorbije drie jaar weliswaar wel een periode met sterke algenbloei voor, maar deze is niet zo sterk en lang van duur om de siliciumdip te verklaren. Die vinden we in de aanvoer vanuit het bekken. De bar met DSi in de Bovenschelde in Figuur 4.30 illustreert de sterk gedaalde concentratie in de zomers van 2017, 2018 en 2019 in de opwaartse boundary. Deze lage concentraties, in combinatie met de lage debieten, resulteerden in een zeer lage input van DSi in de zoete zone met korte verblijftijd. De tekorten lijken in 2019 nog toe te nemen. DSi stijgt terug in afwaartse richting. In de zoete zone met

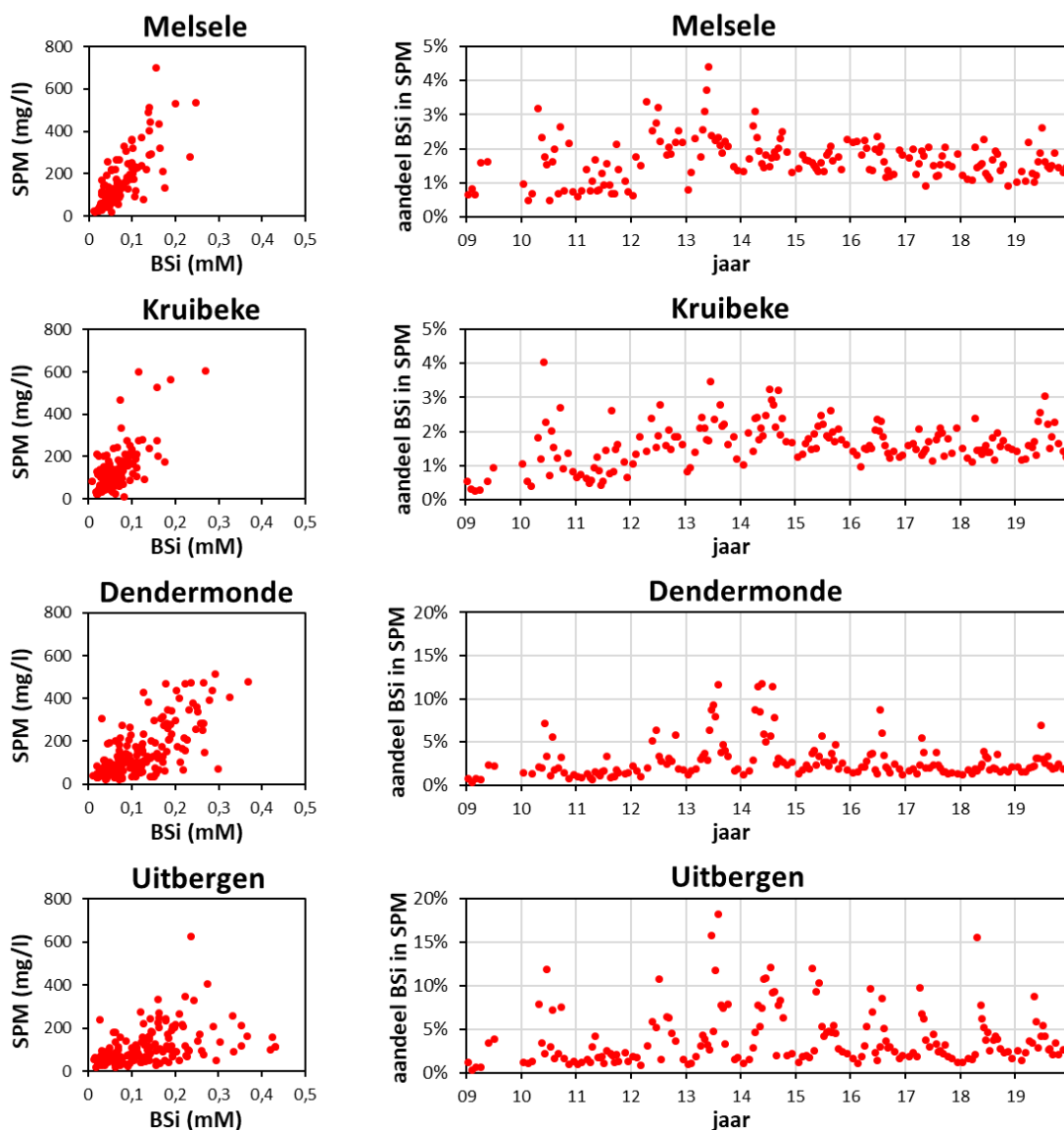
lange verblijftijd nemen de siliciumconcentraties langzaam toe. Deze zone kent meer schorgebieden die kunnen zorgen voor een DSi aanrijking. Ook de Rupel is een belangrijke bron aan DSi voor de Zeeschelde. De DSi maxima liggen in de zomer dan ook rond Rupelmonde.

De lage DSI concentratie in de Bovenschelde is vermoedelijk het gevolg van een sterkere lokale consumptie door algen in het bekken. De aanvoer van biogeen silicium lijkt de laatste jaren ook toegenomen, maar de totale aanvoer (BSi + DSi) is de voorbije 3 jaar duidelijk lager (Figuur 4.32).



**Figuur 4.32 Surface plot voor totaal silicium (opgelost en biogeen). De bar bovenaan geeft de concentratie in de opwaartse boundary Bovenschelde (km 163) weer.**

BSi, het biogene silicium, bestaat in de Zeeschelde voor een groot deel uit skeletjes van diatomeeën. Deze skeletjes (en ander biogeen silicium zoals fytolieten, microscopisch kleine siliciumstructuren die voorkomen in sommige plantenweefsels) maken deel uit van de zwevende stof in de Zeeschelde. De bijdrage van BSi aan SPM bedraagt ca 1 tot ca 10% (op basis van gewicht) (Figuur 4.33). In de gradiëntzone (Melsele) is dit aandeel de laatste jaren vrij constant (1 à 2%). Sterke algenbloei komt her sinds 2015 niet meer voor. SPM en BSi zijn er sterk gecorreleerd (correlatiecoëfficiënt  $r=0,81$ ;  $p<0,05$ ). In opwaartse richting blijven SPM en BSi significant gecorreleerd, maar de correlatie neemt wel duidelijk af (Kruibeke  $r=0,72$ ; Dendermonde  $r=0,71$ ; Uitbergen  $r=0,41$ ). In opwaartse richting komt duidelijk meer seizoensaliteit in het aandeel BSi in SPM, met steeds hogere maxima in de zomer. Tijdens pieken in algenbloei kan tot 10% of meer van de SPM bestaan uit BSi.



Figuur 4.33 Correlatie tussen BSi (mM) en SPM (mg/l) (links) en het aandeel BSi in de zwevende stof (mg BSi/mg SPM) in de tijd (rechts) voor diverse stations voor de periode 2009-2019.

#### 4.2.4 Beoordeling nutriënten

De evaluatie voor verschillende rekenparameters uit de toetsparameter Nutriënten, volgens de Evaluatiemethodiek Schelde-estuarium, wordt samengevat in Tabel 4.5 De beoordelingscriteria staan opgelijst in Tabel 4.4, 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.

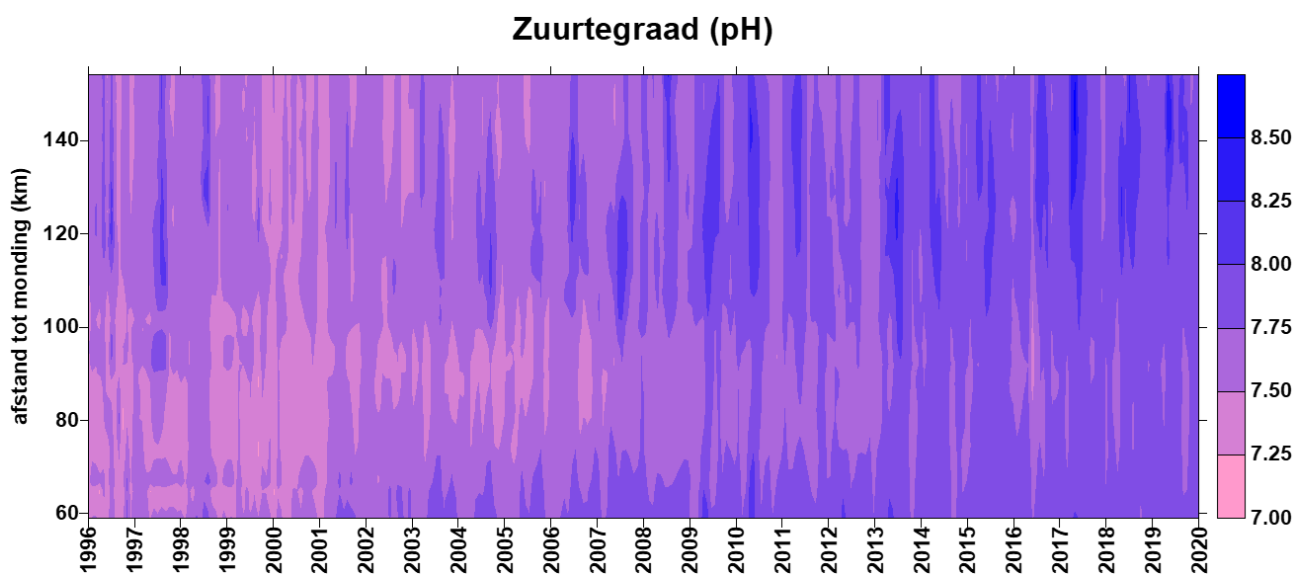
De samenvattende tabel bevat nog veel rode cijfers: de waterkwaliteit in de Zeeschelde voldoet nog niet aan de vereisten voor de goede basiskwaliteit die de Evaluatiemethodiek nastreeft. Voor fosfaat en silicium ligt de oorzaak voor de slechte score in het bekken.

**Tabel 4.5 Samenvattende tabel voor de evaluatie van de toetsparameter Nutriënten voor 2019. Voor NOD, CBOD, NO<sub>2</sub>-N en NH<sub>3</sub>-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 PO<sub>4</sub>-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 <sub>4</sub> -P	NO <sub>2</sub> -N	NH <sub>3</sub> -N	Si
			2	6	niet stijgen		0,1	0,025	0,28
Zone met sterke saliniteitsgradiënt	9	grens	0,7	2,2	2,9	0,138	0,11	0,004	0,88
	10	Liefkenshoek	0,9	2,1			0,11	0,003	0,94
	11	Punt van Melsele	1,5	2,5			0,11	0,004	0,98
	12	Antwerpen	2,0	2,3			0,06	0,006	0,76
Oligohaliene zone	13	Kruikeke, Bazel	2,6	4,2	4,2	0,155	0,09	0,006	0,49
	14	Steendorp, Temse	2,0	4,5			0,11	0,006	0,18
Zoete zone met lange verblijftijd	15	Lippenbroek, Baasrode	1,9	3,5	4,6	0,198	0,11	0,006	0,26
	16	Dendermonde	2,3	5,5			0,12	0,007	0,22
zoete zone met korte verblijftijd	17	Appels, Sint Onolfs	2,2	5,5	4,9	0,211	0,11	0,006	0,18
	18	Uitbergen	2,3	8,9			0,18	0,007	0,03
	19	Wetteren, Melle	3,8	12,5			0,35	0,017	0,04
Durme			4,7	5,6	4,5	0,172	0,18	0,014	1,03
Rupelbekken		Niel, Boom, Terhagen	2,0	5,7	3,9	0,136	0,20	0,006	0,34

## 4.3 Zuurtegraad

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 4.34), waar in de jaren '90 de vervuiling het meest prominent meetbaar was. Sterke bacteriële respiratie zorgde voor lagere pH waarden, rond ca 7,30. Met een verbeterde waterkwaliteit nam die respiratie af en steeg primaire productie. Primaire productie doet pH stijgen. Een gedaalde respiratie en een sterke primaire productie hebben de pH in de Zeeschelde sterk verhoogd de voorbije 20 jaar. Deze trend lijkt nog niet gestopt in 2019. Ondanks tekenen dat de primaire productie beperkt daalt de laatste jaren, blijft de pH langzaam toenemen, jaarrond, wellicht door verdere afname van de bacteriële activiteit.

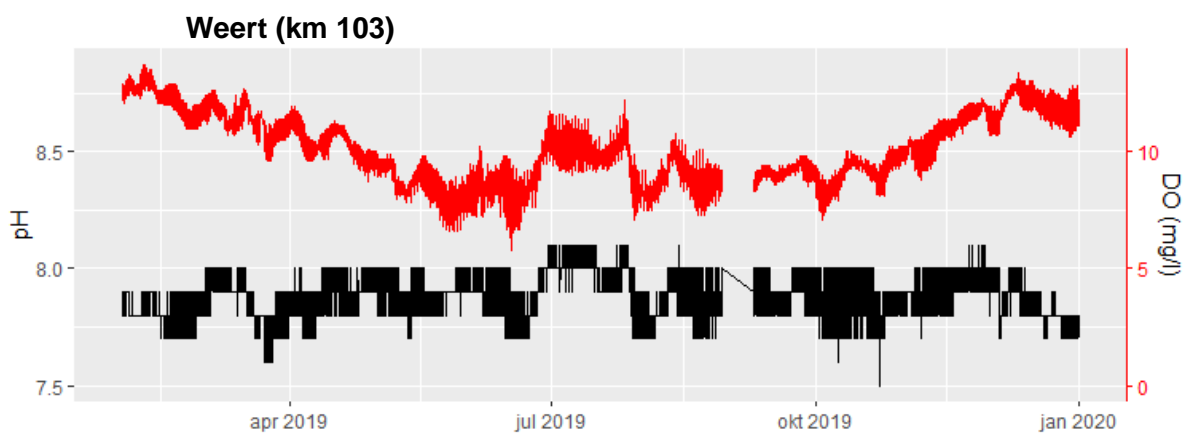


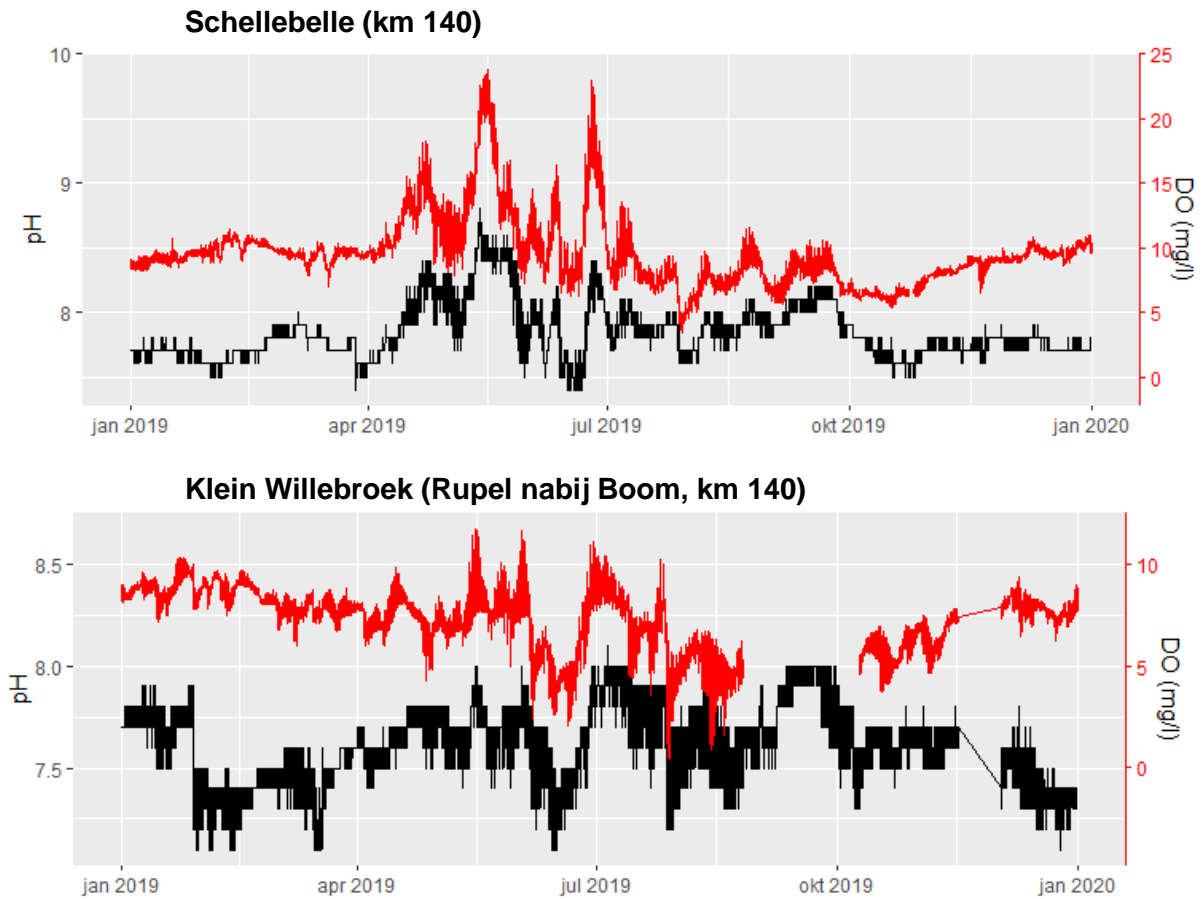
**Figuur 4.34** Surface plot voor de zuurtegraad sinds 1996.

Voor 2019 zijn er ook van verschillende continue stations pH data beschikbaar. Vermits pH niet zo sterk fluctueert op korte termijn, vertonen die een gelijkaardig beeld als de maandelijkse metingen. pH schommelt jaargemiddeld rond 7,9, met maxima in het zoete tot 8,8. De Rupel kent met een pH van 7,6 jaargemiddeld de laagste waarden. Minima liggen er rond 7,1.

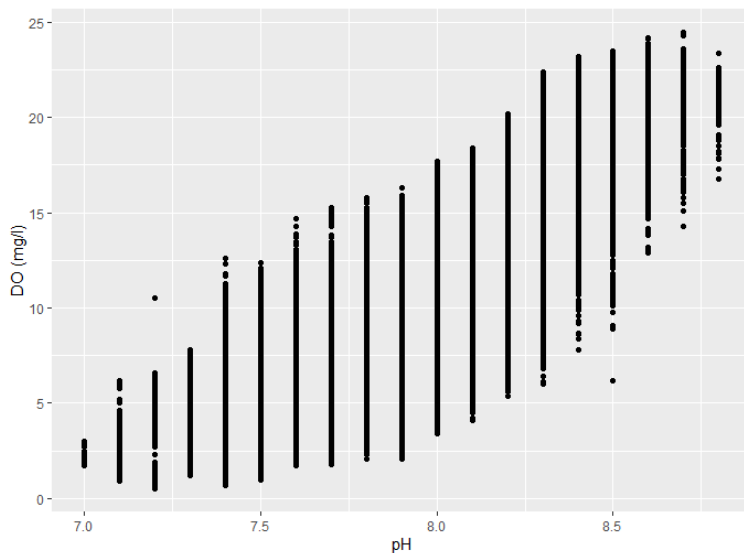
In de gradiënt-, de oligohaliene en de zoete zone met korte verblijftijd zijn de pH fluctuaties doorheen het jaar vrij beperkt, en vertonen geen duidelijke seizoensaliteit. Algenbloei, die pH omhoog kan sturen, is in deze zones beperkt. Zelfs in de zoete zone met lange verblijftijd (continu station Weert, Figuur 4.35) is geen sprake van sterke seizoensaliteit in 2019. In Schellebelle in de zoete zone met korte verblijftijd wel (Figuur 4.35): hier vertoont pH duidelijke pieken, die mooi samenvallen met de pieken in zuurstof. Primaire productie verklaart hier de pieken in pH en  $O_2$ . Respiratie doet anderzijds zuurstof en pH dalen. Data van de Rupel illustreren dit: in de zomer 2019 is er een duidelijk dip in  $O_2$  en pH, die gepaard gaat met hogere CBOD en NOD waarden.

Figuur 4.36 toont de correlatie tussen zuurstof en pH, voor de stations Schellebelle en Melle in de Zeeschelde en de boundary Dender: hoge  $O_2$  en pH tijdens algenbloei, lage  $O_2$  en pH wanneer bloei minimaal is en respiratie domineert.





Figuur 4.35 pH en zuurstof op basis van continue data te Weert, Schellebelle en Klein Willebroek.



Figuur 4.36 Correlatie tussen pH en zuurstof voor de stations met sterke algenbloei: Schellebelle en Melle (Zeeschelde) en boundary Dendermonde (Dender).



---

## 5 Lichtklimaat en zwevende stof

---

### 5.1 Inleiding

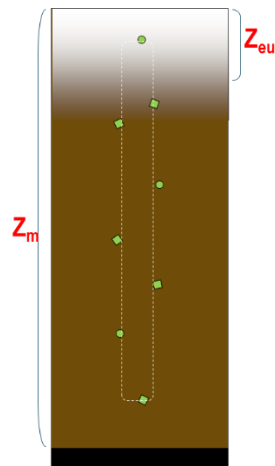
Fotosynthese, waarbij fytoplankton (algen) koolstof vastlegt met behulp van de energie uit zonlicht, vormt de motor van het gehele estuariene ecosysteem. Vermits deze fotosynthese of primaire productie afhankelijk is van licht, is de hoeveelheid licht die kan doordringen in de waterkolom van elementair 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. Zwevende stof (suspended particulate matter of SPM) is sinds 2008/2009 plots sterk toegenomen. Dit is zorgwekkend voor het ecosysteem. De toename werd in de vorige rapportages reeds beschreven en geanalyseerd. Voor 2019 wordt nagegaan in hoeverre de trend zich verder zet.

De stijging van SPM werd duidelijk aangetoond, maar een eenduidige verklaring voor de toename is niet steeds voorhanden. Omdat vlokvorming een belangrijke rol speelt bij SPM, werd in het najaar 2017 het OMES monitoringsprogramma uitgebreid met extra metingen van partikelgrootte en vloggrootte. Ook Transparent Exopolymer Polysaccharides (TEP), biomoleculen die sterk vlokvormende eigenschappen bezitten, worden sinds dan mee gemeten. In 5.5 Vlokvormig worden de resultaten toegelicht.

### 5.2 Lichtklimaat

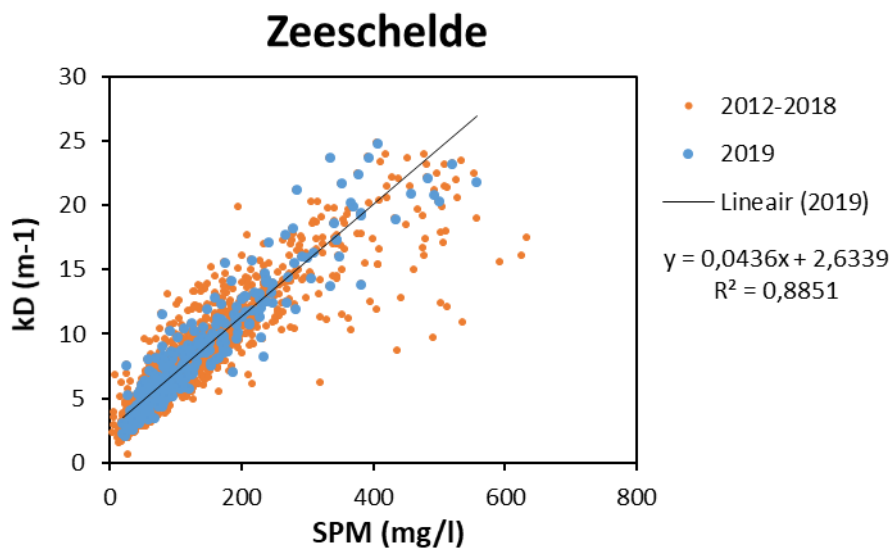
Figuur 5.1 toont schematisch de eufotische diepte. Dit is de diepte tot waar het invallende licht kan doordringen, gedefinieerd als de diepte waarop nog slechts 1% van het invallende licht aanwezig is. Dit wordt beschouwd als de diepte tot waar algen aan fotosynthese kunnen doen.

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.

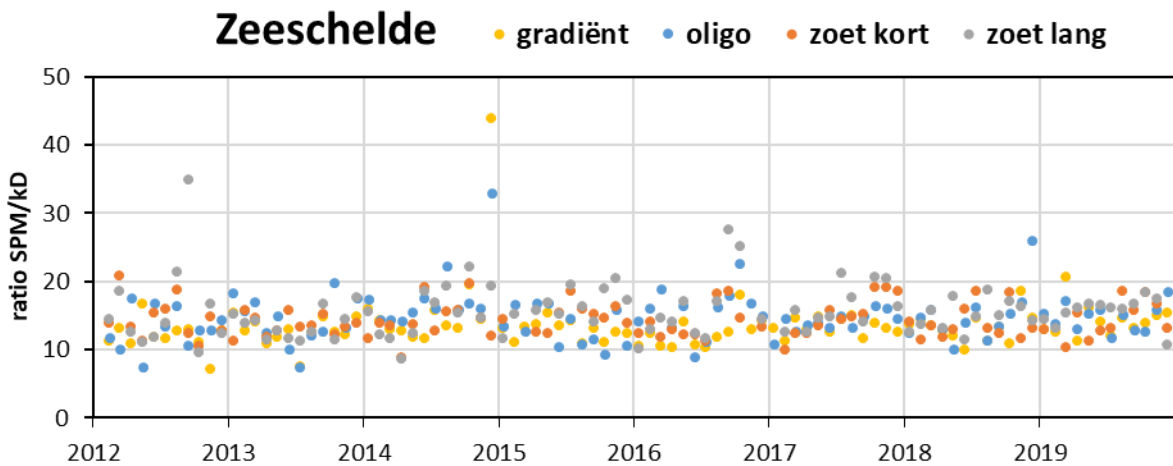


**Figuur 5.1** Schematische voorstelling van een alg in de waterkolom met aanduiding van de eufotische diepte ( $Z_{eu}$ ) en mengdiepte ( $Z_m$ ).

Binnen OMES wordt de eufotische diepte bepaald aan de hand van de lichtextinctiecoëfficiënt  $k_D$ . De lichtextinctie is afhankelijk van de hoeveelheid en aard van de zwevende stof in het water. In Figuur 5.2 wordt  $k_D$  uitgezet in functie van SPM in de Zeeschelde voor de periode 2012-2019 (periode met uniforme  $k_D$  metingen). De lichtextinctiecoëfficiënt blijkt mooi gecorreleerd met SPM, en 2019 wijkt daar niet van af. In Figuur 5.3 wordt de ratio SPM/ $k_D$  nader bekeken, uitgemiddeld per maand en per zone. De ratio blijkt te fluctueren tussen 10 en 20, maar verschilt niet tussen de zones en vertoont ook geen seizoensaliteit. Dit wijst erop dat de optische eigenschappen van de zwevende stof vrij constant zijn in tijd en ruimte, en dat fenomenen zoals algenbloei hierop weinig invloed hebben.



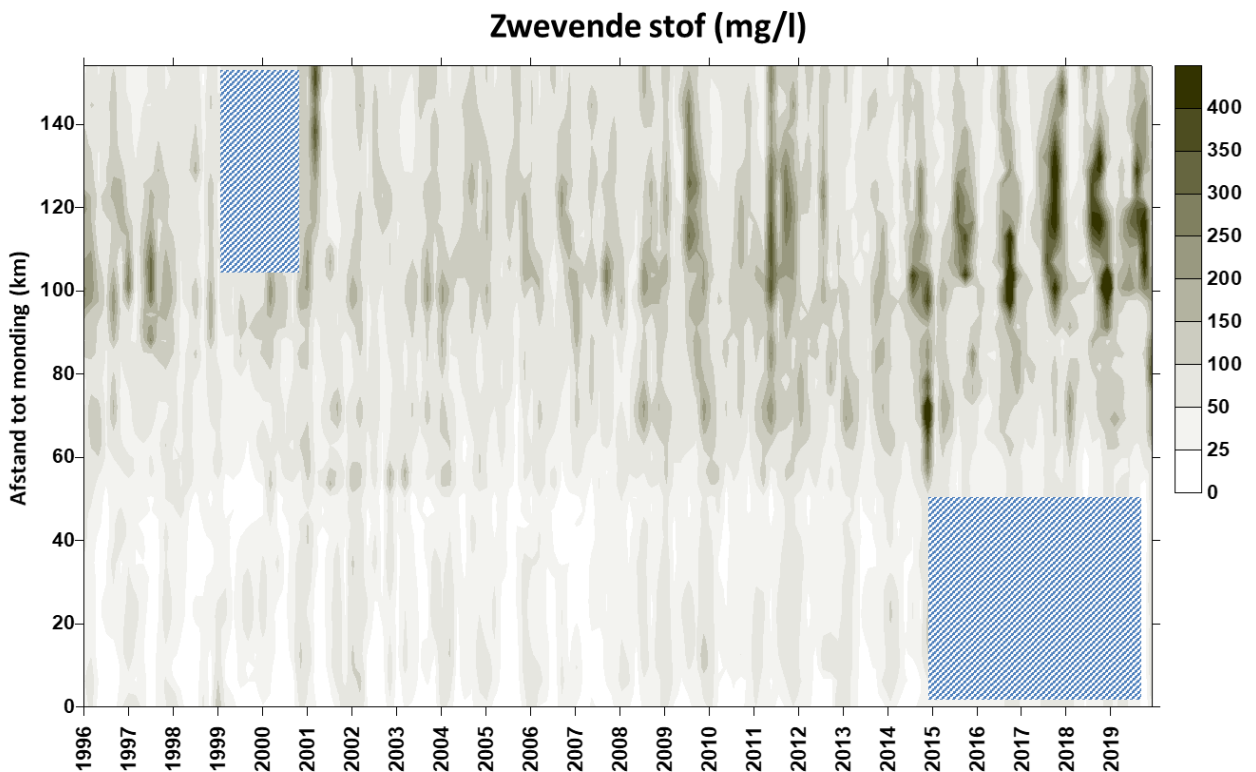
**Figuur 5.2** Correlatie SPM- $k_D$  in de Zeeschelde voor de periode 2012-2019.



Figuur 5.3 Ratio SPM/kD voor de verschillende zones in de Zeeschelde voor de periode 2012-2019.

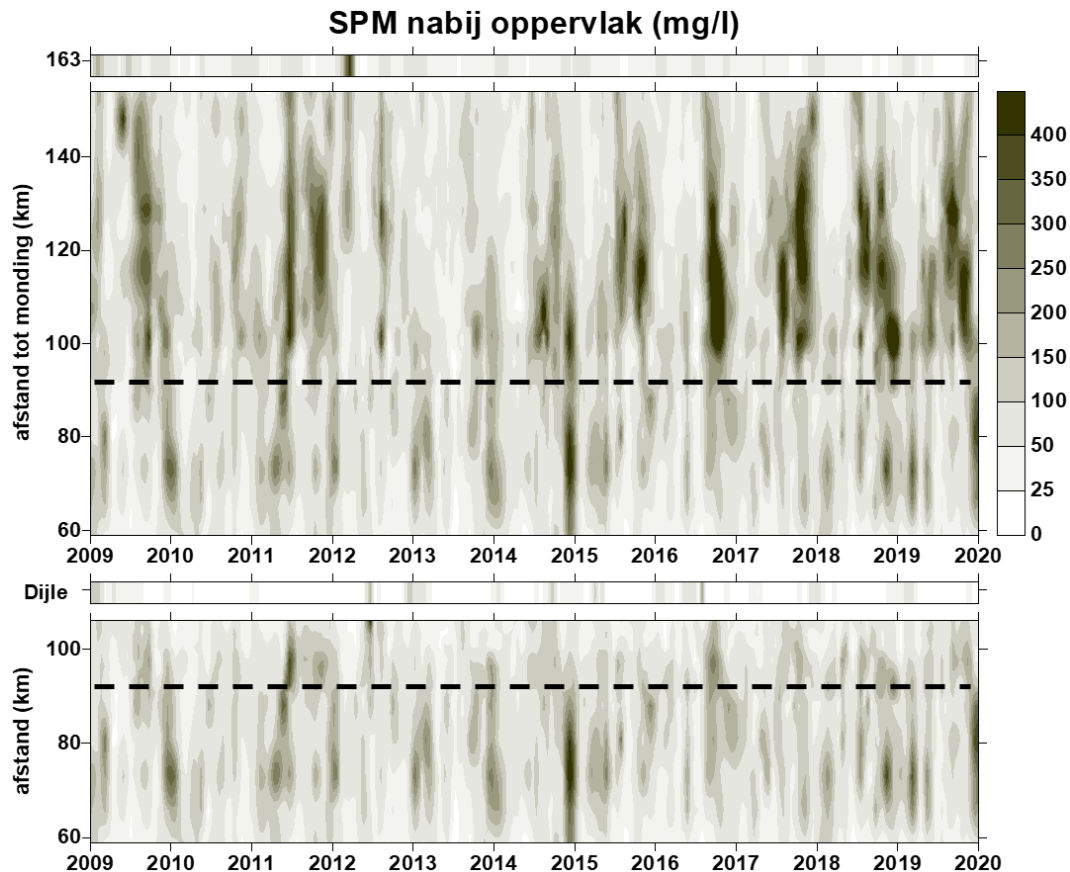
## 5.3 Zwevende stof nabij het oppervlak

Zwevende stof nabij het wateroppervlak, gemeten aan de hand van schepstalen, nam zeer sterk toe. Figuur 5.4 toont het gehele Schelde-estuarium van Melle (OMES data) tot Vlissingen (NIOZ en RWS data). Het is duidelijk dat de toename aan SPM vooral een Zeeschelde probleem is: sinds 2008 in de winter in de Beneden-Zeeschelde en in de zomer in de Boven-Zeeschelde. De laatste jaren neemt SPM in de zoete zone nog sterker toe.

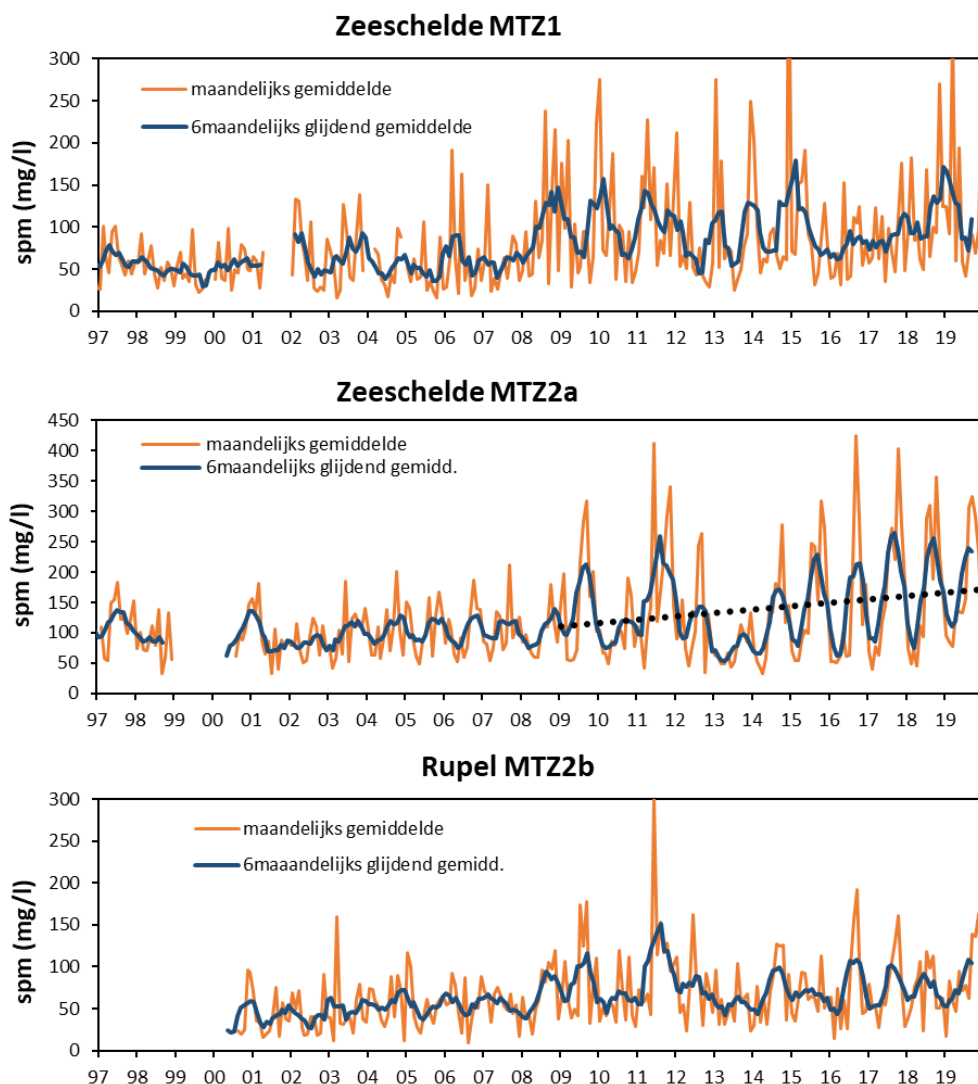


Figuur 5.4 Surface plot voor zwevende stof voor het gehele Schelde-estuarium. Data Westerschelde: NIOZ en RWS.

Figuur 5.5 zoomt in op de Zeeschelde en Rupel voor de periode sinds 2009. In de zoete zones liggen de SPM waarden duidelijk hoger sinds 2016 in vergelijking met de jaren ervoor. In de Beneden-Zeeschelde en Rupel wordt geen verdere stijging opgetekend. Figuur 5.6 toont gemiddelde SPM waarden in de drie turbiditeitsmaxima (zie vorige OMES rapportage): MTZ1 in de Beneden-Zeeschelde tussen km 60 en 80, MTZ2a in de Boven-Zeeschelde tussen km 100 en 130 en MTZ2b in de Rupel er hoogte van Boom. In MTZ1 en MTZ2b valt de eerder beschreven sprong in SPM rond 2008/2009 duidelijk op. In MTZ2a kon via change-point analyse geen duidelijke sprong in 2008/2009 aangetoond worden, maar de SPM waarden liggen na 2009 ook significant hoger dan ervoor. In MTZ2a nemen de SPM waarden sinds 2009 verder toe (significante stijging,  $p < 0,01$ ), met de laatste jaren zeer hoge SPM waarden.

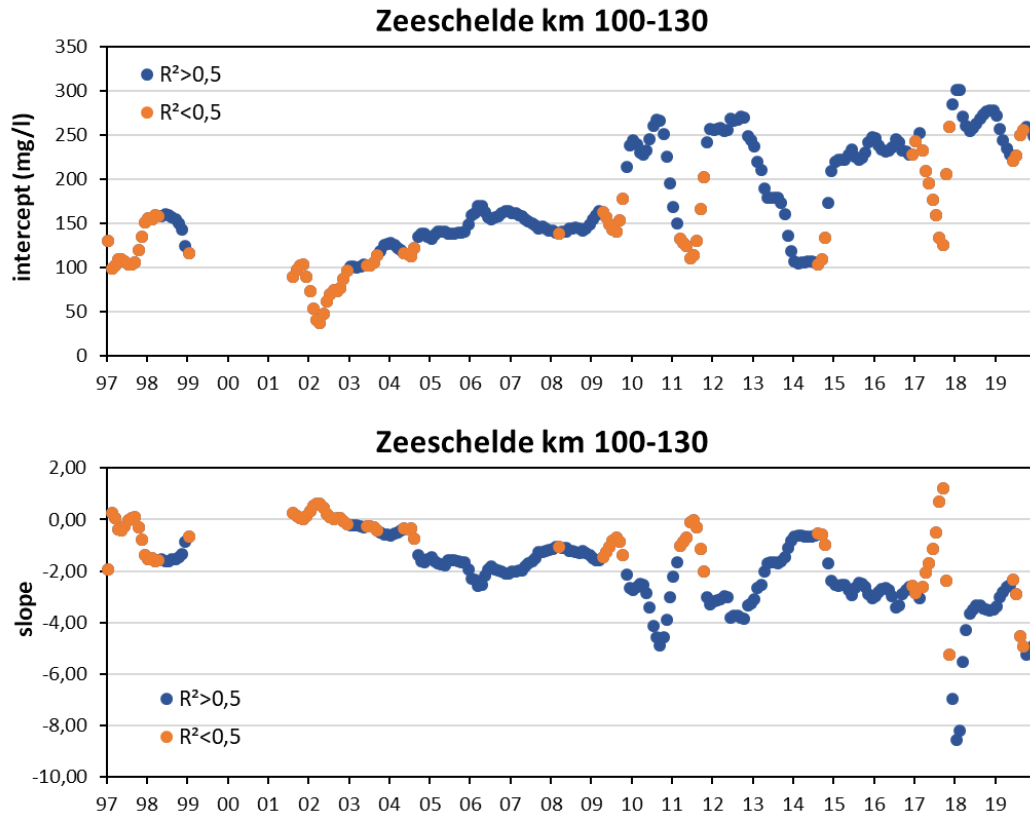


**Figuur 5.5** Surface plot voor zwevende stof. De bovenste plot toont Beneden- en Boven-Zeeschelde. De onderste plot gaat vanuit de Beneden-Zeeschelde de Rupel en tijgebonden Dijle op. De streeplijn geeft in beide plots de Rupelmonding weer. De balk boven de bovenste plot toont de opwaartse boundary Bovenschelde (km 163); de balk boven de Rupel plot toont de opwaartse boundary Dijle (tjonaafhankelijk).



**Figuur 5.6** Maandelijks gemiddelde en zesmaandelijks glijdend gemiddelde zwevende stof concentratie in de Zeeschelde tussen km 60-80 (MTZ1), tussen km 100-130 (MTZ2a) en in de Rupel (MTZ2b). De puntlijn bij MTZ2a toont de stijgende trend ( $p < 0,01$ ) sinds 2009.

In vorige OMES rapportages werd reeds uitvoerig de relatie tussen SPM en debiet in de zoete zone besproken. Lage debieten zorgen er voor hogere SPM waarden. De plotse toename aan zwevende stof rond 2009 kon echter niet verklaard worden door debieten. Uit een analyse van de relatie debiet – SPM blijkt dat rond 2009 deze relatie plots veranderd is. Figuur 5.7 toont de richtingscoëfficiënt (slope) en het snijpunt met de Y-as (intercept) van regressielijnen in een verschuivend venster van 12 maanden, tussen 6 maandelijks gemiddelde debiet en 6 maandelijks gemiddelde SPM concentratie met een lag van 2 maanden (voor een uitgebreide beschrijving van de methode verwijzen we naar vorige OMES rapportages). Op deze figuur valt duidelijk de sprong van de intercept op in 2009, van ca 150 mg/l naar ca 250 mg/l. Deze intercept toont een theoretische SPM concentratie wanneer het debiet naar nul gaat. Sinds 2009 ligt deze waarden dus bijna dubbel zo hoog als in de periode voordien. Op enkele korte perioden met terugval naar ca 100-150 mg/l na, schommelt de intercept sinds 2009 tussen ca 250 en 300 mg/l. De zeer hoge SPM waarden die in de periode 2016-2019 worden waargenomen, lijken dus niet het gevolg van een verdere verandering van de SPM-Q relatie, maar zijn wellicht het gevolg van de zeer lage zomerdebieten in die periode. De laatste jaren worden immers gekenmerkt door lange perioden van zeer lage debieten.



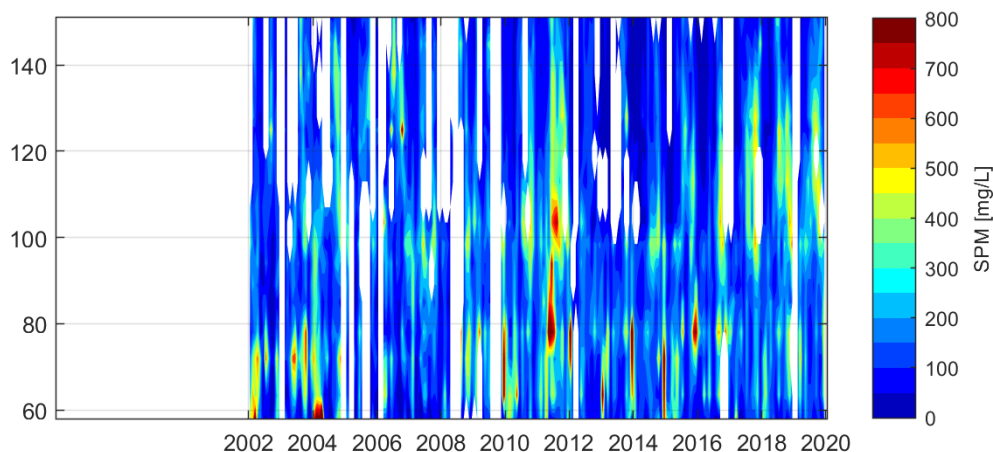
**Figuur 5.7 Richtingscoëfficiënt (slope) en snijpunt met de Y-as (intercept) van de regressielijnen in een verschuivend venster van 12 maanden, tussen 6 maandelijks gemiddelde debiet en 6 maandelijks gemiddelde SPM concentratie met een lag van 2 maanden. Blauwe bollen duiden op een regressielijn met  $R^2 > 0,5$ , oranje op een  $R^2 < 0,5$ .**

## 5.4 Diepteprofielen zwevende stof

### 5.4.1 Langetermijn trends

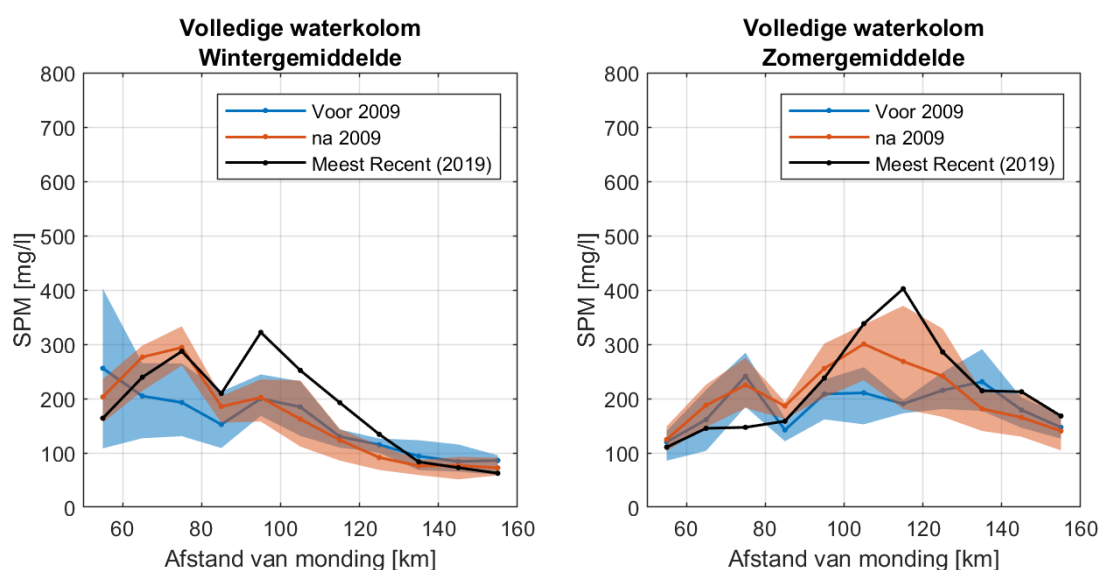
Sinds 2002 zijn er diepteprofielen uitgevoerd voor zwevende stof. In tegenstelling tot de schepstalen aan het oppervlak, is deze tijdsreeks minder homogeen. Meten op diepte is moeilijker en complexer, en daarom zijn de voorbije 2 decennia verschillende methoden beproefd. Aanvankelijk werden enkel pompstalen genomen, 5 stalen per profiel op verschillende discrete dieptes. Met de komst van optische sensoren (OBS), of uit het backscatter signaal van een ADCP, kan een volledig diepteprofiel voor SPM opgemeten worden. De tijdsreeks voor beide technieken (OBS en ADCP) is nog relatief kort. De gebruikte technieken (pompstalen, ADCP, OBS) zijn te verschillend om 1 tijdsreeks voor SPM op diepte op te bouwen, gebaseerd op de diverse meetmethoden.

ADCP en OBS vereisen nog steeds een klassieke staalname ter kalibratie, weliswaar meestal beperkt tot 2 punten per profiel. Hierdoor beschikken we wel over een lange tijdsreeks aan dieptestalen, gaande van 5 stalen per profiel tot meestal 2 de laatste jaren (Figuur 5.8). De tijdsreeks vertoont verschillende hiaten. Staalname op diepte is niet eenvoudig, waardoor er geregeld praktische problemen opdoken zoals problemen met de pomp, darm of kraan van het schip, tot soms geen schip ter beschikking. Vanop bruggen en pontons kan wel de oppervlakte staalname worden verdergezet, stalen op diepte niet.



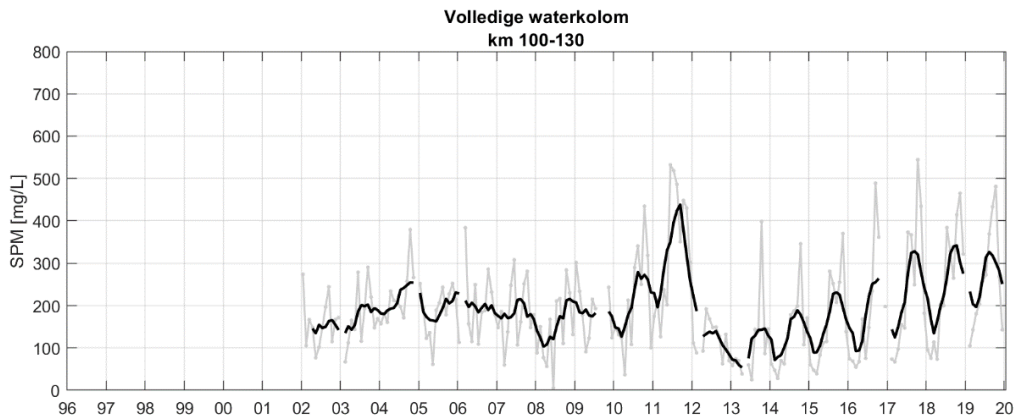
**Figuur 5.8 Gemiddelde zwevende stofconcentratie over de gehele waterkolom op basis van dieptestalen voor de periode 2002-2019.**

Figuur 5.8 vertoont in grote lijnen wel hetzelfde patroon als de oppervlakte stalen: vanaf 2008/2009 zien we meer zwevende stof in de zone tussen km 60-80 (MTZ1) en tussen km 100-130 (MTZ2a). De maxima kennen ook een seizoensaliteit met in de winter de hoogste waarden in MTZ1, in de zomer in MTZ2a (Figuur 5.9). In 2019 vormt zich in de winter echter een tweede, sterker turbiditeitsmaximum rond km 90.

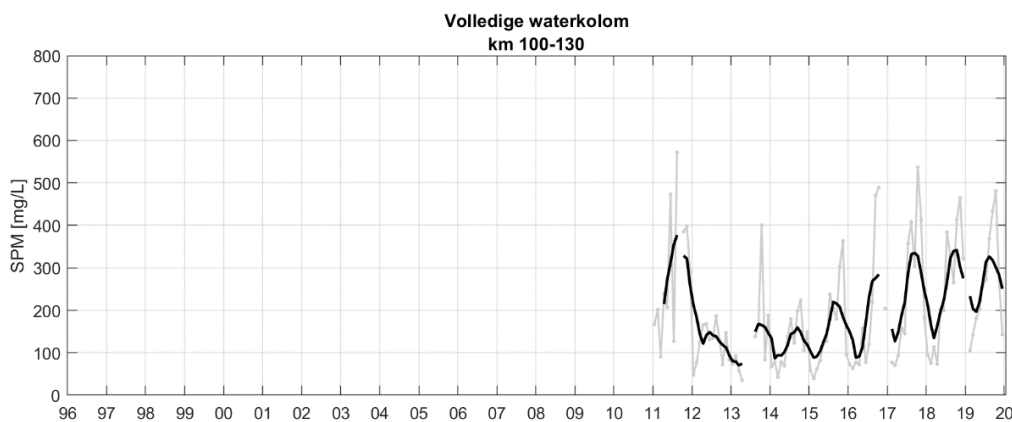


**Figuur 5.9 Dieptegemiddelde SPM concentratie over de volledige waterkolom, op basis van dieptestalen voor winter (links) en zomer (rechts). In blauw de periode 2002-2008, rood de periode 2008-2018 en in zwart het meetjaar 2019.**

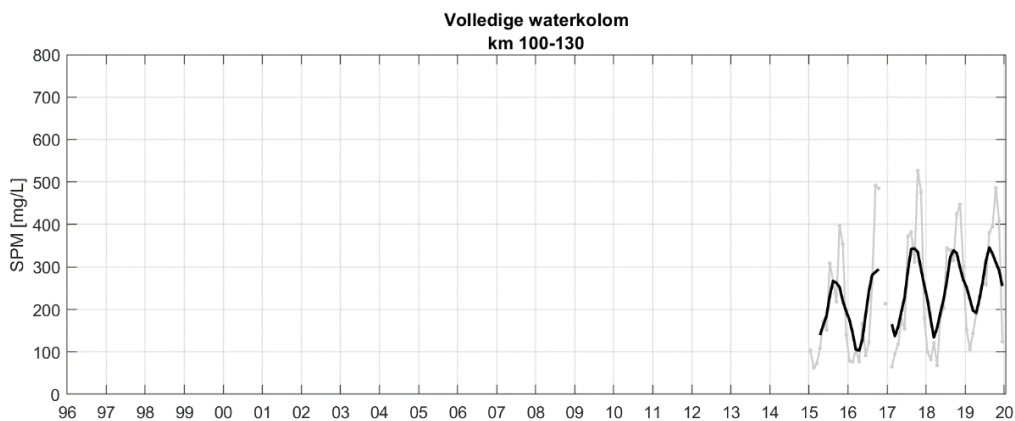
De waarden voor MTZ2a liggen dieptegemiddeld in 2019 hoger dan voorheen. De voorbije 5 jaar wordt in deze zone een toename waargenomen, zowel bij SPM op basis van dieptestalen, ADCP als OBS (Figuur 5.10 tot Figuur 5.12). De dieptestalen kennen de langste tijdsreeks en tonen duidelijk het zeer troebele jaar 2011. Nadien daalt SPM om vanaf 2013 jaar na jaar gemiddeld te stijgen. Het aantal stalen per diepteprofiel fluctueerde echter tijdens de meetperiode en ligt nu lager dan in de periode voor 2009, wat mogelijk een invloed heeft op de dieptegemiddelde SPM concentratie. Het patroon van de laatste 5 jaar vinden we ook terug bij de ADCP en OBS data. De tijdreeksen zijn echter kort; het is dus moeilijk om te spreken van een duidelijke trend, maar het is iets wat in de komende jaren zeker nauwlettend opgevolgd moet worden. Meer figuren over SPM op diepte (volledige waterkolom, bovenste en onderste helft) in verschillende delen van het estuarium zijn te vinden in de Appendix.



**Figuur 5.10** Gemiddelde SPM concentratie over de volledige waterkolom in MTZ2a (km 100-130) op basis van dieptestalen, met in grijs alle meetpunten, in zwart een glijdend gemiddelde over 6 maanden.



**Figuur 5.11** Gemiddelde SPM concentratie over de volledige waterkolom in MTZ2a (km 100-130) op basis van ADCP, met in grijs alle meetpunten, in zwart een glijdend gemiddelde over 6 maanden.

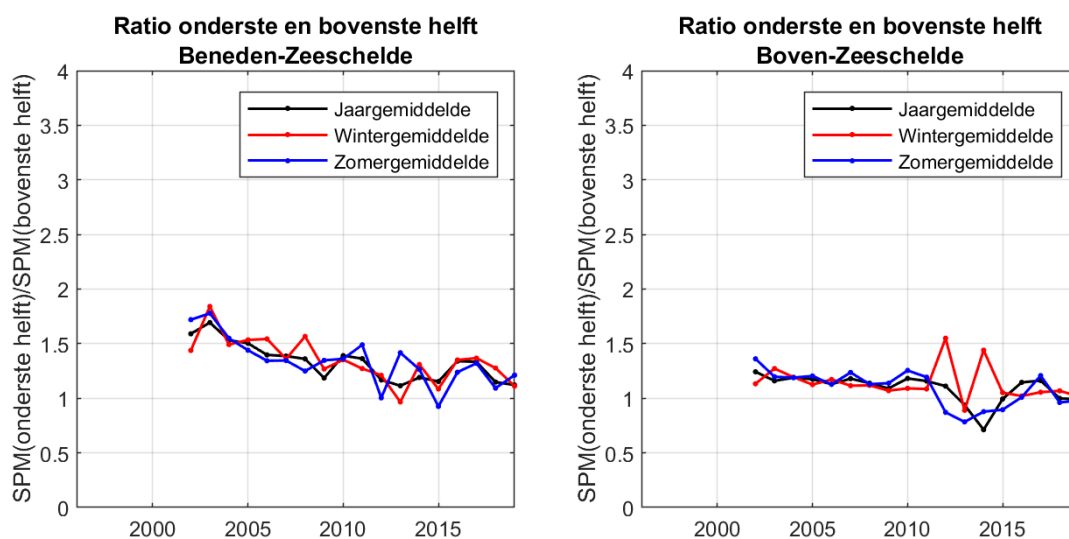


**Figuur 5.12** Gemiddelde SPM concentratie over de volledige waterkolom in MTZ2a (km 100-130) op basis van OBS, met in grijs alle meetpunten, in zwart een glijdend gemiddelde over 6 maanden.

In de OMES rapportage 2017 werd melding gemaakt van de dalende SPM diepte gradiënt. De onderste waterlagen zijn klassiek rijker aan zwevende stof, maar deze diepte gradiënt lijkt af te nemen. Dit wordt geïllustreerd in Figuur 5.13. Zowel in de Beneden- als in de Boven-Zeeschelde daalde de ratio van SPM in de onderste helft van de waterkolom over SPM in de bovenste helft. Wanneer echter de volledige diepte gradiënt op basis van OBS wordt beschouwd, is er nog steeds een duidelijke diepte gradiënt



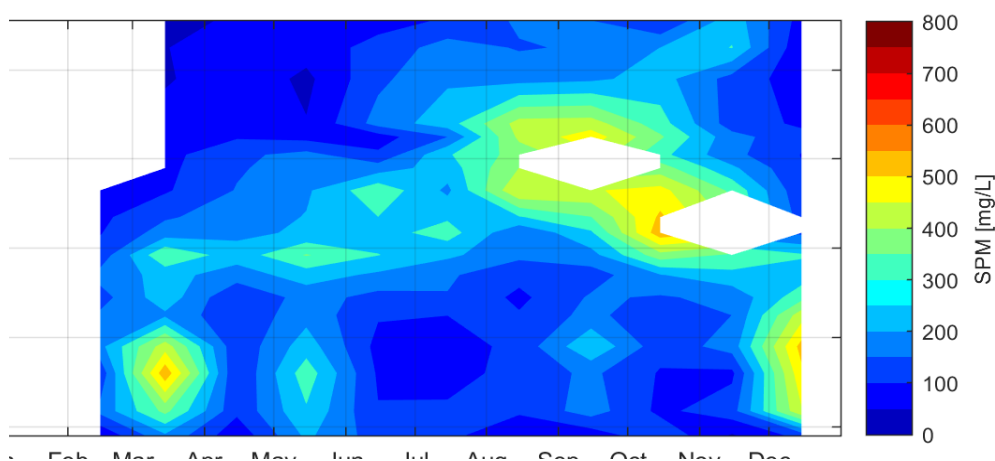
aanwezig, ook in de Boven-Zeeschelde. Figuur 5.15 toont dit voor 2019. De tijdreeks van OBS data is echter te kort om hierin een trend te ontwaren.



**Figuur 5.13** Ratio van SPM in de onderste helft van de waterkolom over SPM in de bovenste helft, op basis van dieptestalen, voor Beneden-Zeeschelde (links) en Boven-Zeeschelde (rechts).

## 5.4.2 Dieptestalen 2019

Figuur 5.14 toont voor 2019 de dieptegemiddelde SPM concentratie, op basis van dieptestalen. Door problemen met de kraan aan boord van het schip, was geen volledige dieptestaalname mogelijk in sommige wintermaanden in 2019. Met OBS zijn wel steeds beperkte metingen uitgevoerd (zie verder). Figuur 5.14 toont het sinds 2009 typische patroon, met in de winter en vroege lente een turbiditeitsmaximum tussen km 60-80 en in de zomer en najaar een piek tussen km 100-130.

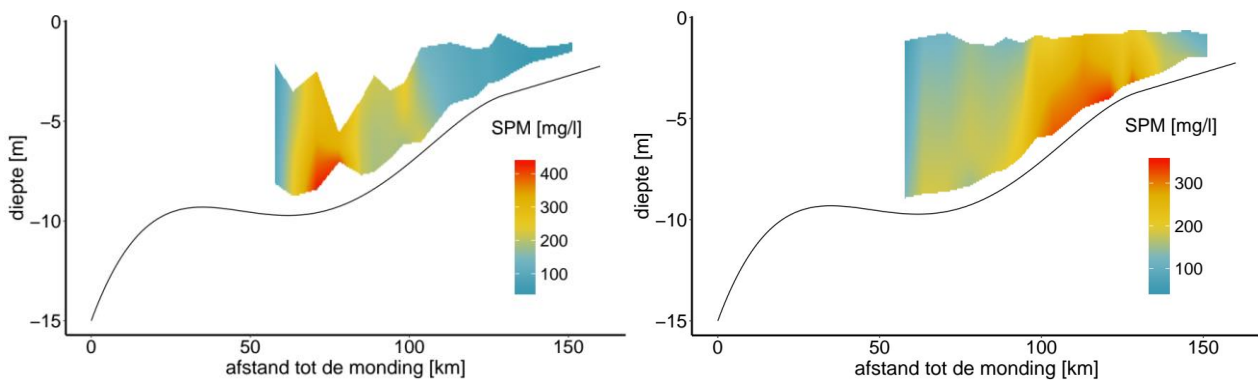


**Figuur 5.14** Gemiddelde SPM concentratie over de ganse waterkolom op basis van dieptestalen.

Figuur 5.15 toont voor 2019 de tijdsgemiddelde zwevende stof (SPM) concentratie voor winter en zomer als functie van de afstand tot de monding, over de ganse diepte gradiënt. Winter en zomer zijn hier gedefinieerd als respectievelijk januari tot en met maart en juni tot en met augustus. De SPM concentratie is afgeschat aan de hand van OBS (turbiditeitsmeter) diepte-profielen die elke OMES campagne voor elk station gekalibreerd werden aan de hand van SPM dieptestalen. Door de eerder vermelde problemen met de kraan aan boord, is in de winter niet de volledige diepte gradiënt beschikbaar.

In de winter zijn de SPM concentraties van de orde 50-450 mg/l. Nabij station Antwerpen is ook hier een duidelijk estuarien turbiditeitsmaximum (MTZ1) zichtbaar, dat zich uitsmeert over zo'n 20 km in longitudinale richting. Dit turbiditeitsmaximum vertoont wel een duidelijke verticale gradiënt: de concentraties nemen toe richting de bodem waar concentraties boven de 400 mg/l waargenomen worden. Nabij km 100 wordt ook in de winter een tweede, beperkter maximum waargenomen met concentraties van de orde 200-300 mg/l. Stroomopwaarts, voorbij 100 km van de monding, zijn de SPM concentraties van de orde 50 mg/l.

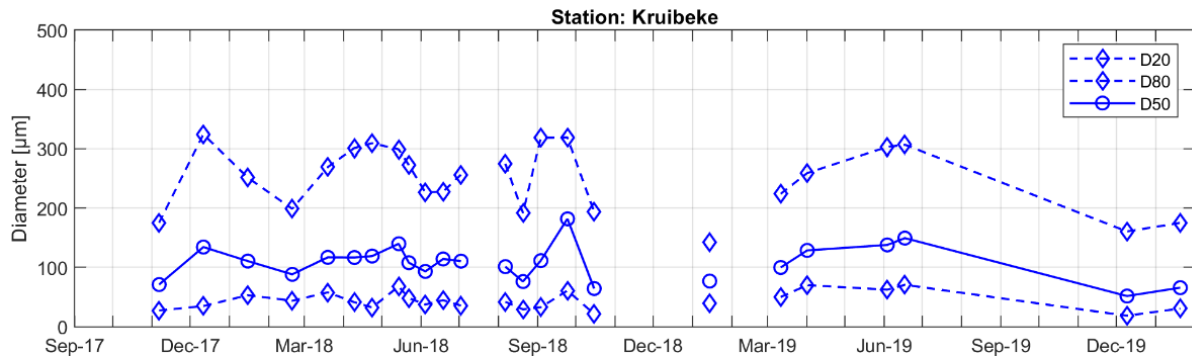
De zomer vertoont een heel andere SPM verdeling dan de winter. Er worden concentraties waargenomen van de orde 50-350 mg/l. De locaties van de turbiditeitsmaxima zijn significant anders dan in de winter. Een eerste beperkt maximum bevindt zich nabij Antwerpen (80 km) en vertoont een minder sterke verticale gradiënt. Een tweede ontstaat stroomopwaarts rond 120 km (MTZ2a) en smeert zicht uit in de longitudinale richting over zo'n 30 km. De concentraties stroomopwaarts voorbij 130 km zijn van de orde 150 mg/l, significant hoger vergeleken met de SPM concentraties in de winter. Er is ook een derde ETM waarneembaar nabij km 70, opnieuw met een eerder zwakke intensiteit.



**Figuur 5.15** Tijdsgemiddelde SPM concentratie (op basis van OBS) in de Zeeschelde in de winter 2019 (links) en zomer 2019 (rechts).

## 5.5 Vlokvorming

Om meer inzicht te krijgen in het vlokvormingsproces in de Schelde worden sinds najaar 2017 vlogkroottes gemeten binnen elke OMES campagne. Met behulp van een LISST 200x Sequoia instrument wordt de korrelgrootteverdeling (particle size distribution) gemeten over de diepte. Deze distributie wordt gebruikt om een gemiddelde vlogkrootte te berekenen. Hierbij werd de methode gevolgd zoals beschreven op de officiële website van Sequoia. De LISST metingen werden op elk estuarien station uitgevoerd. Figuur 5.16 toont als voorbeeld de metingen te Kruikebeke, de andere stations zijn opgenomen in de Appendix. De data van alle stations is verder verwerkt in geaggregeerde figuren verder in dit hoofdstuk.

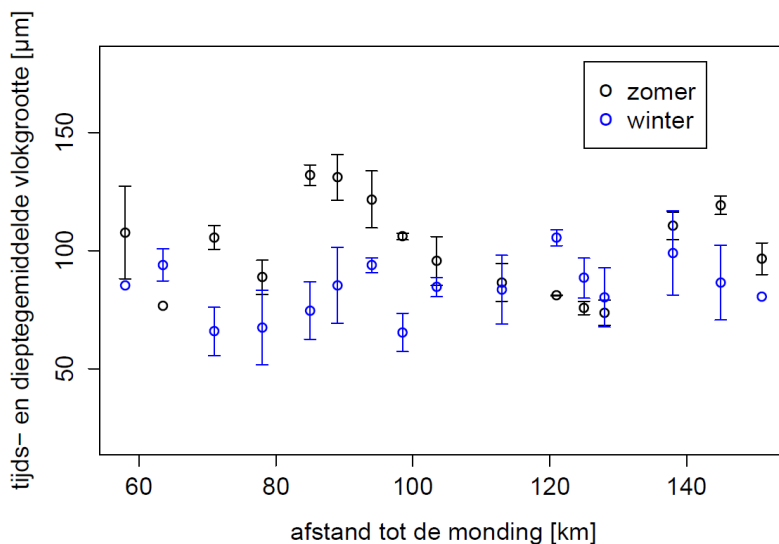


**Figuur 5.16 In situ korrelgrootte via LISST voor het station Kruibeke.**

Figuur 5.17 toont de dieptegemiddelde en tijdsgemiddelde vlokgroottes voor 2019 in de zomer (zwart) en winter (blauw). Zowel in winter- als zomer worden gemiddelde vlokgroottes waargenomen van de orde 50-150  $\mu\text{m}$  wat overeenkomt met waarnemingen uitgevoerd door Wartel en Francken (1998) en Chen et al. (2005) in de Schelde ongeveer twee decennia geleden. De vlokgroottes zijn significant groter dan de primaire partikels waaruit de vlokken opgebouwd zijn. Dit toont duidelijk de aanwezigheid van het vlokformingsproces in de Schelde.

Het voornaamste verschil tussen winter en zomer zijn de significant hogere gemiddelde vlokgroottes in de zomer in de Beneden-Zeeschelde (p-waarde van two-tailed t-test is 0.012). In de zomer is de gemiddelde vlokgrootte gelijk aan 109  $\mu\text{m}$ , terwijl dit in de winter slechts 81  $\mu\text{m}$  is. In de Boven-Zeeschelde wordt geen significante seizoensaliteit gedetecteerd (p-waarde van two-tailed t-test is 0.76). Wel is er lokale seizoensaliteit nabij km 120 (grotere vlokken in winter) en 145 (kleinere vlokken in winter).

Ten slotte vindt men geen significant verschil in vlokgrootte tussen Beneden- en Boven-Zeeschelde in zowel de zomer (p-waarde is 0.15) als de winter (p-waarde is 0.41).



**Figuur 5.17 tijds- en dieptegemiddelde vlokgrootte in de winter (blauw) en zomer (zwart) 2019 als functie van de afstand tot de monding.**

In de literatuur worden verschillende factoren aangehaald die het vlokformingsproces beïnvloeden. Een belangrijke en vaak vermelde factor is de SPM concentratie die zorgt voor een bevordering van de gemiddelde vlokgroottes [Pejrup and Mikkelsen (2010), Tran et al., (2018)]. Bij hoge SPM concentraties zullen partikels elkaar sneller 'vinden' en kunnen grotere vlokken gevormd worden. Daarnaast hebben

ook andere processen een effect op het vlokformingsproces. Belangrijke voorbeelden zijn turbulentie, saliniteit en biologische activiteit [Dyer (1989), van Leussen (1994), Lai et al. (2018)].

### **5.5.1 Vlokvorming en SPM concentratie**

Zoals eerder aangehaald wordt de SPM concentratie vaak in verband gebracht met grotere vlokken. Dit is inderdaad wat men waarneemt nabij km 145; de hogere SPM concentratie in de zomer komt overeen met een grotere vloggrootte. Dit werd ook voorgaande jaren waargenomen. Nabij km 120 vindt men echter een omgekeerde trend waar. Ook nabij km 80 lijkt de hogere SPM concentratie in de winter niet te resulteren in een significant hogere vloggrootte. Meer nog, stroomafwaarts van het ETM, vindt men grotere vloggroottes in de winter, hoewel hier lagere SPM concentraties worden gemeten.

### **5.5.2 Vlokvorming en turbulentie**

Turbulentie wordt niet gemeten binnen de OMES campagne. Men verwacht dat in een goed gemengd systeem als de Schelde turbulentie een negatieve impact heeft op de gemiddelde vloggrootte [Manning et al. (2007), Schwarz et al. (2017)]. Een toename in turbulentie vergroot immers de wrijvingsstress op de vlokken wat afbraak van de vlokken bevordert. Dit komt overeen met de waarnemingen: in de winter is het debiet significant hoger dan in de zomer wat voornamelijk de turbulentie zal verhogen stroomopwaarts en bijgevolg een negatieve impact heeft op de gemiddelde vloggrootte. In de winter worden inderdaad doorgaans kleinere vlokken waargenomen. De meest stroomopwaartse waarnemingen kunnen niet vergeleken worden door het beperkt aantal waarnemen in de winter op deze locatie (slechts 1 campagne aan km 145 in de winter).

### **5.5.3 Vlokvorming en saliniteit**

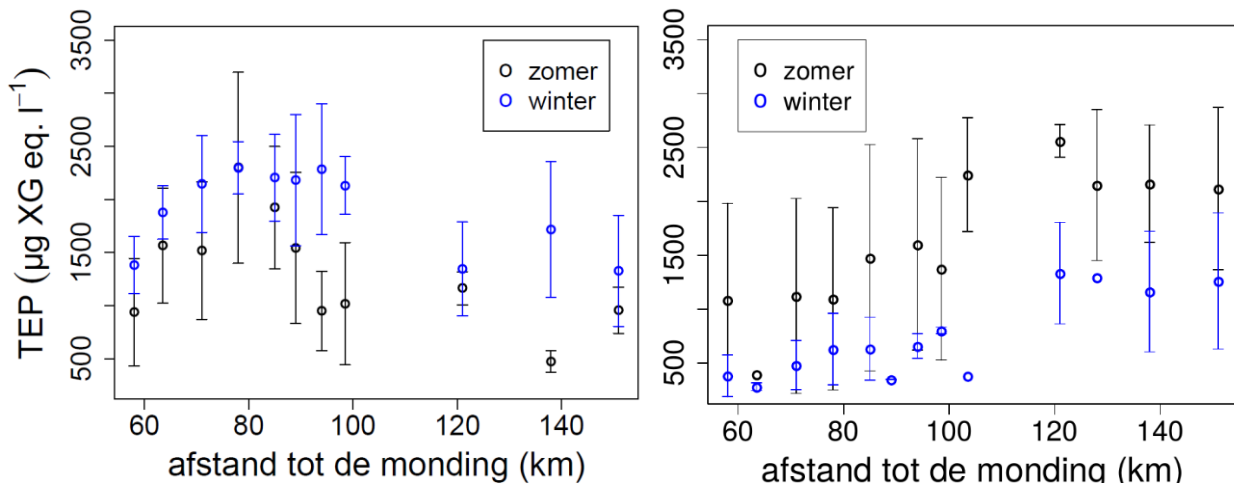
Saliniteit heeft een positieve impact op het vlokformingsproces [Edzwald et al. (1974)], wat kan resulteren in grotere vlokken. In de zomer, bij lage debieten, is er een sterke saliniteitsgradiënt in de Zeeschelde, met duidelijk veel hogere waarden in de Beneden-Zeeschelde. Dit strookt met de waarneming dat de vlokken hier in de zomer groter zijn dan in de winter.

De saliniteit in de Beneden-Zeeschelde is jaarrond, maar vooral in de zomer, veel groter dan in de Boven-Zeeschelde. Toch zijn in de zomer de vlokken in de Boven-Zeeschelde niet significant kleiner dan in de Beneden-Zeeschelde. Wellicht zijn de significant hogere SPM en TEP concentraties in de zoete zone in de zomer belangrijker voor vlokvorming dan het zoutgehalte. Dit stemt overeen met de literatuur die aantoont dat de impact van saliniteit op vlokformingsproces eerder beperkt is [Eisma et al. (1980) and Verney et al. (2009)].

### **5.5.4 Vlokvorming en biologische factoren**

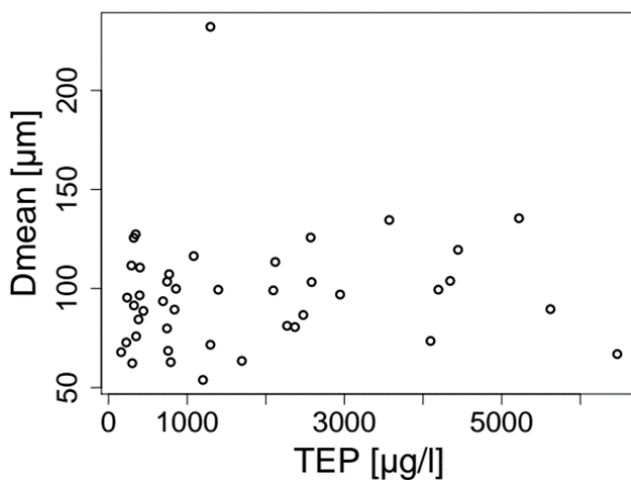
Biotische karakteristieken die een directe impact op vlokvorming hebben, zijn het aandeel van organische materiaal dat een direct effect heeft op de dichtheid en structuur van de vlokken [Kranenburg (1994), van Leussen (1994)]. Daarnaast beïnvloedt organische materiaal ook de vloksterkte en vlokformings efficiëntie [Winterwerp and van Kesteren (2004)], de gemiddelde vloggrootte [Mietta et al. (2009)] en vlokafbraak [Alldredge et al. (1990)]. Ten slotte tonen in situ observaties een positieve correlatie tussen chlorofyl a enerzijds en vlokformings efficiëntie [Verney et al. (2009)], plakkerige biotische substanties (i.e. Transparent Exopolymer Particles ofwel TEP) en vloksterkte [Fettweis et al. (2014)] anderzijds. Daarom wordt ook TEP, omwille van de vlokformende eigenschappen, sinds 2017 opgevolgd in de Schelde.

Figuur 5.18 toont de gemiddelde TEP concentratie in winter en zomer, langsheen de lengteas van het estuarium, voor 2018 (links) en 2019 (rechts). De TEP waarden variëren sterk, tussen 500 en 2500  $\mu\text{g XG/l}$  en zijn zeer opmerkelijk: in 2018 liggen de TEP waarden in de winter steeds hoger dan in de zomer (wel niet overal significant). In 2019 daarentegen is dit omgekeerd, en zijn de zomerwaarden hoger dan in de winter (significante seizoensaliteit met p-waarde van de two-tailed t-test is  $< 10^{-3}$ ). De concentraties zijn in 2019 ook (statistisch) hoger in de Boven-Zeeschelde ( $>100$  km), zowel in het winter- als zomergeval (p-waarden van de two-tailed t-test zijn respectievelijk 0.027 en 0.011). Een verklaring voor dit patroon is er nog niet. In 2019 zou je dit kunnen toeschrijven aan chl a, wat ook de hoogste waarden kent in de zomer in de Boven-Zeeschelde. Echter, het valt niet te rijmen met het chl a patroon van 2018.

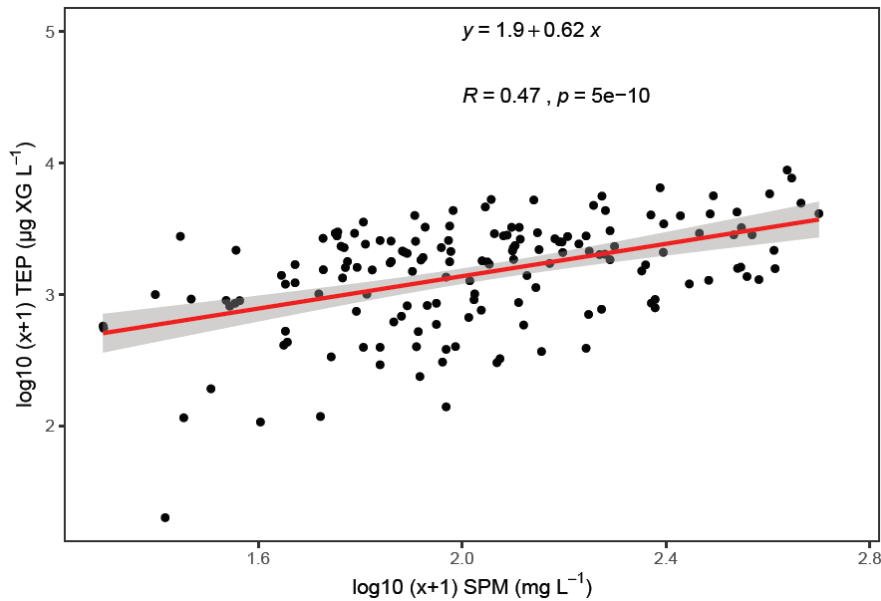


**Figuur 5.18 TEP concentratie ( $\mu\text{g XG/l}$ ) in de Zeeschelde in 2018 (links) en 2019 (rechts) voor winter (dec, jan, feb) en zomer (jun, jul, aug).**

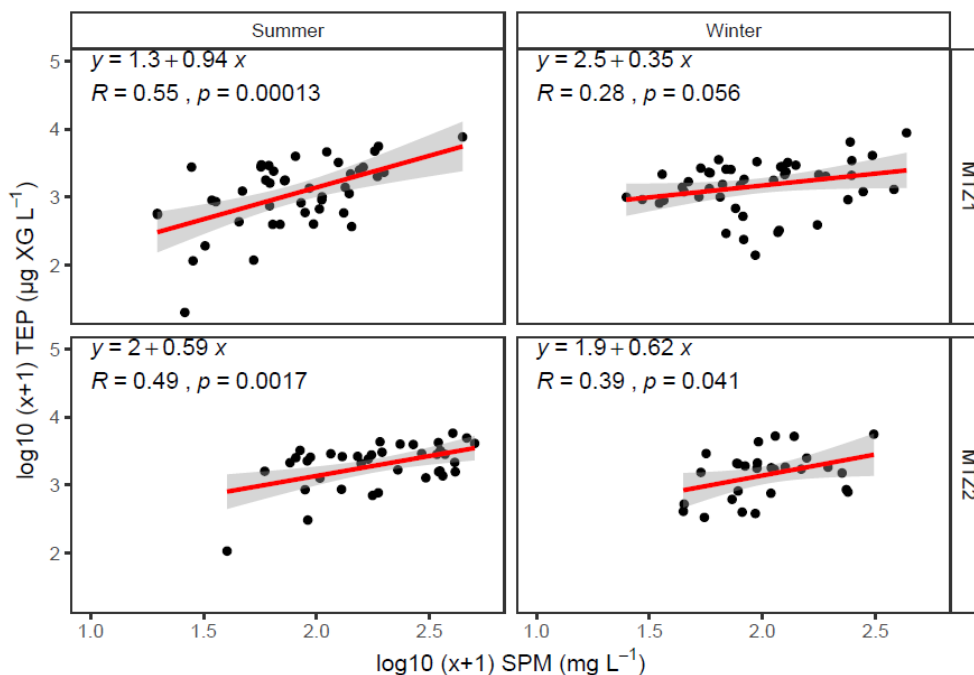
Hoewel TEP belangrijke vlokvormende eigenschappen heeft, werd tegen de verwachting in geen correlatie waargenomen tussen de TEP concentratie en de vlok grootte (Figuur 5.19, Pearson correlatie coëfficiënt is 0.08). Ook in 2018 kon geen verband worden aangetoond. Dit sluit echter niet uit dat TEP een belangrijke rol speelt, maar deze wordt mogelijk gemaskeerd door andere factoren (zoals de SPM concentratie, die ook vlokvorming beïnvloedt). TEP is wel significant gecorreleerd met de SPM concentratie (Figuur 5.20). Kijken we in detail naar MTZ1 en MTZ2a voor winter- en zomerhalfjaar, dan is deze correlatie ook significant behalve voor winter in MTZ1 (Figuur 5.21).



**Figuur 5.19 Correlatie tussen TEP ( $\mu\text{g XG/l}$ ) en de gemiddelde vlok grootte (Dmean  $\mu\text{m}$ )**

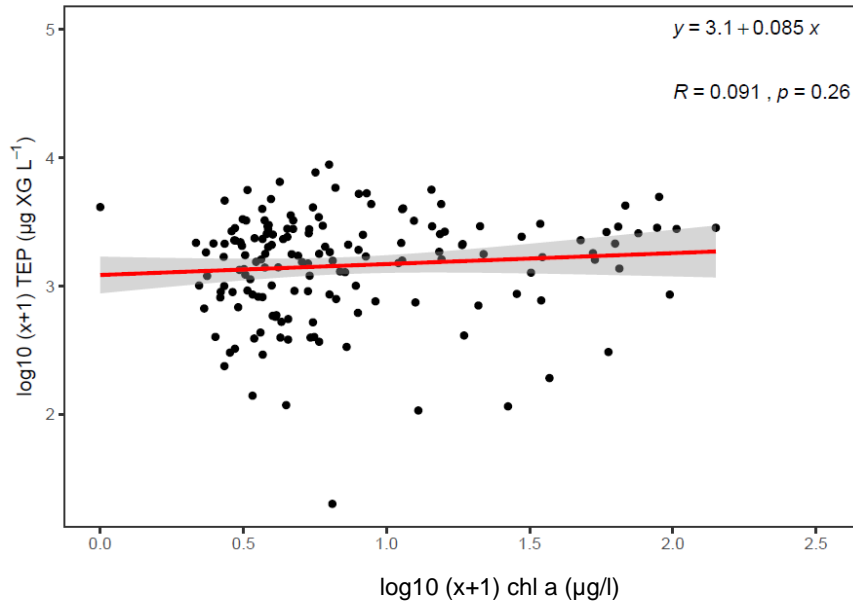


Figuur 5.20 Correlatie tussen SPM (mg/l) en TEP ( $\mu\text{g XG/l}$ ) voor de periode 2017-2019.



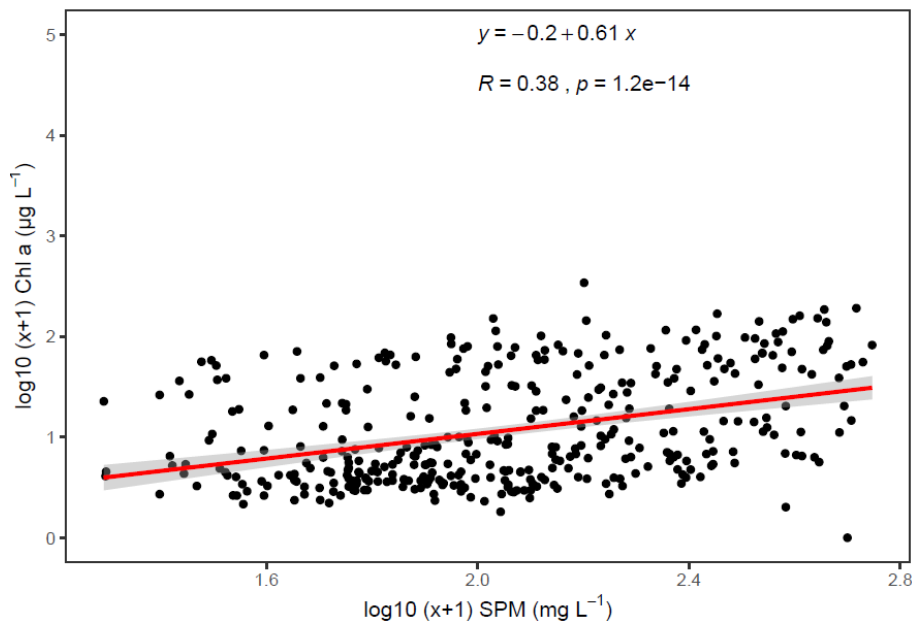
Figuur 5.21 Correlatie tussen SPM (mg/l) en TEP ( $\mu\text{g XG/l}$ ) voor de periode 2017-2019 voor winterhalfjaar (maanden 1, 2, 3, 4, 5 en 12) en zomerhalfjaar (maanden 6-11) voor MTZ1 en MTZ2a.

TEP speelt dus potentieel een belangrijke rol in het SPM verhaal. TEP wordt geproduceerd door onder andere algen en bacteriën. Het uitscheiden van dergelijke polysacchariden door algen is afhankelijk van verschillende omgevingsfactoren zoals saliniteit, temperatuur, lichtintensiteit maar is ook afhankelijk van de algensoort zelf en de interactie met overige algen (cf. competitie stress). Echter, TEP blijkt in de Zeeschelde niet gecorreleerd met chl a (Figuur 5.22). Ook tijdens de zomer in MTZ2a kan geen correlatie opgetekend worden. Het TEP patroon in de Zeeschelde van de voorbije jaren strookt niet met dat van chlorofyl a. De TEP in de Zeeschelde kent mogelijk een (gedeeltelijk) andere oorsprong, bijvoorbeeld van bacteriën.

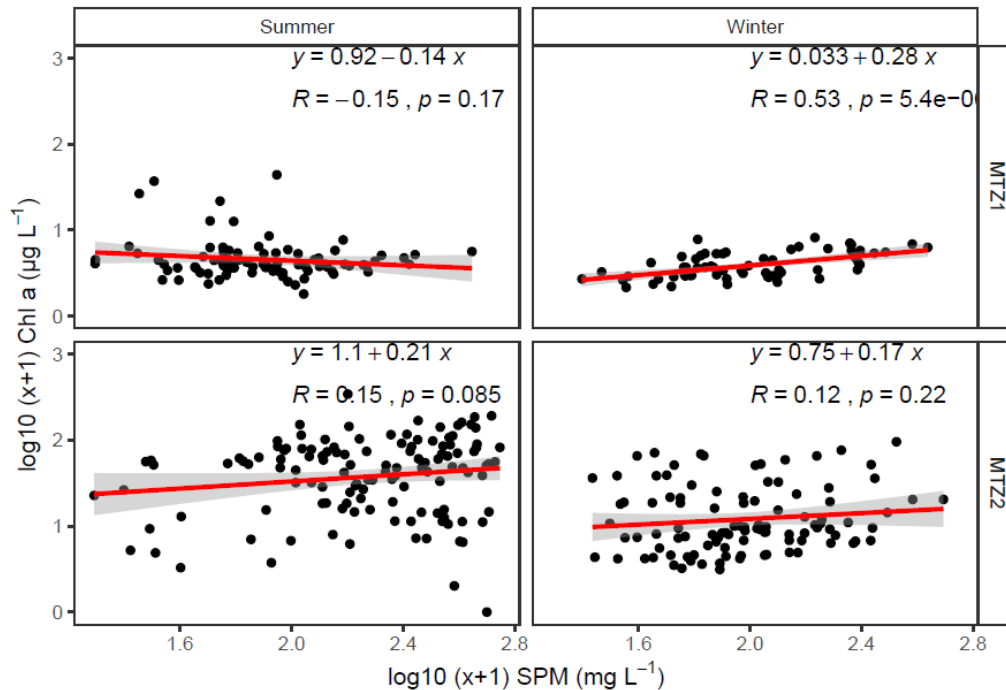


**Figuur 5.22** Correlatie tussen chl a en TEP voor de periode 2017-2019.

Chlorofyl a vertoont wel een sterke correlatie met SPM (Figuur 5.23), maar dit impliceert daarom geen causaal verband. SPM kent een duidelijk seizoenaal patroon met de hoogste maxima in de zomer in de zoete zone. De relatie met debiet ligt hier aan de basis. Chlorofyl a kent een identiek patroon en bereikt ook 's zomers een maximum in de zoete zone wanneer de daglengte en verblijftijd optimaal zijn. Het samengaan van SPM en chl a pieken betekent dus niet automatisch een oorzakelijk verband. Kijken we immers naar de correlatie tussen SPM en chl a per seizoen en per zone, is er duidelijk geen correlatie meer (Figuur 5.24).



**Figuur 5.23** Correlatie tussen SPM en chl a voor de periode 2017-2019.



**Figuur 5.24** Correlatie tussen SPM en chl a voor de periode 2017-2019 voor winterhalfjaar (maanden 1, 2, 3, 4, 5 en 12) en zomerhalfjaar (maanden 6-11) voor MTZ1 en MTZ2a.

## 5.6 Samenstelling van de zwevende stof

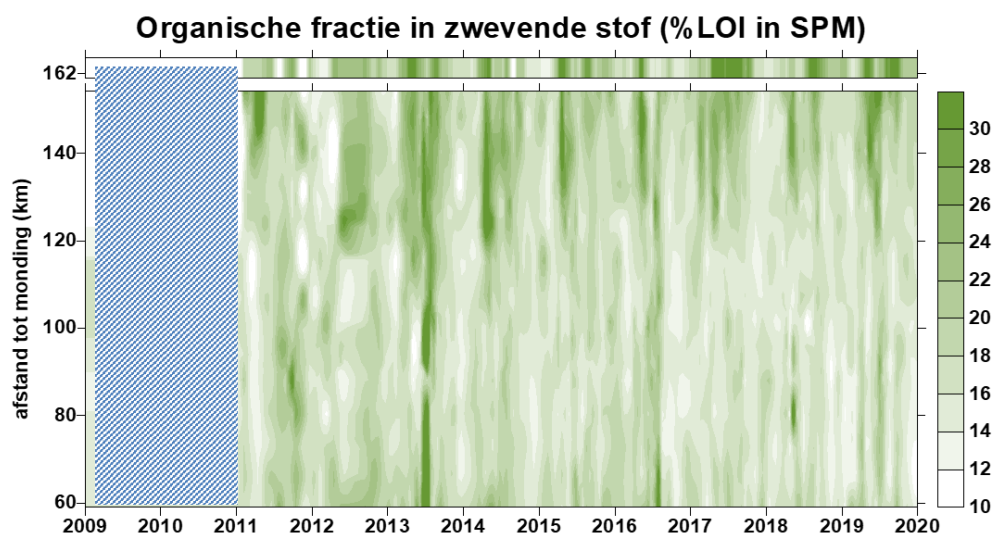
Als maat voor de organische (koolstof)fractie, wordt sinds 2011 de LOI bepaald in de zwevende stof stalen: de fractie die vervluchtigt bij totale verbranding. Die LOI blijkt een vrij constante fractie te zijn van de zwevende stof in Zeeschelde en Rupel (zie eerdere rapportages). Zo'n 15 à 20% van de zwevende stof blijkt organisch materiaal te zijn, ongeacht de zwevende stof concentraties aanwezig zijn in het estuarium. Seizoenspatronen blijken maar beperkt aanwezig te zijn (Figuur 5.25). Enkel bij lage SPM concentraties kan tijdens perioden van algenbloei de LOI fractie hoger liggen, tot gemiddeld 30%. Zo ligt ook in het voorjaar 2019 de LOI duidelijk hoger in de zoete zone tijdens de periode van algenbloei.

Ook in hoofdstuk 4 Basis Waterkwaliteit werd het verband tussen SPM en koolstof, stikstof of fosfor behandeld. Voor koolstof werd geconcludeerd dat het aandeel C in zwevende stof vrij klein en constant is (4 à 6%). Enkel tijdens de algenbloei in het voorjaar in de zoete zone met korte verblijftijd, wanneer de SPM concentratie nog laag is, kan het aandeel C oplopen tot ca 10%. In de zone met lange verblijftijd is de fytoplankton piek kleiner en later. SPM ligt in deze zone hoger, vooral in de zomer, waardoor het aandeel van C in SPM klein blijft.

Het aandeel stikstof in de zwevende stof blijft ook vrij constant, ongeacht de SPM concentratie. Idem voor fosfor, al valt daar wel een duidelijke longitudinale trend op: het aandeel P in SPM daalt in de Zeeschelde van 0,40% aan de boundary Bovenschelde tot ca 20% aan de grens.

Het aandeel BSi in SPM vertoont sterke seizoenaliteit in de zoete zone met korte verblijftijd, met tot meer dan 10% BSi tijdens perioden met algenbloei, versus 1 à 2% tijdens de wintermaanden. In afwaartse richting neemt de seizoenaliteit langzaam af. Nabij Grens is deze verdwenen en schommelt BSi jaarrond tussen 1 en 2%.





**Figuur 5.25** Surface plot voor de organische fractie, benaderd door % LOI (Loss On Ignition; asrest) in de zwevende stof.



## 6 Plankton

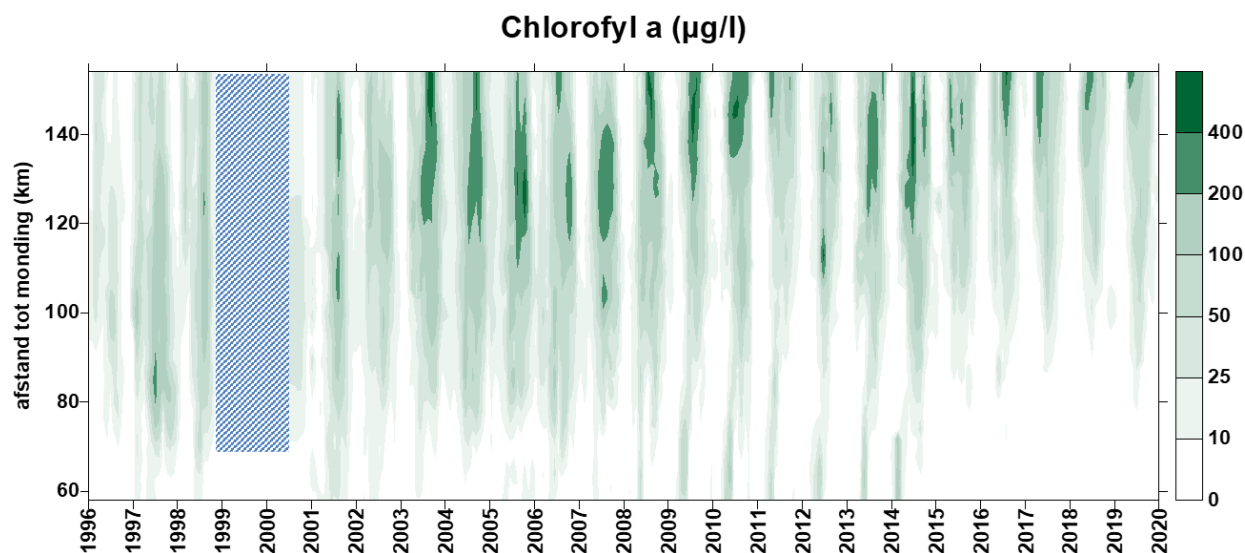
### 6.1 Inleiding

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 fyto-benthos, dit zijn de op de bodem of sediment levende algen, worden opgevolgd en mee in dit hoofdstuk gerapporteerd (zie 6.4).

### 6.2 Fytoplankton

#### 6.2.1 Fytoplankton biomassa

De fytoplankton biomassa, benaderd via de chlorofyl a concentratie, vertoont doorheen de jaren verschillende opmerkelijke trends (Figuur 6.1). We onderscheiden verschillende perioden, die parallel lopen met andere ontwikkelingen in de waterkwaliteit van de Schelde (zie ook Figuur 4.8).



**Figuur 6.1** Surface plot voor chlorofyl a sinds 1996.

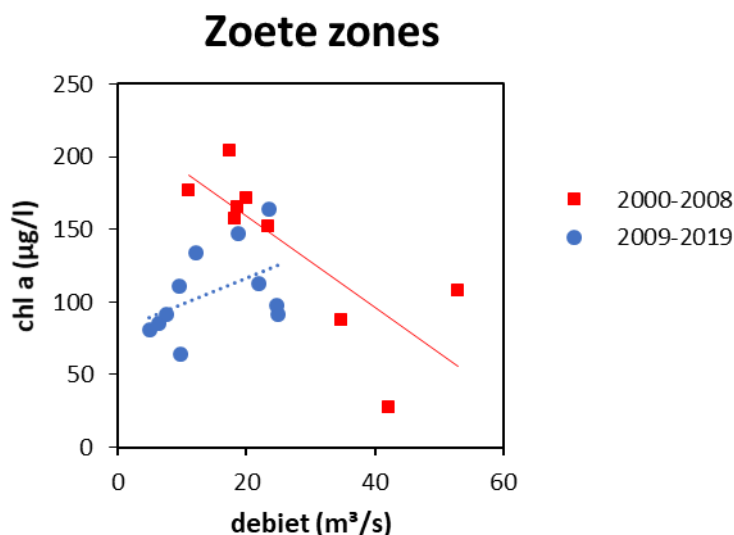
De periode 1996-2002 kenmerkt zich door een redelijk sterke algenbloei, echter zonder de zeer hoge pieken die vanaf 2003 wel frequent voorkomen. Nutriënten zijn er in overvloed, maar vermoedelijk speelde de slechte waterkwaliteit een beperkende rol: de lage zuurstofwaarden of hoge ammoniumconcentraties kunnen hoge pieken in algenbloei onderdrukt hebben. In de periode 2003-2008 verbetert de waterkwaliteit opmerkelijk, met een daling van ammonium en stijging van zuurstof,

en bereikt algenbloei zeer hoge waarden wat het zuurstofgehalte nog verder doet toenemen. Dit versterkt de verbetering van de waterkwaliteit. Deze regime shift werd in voorgaande rapportages reeds besproken.

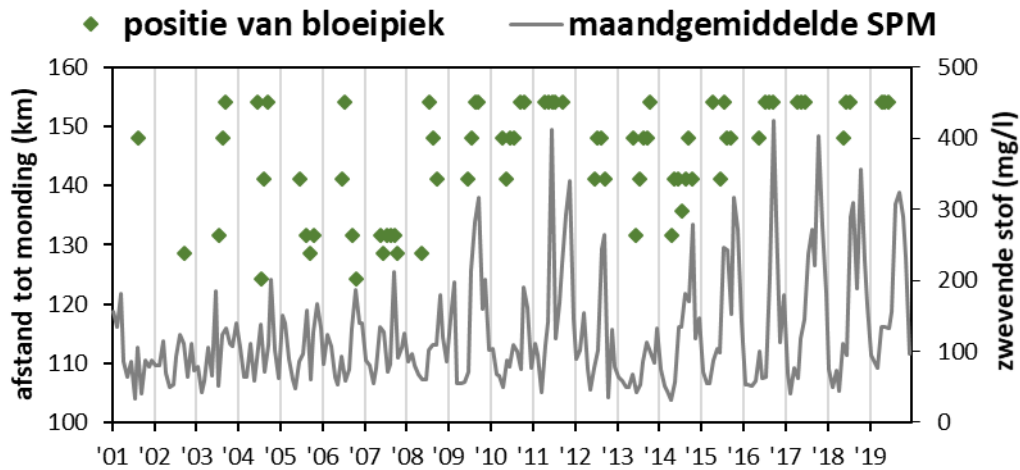
Vanaf 2009 neemt algenbloei weer af, ondanks een verdere verbetering van de waterkwaliteit. Nutriënten zijn evenwel nog lang niet limiterend, het lichtklimaat wel. In deze periode wordt immers een toename van zwevende stof gerapporteerd. De sterke algenbloei is nu beperkt tot het voorjaar/begin zomer in de zoete zone met korte verblijftijd (zie ook Figuur 4.8). Later op het jaar zorgt de toenemende SPM concentratie wellicht voor te sterke lichtlimitatie in deze zone, met sterk dalende chl a tot gevolg.

Andere vaststelling is dat de algenbloei ook vroeger op het jaar piekt in de zoete zone met korte verblijftijd (zie ook Figuur 4.8). Dit kan verklaard worden door de lage debieten in het voorjaar de laatste jaren. Na de hoge winterdebieten moet het debiet in het voorjaar eerst voldoende dalen in de zoete zone, zodat de verblijftijd voldoende lang wordt om algenbloei te laten ontwikkelen. Bij hogere debieten krijgen algen minder tijd om zich te vermeerderen, en spoelen ze uit. Bij een nat voorjaar duurt het bijgevolg langer voordat algenbloei kan pieken.

In de periode voor 2009 bereikte algenbloei de hoogste waarden op het einde van de zomer, de periode met de laagste debieten. De grootte van de bloei bleek gecorreleerd met het debiet. Voor de periode 2000-2008 toont Figuur 6.2 de zomergemiddelde chl a waarde in functie van het zomergemiddelde debiet: deze blijken sterk negatief gecorreleerd ( $r = -0,79$ ;  $p < 0,01$ ). Droge zomers leiden tot gemiddeld grotere algenbloei. Vanaf 2009 verdwijnt de negatieve correlatie en leiden de droogste zomers net tot minder algenbloei. De correlatie tussen debiet en chl a is echter zwak en niet significant. Het verdwijnen van de negatieve correlatie is wellicht een gevolg van de vertroebeling, die ook optreedt bij lage debieten. Algen hebben enerzijds voldoende lage debieten (= lange verblijftijd) nodig om tot bloei te komen, maar deze lage debieten mogen niet te lang aanhouden, zoniet zorgt de vertroebeling voor een te ongunstig lichtklimaat. De vertroebeling treedt het meest manifest op in de zone tussen km100 – 130 (MTZ2a), zodat algenbloei hier afneemt en de bloeipieken verschuiven naar de meest opwaartse stations van het estuarium (Figuur 6.3). Voor 2009 kon de bloeipiek zich nog in de ganse zoete zone bevinden, na 2009 duwen hoge SPM waarden in MTZ2a de piek richting Melle.



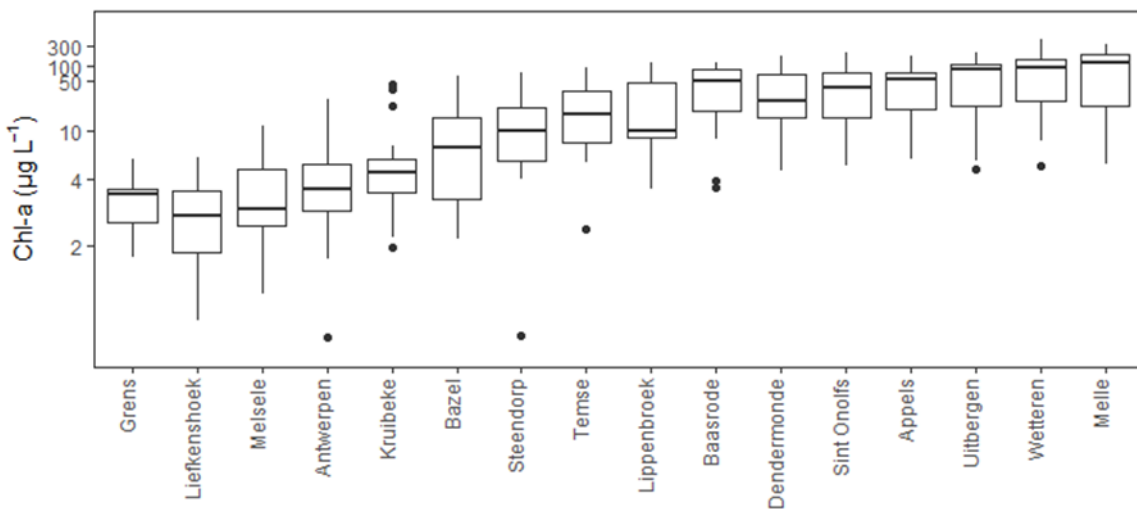
**Figuur 6.2** correlatie tussen debiet (gemiddelde zomerhalfjaar (mei-okt) te Melle) en chlorofyl a (gemiddelde van zomerhalfjaar in zoete zone met korte en lange verblijftijd) voor de periode 2000-2019.



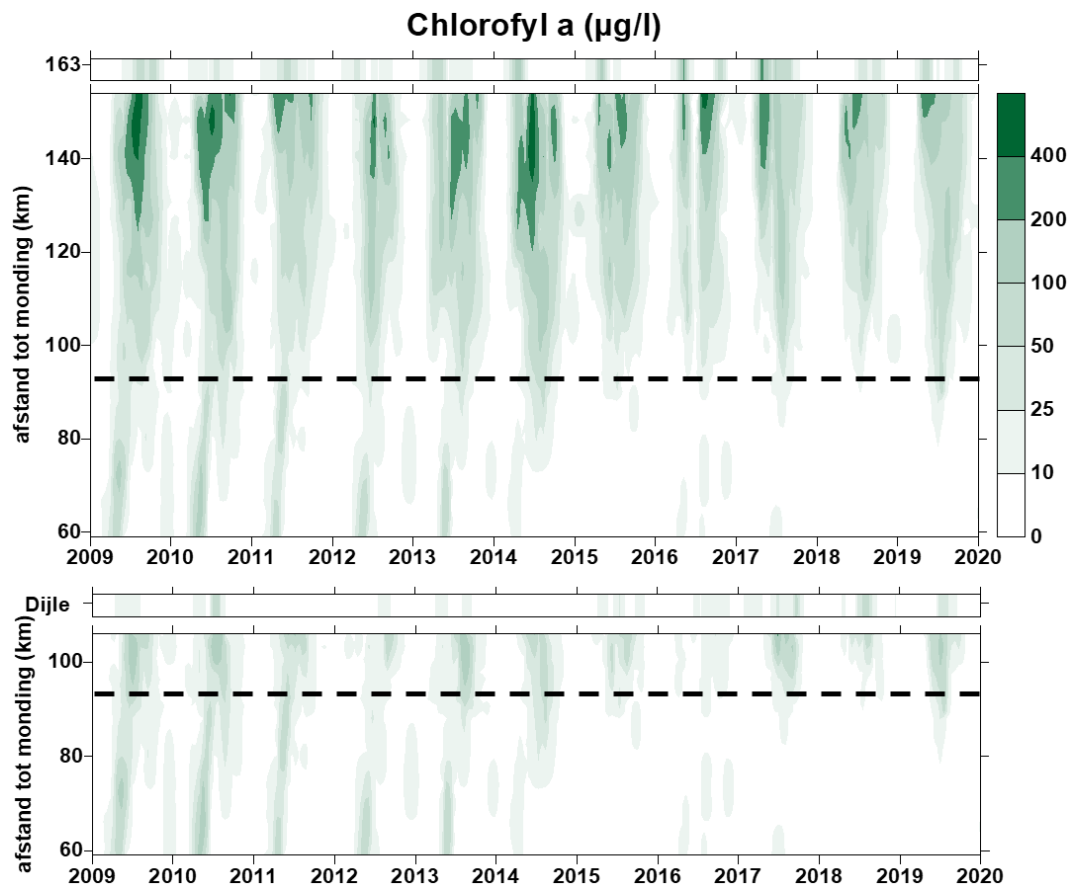
Figuur 6.3 Maandelijks positie (in km tot monding) van de piek in algenbloei, waarbij enkel pieken boven 200  $\mu\text{g/l}$  chl a worden beschouwd. Maandgemiddelde SPM concentratie in het turbiditeitsmaximum (km 100-130).

## 6.2.2 Fytoplankton biomassa in 2019

De fytoplankton biomassa, benaderd via de chlorofyl a concentratie, vertoonde in 2019 een stijgend verloop in opwaartse richting, met de hoogste waarden in de zoete zone met korte verblijftijd (Figuur 6.4). Dit chl a patroon is zeer gelijkend aan de periode 2015-2018 (Figuur 6.5).



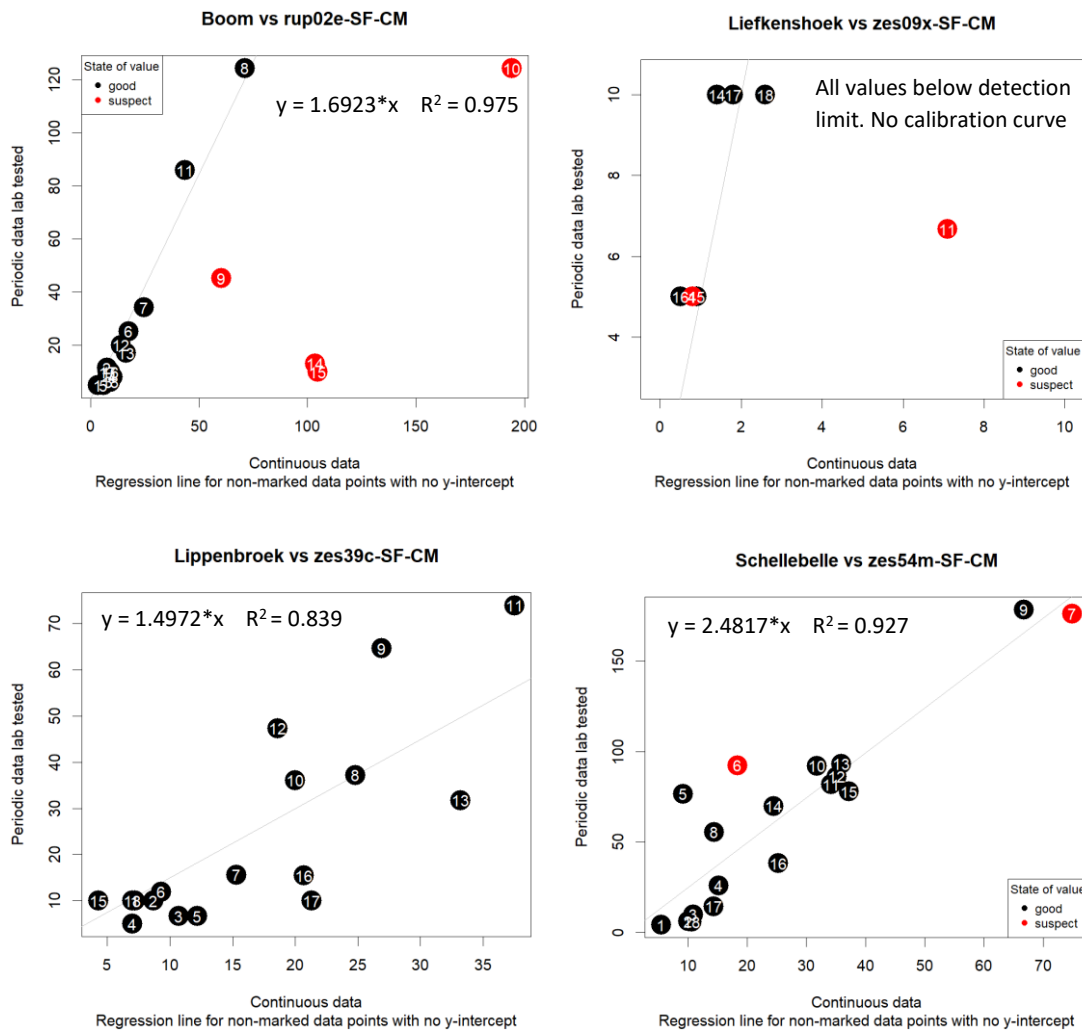
Figuur 6.4 Boxplot voor fytoplankton biomassa (chl a, log schaal) voor de stations op de Zeeschelde



**Figuur 6.5** Surface plot voor chlorofyl a. De bovenste plot toont Beneden- en Boven-Zeeschelde. De onderste plot gaat vanuit de Beneden-Zeeschelde de Rupel en tijgebonden Dijle op. De streeplijn geeft in beide plots de Rupelmonding weer. De balk boven de bovenste plot toont de opwaartse boundary Bovenschelde (km 163); de balk boven de Rupel plot toont de opwaartse boundary Dijle (tijonafhankelijk).

In 2019 zijn er ook continue chl a data beschikbaar op 3 station in de Zeeschelde (Liefkenshoek, Weert nabij Lippenbroek en Schellebelle) en 1 station op de Rupel (Klein Willebroek nabij Boom). Chl a wordt er gemeten op basis van fluorescentie probes (merk YSI). Omwille van lokale verschillen in fytoplanktensamenstelling en waterkwaliteit, wordt per station een afzonderlijke post-kalibratie uitgevoerd op basis van labo-analyses. Hiertoe worden maandelijks tot tweewekelijks schepstalen genomen tijdens de OMES vaartochten. Kalibratie wordt uitgevoerd met een lineaire regressie door de oorsprong. Een kalibratie- en validatieprotocol voor de continue chl a data werd hiervoor opgesteld door UAntwerpen, in opdracht van DVW (zie R bibliotheek <https://github.com/pgelsomini/HICbioclean>). Dit levert goede kalibratiecurves op, met  $R^2$  tussen 0,84 en 0,98 (Figuur 6.6). Voor Liefkenshoek kon echter geen curve opgesteld worden, aangezien enkel voor het najaar continue data beschikbaar waren, die allen zeer laag en binnen dezelfde range lagen.

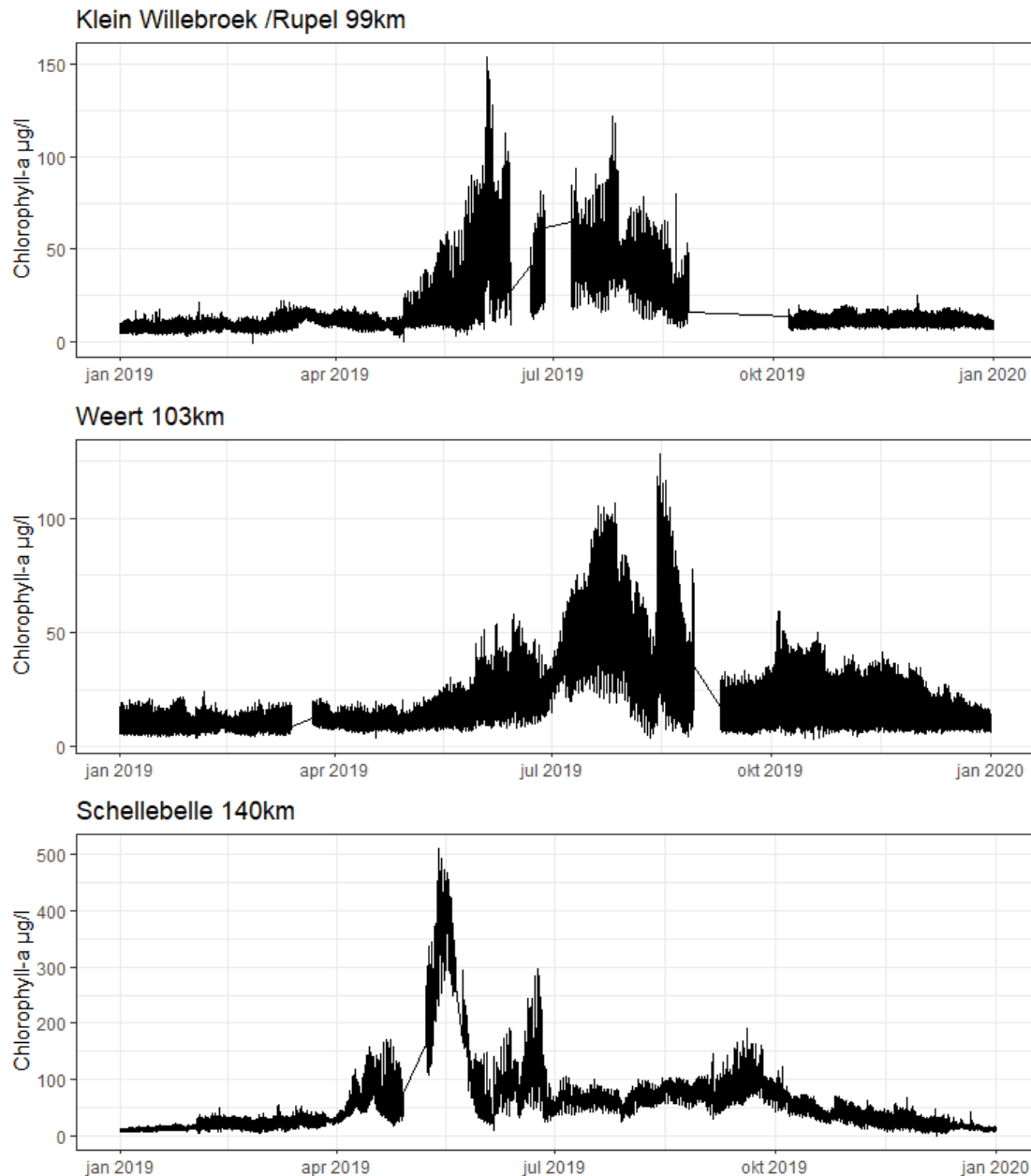
Op basis van de kalibratiecurves werden conversiefactoren voor de omzetting van het sonde signaal naar chl a afgeleid, die verschillen tussen de verschillende lokaties, van 1,5 tot 2,5.



**Figuur 6.6** Kalibratiecurves voor de verschillende continue chl a stations. Continue data geven chl a ( $\mu\text{g/l}$ ) op basis van fluorescentie, bij de periodieke lab data werd chl a ( $\mu\text{g/l}$ ) fotospectrometrisch bepaald.

Figuur 6.7 toont chl a op basis van de continue stations. Een snelle screening leert dat in 2019 de pieken in algenbloei op basis van continue data, ook mooi terug te vinden zijn in de tweewekelijkse staalname in de zomer. Maxima en tijdstip van bloei komen redelijk goed overeen. De eerste en sterkste bloei, tot  $500 \mu\text{g/l}$  chl a, treedt op in het meest opwaartse continue station Schellebelle in de maand mei. Op de Rupel volgt iets later een beperktere bloei met waarden tot  $150 \mu\text{g/l}$  in juni. Deze bloei houdt min of meer heel de zomer aan met chl a waarden tussen  $50$  en  $10 \mu\text{g/l}$ . Schellebelle kent eind juni een tweede bloeipiek, met waarden tot  $300 \mu\text{g/l}$ . De bloei houdt ook heel de zomer aan met waarden tussen  $50$  en  $100 \mu\text{g/l}$ , om in september over te gaan in een kleine najaarsbloei die piekt boven  $150 \mu\text{g/l}$ .

Te Weert zien we dat de bloei later en trager op gang komt, en niet dezelfde hoogte bereikt als te Schellebelle. De maxima blijven beperkt tot ca  $100 \mu\text{g/l}$  in juli en augustus.

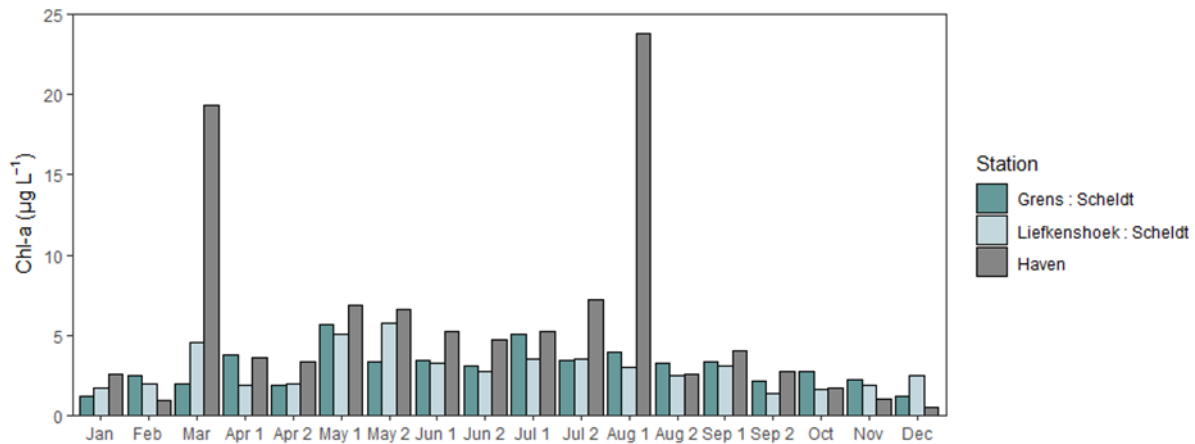


**Figuur 6.7** Chl a op basis van continue data voor de Rupel (Klein Willebroek) en Zeeschelde (Weert, Lippenbroek)

### 6.2.3 Bijdrage van de zijrivieren aan de fytoplanktonbloei

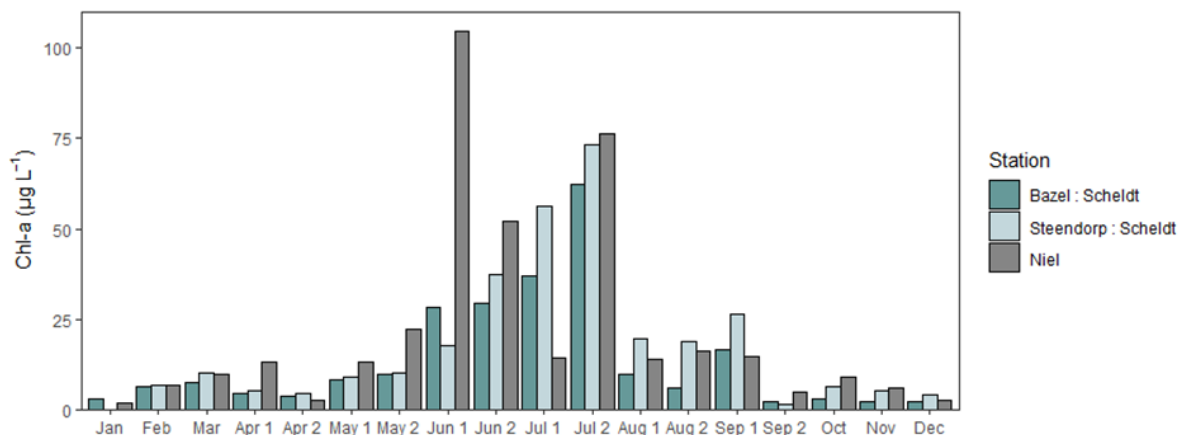
In de zone met sterke saliniteitsgradiënt mondt geen belangrijke zijrivier in de Schelde uit, maar vanuit de dokken (gevoed via Albertkanaal) kan ook een zeker debiet richting Schelde stromen. In 2019 lag de chl a concentratie in de boundary Haven bijna steeds hoger dan deze in de aanpalende stations Grens en Liefkenshoek, met uitschieters in maart en augustus (Figuur 6.8). Dan liggen de chl a een factor 4 tot 7 hoger in de Haven, maar blijven nog steeds vrij laag (ca 20 µg/l). Gezien het relatief beperkte debiet uit de dokken en het zeer grote volume van de Schelde ter hoogte van deze boundary, is de invloed van de Haven op de algenpopulatie in het estuarium zeer beperkt.





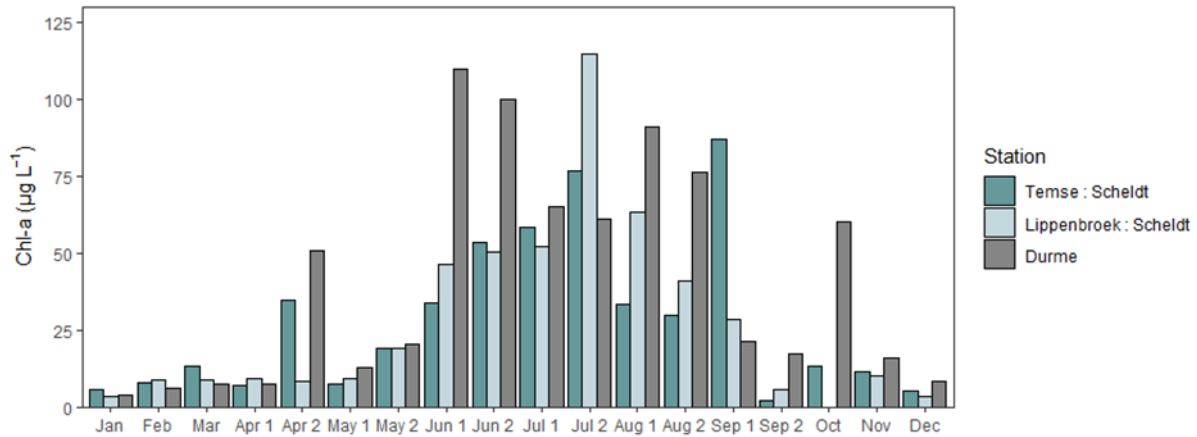
**Figuur 6.8 Chl a concentratie in 2019 in de boundary Haven en de nabij gelegen estuariene stations Grens en Liefkenshoek.**

De Rupel is geen klassieke zijrivier die enkel input levert, het is een deel van het estuarium waarmee dagelijks door het getij water wordt uitgewisseld. Daar waar vroeger, voor de waterzuivering in Brussel in werking trad, de Rupel amper algenbloei kende, komt bloei er sindsdien steeds voor. In 2019 is het chl a gehalte in de Rupel duidelijk gecorreleerd aan deze in de Zeeschelde, wat de wisselwerking tussen beide rivieren illustreert. Maar de bloei is op de Rupel meestal sterker dan in de aanpalende stations in de Zeeschelde, waardoor de Rupel een bron aan plankton was voor de Zeeschelde (Figuur 6.9, Figuur 6.5). Dit is vooral het gevolg van de achteruitgang van de algenpopulatie in de Zeeschelde. Algenbloei ging in de aangrenzende oligohaliene en zoete zone met lange verblijftijd achteruit, wellicht ten gevolge van het slechtere lichtklimaat. In de Rupel is het lichtklimaat ook achteruit gegaan, maar in 2019 nog een stuk beter dan in de Zeeschelde.



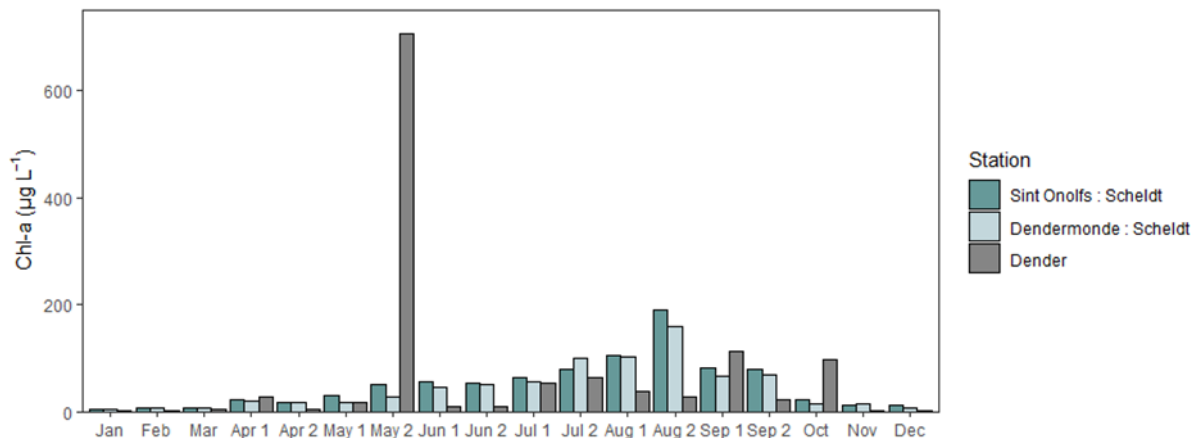
**Figuur 6.9 Chl a concentratie in 2019 te Niel, het meest afwaartse station op de Rupel en de meest nabij gelegen stations Steendorp en Bazel in de Zeeschelde.**

Ook Durme staat in open verbinding met de Zeeschelde, waardoor er sterke wisselwerking is tussen beide rivieren. De chl a waarden in Durme en Zeeschelde zijn ook aan elkaar gewaagd. Ook hier zien we meestal hogere concentraties in de Durme, waardoor de Durme vaak een bron aan fytoplankton vormde voor de Zeeschelde.



**Figuur 6.10 Chl a concentratie in 2019 te Tielrode op de Durme, en te Lippenbroek en Temse, de meest nabij gelegen stations in de Zeeschelde.**

De Dender mondt uit in de Zeeschelde via een sluzencomplex; hier is geen wisselwerking mogelijk. Dender kende eind mei een zeer sterke algenbloei, en kon toen duidelijk een bron aan chl a voor het estuarium zijn. In de Zeeschelde vinden we die chl a piek echter niet terug. Einde mei kende de Dender echter zeer lage debieten, waardoor de flux naar de Zeeschelde beperkt was. Begin juni traden er enkele grote pieken in debiet op, die de bloei in de Dender volledig deden uitspoelen. De rest van het jaar, op oktober na, beleven de concentraties in de Dender onder deze in de Zeeschelde.



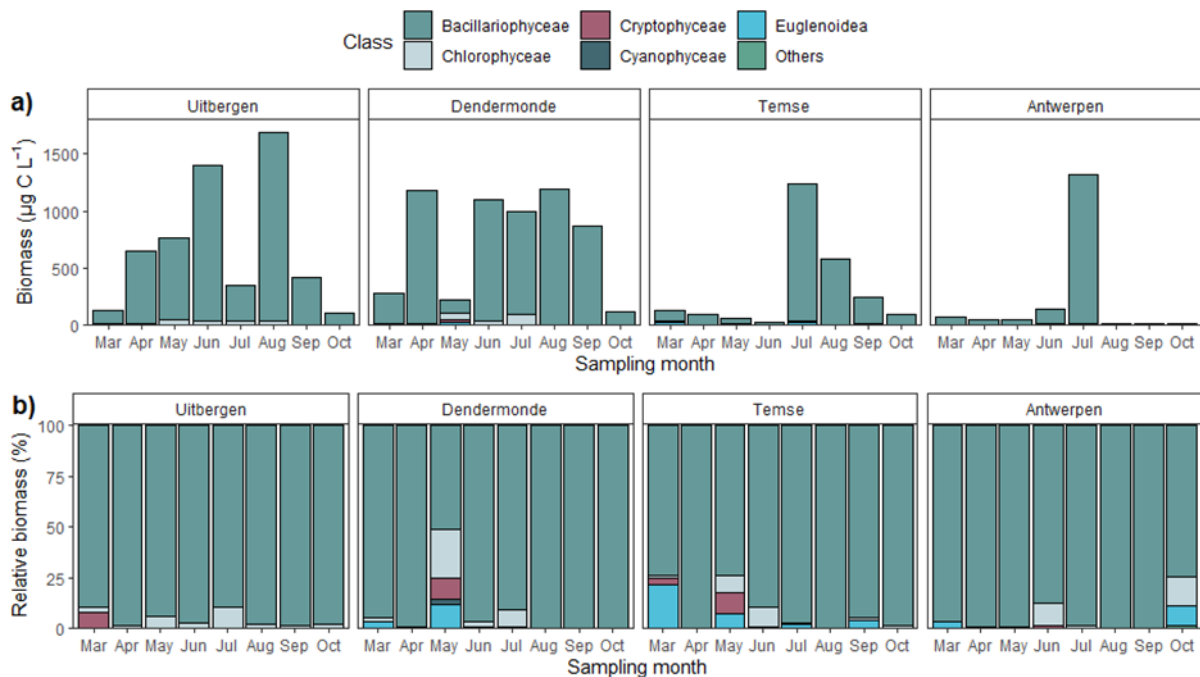
**Figuur 6.11 Chl a concentratie in 2019 in de Dender, en te St Onolfs en Dendermonde, de meest nabij gelegen stations in de Zeeschelde.**

De opwaartse boundary Bovenschelde tenslotte kende in 2019, net als in de voorgaande jaren, duidelijk lagere chl a concentraties dan de Zeeschelde (Figuur 6.5), en fungeerde bijgevolg nooit als belangrijke bron voor fytoplakton.

## 6.2.4 Fytoplankton soortensamenstelling

Fytoplankton in de Zeeschelde wordt in 2019 gedomineerd door diatomeeën (Bacillariophyceae, Figuur 6.12). De volledige lijst met fytoplankton soorten waargenomen in de Zeeschelde in 2019 is opgenomen in de appendix. De meer afwaartse stations Temse en Antwerpen kennen een lagere biomassa dan de zoete stations Dendermonde en Uitbergen. Uitzondering vormt een diatomeebloei in Antwerpen in juli. Hoewel diatomeeën de planktonpopulatie domineren, kenden in mei in Dendermonde euglenoiden een

relatief aandeel van 12%, chlorofyten een aandeel van 24%. In Temse had in dezelfde maand 10 % cryptofyten en 8% chlorofyten.

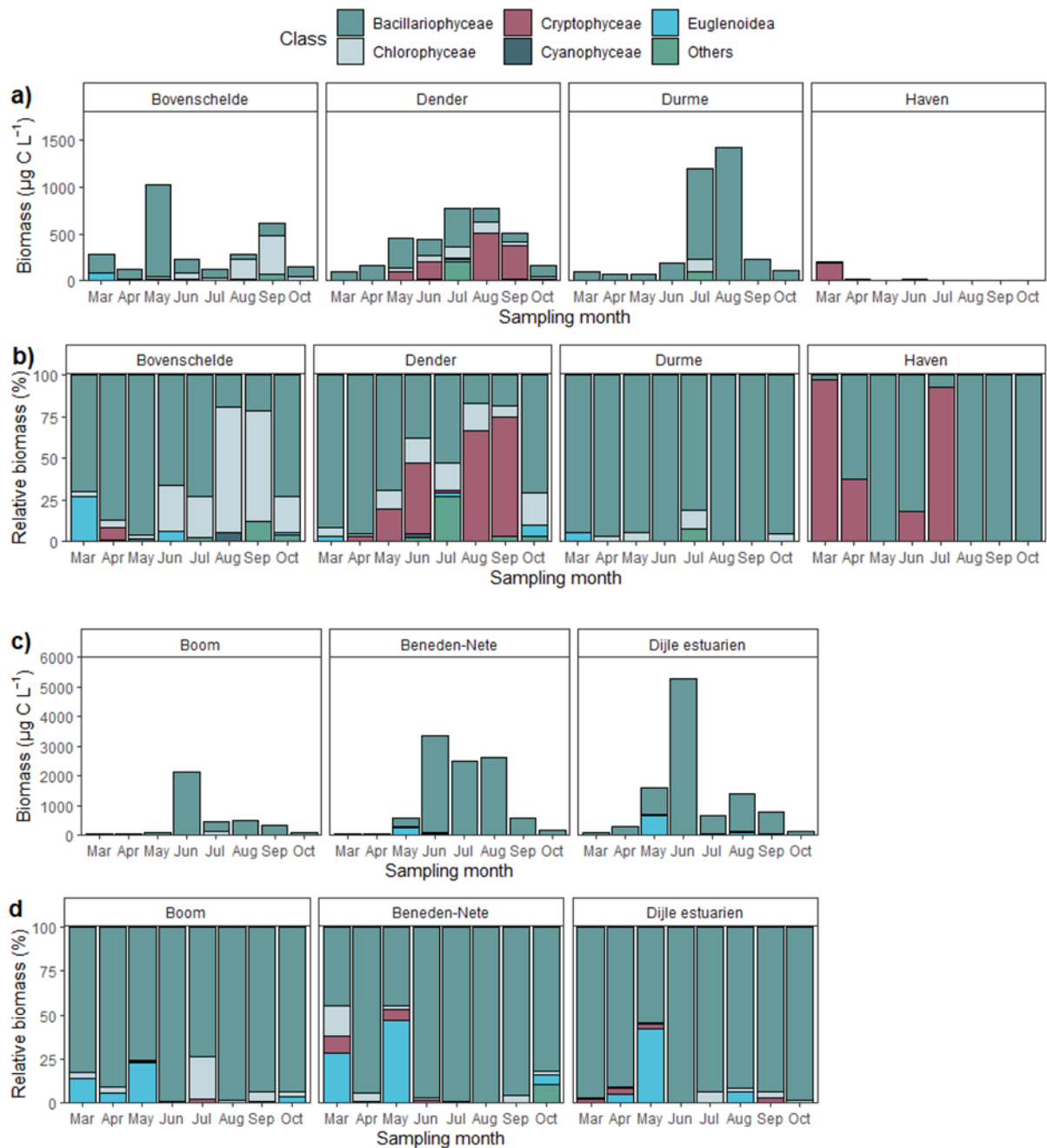


**Figuur 6.12 Fytoplankton biomassa (a) en relatieve biomassa (b) op klasse niveau in de verschillende zones in de Zeeschelde.**

In de Bovenschelde worden 2 perioden van bloei waargenomen: een eerste in het voorjaar van diatomeeën, en een tweede op het einde van de zomer van Chlorofyten (Figuur 6.13). In de Dender vormen diatomeeën de meest dominante taxa in de vroege lente, maar tussen mei en september neemt hun aandeel geleidelijk af ten voordele van chlorofyten.

In Durme zijn diatomeeën steeds dominant. In het Rupelbekken zijn diatomeeën ook steeds dominant, al is er in het voorjaar een opmerkelijke stijging van het aandeel euglenoiden.

In de boundary Haven komt enkel in het vroege voorjaar een korte bloei voor van cryptofyten. Gedurende de rest van het jaar, ligt de biomassa steeds zeer laag in vergelijking met de andere stations.

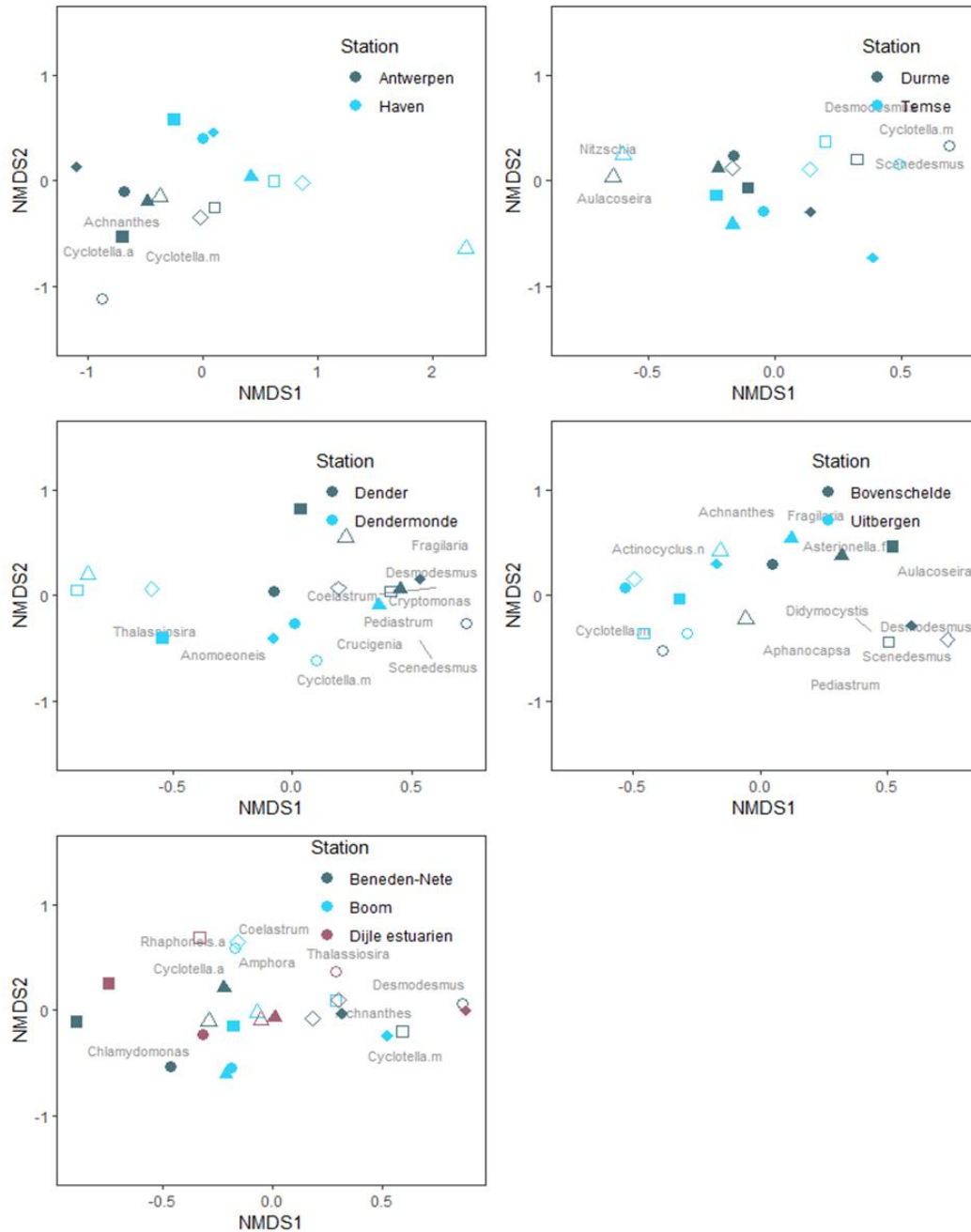


**Figuur 6.13** Fytoplankton biomassa (a) en relatieve biomassa (b) op klasse niveau in de verschillende zijrivieren van het estuarium.

Fytoplankton samenstelling in het estuarium werd ook vergeleken met de dichtst bij zijnde stations in de zijrivieren door middel van NMDS (Nonmetric Multidimensional Scaling) (Figuur 6.14). Antwerpen en Haven verschillen in soortensamenstelling, vooral door de hogere biomassa van de diatomeesoorten *Achnanthes* en *Cyclotella* te Antwerpen. Tussen Durme en Temse is op basis van soortensamenstelling geen duidelijk onderscheid te maken, wat wijst op de grote uitwisseling tussen beide systemen die met elkaar in open verbinding staan. Tussen Boom, Beneden-Nete en Dijle estuaries, die ook in open verbinding met elkaar staan, worden wel kleine verschillen waargenomen. Echter, deze verschillen worden beter door seizoenaliteit verklaard dan door locatie.

Dender en Dendermonder vertonen een verschillende fytoplankton samenstelling. In het estuarium zijn de diatomeeën *Thalassiosira*, *Cyclotella meneghiniana*, en *Anomoeneis* meer abundant, in de Dender

zijn het de chlorofyt *Desmodesmus* en de diatomee *Fragillaria*. Ook Bovenschelde vertoont verschillen in soortensamenstelling in vergelijking met het estuarium. Uitbergen kent vooral grote biomassa's van de diatomeesoorten *Cyclotella meneghiniana*, *Actinocyclus normanii* en *Achnanthes*, terwijl in de Bovenschelde chlorofyten zoals *Desmodesmus*, *Scenedesmus* en *Pediastrum* meer abundant zijn.

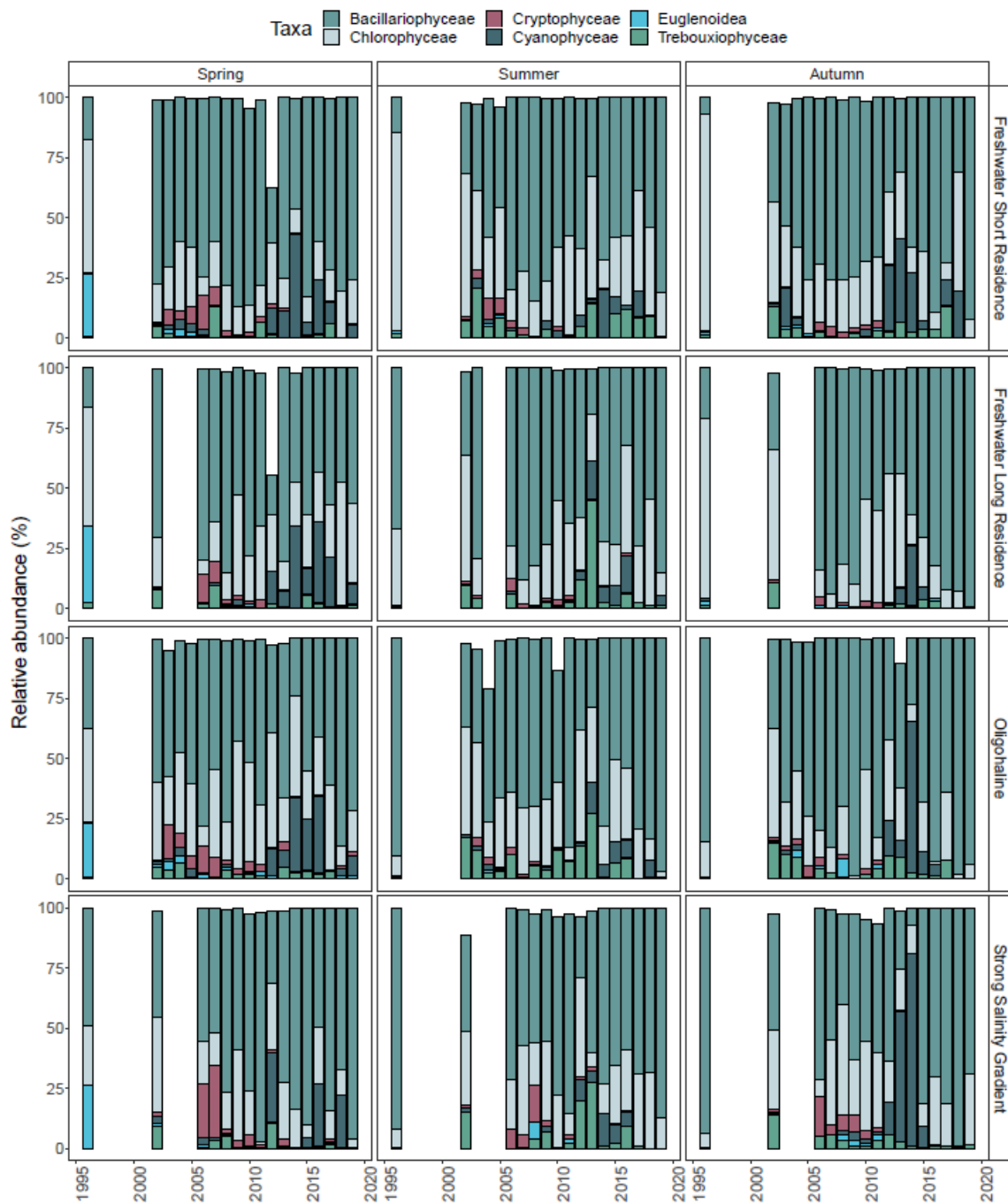


**Figuur 6.14** NMDS ordinatie van maandelijkse fytoplankton stalen waarbij de gemeenschapssamenstelling tussen estuarium en zijrivieren wordt vergeleken. Enkel soorten die significant bijdragen aan de NMDS zijn weer gegeven. Afkortingen: zie soortenlijst in de Appendix.

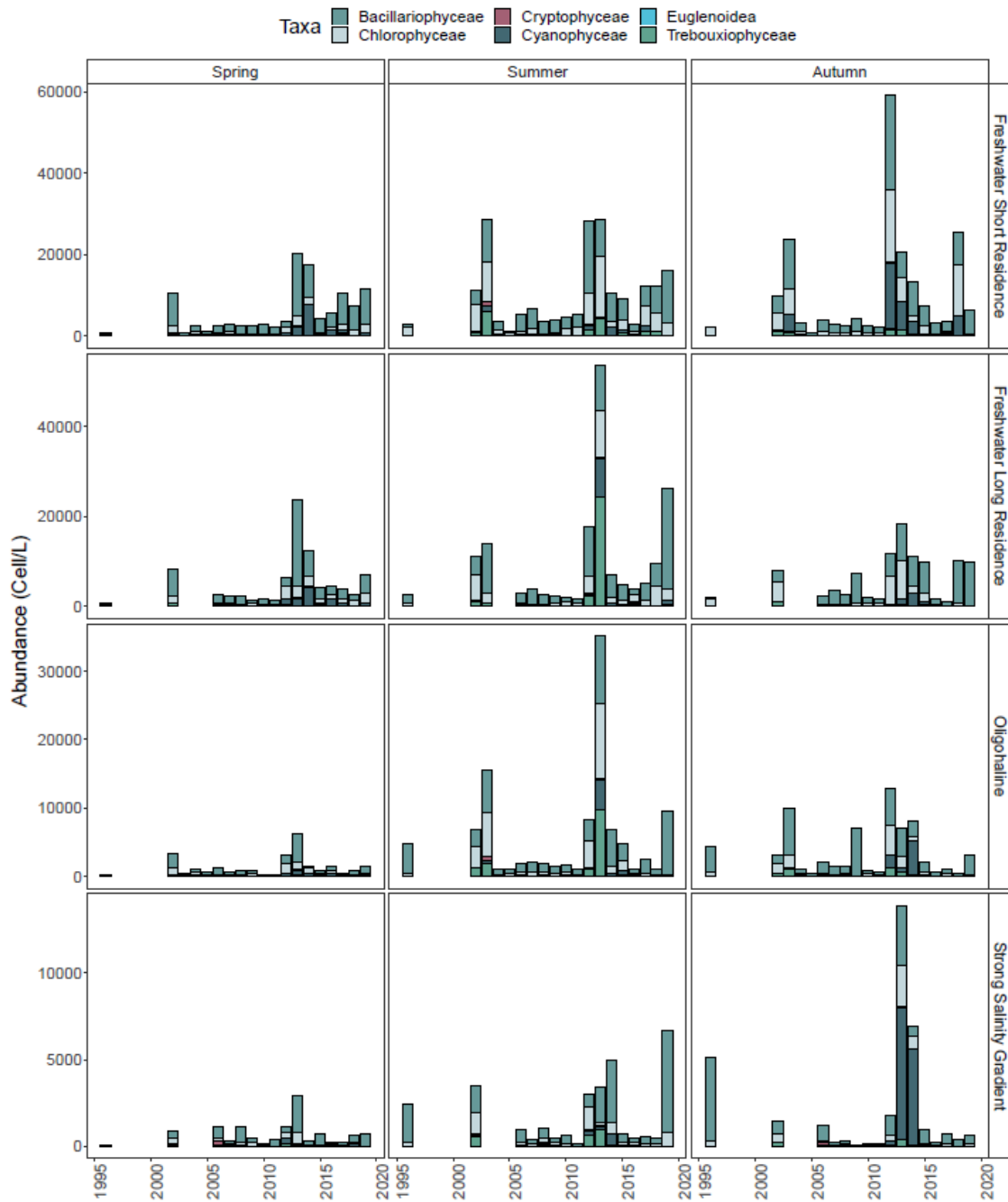
## 6.2.5 Langetermijntrends in soortensamenstelling

Figuur 6.16 en Figuur 9.1 tonen voor de verschillende zones in het estuarium het % aandeel, respectievelijk de abundantie van de meest relevante klassen tussen 1995 en 2019. De

Bacillariophyceae (diatomeeën) zijn over de ganse periode dominant aanwezig, gevolgd door de Chlorophyceae (groenalgen). Enkel wanneer fytoplankton in lage abundanties aanwezig is, wordt het relatieve aandeel van andere klassen wat groter.

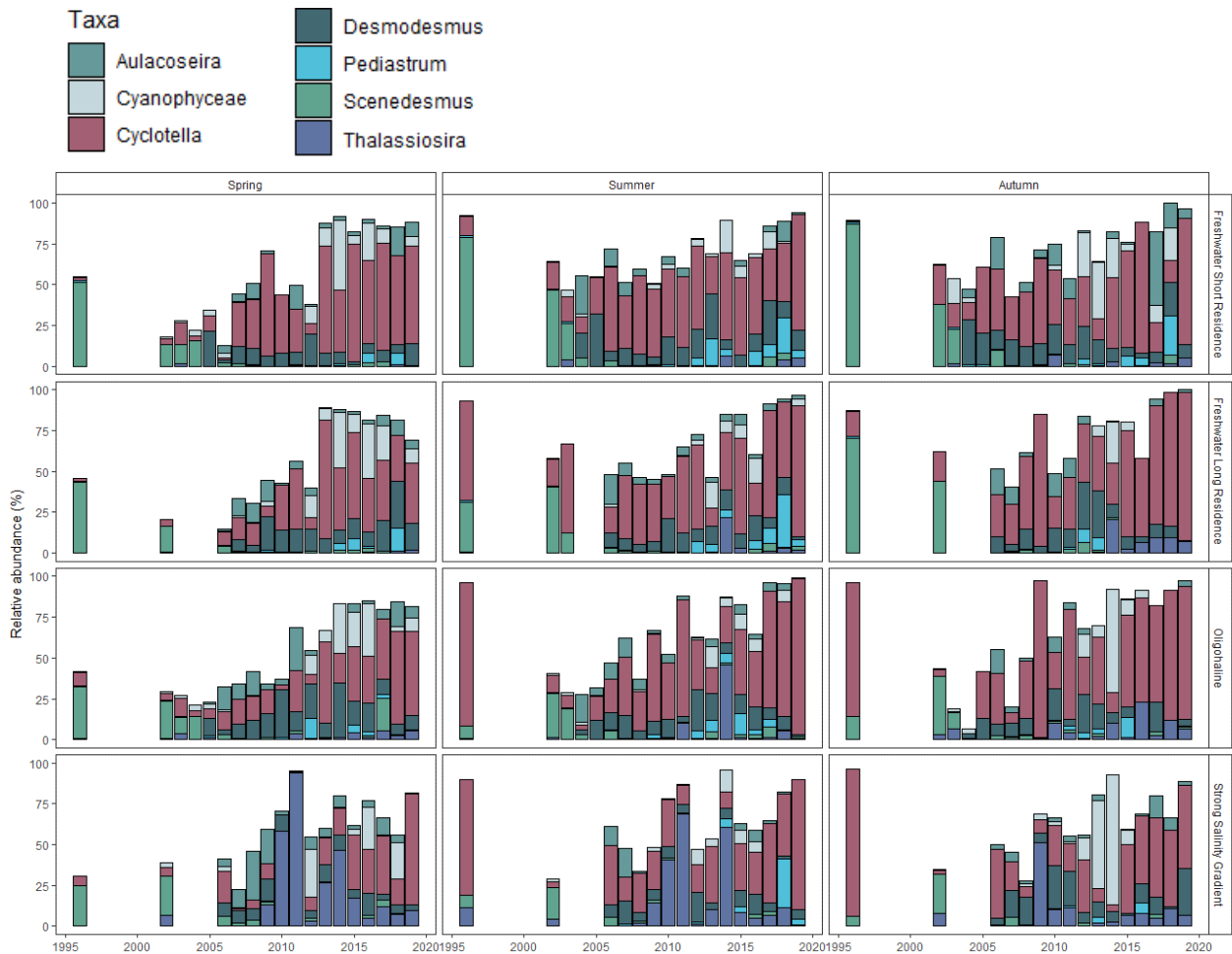


**Figuur 6.15** Gemiddelde relatieve fytoplankton abundantie voor de meest relevante klassen in de verschillende zones van het estuarium voor lente, zomer en herfst.



**Figuur 6.16** Gemiddelde fytoplankton abundantie voor de meest relevante klassen in de verschillende zones van het estuarium voor lente, zomer en herfst.

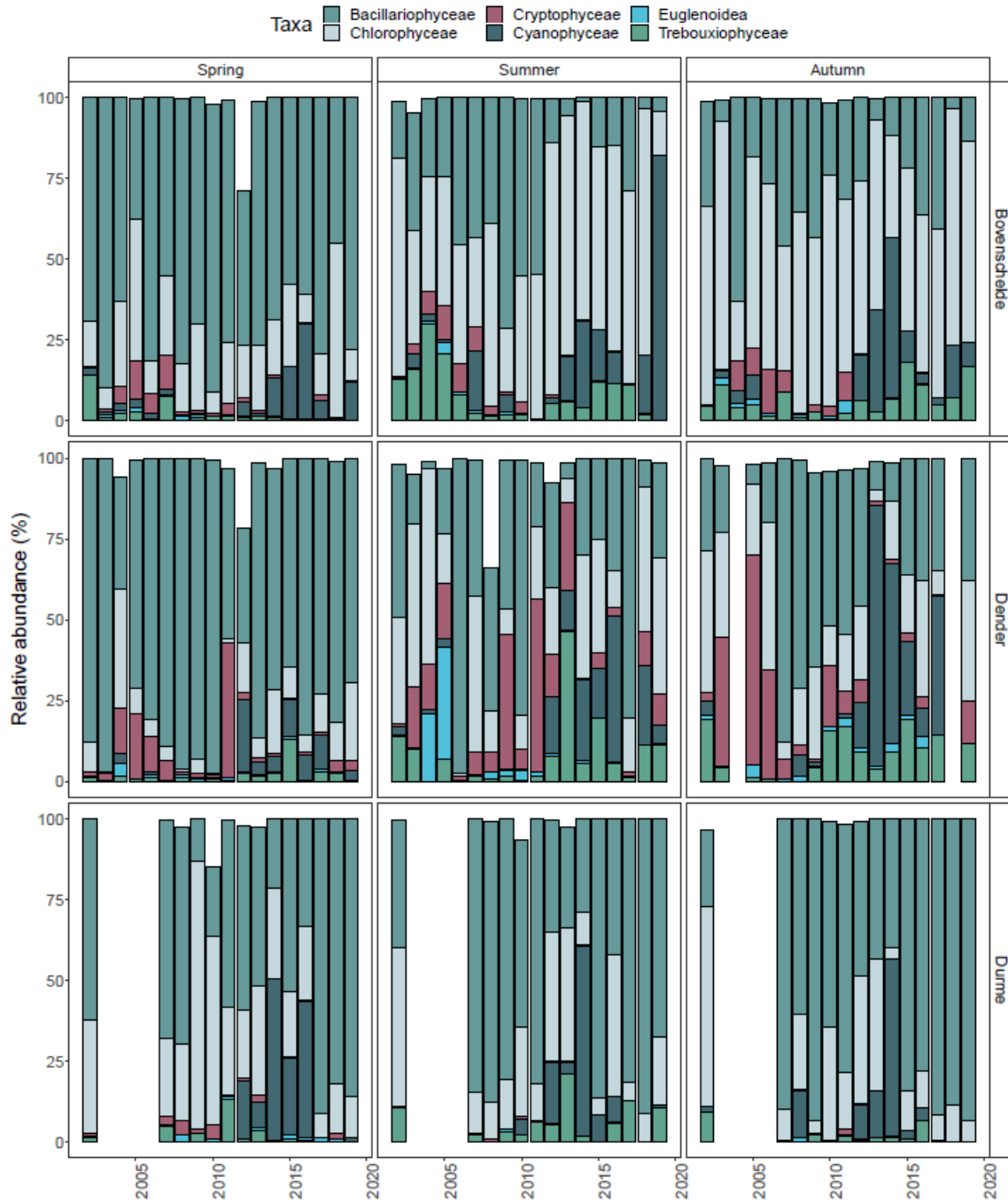
Het meest abundante genus in de Zeeschelde is *Cyclotella*, dat in alle zones en seizoenen voorkomt, maar vooral in het zoete domineert (Figuur 6.17). De relatieve abundantie ervan neemt ook toe, de diversiteit wordt met andere woorden lager. In de gradiëntzone was er in 2008 de plotse opkomst van *Thalassiosira*, die sinds 2016 nagenoeg geheel verdwenen is.



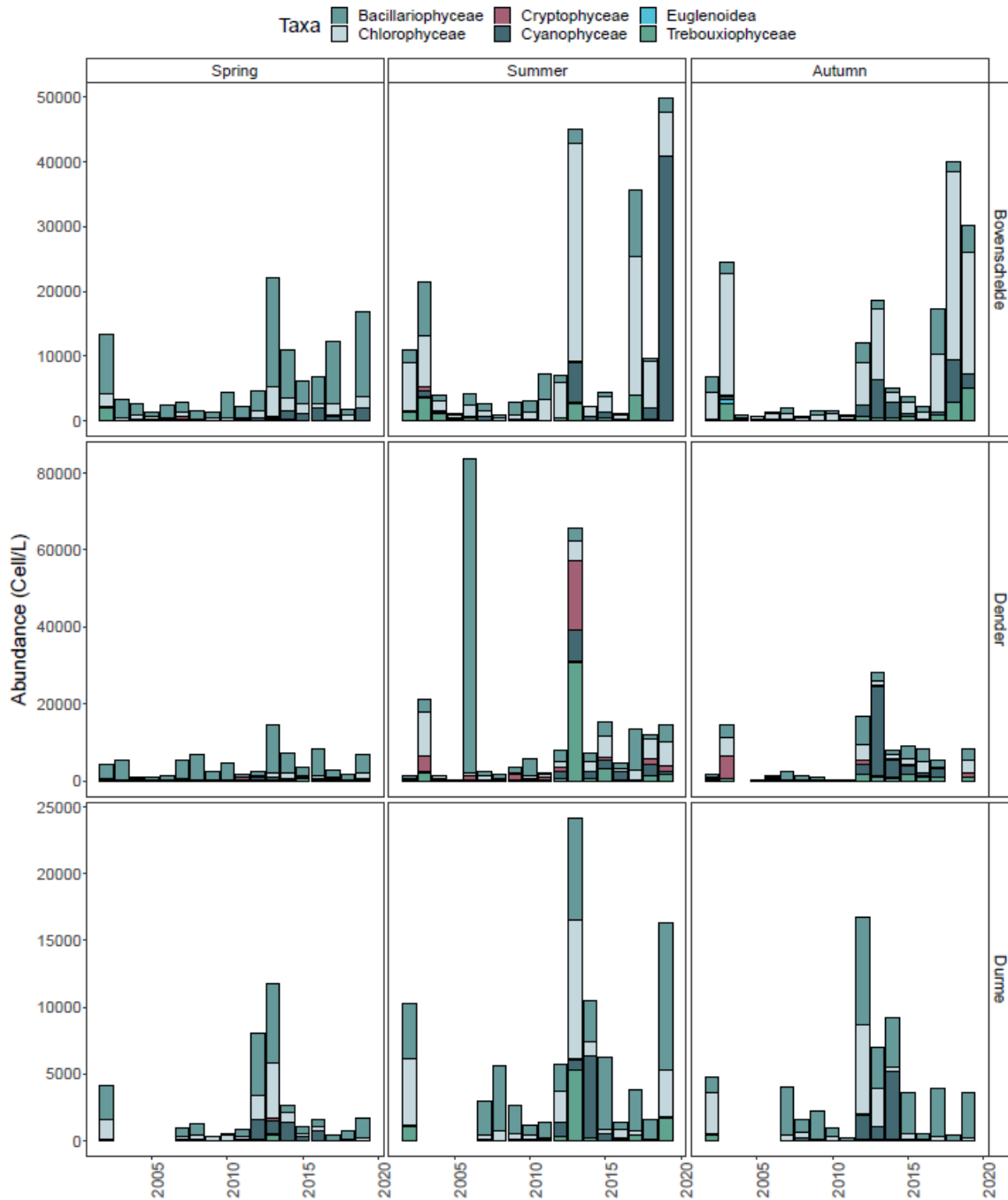
**Figuur 6.17 Gemiddelde relatieve fytoplankton abundantie voor de meest relevante genera en taxa in de verschillende zones van het estuarium voor lente, zomer en herfst.**

In de zijrivieren is de voorbije 20 jaar geen duidelijke trend waarneembaar (Figuur 6.18, Figuur 6.19). De Bovenschelde kent in het voorjaar steeds een sterke dominantie van Bacillariophyceae (diatomeeën). In zomer en najaar wordt die positie overgenomen door Chlorophyceae (groenalgen). De Dender kent in het voorjaar ook een sterke Bacillariophyceae dominantie. In zomer en najaar zijn verschillende klassen co-dominant. De Durme tenslotte vertoont, door de dagelijks wisselwerking met de Zeeschelde, hetzelfde patroon als de zoete zone met lange verblijftijd.





**Figuur 6.18** Gemiddelde relatieve fytoplankton abundantie voor de meest relevante klassen in Bovenschedde, Dender en Durme voor lente, zomer en herfst.



**Figuur 6.19 Gemiddelde fytoplankton abundantie voor de meest relevante klassen in Bovenschedde, Dender en Durme voor lente, zomer en herfst.**

## 6.2.6 Fytoplankton koolstof/chlorofyl a ratio

Aan de hand van de  $^{13}\text{C}$  isotopische samenstelling van POC en DIC, kan de fytoplankton koolstof biomassa bepaald worden, waaruit vervolgens de koolstof/chlorofyl ratio wordt afgeleid. Omdat deze berekening in 2019 voor de eerste maal werd toegepast, bespreken we deze nieuwe methodiek iets uitvoeriger in dit hoofdstuk.

## Methodiek

Organisch koolstof in het estuarium bestaat uit een mengsel van allochtoon materiaal (afkomstig uit afvalwater, terrestrische planten, enz.) en in-situ geproduceerd materiaal – namelijk fytoplankton biomassa. Beiden worden gekenmerkt door verschillende  $\delta^{13}\text{C}$  isotopische samenstelling (zie ook 4.1.4).

De karakteristieke  $\delta^{13}\text{C}$  waarde van allochtoon organisch koolstof ( $\delta^{13}\text{C-POC}_{\text{all}}$ ) in het estuarium kan het best geschat worden door de  $\delta^{13}\text{C-POC}$  waarden te nemen van instromend water in de winter, wanneer er geen fytoplankton groei mogelijk is. Hierbij maken we de hypothese dat er in de winter geen fytoplankton in het water is en dat POC 100% afkomstig is van allochtoon materiaal.

De  $\delta^{13}\text{C}$  samenstelling van fytoplankton materiaal daarentegen kan berekend worden vanuit de  $\delta^{13}\text{C-DIC}$ . Opgelost anorganisch koolstof (DIC) dient immers als substraat voor fytoplankton, en wordt via fotosynthese omgezet in particulier organisch koolstof (POC). Wanneer fytoplankton DIC opneemt, is er een voorkeur om het lichtere isotoop ( $^{12}\text{C}$ ) te gebruiken waardoor de nieuw gemaakte organische koolstof (POC) “lichter” is dan het substraat (DIC). Het verschil tussen de isotopische samenstelling van het substraat (DIC) en het product ( $\text{POC}_{\text{phy}}$ ) wordt de isotoop fractionatie factor ( $\epsilon_{\text{POC-DIC}}$ ) genoemd (eq.1). In de Schelde werd deze factor geschat door Van den Meersche et al (2009) voor diatomeeën en groenalgen – de voornaamste fytoplankton groepen in de Schelde.

$$\text{DIC} \rightarrow \text{POC}_{\text{phy}} \quad \epsilon_{\text{POC-DIC}} = \delta^{13}\text{C-POC}_{\text{phy}} - \delta^{13}\text{C-DIC} \quad (\text{eq.1})$$

$$\text{met} \quad \epsilon_{\text{POC-DIC}} = -25.28 \pm 1.95 \text{ ‰ voor diatomeeën}$$

$$\epsilon_{\text{POC-DIC}} = -31.78 \pm 2.34 \text{ ‰ voor groenalgen}$$

Na identificatie van de dominante fytoplankton populatie (diatomeeën of groenalgen), kan vervolgens voor een zekere zone en periode, de karakteristieke  $\delta^{13}\text{C}$  waarde van fytoplankton POC ( $\delta^{13}\text{C-POC}_{\text{phy}}$ ) in de Schelde geschat worden via de  $\delta^{13}\text{C-DIC}$  van instromend water min  $\epsilon_{\text{POC-DIC}}$  (‰) tijdens de groeiperiode.

Eens  $\delta^{13}\text{C-POC}_{\text{phy}}$  ( $\delta_{\text{phy}}$ ) en  $\delta^{13}\text{C-POC}_{\text{all}}$  ( $\delta_{\text{all}}$ ) bepaald is, kunnen we de relatieve proportie van fytoplankton en allochtoon materiaal berekenen uit de gemeten  $\delta^{13}\text{C-POC}$  ( $\delta_{\text{POC}}$ ) via een “mixing” vergelijking met twee end-members (fytoplankton POC en allochtoon POC) (eq.2)

$$\text{POC}_{\text{phy}} \times \delta_{\text{phy}} + \text{POC}_{\text{all}} \times \delta_{\text{all}} = \text{POC} \times \delta_{\text{POC}} \quad \text{met} \quad \text{POC} = \text{POC}_{\text{phy}} + \text{POC}_{\text{all}} \quad (\text{eq.2})$$

Hieruit kunnen we de relatieve proportie van fytoplankton POC ( $R_{\text{phy}}$ ) berekenen (eq.3)

$$R_{\text{phy}} = \text{POC}_{\text{phy}} / \text{POC} = (\delta_{\text{POC}} - \delta_{\text{all}}) / (\delta_{\text{phy}} - \delta_{\text{all}}) \quad (\text{eq.3})$$

Uit de gemeten POC-waarden en de  $R_{\text{phy}}$  kan vervolgens de absolute fytoplankton koolstof biomassa bepaald worden.

## Resultaten 2019

De methode kan alleen toegepast worden in zones waar significante fytoplankton biomassa verwacht wordt en waar geen verschillende POC-bronnen worden verwacht. Voor 2019 kan de methode toegepast worden in de zoetwater zone met korte verblijftijd tijd (Zoet kort), maar ook in Dender en Bovenschelde.

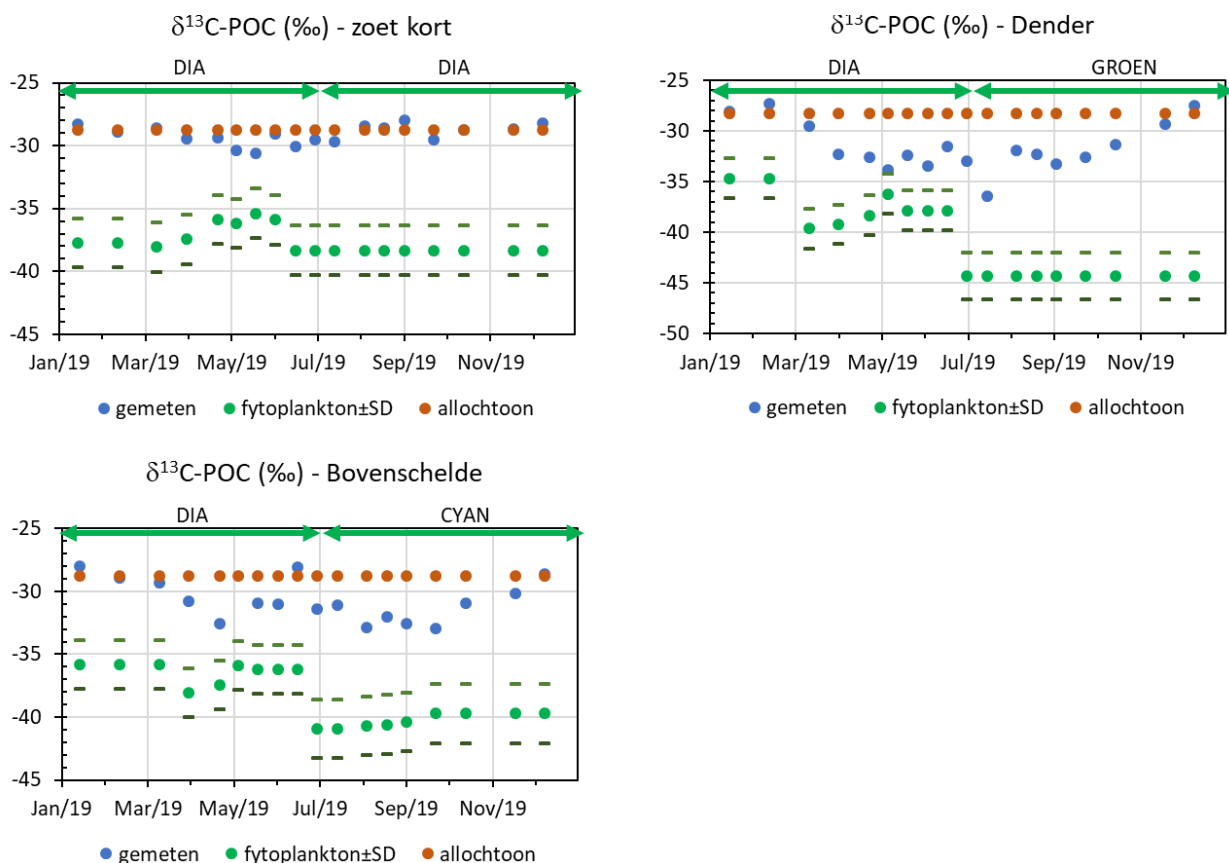
Tabel 6.1 geeft de gemiddelde isotopische samenstelling van POC in de winter (periode vóór de bloei) in de Bovenschelde (instromend water voor Zoet kort en voor Bovenschelde) en in de Dender. Deze winterwaarden gebruiken we voor de  $\delta^{13}\text{C}$  van allochtoon materiaal.

**Tabel 6.1 Gemiddelde winter isotopische samenstelling van POC ( $\delta^{13}\text{C}$ -POC<sub>all</sub>) in Bovenschelde en Dender monding.**

Average before bloom:	year	$\delta^{13}\text{C}$ -POC <sub>all</sub> (‰)
Bovenschelde average	2019	-28.76
Dender average	2019	-28.28

Fytoplankton  $\delta^{13}\text{C}$ -POC is niet constant over het jaar omdat de  $\delta^{13}\text{C}$ -DIC varieert tijdens het groeiseizoen (door opname van het lichtere isotoop, zie 4.1.4 Koolstofdynamiek 2019). Dit wordt in rekening gebracht. Voor elke zone (Zoet kort, Dender en Bovenschelde) en observatieperiode (dus elke campagne) wordt eerst de dominante fytoplankton soort geïdentificeerd om de juiste fractionatie factor te selecteren. Hiermee wordt fytoplankton  $\delta^{13}\text{C}$ -POC berekend via eq.1. Hierbij maken we de veronderstelling dat (1) instromend DIC in Zoet kort = DIC van de Bovenschelde voor dezelfde periode; (2) dat instromend DIC van Dender en Bovenschelde = DIC van Dender en Bovenschelde van de voorgaande periode (bv voor fytoplankton  $\delta^{13}\text{C}$ -POC van april, gebruiken we  $\delta^{13}\text{C}$ -DIC van maart), en (3) dat wanneer Chl a concentraties dalen, er geen fytoplankton groei meer is en dat  $\delta^{13}\text{C}$ -POC<sub>phy</sub> constant blijft.

Figuur 6.20 toont voor Zoet kort, Dender en Bovenschelde, de variatie van de gemeten  $\delta^{13}\text{C}$ -POC, en de geschatte  $\delta^{13}\text{C}$ -POC van de twee end-members: fytoplankton (met standard deviatie gelinkt aan de variabiliteit van de fractionatie factor) en allochtoon materiaal.

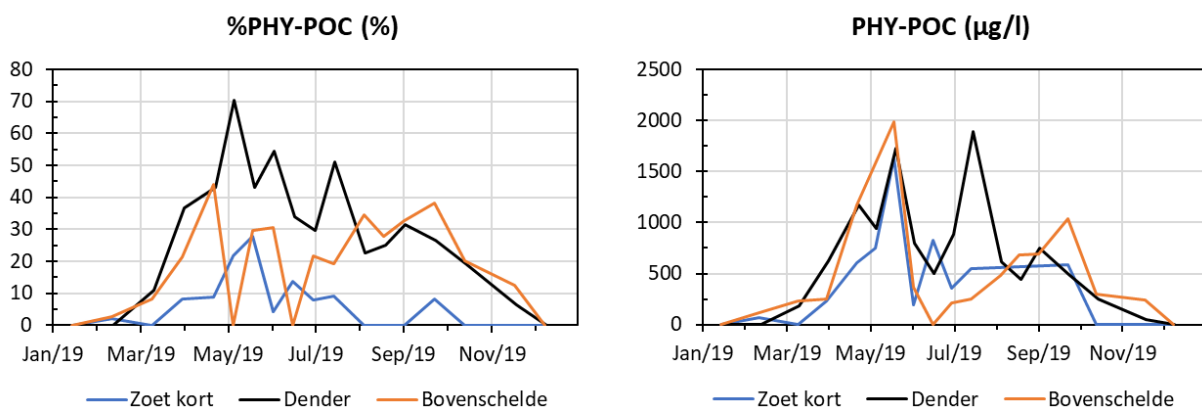


**Figuur 6.20 Variatie van de gemeten  $\delta^{13}\text{C}$ -POC, en de geschatte  $\delta^{13}\text{C}$ -POC van fytoplankton (met standard deviatie – SD - gelinkt aan de variabiliteit van de fractionatie factor) en van allochtoon materiaal in 2019 voor de zoete zone met korte verbijftijd, Dender en Bovenschelde. DIA: diatomeeën, GROEN: groenalgen, CYAN: cyanobacterien.**

Merkwaardig in 2019 is dat in de Bovenschelde de fytoplankton populatie in de zomer voornamelijk uit cyanobacteriën bestaat. De fractionatie factor voor cyanobacterie werd niet bepaald voor de Schelde door Van den Meersche et al (2009). Hiervoor gebruiken we dan de waarden van Keller en Morel (1999) met dezelfde SD dan voor groenalgen:  $30 \pm 2.34$  ‰.

Deze waarden worden vervolgens gebruikt om het aandeel (%) fytoplankton koolstof in de POC (%PHY in POC) en de fytoplankton koolstof biomassa (PHY-POC) te bepalen (eq.3) voor elke campagne van het jaar 2019 (Figuur 6.21).

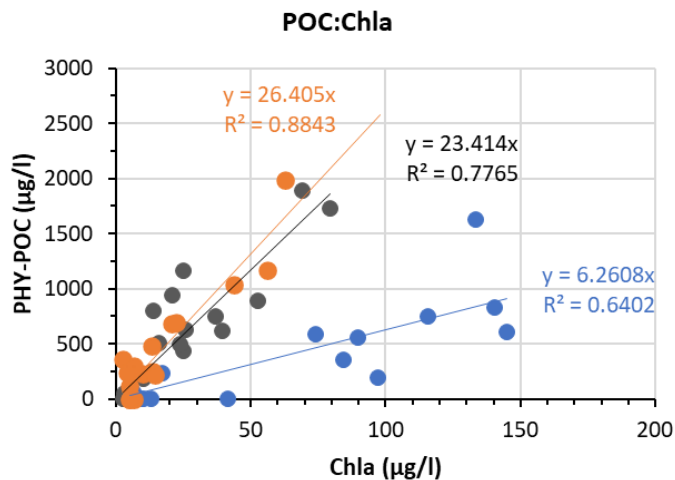
In beide zones zien we dat de %PHY in POC stijgt tijdens de bloeiperiode met een maximum van 70% in de Dender, 40% in de Bovenschelde en 30% in de zoetwater zone van het estuarium (Figuur 6.21). Algemeen is er meer allochtoon organisch koolstof materiaal in het estuarium dan in de Dender en Bovenschelde. In absolute waarden zien we dat de fytoplankton biomassa's in Dender, Bovenschelde en Schelde zeer gelijkaardig zijn in de lente (tot 2000  $\mu\text{gC/l}$ ) maar dat er in de Dender nog een tweede gelijkaardige fytoplankton piek in de zomer (juli) voorkomt.



**Figuur 6.21 Gemiddelde percentage fytoplankton koolstof in het particulier organisch koolstof (%PHY-POC) en koolstof fytoplankton biomassa berekend uit de isotopsamenstelling (PHY-POC) in de Dender, Bovenschelde en in het zoetwater gedeelte van de Schelde met korte residentie tijd (Zoet kort), in 2019.**

Deze biomassa's berekend uit de isotoop samentelling kunnen vergeleken worden met Chl a metingen. Er is een duidelijk verband tussen gemeten Chl a en berekende fytoplankton koolstof biomassa met een groot verschil tussen de boundaries Dender en Bovenschelde enerzijds, en het estuarium anderzijds (Figuur 6.22):  $6.3 \mu\text{gC}/\mu\text{gChl a}$  in de Zeeschelde tegen  $23.4$  en  $26.4 \mu\text{gC}/\mu\text{gChl a}$  in de Dender en Bovenschelde respectievelijk.

Alle waarden liggen binnen de range van wat er in de literatuur gevonden worden (bv Cloern et al., 1995). C:Chl a ratio zijn zeer variabel en worden bepaald door meerdere factoren zoals fytoplankton samenstelling, lichtklimaat, temperatuur en nutriënten. Het grootste verschil tussen de monding van de Dender en Bovenschelde, en het stroomopwaarts zoetwater gedeelte van de Schelde is zeker het lichtklimaat met SPM-concentraties van 7 tot 35 mg/l in de Dender, 13 tot 81 mg/l in de Bovenschelde en 52 tot 330 mg/l in de zoete zone met korte verblijftijd. Bij minder licht passen algen zich vaak aan door meer chlorofyl a aan te maken, met een lagere C:Chl a tot gevolg (bv Geider, 1987). Dit kan dus de lagere ratio van de Zeeschelde ten opzichte van Bovenschelde en Dender verklaren: een hogere troebelheid in het estuarium zorgt ervoor dat fytoplankton meer Chl a pigmenten gaat synthetiseren voor eenzelfde biomassa. Andere factoren kunnen natuurlijk ook meespelen, maar licht is zeker één van de belangrijkste.



**Figuur 6.22 Gemiddelde koolstof fytoplankton biomassa berekend uit de isotoopsamenstelling (PHY-POC) in functie van Chlorofyl a (Chla) in de Dender (zwart), Bovenschelde (oranje) en in het zoetwater gedeelte van de Schelde met korte residentie tijd (blauw), in 2019.**

### Langetermijn trend van de C:Chla ratio in de zoetwater zone met korte verblijftijd

$\delta^{13}\text{C}$ -POC,  $\delta^{13}\text{C}$ -DIC en POC worden allen systematisch gemeten sinds 2006 in de Schelde, Dender en Bovenschelde. Volgens hetzelfde principe als hierboven beschreven, werd de fytoplankton koolstof biomassa berekend vanuit de  $\delta^{13}\text{C}$ -DIC en  $\delta^{13}\text{C}$ -POC-metingen en hiermee kunnen we dan de evolutie van de fytoplankton biomassa en relatie met Chl a bekijken over de jaren heen.

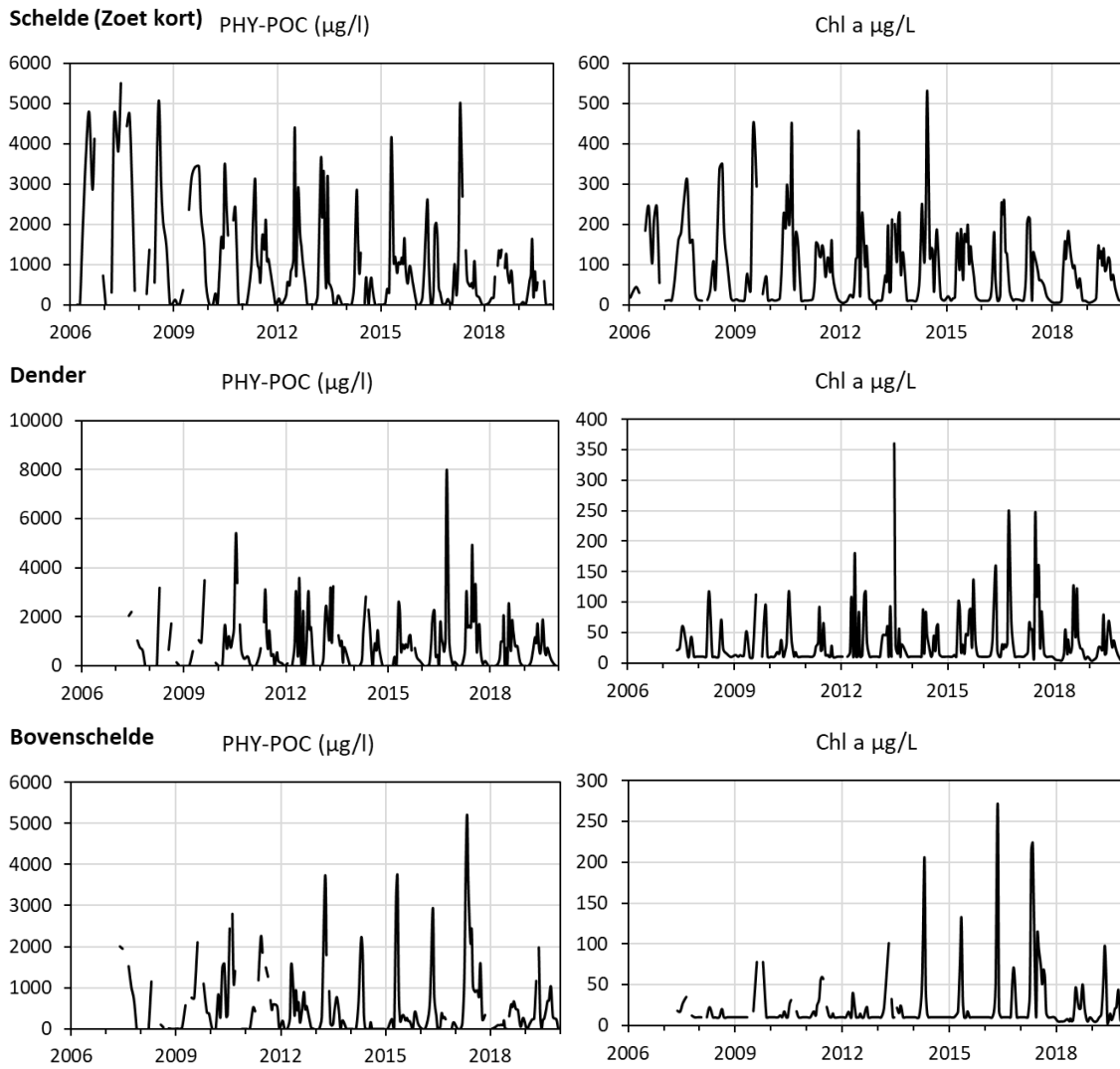
De absolute waarden van fytoplankton biomassa in de Schelde dalen opmerkelijk van 2006 tot heden (Figuur 6.23) met piekwaarden die van 5000 dalen tot minder dan 2000  $\mu\text{g/l}$ . Deze trend komt niet altijd goed overeen met de Chla variaties. We zien bv dat tussen 2006 en 2010, de maximum chlorofyl a stijgt terwijl de biomassa schijnt te dalen.

In Dender en Bovenschelde is er niet echt een lange termijn trend, wel variaties van jaar tot jaar die beter de chl a concentratie volgen.

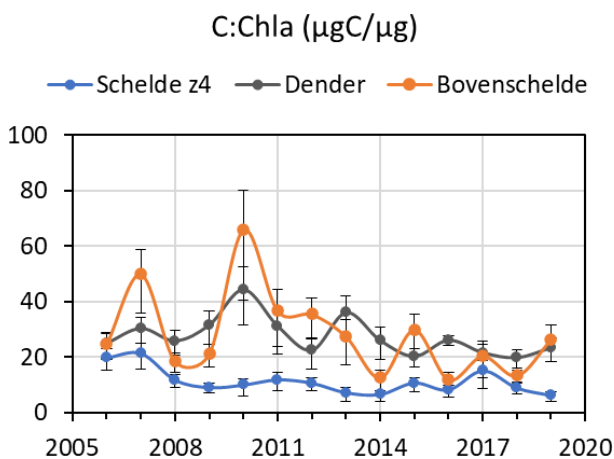
Voor elk jaar werd de jaarlijkse C:Chla ratio van fytoplankton bepaald zoals in Figuur 6.22 voor Schelde (Zoet kort), Dender en Bovenschelde. In de Schelde liggen hoogste waarden (rond de 20  $\mu\text{gC}/\mu\text{gChla}$ ) in 2006 en 2007 (Figuur 6.24), een periode waarin de turbiditeit nog vrij beperkt was (50 tot 150  $\text{mg/l}$ , zie o.a. Figuur 4.8). Gelijkaardige waarden worden ook waargenomen in Dender en Bovenschelde. Vervolgens vertoont de C:Chla ratio een significant dalende trend, tot onder de 10. Zwevende stof daarentegen vertoont een stijgende trend in deze zone (zie Figuur 4.8). Het lijkt er dus op dat de toenemende troebelheid in de Zeeschelde als effect heeft gehad dat fytoplankton meer chl a pigmenten aanmaakte terwijl de biomassa afnam. Andere factoren zouden natuurlijk ook kunnen meespelen, maar licht is zeker één van de belangrijkste.

Ter vergelijking in de Dender, waar turbiditeit minder een rol speelt, blijft de C:Chla hoger (25-45) al zijn er hier ook variaties maar geen echte duidelijke trend.

In de Bovenschelde kent een sterk schommelend verloop, met de laatste jaren lagere waarden voor C:Chla, maar waarden blijven hoger dan in de Schelde. Over de periode 2006-2019 is de daling niet significant. De lagere waarden in 2015-2019 zijn wel opmerkelijk, want zwevende stof vertoont er wel een significant dalende trend.



**Figuur 6.23 Koolstof fytoplankton biomassa berekend uit de isotoopsamenstelling (PHY-POC), en chlorofyl a (Chla) in de zoete zone met korte verblijftijd, Dender en Bovenschelde van 2006 tot 2019.**



**Figuur 6.24 Koolstof/chlorofyl a ratio van fytoplankton van 2006 tot 2019 in het zoetwater gedeelte van de Schelde met korte residentie tijd (Schelde z4), Dender en Bovenschelde. Error bars geven de variabiliteit op de ratio die gelinkt is met de variabiliteit op de fractionatie factor die gebruikt werd om fytoplankton  $\delta^{13}\text{C-POC}$  te berekenen uit  $\delta^{13}\text{C-DIC}$ .**

## 6.3 Zoöplankton

### 6.3.1 Inleiding

Zoöplankton, het 'dierlijk' plankton, wordt reeds sinds de start van OMES eind 1995 opgevolgd. Het is de verzameling van in water zwevende of drijvende heterotrofe organismen. Dit betekent dat ze zich niet voeden door middel van fotosynthese zoals het fytoplankton, het plantaardig plankton. Zoöplankton consumeert fytoplankton (herbivoor), andere zoöplanktonsoorten (carnivoor), bacteriën (bacterivoor) of detritus (detrivoor). Zij bewegen zich mee met de stroming van het water, maar kunnen zich ook actief voortbewegen.

In 2019 lag de focus van de OMES zoöplankton monitoring op:

- abundantie en compositie van de zoöplankton gemeenschap in de brakke en zoete zones
- abundantie en compositie van de zoöplankton gemeenschap in de zijrivieren, en het verifiëren van de omstandigheden waarin de copepodesoort *Eurytemora affinis* dominant kan worden
- evolutie in tijd en ruimte van de seks ratio van *E. affinis* in de Zeeschelde en haar zijrivieren. Sinds 2016 wordt voor deze dominante copepodesoort bij de adulten en copepodiet 5 stadia ook het geslacht bepaald. De ratio mannetjes/vrouwtjes (M/V) geeft ondermeer een indicatie van de situatie waarin de populatie zich bevindt wat betreft reproductie-capaciteit.

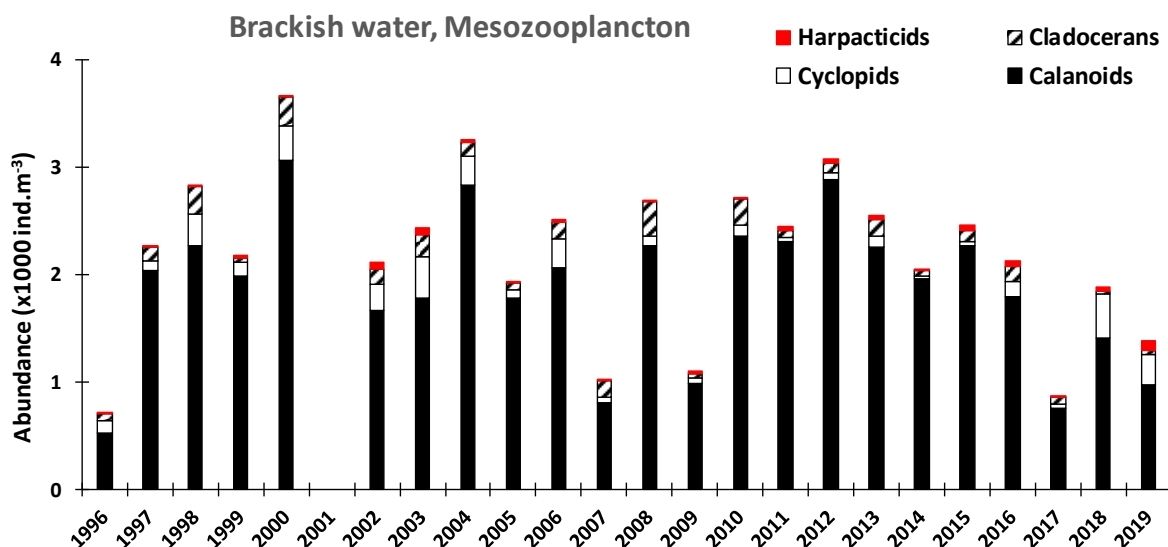
De resultaten voor de Zeeschelde worden opgedeeld in brakwater (stations Grens en Antwerpen) en zoetwater (stations Temse, Dendermonde, Uitbergen en Melle). Het zoutgehalte te Antwerpen fluctueert sterk met de seizoenen en debieten, waardoor de indeling van Antwerpen bij de brakke stations ietwat arbitrair is.

Tendensen zijn getest met Spearman-Rank, verschillen tussen series met een t-test indien de distributie en variantie van de data het toelaten, zo niet met een Mann-Whitney. De gegevens over de abundantie van de verschillende zoöplankton taxa zijn geïntegreerd in de OMES-databank en de getoonde grafieken geven jaargemiddelde waarden vanaf 1996 tot en met december 2019 voor de 6 estuariene stations. Voor de zijrivieren bevat de databank momenteel data van januari 2002 tot en met december 2018..

### 6.3.2 Abundantie en samenstelling zoöplankton gemeenschap in de Zeeschelde

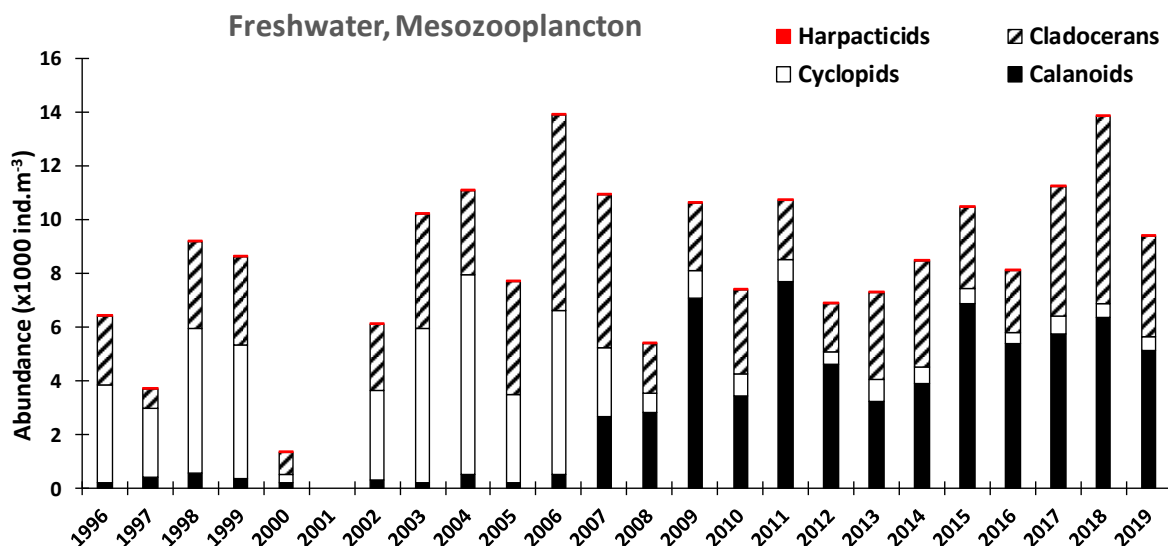
In het brakwater traject wordt de copepoden gemeenschap - wat betreft adulten en copepodiet 5 stadia (C5, een van de stadia in de levenscyclus van copepoden) - sinds het begin van de waarnemingen gedomineerd door calanoïde copepoden (Figuur 6.25). De daling in *E. affinis* abundantie waargenomen tussen 2017 en 2018 zet zich verder in 2019. Er is nu een significantief dalende trend in *E. affinis* abundantie vanaf 2012 ( $p < 0.01$ ). Dit gaat niet gepaard met een significante stijging van de cyclopide of harpacticide copepoden of cladoceren, die alle weinig abundant blijven. Het gevolg is dat de totale meso-zoöplankton brakwater populatie populatie significant in abundantie afneemt sinds 2012 ( $p < 0.001$ )





**Figuur 6.25** Jaargemiddelde abundantie van copepoden (Harpacticoiden, Cyclopoiden en Calanoiden; adulten en C5 stadia) en van cladoceren in de brakwater zone (stations Grens en Antwerpen) tussen 1996 en 2019.

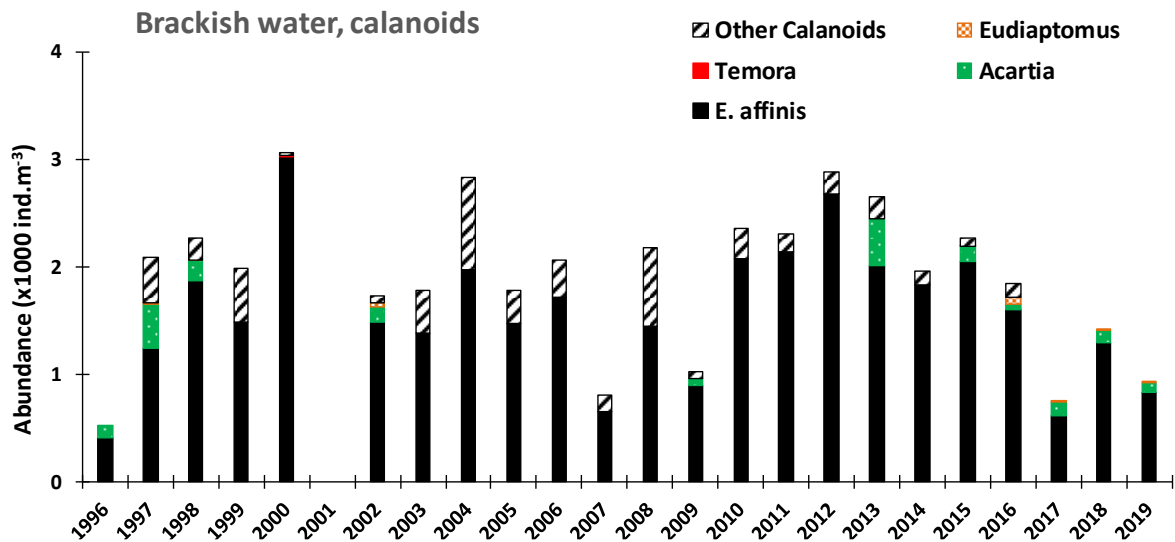
In het zoetwatertraject wordt in 2019 een beperkte afname van calanoïde adulten en C5 stadia en cladoceren waargenomen t.o.v. 2018 (Figuur 6.26). Sinds 2012 is er echter geen significante variatie in de abundantie van de calanoïde copepoden (*E. affinis*) of cladoceren, die elk ongeveer de helft van de meso-zoöplankton populatie uitmaken. De abundantie van cyclopide copepoden, die sinds de ontwikkeling van *E. affinis* (2007) in het zoetwater sterk is afgenomen, blijft laag (5%). Harpacticide copepoden maken altijd, sinds het begin van de waarnemingen, minder dan 1 percent van de abundantie uit.



**Figuur 6.26** Jaargemiddelde abundantie van copepoden (Harpacticoiden, Cyclopoiden en Calanoiden; adulten en C5 stadia) en van cladoceren in de zoetwaterzone (stations Temse, Dendermonde, Uitbergen en Melle) tussen 1996 en 2019. In 2000 werd enkel gedurende het voorjaar bemonsterd.

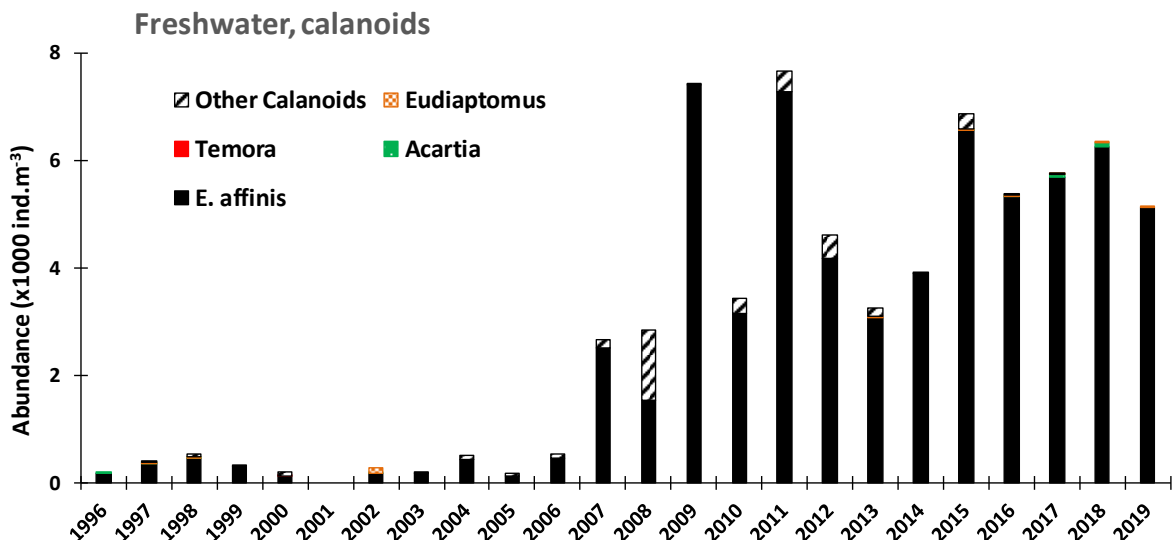
Binnen de meest abundante groep, de calanoïde copepoden (Figuur 6.27), blijft *Eurytemora affinis* in 2019 in het brakwater sterk dominant. Ondanks een licht lagere abundantie in 2019 t.o.v. 2018, tekent zich nu een significante stijging van de procentuele bijdrage van *E. affinis* tot de calanoïde copepoden (adulten en C5 stadia) af over de gehele waarnemingsperiode (1996-2019,  $p < 0.05$ ). Ook t.o.v. de totale

meso-zoöplankton populatie (adulte en C5 stadia copepoden en cladoceren), neemt de procentuele bijdrage van *E. affinis* toe tussen 1996 en 2019 ( $p < 0.05$ ).



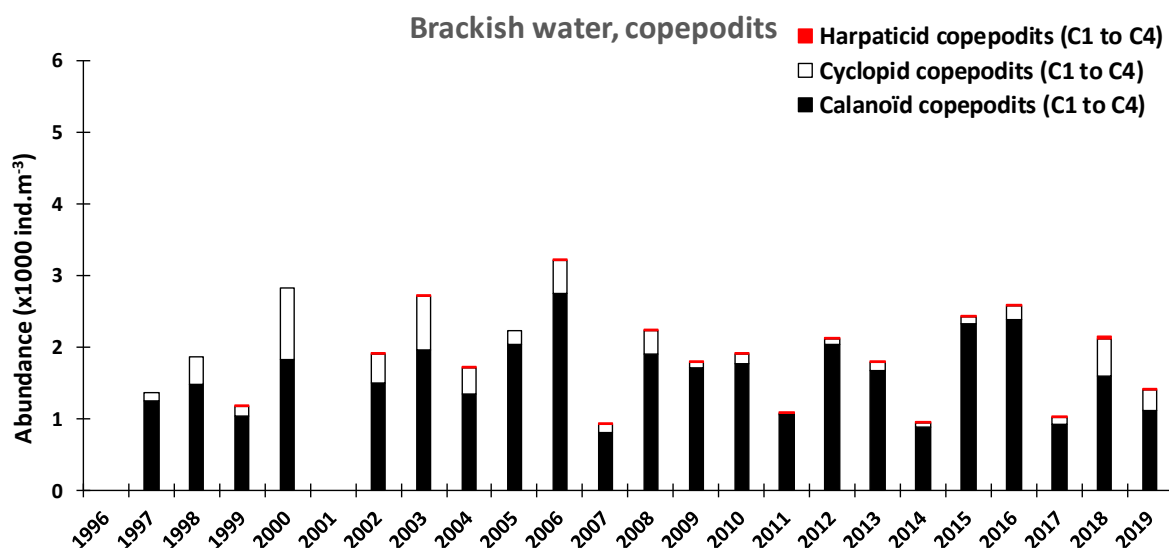
**Figuur 6.27** Jaargemiddelde abundantie van de verschillende calanoiden-taxa (adulten en C5 stadia) in de brak waterzone (stations Grens en Antwerpen) tussen 1996 en 2019. In 2000 werd enkel gedurende het voorjaar bemonsterd.

In het zoetwatertraject maakt *E. affinis* in 2019 omzeggens 100 % van de copepoden gemeenschap uit (Figuur 6.28). De enige andere waargenomen copepode sinds enkele jaren is *Eudiaptomus gracilis* (niet zichtbaar op de grafiek). Deze absolute dominantie van *E. affinis* houdt stand sinds 2009, twee jaar nadat de soort zich in het zoetwater is beginnen ontwikkelen.

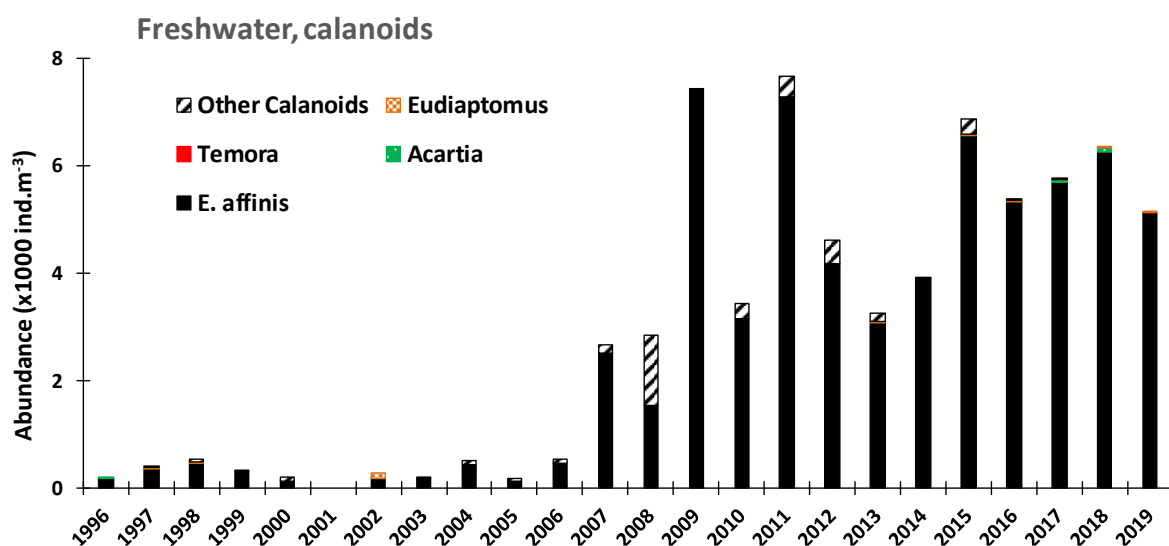


**Figuur 6.28** Jaargemiddelde abundantie van de verschillende calanoiden - taxa (adulten en C5 stadia) in de zoetwaterzone (stations Temse, Dendermonde, Uitbergen en Melle) tussen 1996 en 2019. In 2000 werd enkel gedurende het voorjaar bemonsterd.

De copepodiet C1-C4 stadia van copepoden vertonen zowel in het brak- als in het zoetwater een gelijkaardige samenstelling als de adulten-C5, namelijk een sterke dominantie van calanoiden (Figuur 6.29 en Figuur 6.30). In het brakwater is geen tendens in totale abundantie met de tijd waar te nemen. In het zoetwater is, na de abrupte toename in 2007, en hoge *E. affinis* pieken in 2009 en 2011, een permanent hoge mesozoöplankton abundantie ( $> 5 \cdot 10^3$  ind.  $m^{-3}$ ) sinds 2015.



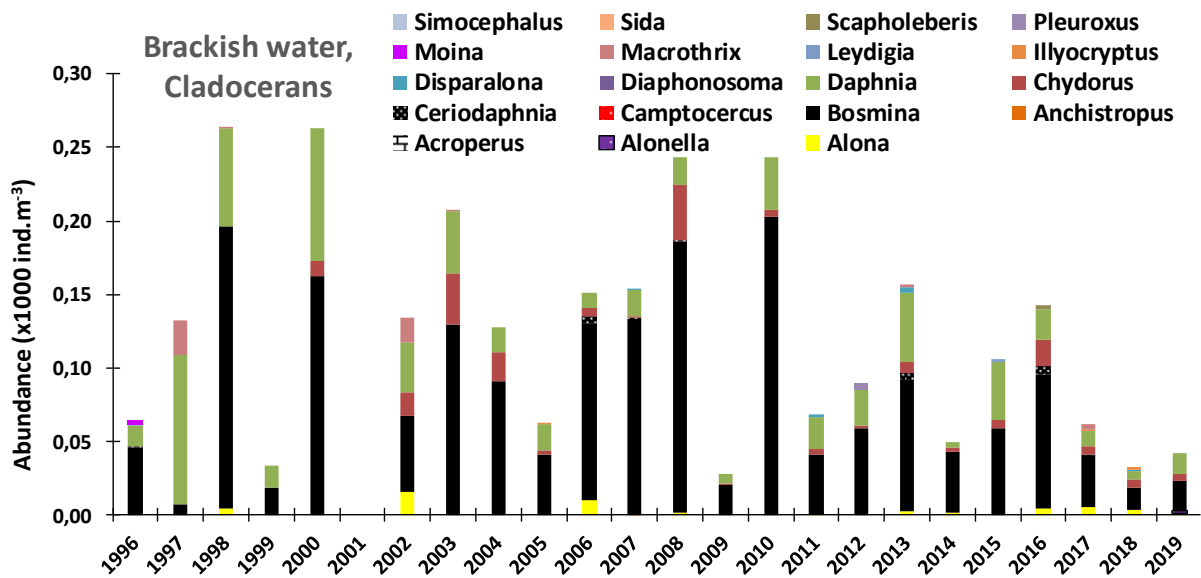
**Figuur 6.29** Jaargemiddelde abundantie van copepodiet stadia van de verschillende copepoden-taxa in de brak waterzone (stations Grens en Antwerpen) tussen 1996 en 2019. In 2000 werd enkel gedurende het voorjaar bemonsterd.



**Figuur 6.30** Jaargemiddelde abundantie van copepodiet stadia van de verschillende copepoden-taxa in de zoetwaterzone (stations Temse, Dendermonde, Uitbergen en Melle) tussen 1996 en 2019. In 2000 werd enkel gedurende het voorjaar bemonsterd.

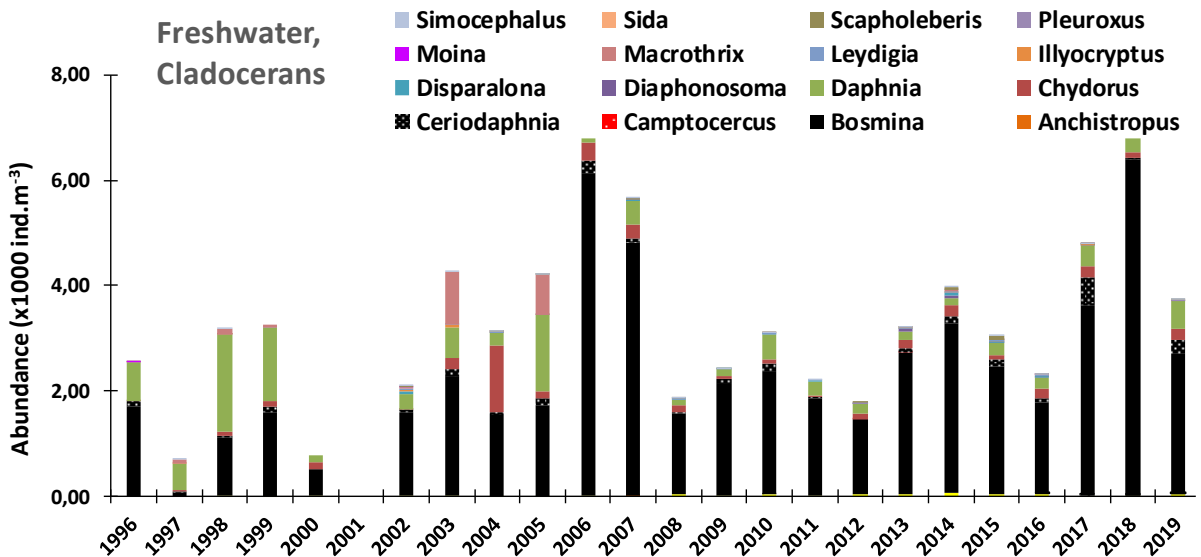
De abundantie van cladoceren in de brakwaterzone vertoont sinds het begin van de waarnemingen sterke schommelingen, maar blijft onder  $0,3 \cdot 10^3$  ind  $m^{-3}$  (Figuur 6.31). In 2019 blijft de gemiddelde abundantie van cladoceren laag, zij het iets hoger dan in 2018 (42 t.o.v. 33 ind.  $m^{-3}$ ). De dominante

genera zijn *Bosmina* en *Daphnia*. De gemiddelde abundantie voor de periode 2011-2019 is significant lager dan die in de periode 1996-2010 (t test,  $p < 0.05$ ).



**Figuur 6.31** Jaargemiddelde abundantie van de verschillende cladoceren - taxa (adulten) in de brakwater zone (stations Grens en Antwerpen) tussen 1996 en 2019. In 2000 werd enkel gedurende het voorjaar bemonsterd.

De abundantie van cladoceren in het zoetwatertraject is veel hoger ( $1 \text{ à } 6 \cdot 10^3 \text{ ind. m}^{-3}$ ) dan in het brakwatertraject (Figuur 6.32). *Bosmina* blijft het dominante genus. De abundantie van dit genus piekt in 2006, 2007 en opnieuw in 2017 en 2018. In 2019 is de abundantie opnieuw iets lager ( $3728 \text{ t.o.v. } 6957 \text{ ind. m}^{-3}$  in 2018).



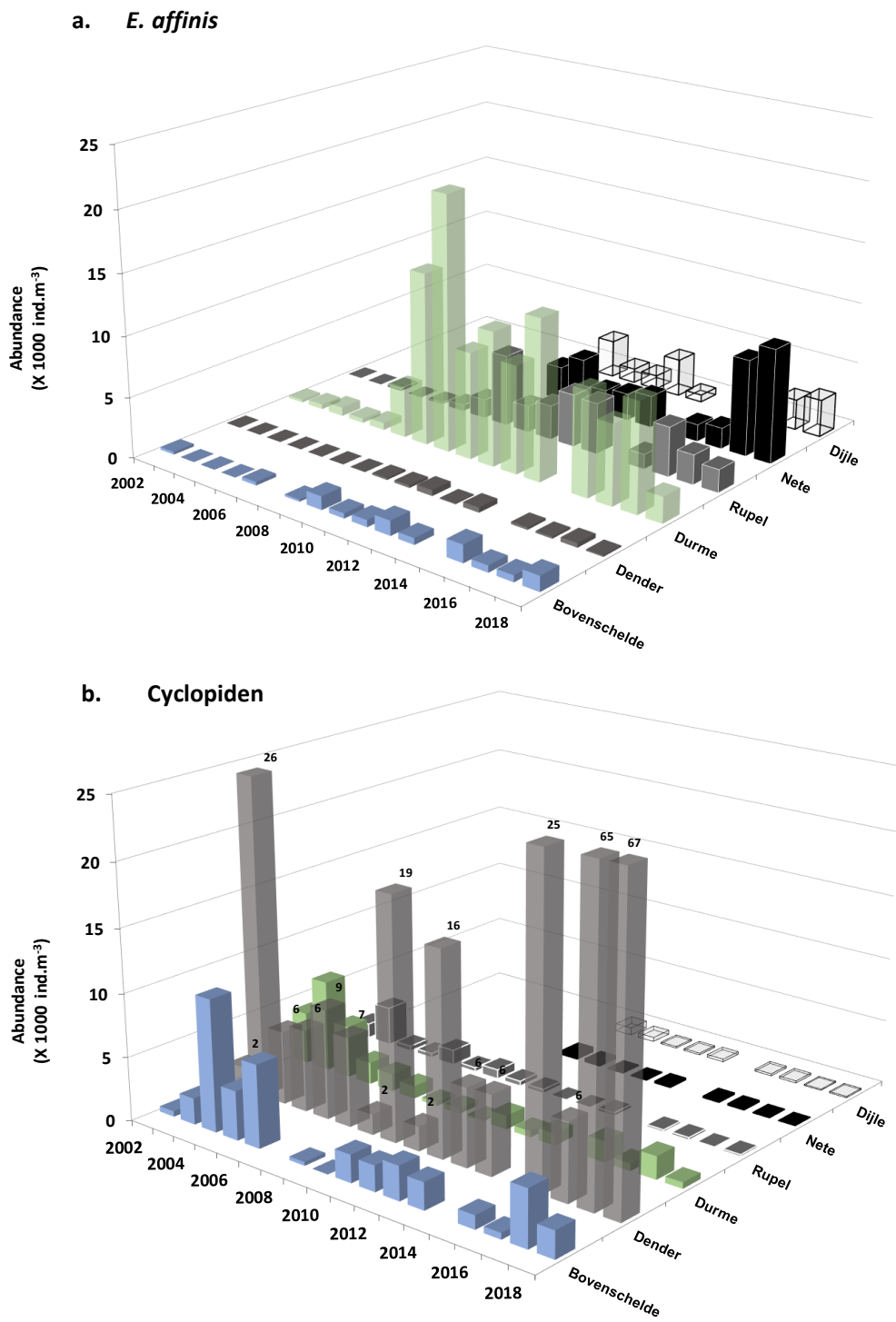
**Figuur 6.32** Jaargemiddelde abundantie van de verschillende cladoceren - taxa (adulten) in de zoetwaterzone (stations Temse, Dendermonde, Uitbergen en Melle) tussen 1996 en 2019. In 2000 werd enkel gedurende het voorjaar bemonsterd.

### 6.3.3 Zoöplankton in de zijrivieren van het estuarium

Wanneer we de abundantie van de verschillende groepen copepoden in de zijrivieren vergelijken (Figuur 6.33a-c), is duidelijk dat het reeds eerder gerapporteerde patroon (Tackx et al., 2018) zich tot eind 2018 manifesteert. In de Durme, de Rupel de Nete en de Dijle domineert *E. affinis* de copepoden gemeenschap (Figuur 6.33a) en zijn cyclopiden bijna afwezig, terwijl in de Bovenschelde en vooral in de Dender cyclopiden overheersen (Figuur 6.33b). Durme, Rupel, Nete en Dijle zijn onderdeel van het estuarium, staan in open verbinding met de Zeeschelde en kennen bijgevolg populaties die veel gelijkenis vertonen met de Zeeschelde. Dender en Bovenschelde daarentegen kennen geen getij en hebben dus geen wisselwerking met het estuarium. Zij vertonen een duidelijk andere samenstelling.

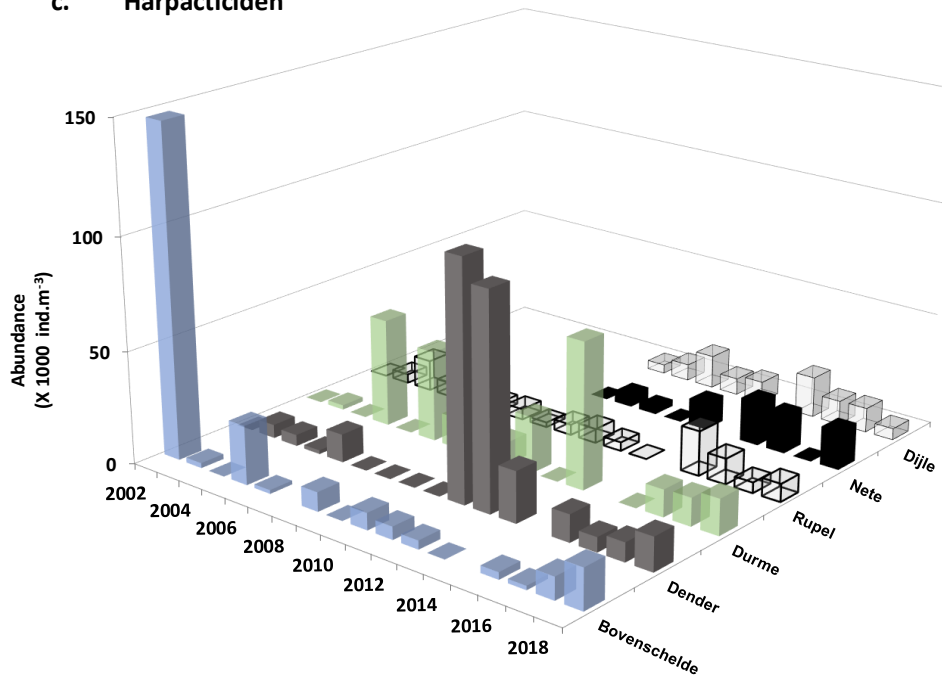
Harpacticiden volgen een meer gevarieerd patroon, zijn niet specifiek abundant in één of andere zijrivier (Figuur 6.33c). Cladoceren (Figuur 6.33d) komen vooral voor in de Bovenschelde en de Dender, en blijken dus geassocieerd met cyclopiden, hoewel ook in de Durme, gedomineerd door *E. affinis*, enkele abundantie pieken voorkomen. Opvallend zijn de zeer grote variaties in cladoceren abundantie in de Dender, met meerdere pieken  $> 1000 \cdot 10^3 \text{ ind. m}^{-3}$ . In 2018 wordt zelfs bijna  $0,5 \cdot 10^6 \text{ ind. m}^{-3}$  bereikt.

*E. affinis* is dus duidelijk tot ver in het Rupel bekken doorgedrongen, wat overeenkomt met de grote tolerantie voor saliniteits veranderingen (Lee et al, 2003; 2011) en de 'invasieve' reputatie van deze soort (Lee, 1999; Lee & Bell, 1999, Lee & Petersen, 2003; Lee et al., 2011). Johnson et al. (2014) hebben aangetoond dat deze copepode over specifieke osmoregulatorische structuren beschikt ter hoogte van de zwempoten, wat zijn bijzondere capaciteit om zich evenwel in zoet-als in brakwater te ontwikkelen verklaart. Gezien de waarnemingen in de Nete en de Dijle slechts in 2009 zijn gestart, weten we niet of in deze ook een switch is gebeurd van cyclopiden naar *E. affinis* gedomineerde gemeenschappen. Wel is het zo dat zowel cyclopiden als cladoceren er weinig abundant ( $< 1 \cdot 10^3 \text{ ind m}^{-3}$ ) zijn over de gehele periode van waarnemingen.

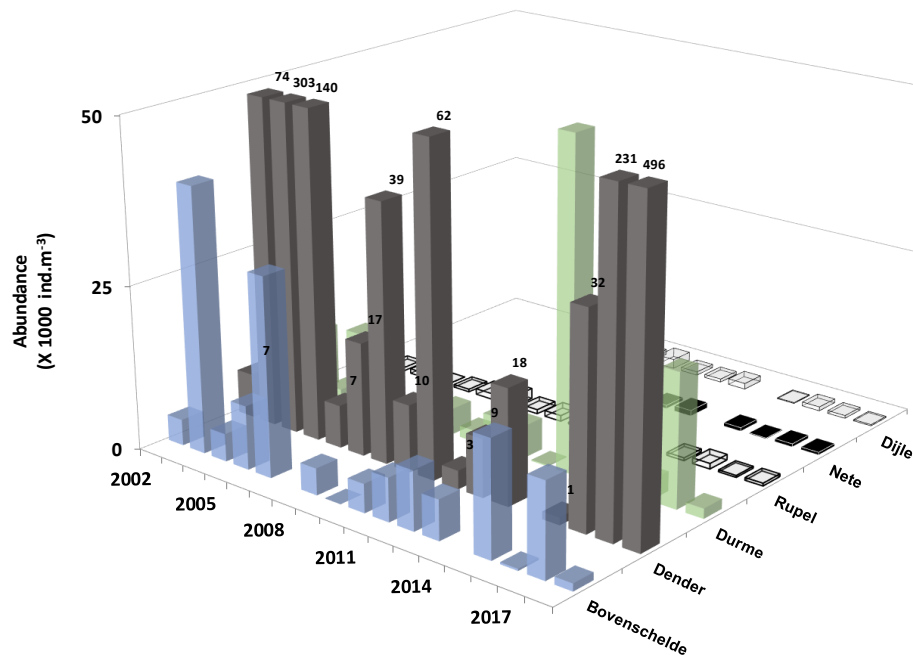


Figuur 6.33 Abundantie van *E. affinis* (a), cyclopide copepoden (b)

## c. Harpacticiden

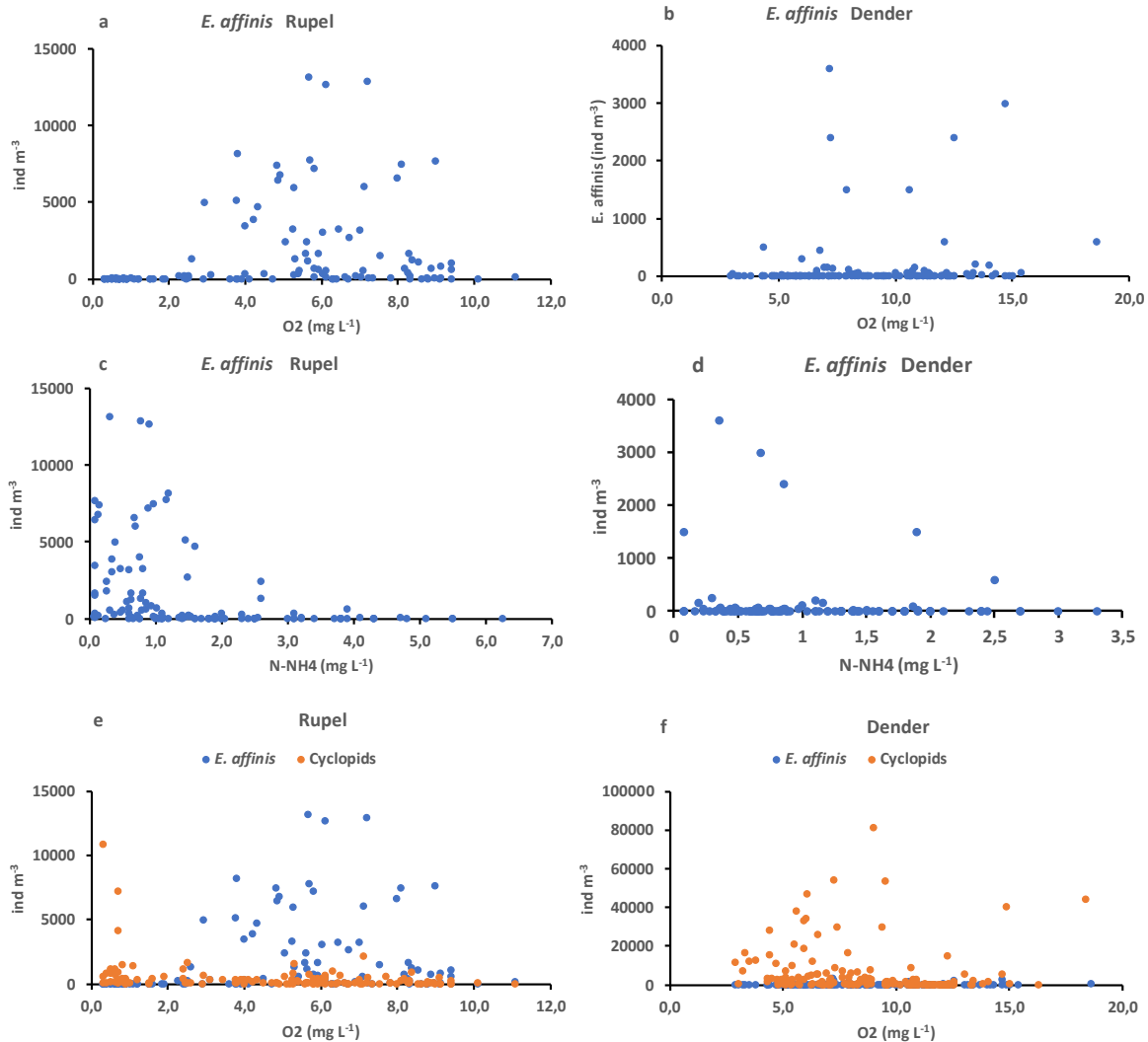


## d. Cladoceren



Vervolg Figuur 6.33: Abundantie van harpacticide copepoden (c) en cladoceren (d) in de zijrivieren van de Schelde.

Uit de gegevens van de Schelde is gebleken dat het al dan niet ontwikkelen van een abundante *E. affinis* populatie ( $> 3000 \text{ ind. m}^{-3}$ ) afhangt van een drempel effect: de  $\text{O}_2$  concentratie moet  $> 5 \text{ mg L}^{-1}$ , en de  $\text{N-NH}_4$  concentratie  $< 0.8 \text{ mg L}^{-1}$  (Tackx et al., 2019).



**Figuur 6.34** Abundantie van *E. affinis* volwassen en C5 stadia in functie van de zuurstofconcentratie in de Rupel (a) en de Dender (b) en in functie van de N-NH<sub>4</sub> concentratie in de Rupel (c) en de Dender (d). Abundantie van *E. affinis* en cyclopiden in de Rupel en de Dender (f).

Aan de hand van het voorbeeld van de Rupel (*E. Affinis*-gedomineerd) en de Dender (cyclopide-gedomineerd) toont Figuur 6.34 dat de O<sub>2</sub> drempel voor *E. affinis* in de Rupel iets lager ligt dan in de Zeeschelde (rond 3 mg L<sup>-1</sup>, Figuur 6.34a) en voor N-NH<sub>4</sub> iets hoger (Figuur 6.34c): er komen reeds enkele abundantiewaarden > 3000 ind m<sup>-3</sup>) voor bij N-NH<sub>4</sub> tussen 0.8 en 1,5 mg L<sup>-1</sup>. Maar globaal tekent zich hetzelfde patroon af van O<sub>2</sub>-en NH<sub>4</sub> afhankelijkheid van *E. affinis* als in de Zeeschelde. In de Dender daarentegen (Figuur 6.34b, d), observeren we slecht 2 abundantiewaarden > 3 \*10<sup>3</sup> ind m<sup>-3</sup> bij O<sub>2</sub> tussen 5 en 18 mg L<sup>-1</sup> en NH<sub>4</sub> < 0.8 mg L<sup>-1</sup>. Het overgrote deel van de waarden blijft ook bij deze omstandigheden < 3000, zelf < 500 ind. m<sup>-3</sup>.

Terwijl in de Rupel een duidelijke omslag van cyclopiden naar *E. affinis* dominantie is waar te nemen rond 3mg O<sub>2</sub> L<sup>-1</sup> (Figuur 6.34e), blijven cyclopiden in de Dender bij lage en hoge zuurstofconcentraties dominant (Figuur 6.34f), en zelfs in hogere abundantie dan de waarden die bij lagere zuurstofconcentraties worden bereikt.

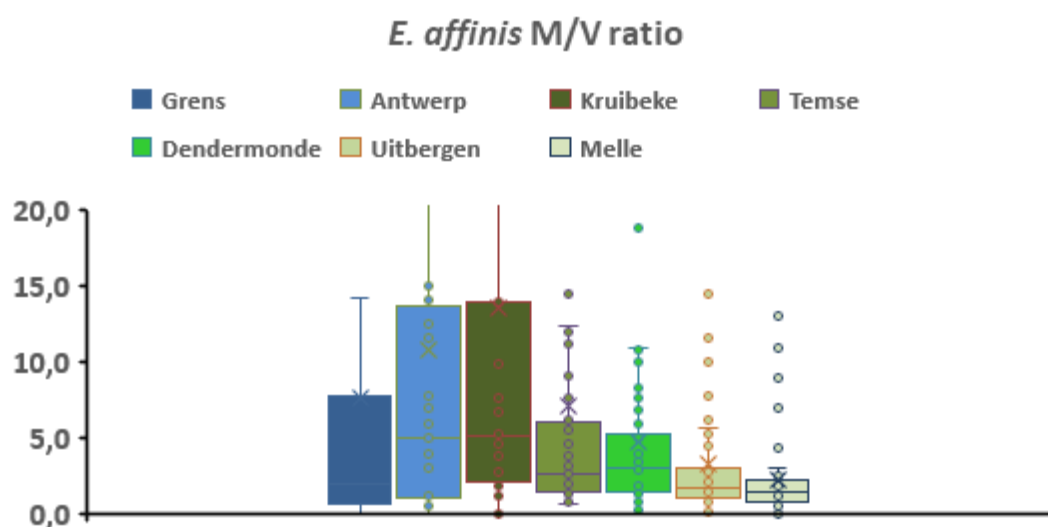
Deze waarnemingen in de zijrivieren illustreren dus dat, in tegenstelling tot wat de Zeeschelde data lieten vermoeden, O<sub>2</sub>-en N-NH<sub>4</sub> concentratie niet volstaan om het '*Eurytemora*' of 'cyclopiden' karakter van de zijrivieren in het Schelde bekken te modelleren. Andere factoren dienen duidelijk ook in



aanmerking genomen te worden. Multivariate analyse, gebruik makend van de totale OMES-dataset, zal moeten uitwijzen welke factoren het meest invloed hebben op de samenstelling van de zoöplankton gemeenschap.

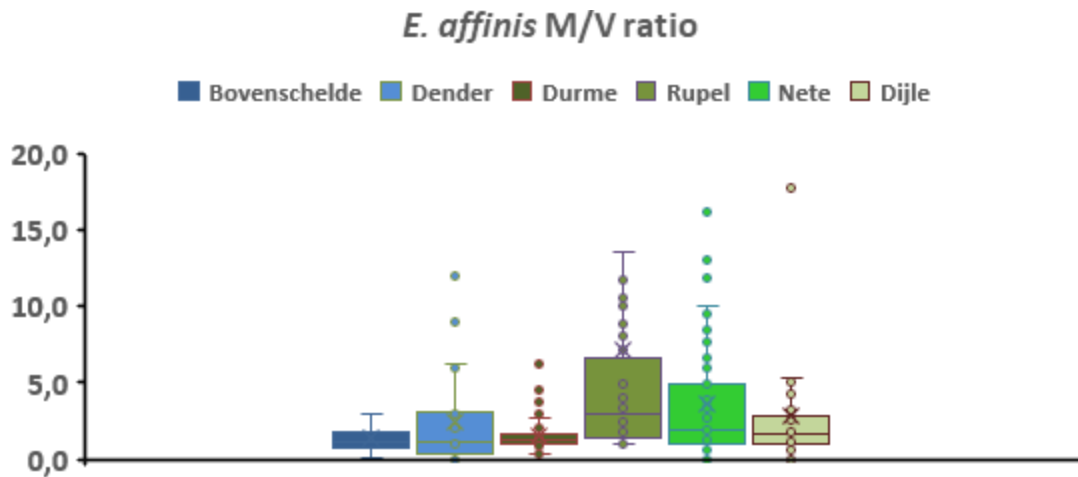
### 6.3.4 Seks ratio *E. affinis*

Sinds 2016 wordt van de adulten en C5 stadia van *E. affinis* ook het geslacht bepaald. De seks ratio is bij copepoden - zoals bij de meeste organismen met gescheiden geslacht- een belangrijk element in de dynamiek van populaties. De seks ratio beïnvloedt immers de kans dat mannetje en vrouwtje elkaar ontmoeten, en ook de selectiviteit van de vrouwtjes voor het mannetje waarmee ze paren. Bij een hoge M/V ratio, kunnen de vrouwtjes selectiever zijn, wat de kwaliteit van de nakomelingen ten goede komt. Bij een lage M/V ratio zullen de vrouwtjes minder selectief zijn (Jirotkul, 1999; Kiørboe & Bagøien, 2005; Kiørboe, 2006; Dur et al., 2012, Vineetha et al., 2015). Een ratio rond 1 zou het paringssucces optimaliseren voor bepaalde copepode-soorten (Dur et al., 2012).



**Figuur 6.35** Box -plot mannetje/vrouwtje ratio voor *E. affinis* in de Zeeschelde (data 20016-2018)

De M/V ratio's van de *E. affinis* populatie in de Schelde variëren van 0,21 tot 130,00. De mediane waarden op elk station (Figuur 6.35) zijn echter allemaal positief: tussen 1,44 en 5,11. De mediane seks ratio daalt significant ( $p < 0.05$ ) in stroomopwaartse richting. De mediane waarde is maximaal 5,11 in Kruibeke, en minimaal 1,44 te Melle.



**Figuur 6.36** Box -plot mannetje/vrouwte ratio voor *E. affinis* in de zijrivieren van de Zeeschelde (data 2016-2018)

In de zijrivieren (Figuur 6.36) variëren de M/V ratio's van 0,09 tot 17,76 en zijn gemiddeld iets lager dan in de Schelde ( $p = 0,04$ , one-tailed). Zoals in de Schelde zijn de mediane waarden ook allen positief. Er is een tendens van hogere M/V ratio van *E. affinis* in het Rupel-bekken t.o. v. de andere zijrivieren ( $p = 0.03$  one-tailed).

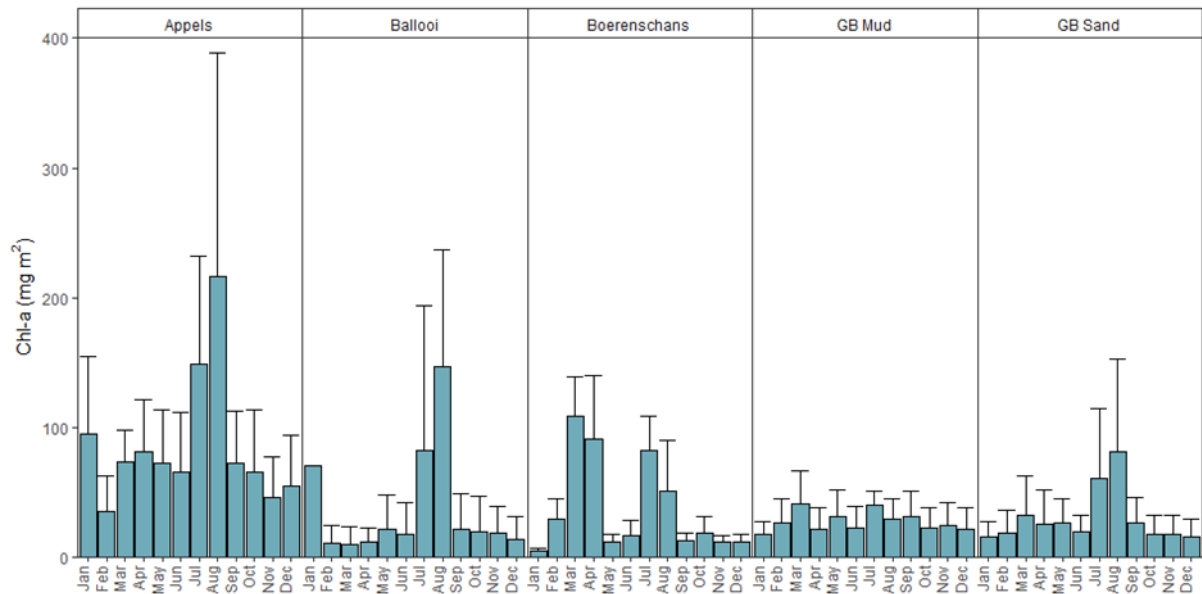
De M/V ratio voor *E. affinis* zijn dus, zowel in de Zeeschelde als in de zijrivieren, overwegend in het voordeel van de mannetjes. Dit wordt ook waargenomen voor *E. affinis* in de Seine (Devreker et al., 2008). Een mogelijke verklaringen voor een mannetjes gedomineerde seks ratio is dat vrouwtjes, die groter zijn dan de mannetjes, en zeker de vrouwtjes met eizakken, meer zichtbaar zijn voor predators (Hirst et al., 2010; Lasley-Rasher & Yen, 2012). In parallel met de verbetering van de waterkwaliteit in de Schelde zijn zowel de vispopulatie als de hyperbenthos populatie toegenomen (Breine et al., 2011; 2020, Van de Meutter, 2019), zodat mogelijk ook in de Schelde predatie een invloed heeft op de M/V ratio van *E. affinis*. Het zou interessant zijn de M/V ratio's op langere termijn te analyseren en in relatie te brengen met de hyperbenthos -en vispopulaties.

In hoeverre de waargenomen tendensen in M/V ratio's een indicatie geven van de conditie van de *E. affinis* populatie is momenteel moeilijk te evalueren. Behalve de boven beschreven aspecten blijkt uit de literatuur dat ook temperatuur, saliniteit en hydrologische – gerelateerde aspecten zoals turbulentie een rol kunnen spelen in de abundantie van mannetjes en vrouwtjes in een gegeven volume water (Devreker et al., 2008, Souissi et al., 2009). In alle geval biedt de OMES lange termijn monitoring in de Schelde een unieke gelegenheid om de evolutie van de seksratio in een 'invasieve' copepode populatie te onderzoeken in een context van herstellende estuariene waterkwaliteit.

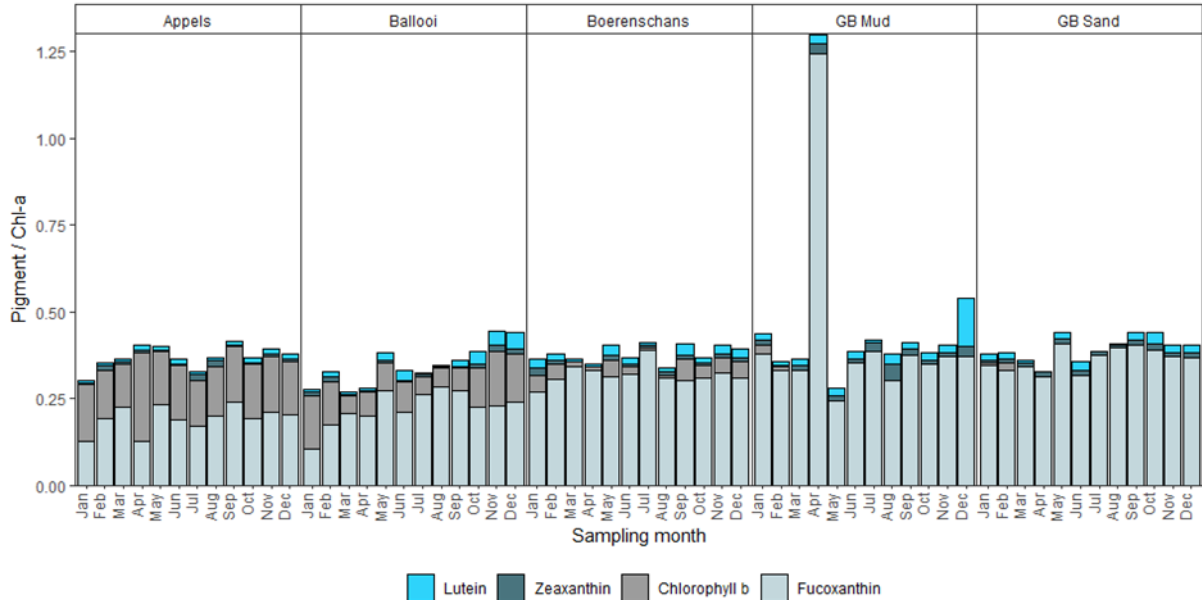
## 6.4 Microfytobenthos

De microfytobenthos biomassa op de slikken in de Zeeschelde vertoonde in 2019 voor de 5 onderzochte stations grote ruimtelijke en temporele verschillen (Figuur 6.37). Het meest opwaartse station Appels kende jaarrond op de slikken veruit de hoogste chl a concentraties. De hoogste pieken werden te Appels en Ballooi waargenomen in augustus, met 217 en 147 mg/m<sup>2</sup> chl a respectievelijk. In Boerenschans werden twee pieken waargenomen: een eerste in maart-april (108 en 91 mg/m<sup>2</sup> chl a resp.), een tweede in juli-augustus met (82 en 51 mg/m<sup>2</sup> chl a resp.). Op het meest afwaartse station Groot Buitenschoor werden stalen genomen op slibrijk en zandig substraat. Op het slibrijke substraat is

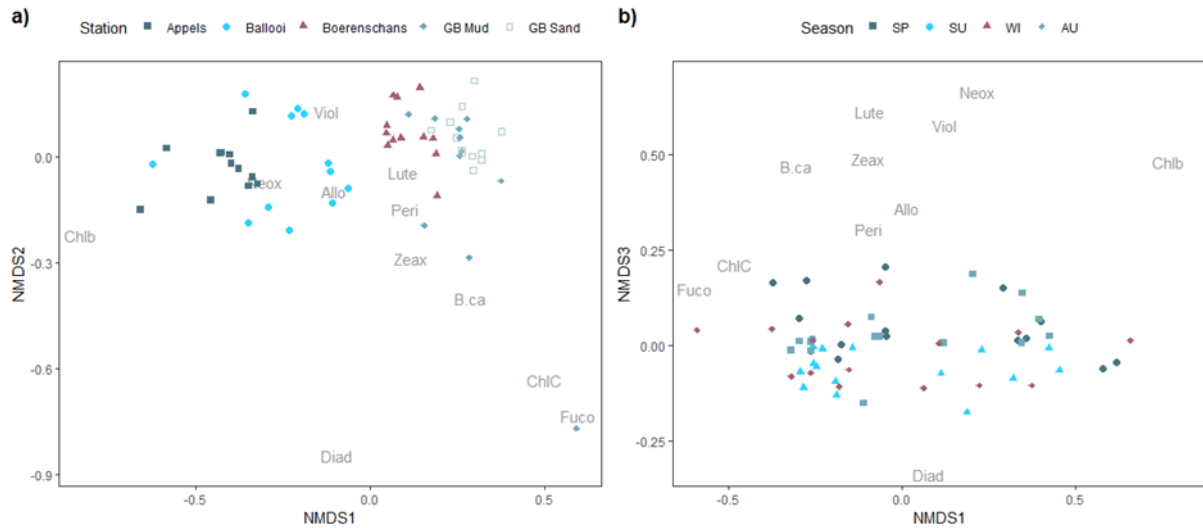
geen seizoenaal patroon aanwezig, op het zandige slik wel, met maxima in juli-augustus (61 en 82 mg/m<sup>2</sup> chl a resp.).



**Figuur 6.37** Maandgemiddelde microfyto benthos biomassa voor de verschillende stations in 2019. GB Mud: Groot Buitenschoor, slibrijke slikzone; GB sand: zandige slikzone.



**Figuur 6.38** maandelijkse ratio van auxiliaire pigment versus chl a voor de verschillende stations in 2019. GB sand: Groot Buitenschoor, zandige slikzone.



**Figuur 6.39** NMDS ordinatie van de ratio maandelijkse auxiliaire pigment versus chl a voor de verschillende stations en seizoenen. Enkel de pigmenten met significante bijdrage aan de NMDS zijn weergegeven. Afkortingen: Chlb – Chlorofyl b; Fuco – Fucoxanthin; Diad – Diadinoxanthin + Diatoxanthin; ChlC– Chlorofyl c2 (+ c1); B.ca –  $\beta$ -carotein; Zeax – Zeaxanthin; Peri – Peridin; Lute – Lutein ; Allo – Alloxanthin; Viol – Violaxanthin; Neox – Neoxanthin; Pras – Prasinoxanthin.

---

## 7 Conclusie

---

Sinds 2008/2009 is het gehalte zwevende stof sterk toegenomen in het Schelde-estuarium, vooral in de zomer in de zoete zone. 2019 vormt hierop geen uitzondering, met zeer hoge troebelheid in zomer en najaar in de regio Dendermonde. In eerdere OMES rapporten werd reeds aangetoond dat bij lage debieten het zwevende stof gehalte toeneemt in de zoete zone, en sinds 2008/2009 deze toename veel groter is dan voorheen. Zwevende stof wordt nu sterker door het getij opwaarts getransporteerd, en accumuleert in de zomer in de regio Dendermonde met hoge troebelheid als gevolg.

De laatste jaren neemt de vertroebeling in de zoete zone nog verder toe. De relatie debiet – zwevende stof, die in 2008/2009 wijzigde, lijkt sindsdien echter niet verder te veranderen. De verdere toename in zwevende stof die we de laatste 3 jaar zien, kan worden toegeschreven aan de zeer lage debieten in deze periode. Het is de opeenvolging van verschillende droge jaren, die leidde tot de lage zomerdebieten. Zomerdebieten worden niet zozeer bepaald door de neerslag in de zomer zelf, maar zijn vooral afhankelijk van de neerslag in lente en winter, die de voorbije jaren ook relatief droog waren. En jaargemiddelde is het debiet nog voor 37% afhankelijk van de neerslag van het voorgaande jaar. Deze opeenvolgende droge perioden verklaren waarom het zomerdebiet in 2019 veel lager lag dan in andere, vaak drogere zomers zoals in 2003.

Lage debieten kunnen de toename van zwevende stof de laatste jaren verklaren, maar niet de sterke stijging rond 2008/2009. De verklaring ligt wellicht bij veranderende getijkarakteristieken. Parallel aan de toename in zwevende stof, zien we immers ook zout toenemen. De balans tussen afwaarts transport door het zoetwaterdebiet en opwaarts transport door het getij is gewijzigd. De veranderde bathymetrie in zowel Boven- als Beneden-Zeeschelde liggen waarschijnlijk aan de basis van deze veranderingen.

De zwevende stof concentratie nam sterk toe, maar de samenstelling van de zwevende stof blijft vrij constant. Enkel tijdens de sterkste piek in algenbloei ligt het aandeel koolstof in de zwevende stof hoger.

De toename aan zwevende stof wordt met aandacht opgevolgd, want de vertroebeling heeft belangrijke gevolgen voor het ganse ecosysteem van de Schelde. vertroebeling zorgt voor minder lichtdoordringing in de waterkolom, en zal zo de algenbloei onderdrukken. Door de vertroebeling in de regio Dendermonde beperkt de sterke algenbloei zich nu enkel tot de meest opwaartse stations van de Zeeschelde. De bloei houdt ook minder lang aan: naar het einde van de zomer toe, stijgt het zwevende stof gehalte en daalt de chlorofyl a concentratie.

De toegenomen troebelheid leidt niet tot een duidelijke verschuiving in soortensamenstelling van het fytoplankton. Diatomeeën blijven dominant. Ondanks het minder goede lichtklimaat in de zoete zone, ontstaat de algenbloei nog steeds in het estuarium zelf en wordt deze niet geïmporteerd uit Bovenschelde of Dender. Het lijkt er wel op dat het fytoplankton in het zoete meer chl a pigment aanmaakte terwijl de biomassa afnam.

In de Beneden-Zeeschelde is algenbloei nagenoeg verdwenen. Het is niet duidelijk of dit enkel aan vertroebeling te wijten is. Rupel en Durme kenden wel een beperkte bloei en zijn zo bron van chl a voor de Zeeschelde geworden.

De verminderde algenbloei in de zoete zone heeft ook gevolgen voor het zuurstof gehalte. De Zeeschelde krijgt nog steeds een te grote vuilvracht te verwerken, die het zuurstofgehalte naar beneden trekt. Enkele jaren geleden kon sterke algenbloei de zuurstofvraag in de zoete zone nipt compenseren. Nu, ondanks een verdere afname van de vuilvracht, lukt dat niet en worden in de zoete zones de criteria niet gehaald. De verminderde zuurstofproductie leidt tot vertraagde biochemische omzettingen en afbraak, waardoor in 2019 de zuurstofvraag (zowel NOD als CBOD) op vele plaatsen te hoog bleef en ook nitriet terug boven de drempelwaarde kwam. Silicium vertoonde beperkte tekorten, een gevolg van een verminderde aanvoer vanuit het bekken, maar deze tekorten hebben voorlopig niet tot opvallende verschuivingen in het plankton geleid.

Ook de Rupel scoort onvoldoende voor waterkwaliteit, maar daar ligt de oorzaak in de eerste plaats bij de zeer slechte kwaliteit van het Zennewater, dat nog steeds een veel te grote vuilvracht te verwerken krijgt.

De beperkte daling van zuurstof en stijging van ammonium in het zoete de voorbije jaren heeft nog geen direct meetbare invloed op het zoöplankton. De situatie is er nog steeds veel beter dan circa 15 jaar geleden. In het zoetwatertraject blijft de meso-zooplanton populatie sinds 2012 vrij stabiel in abundantie, met ongeveer 50 % *E. affinis* en cladoceren als dominante organismen.

In de zijrivieren van de Schelde zijn twee types mesozoöplankton gemeenschappen te onderscheiden: de tijgebonden Rupel, Durme, Nete en Dijle worden gedomineerd door *E. affinis*, cyclopiden zijn er zeer weinig abundant. In de tijonafhankelijke Bovenschelde en Dender zijn daarentegen zijn cyclopiden wel abundant en is *E. affinis* bijna afwezig. In deze zijrivieren domineren cladoceren de mesozoöplankton gemeenschap. In tegenstelling tot wat werd vastgesteld in de Schelde, is het ontwikkelen van abundante *E. affinis* populaties ( $> 3000 \text{ ind. m}^{-3}$ ) in de zijrivieren niet strikt gebonden aan een drempel effect van de zuurstof en ammonium concentratie. In de Dender bijvoorbeeld blijven de *E. affinis* abundanties ook bij 'toelaatbare' omstandigheden ( $> 5 \text{ mg L}^{-1} \text{ O}_2$  en  $< 0.8 \text{ mg L}^{-1} \text{ N-NH}_4$ ) laag.

In het brakwatertraject daalt de totale mesozoöplankton populatie sinds 2012, terwijl het relatief aandeel van de calanoïde copepode *E. Affinis* toeneemt.

Voor het eerst rapporteren wij de seksratio van *E. affinis*, zoals in de periode 2016-2018 waargenomen in de Schelde en de zijrivieren. De Mannetjes/vrouwtjes ratio is steeds  $> 1$ , wat nadelig zou kunnen zijn voor een optimale ontwikkeling van de soort. Mogelijk is de predatiedruk door vissen en hyperbenthos de oorzaak van deze ratio, gezien vrouwtjes meer kwetsbaar zijn voor predatie dan mannetjes.

---

## 8 Referenties

---

- Abreu, P. C., Marangoni, J., & Odebrecht, C. (2017). So close, so far: differences in long-term chlorophyll a variability in three nearby estuarine-coastal stations. *Marine Biology Research*, 13(1), 9-21  
Bosonderzoek, Brussel. DOI: doi.org/10.21436/inbor.17680566
- Breine J., Galle L., Lambeens I, Maes Y, Terrie T. & Van Thuyne G., 2020. Monitoring van Breine J., Maes, J., Ollevier, F. & Stevens, M. , 2011. Fish assemblages across a salinity gradient in the Zeeschelde estuary (Belgium). *Belgian Journal of Zoology* 141: 21-44.
- Cloern JE, Grenz C, Vidergard-Lucas L (1995) An empirical model of the phytoplankton chlorophyll: carbon ratio-the conversion factor between productivity and growth rate. *Limnol. Oceanogr.* 40(7): 1313-1321.
- de visgemeenschap in het Zeeschelde-estuarium. Ankerkuilcampagnes 2019. Rapporten
- Devreker D, Souissi S., Molinero JC & Nkubito F. 2008., Tradeoffs of the copepod *Eurytemora affinis* in mega-tidal estuaries: insights from high frequency sampling in the Seine estuary. *J. Plankton Res.* 30: 1329-1342.
- Dur G., Souissi S., Schmitt F. G., Cheng S-H & Hwang J-S., 2012. Sex Ratio and mating behavior in the calanoid copepod *Pseudodiaptomus Annandalei*. *Zoological Studies* 51: 589-597.
- Frankignoulle M., Bourge I, Wollast R (1996) Atmospheric CO<sub>2</sub> fluxes in a highly polluted estuary (the Scheldt). *Limn. & Oceanogr.* 41(2): 365-369.
- Geider RJ (1987) Light and Temperature Dependence of the Carbon to Chlorophyll a Ratio in Microalgae and Cyanobacteria: Implications for Physiology and Growth of Phytoplankton. *The New Phytologist* 106(1): 1-34.
- Hirst AG, Bonnet D, Conway DVP, Kjørboe T., 2010. Does predation control adult sex ratios and longevity in marine pelagic copepods? *Limnol Oceanogr* 55: 2193-2206
- Jirotkul M., 1999. Operational sex ratio influences female preference and male-male competition in guppies. *Anim. Behav.* 58: 287-294.
- Johnson K.E., Perreau, L., Charmantier G., Charmantier-Daures M. & Lee C.E., 2014. Without Gills: Localization of Osmoregulatory Function in the Copepod *Eurytemora affinis*. *Physiological and Biochemical Zoology* 87: 310-324.
- Keller K, Morel FMM (1999) A model of carbon isotopic fractionation and active carbon uptake in phytoplankton. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 182: 295-298
- Kjørboe T & Bagøien E., 2005. Motility patterns and mate encounter rates in planktonic copepods. *Limnol. Oceanogr.* 50: 1999-2007.
- Kjørboe T., 2006. Sex, sex-ratio and the dynamics of copepod populations. *Oecologia* 148: 40-50.

- Lasley-Rasher RS & Yen J., 2012. Predation risk suppresses mating success and offspring production in the coastal marine copepod, *Eurytemora herdmani*. *Limnol Oceanogr* 57: 433-440.
- Lee C. E., 1999. Rapid and repeated invasions of fresh water by the saltwater copepod *Eurytemora affinis*. *Evolution* 53: 1423-1434.
- Lee C.E. & Bell M.A., 1999. Causes and consequences of recent freshwater invasions by saltwater animals. *Trends in ecology & evolution* 14: 284-288.
- Lee C.E. & Petersen C.H., 2003. Effects of developmental acclimation on adult salinity tolerance in the freshwater-invading copepod *Eurytemora affinis*. Chicago University press, 193.054.110.052.
- Lee, C.E., Kiergaard, M., Gelembiuk, G.W., Eads, B.D. & Posavi, M., 2011. Pumping ions: rapid parallel evolution of ionic regulation following habitat invasion. *Evolution* 65-8: 2229-2244.
- Lee, C.E., Moss, W.E., Olson, N., Fongching, K., Chang, C.Y-M. & Johnson K.E., 2013. Feasting in fresh water: impacts of food concentration on freshwater tolerance and the evolution of food 3 salinity response during the expansion from saline into fresh water habitats. *Evolutionary Applications*: 673-687.
- Lee, C.E., Remfert, J.L. & Gelembiuk, G.W., 2003. Evolution of physiological tolerance and performance during freshwater invasions. *Integr. Comp. Biol.* 43: 439-449.
- Lionard, M., Muylaert, K., Tackx, M., & Vyverman, W. (2008). Evaluation of the performance of HPLC–CHEMTAX analysis for determining phytoplankton biomass and composition in a turbid estuary (Schelde, Belgium). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 76(4), 809-817.
- M. Lionard, K. Muylaert, A. Hanoutti, T. Maris, M. Tackx, W. Vyverman 2008. Inter-annual variability in phytoplankton summer blooms in the freshwater tidal reaches of the Schelde estuary (Belgium). *Estuar. Coast Shelf Sci.*, 79: 694-700
- Maris T., Meire P. 2018. OMES rapport. Onderzoek naar de gevolgen van het Sigmaplan, baggeractiviteiten en havenuitbreiding in de Zeeschelde op het milieu. Report Ecosystem Management Research Group ECOBE, 017-R206. Universiteit Antwerpen.
- Menden-Deuer, S. & Lessard, E. J. 2000. Carbon to volume relationships for dinoflagellates, diatoms and other protist plankton. *Limnology and Oceanography* 45, 569-579.
- Souissi A., Souissi S., Devreker D., Hwang J-S., 2009. Occurrence of intersexuality in a laboratory culture of the copepod *Eurytemora affinis* from the Seine estuary (France). *Marine Biology* 157; 851-861.
- Tackx M., Sossou C., Azémar F. & Ovaert J. 2019. Onderzoek naar de gevolgen van het Sigmaplan, baggeractiviteiten en havenuitbreiding in de Zeeschelde op het milieu.
- Tackx M., Sossou C., Ovaert J. & Azémar F. 2018. Onderzoek naar de gevolgen van het Sigmaplan, baggeractiviteiten en havenuitbreiding in de Zeeschelde op het milieu. Rapport 2017. Perceel nr6: micro-en mesozoöplankton. 17pp.
- Utermöhl, H. (1958). Zur vervollkommnung der quantitativen phytoplankton-methodik: mit 1 Tabelle und 15 abbildungen im Text und auf 1 Tafel. *Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie: Mitteilungen*, 9(1), 1-38.
- Van de Meutter F., Van Ryckegem G., Vanoverbeke J., Van Braeckel A., Van den Bergh E., Speybroeck, J. 2019. Hyperbenthos in de Zeeschelde: toestand, verspreiding, seizoenale variatie en



- belangrijke sturende factoren van een nieuwe belangrijke schakel in het voedselweb. Begeleidende nota Hyperbenthos onderzoek in aanvulling op Engelstalig wetenschappelijk artikel under peer-review bij Estuarine & Coastal Shelf Science. <https://pureportal.inbo.be>, geconsulteerd 05 04 2020.
- Van den Meersche K, Van Rijswijk P, Soetaert K, Middelburg JJ (2009) Autochthonous and allochthonous contributions to mesozooplankton diet in a tidal river and estuary: Integrating carbon isotope and fatty acid constraints. *Limnol. Oceanogr.* 54(1): 62–74.
- van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2020 (4). Instituut voor Natuur- en
- Van Heukelem, L., & Thomas, C. S. 2001. Computer-assisted high-performance liquid chromatography method development with applications to the isolation and analysis of phytoplankton pigments. *Journal of Chromatography* 910, 1, 31-49.
- Vineetha G., Madhu N.V., Kusum K. K. & Sooria P. M., 2015. Seasonal dynamics of the copepod community in a tropical monsoonal estuary and the role of sex ratio in their abundance pattern. *Zoological Studies* 54:54.
- Weiss RF (1974) Carbon dioxide in water and seawater: the solubility of a non-ideal gas. *Mar. Chem.* 2: 203-215.

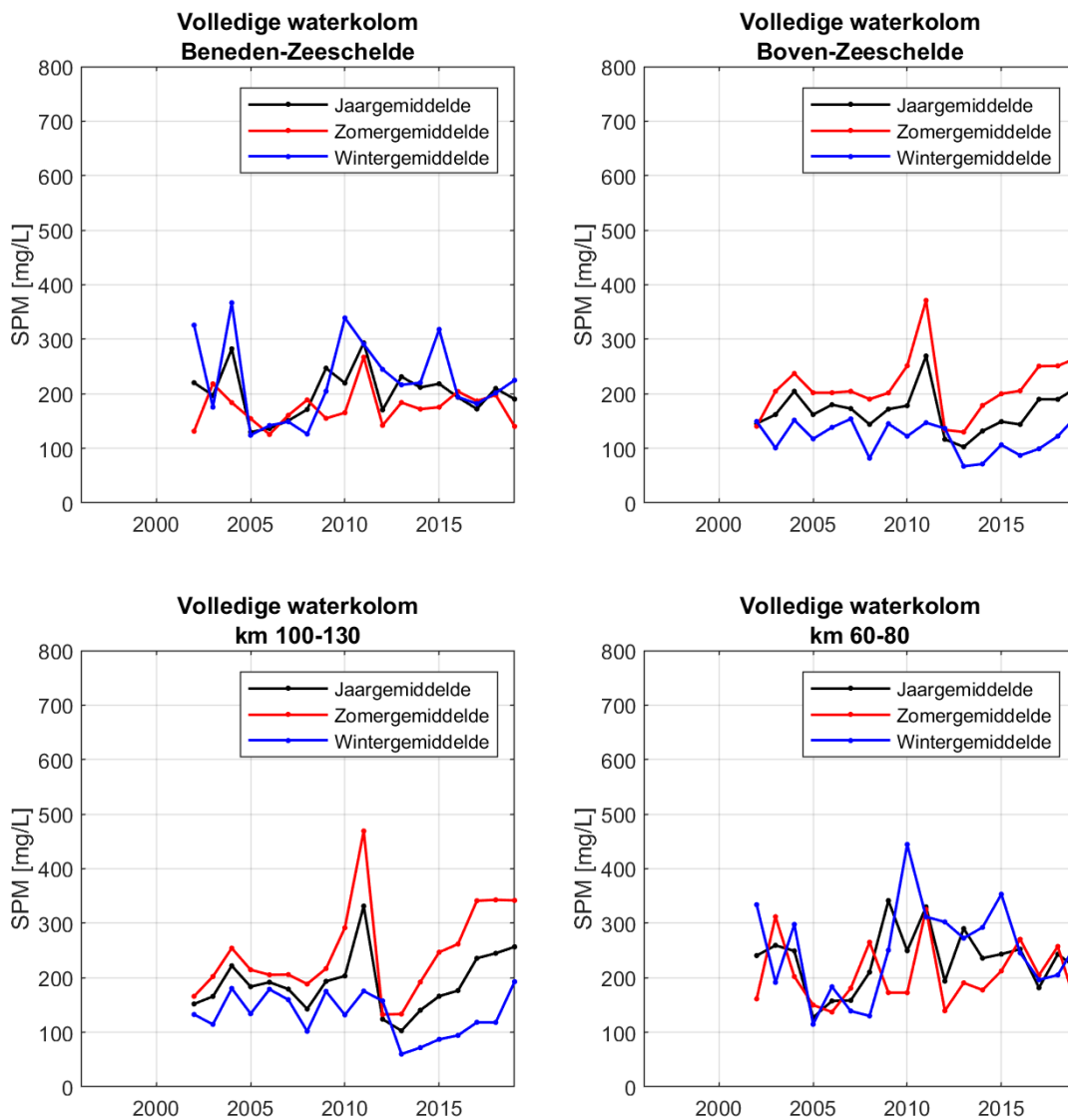
---

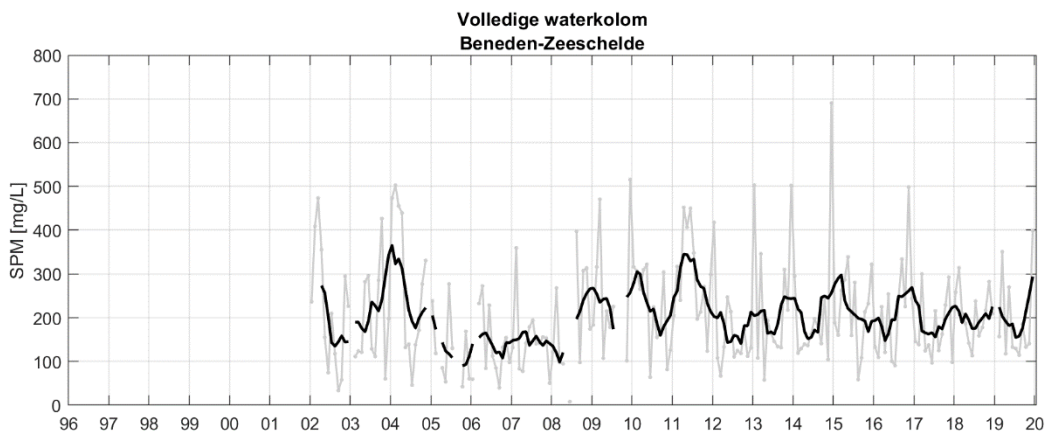
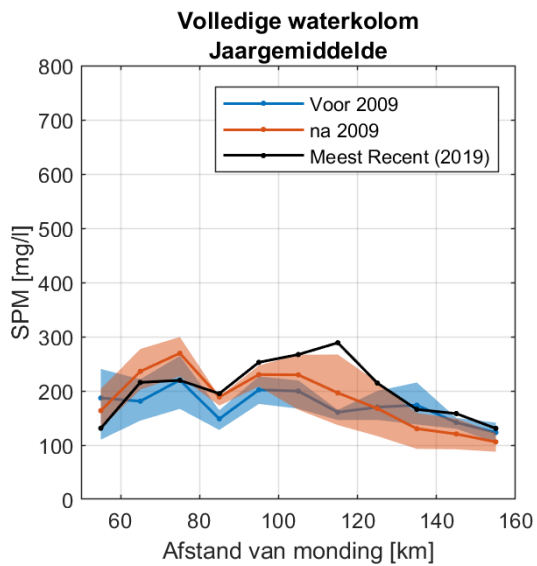
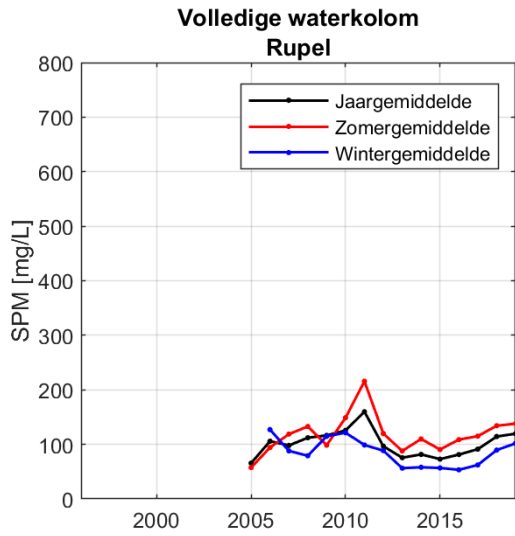
## 9 Appendix

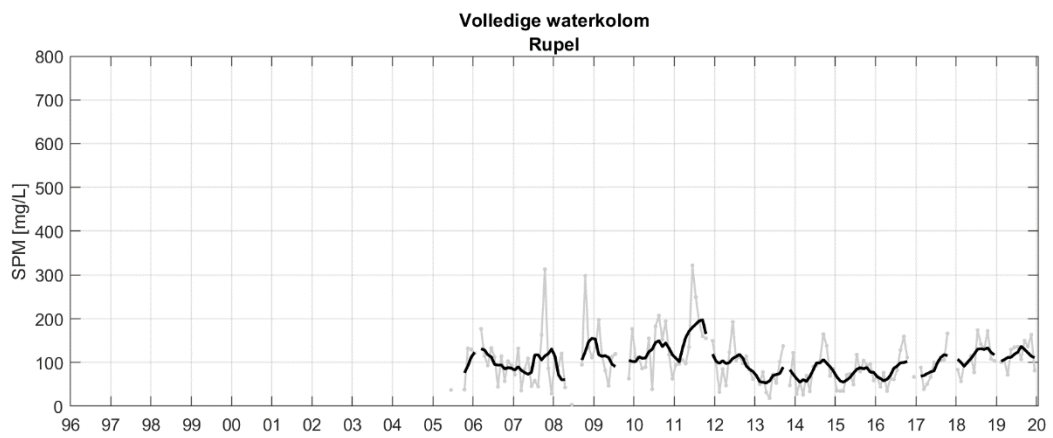
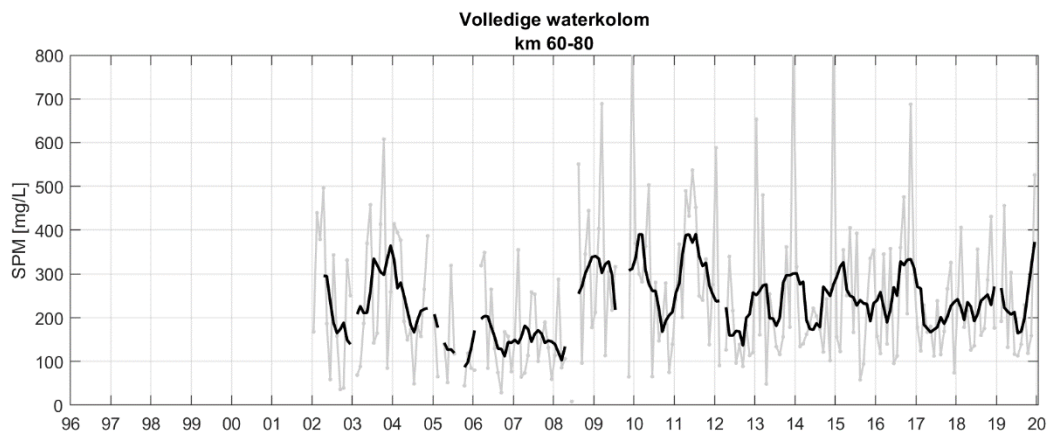
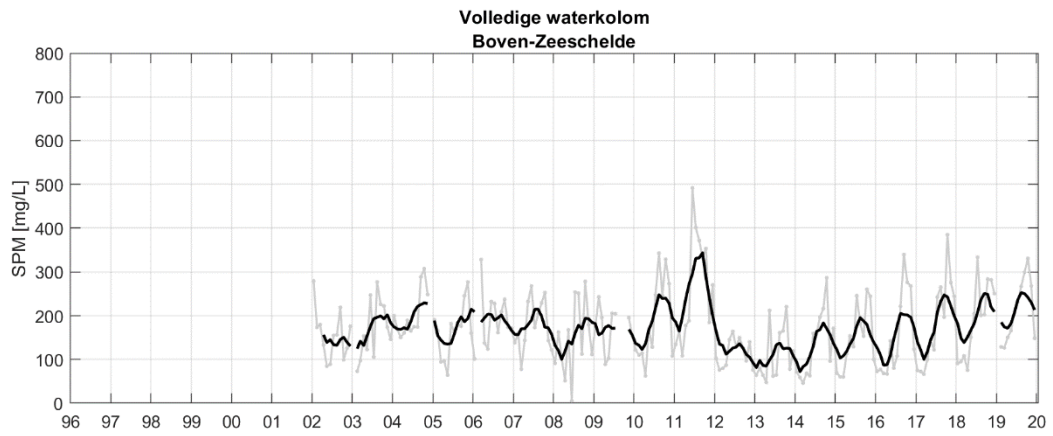
---

### 9.1 SPM over de volledige waterkolom

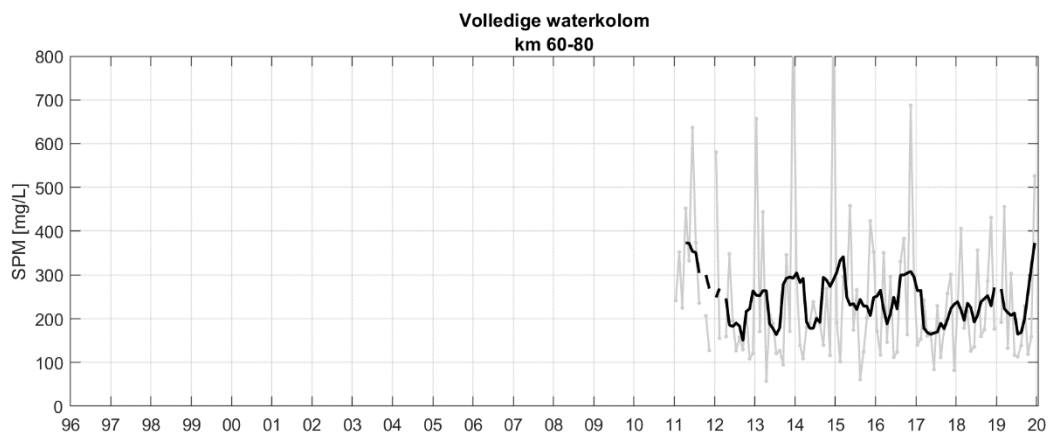
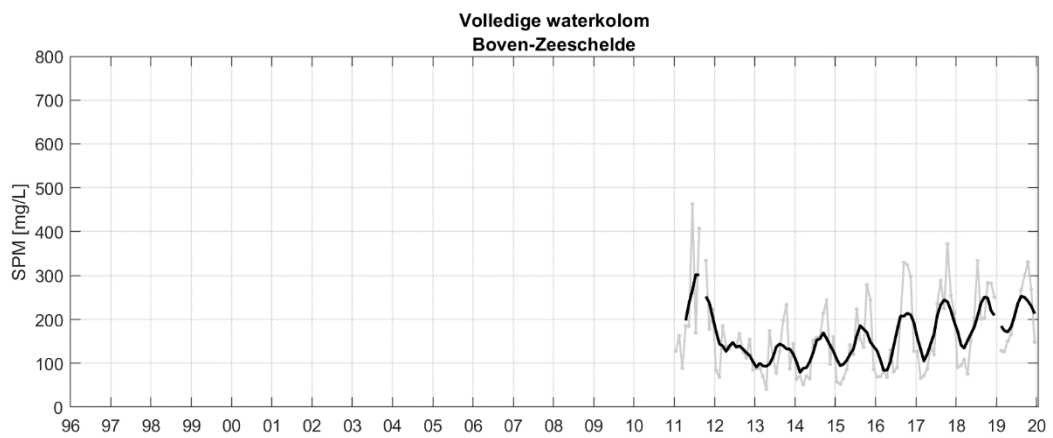
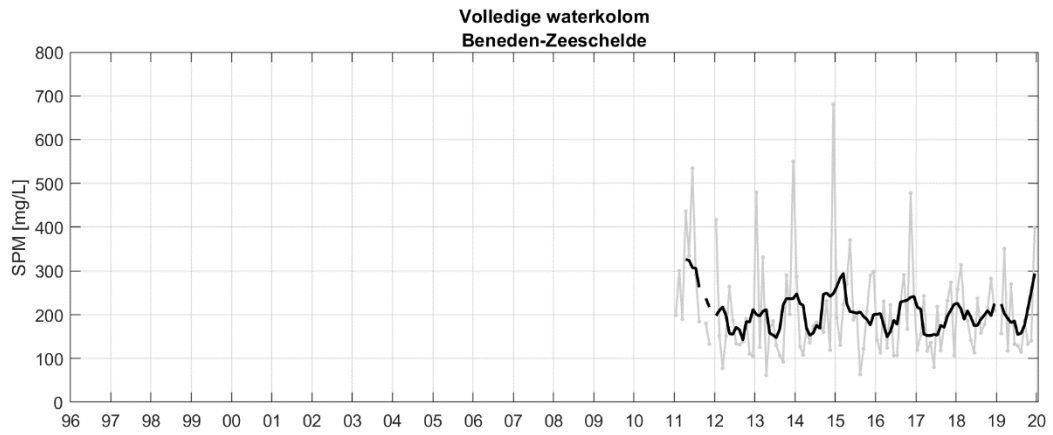
#### 9.1.1 SPM op basis van dieptestalen



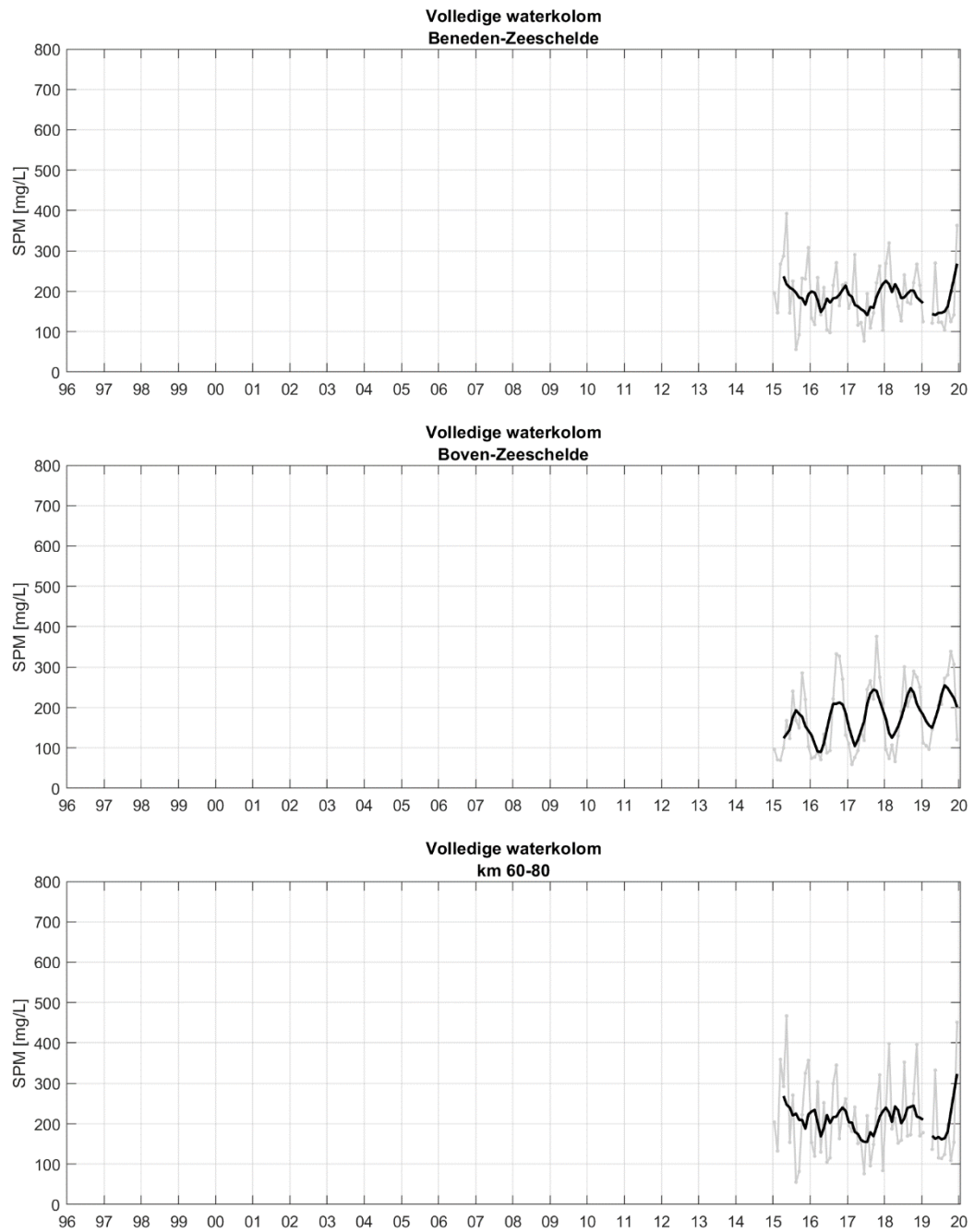




### 9.1.2 SPM op basis van ADCP

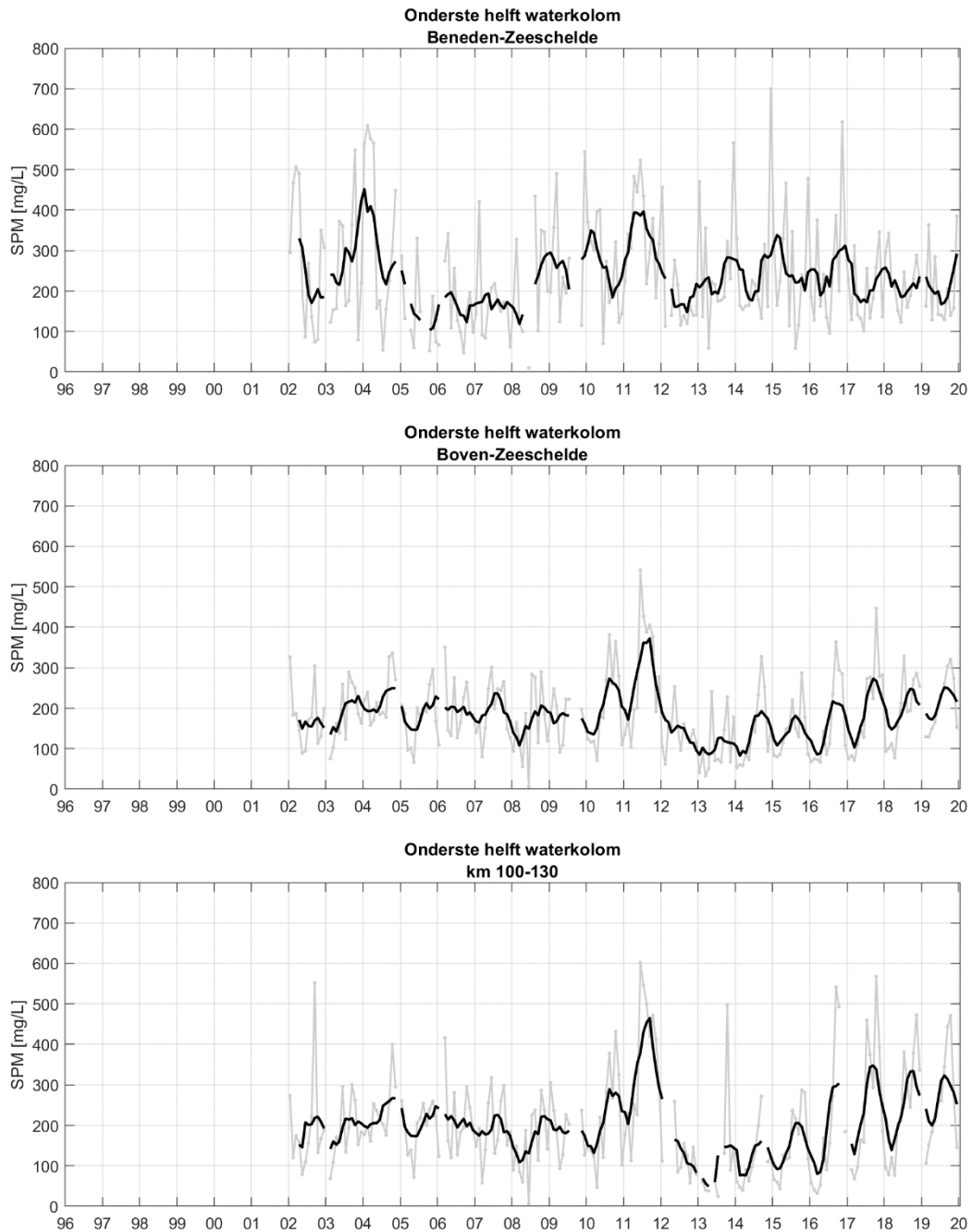


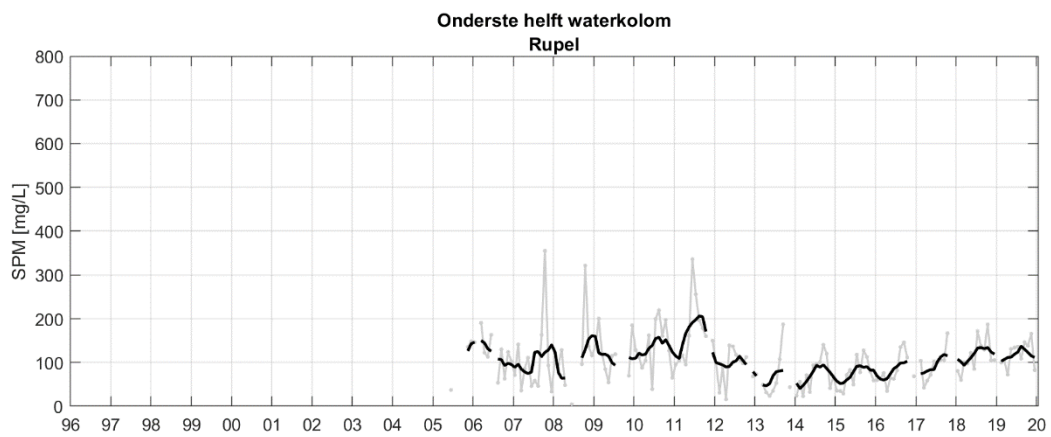
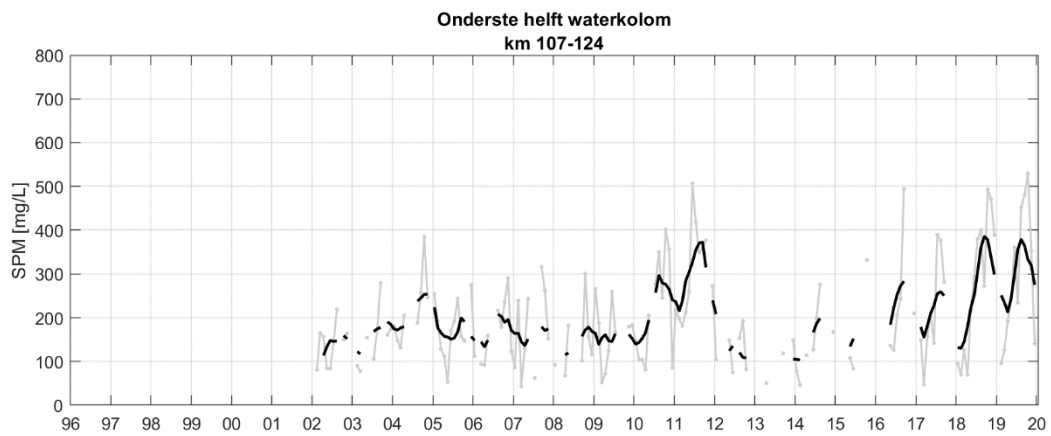
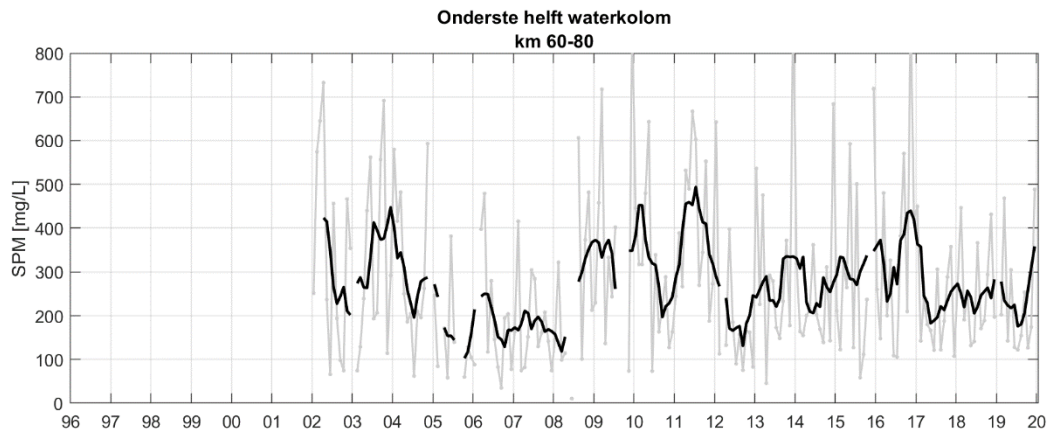
### 9.1.3 SPM op basis van OBS



## 9.2 SPM in de onderste helft waterkolom

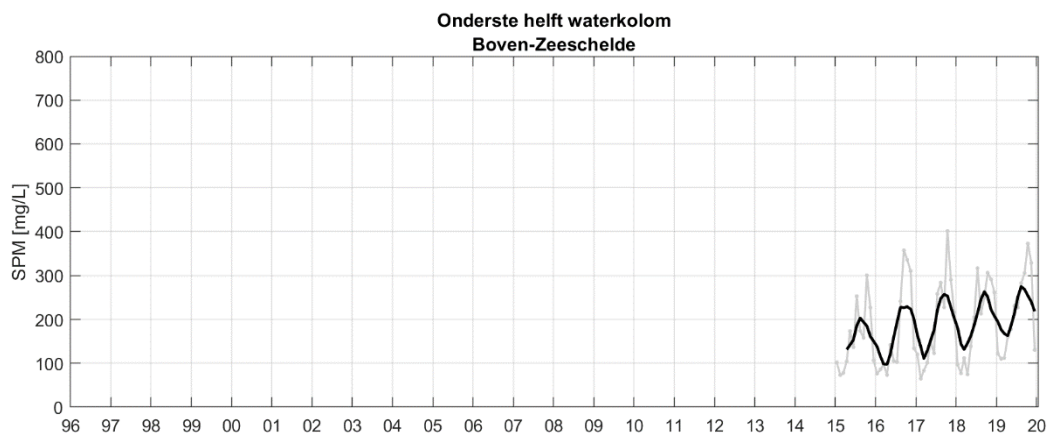
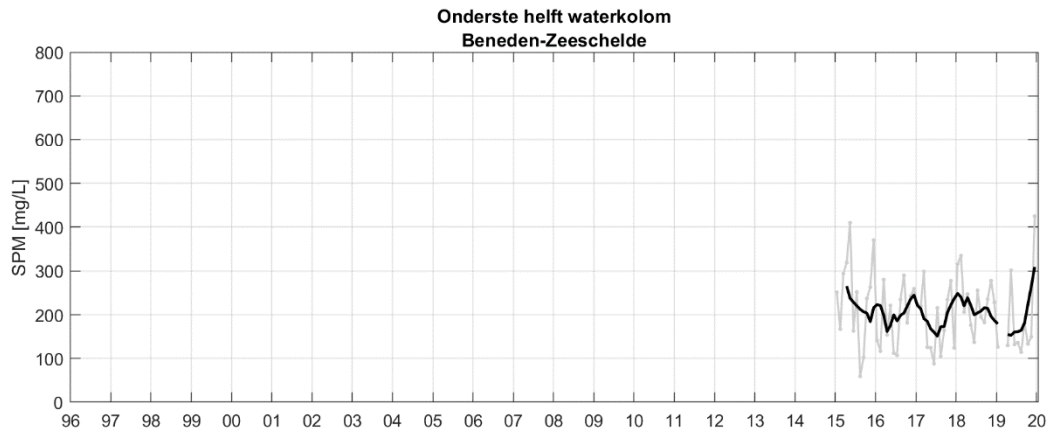
### 9.2.1 SPM op basis van dieptestalen

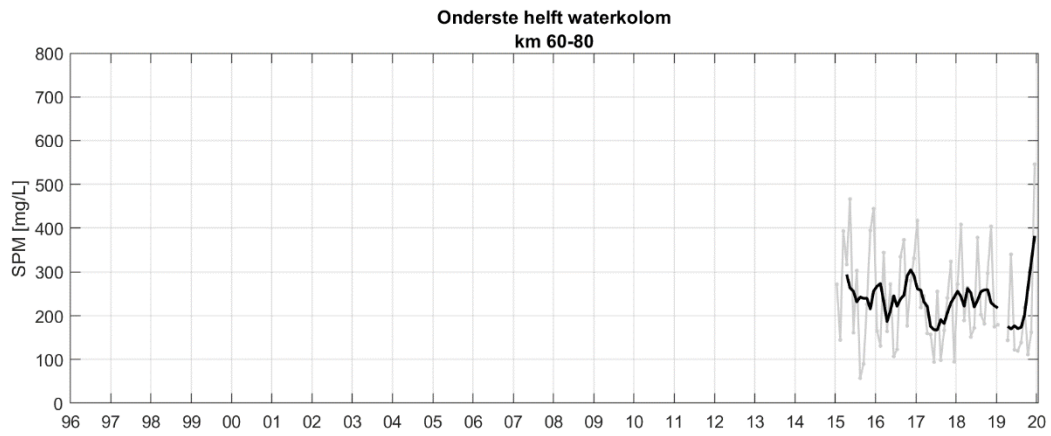
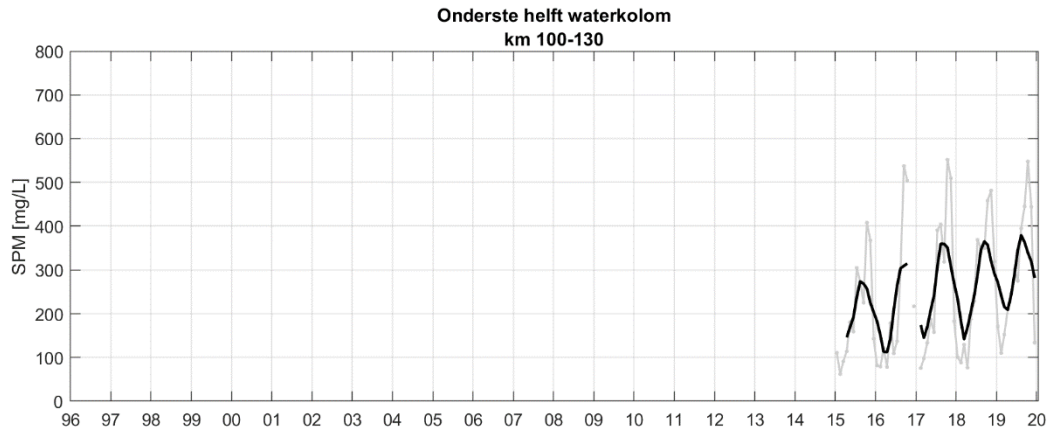






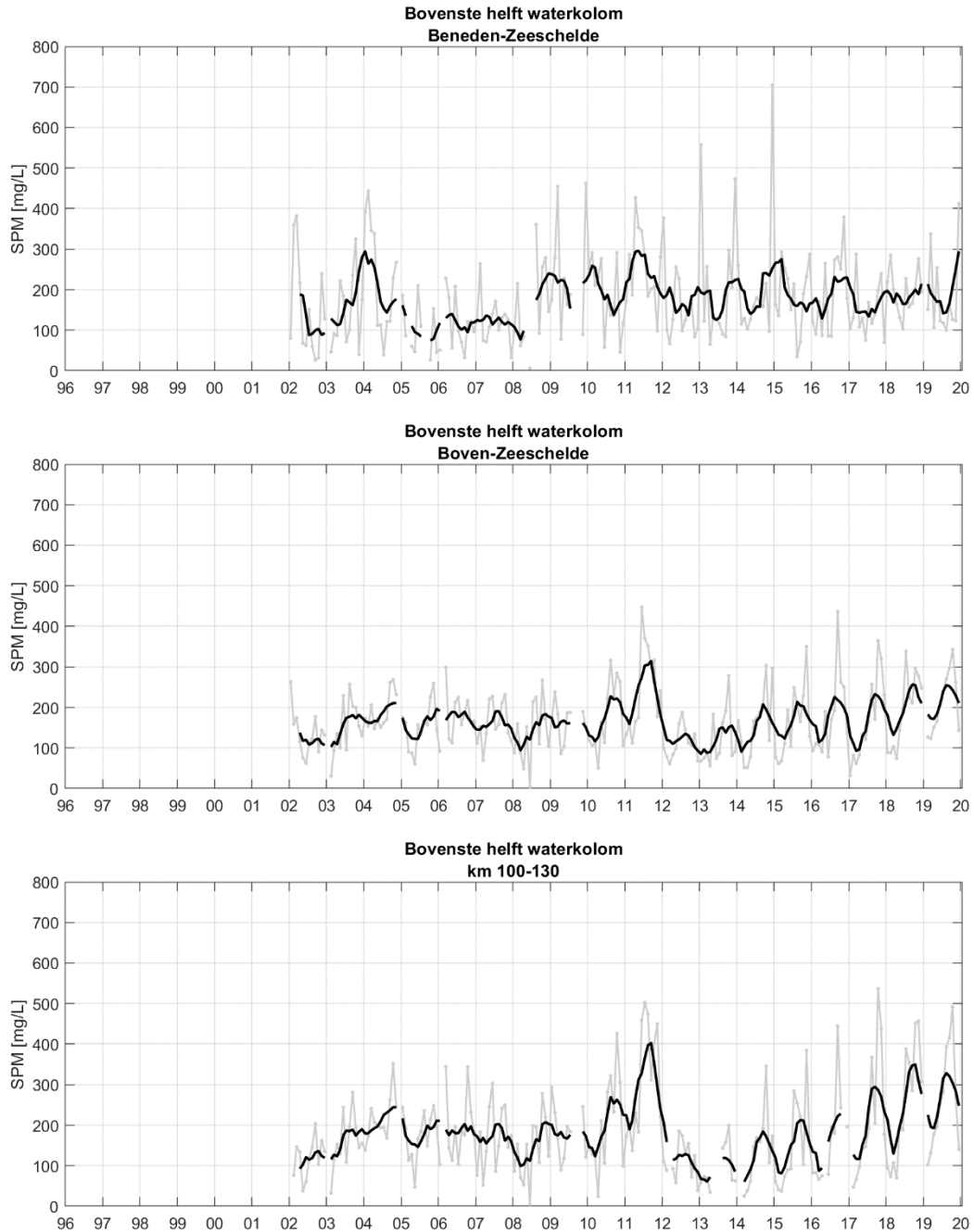
### 9.2.2 SPM op basis van OBS

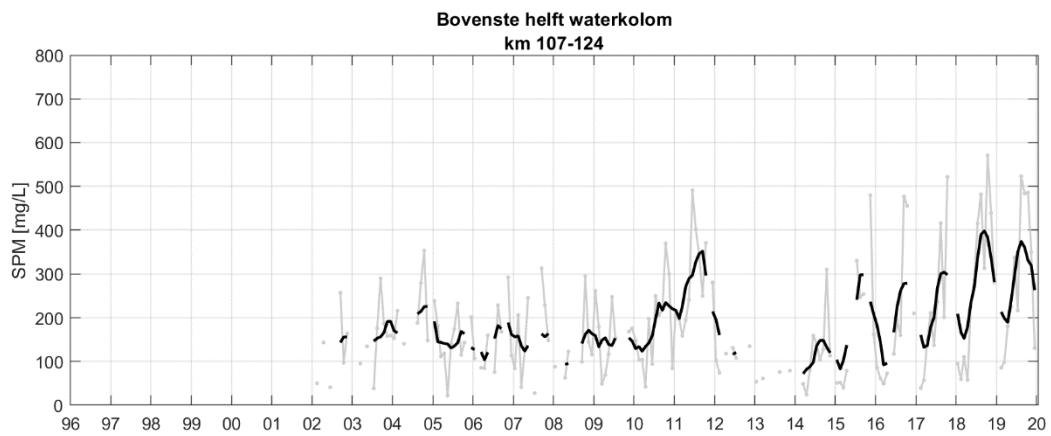
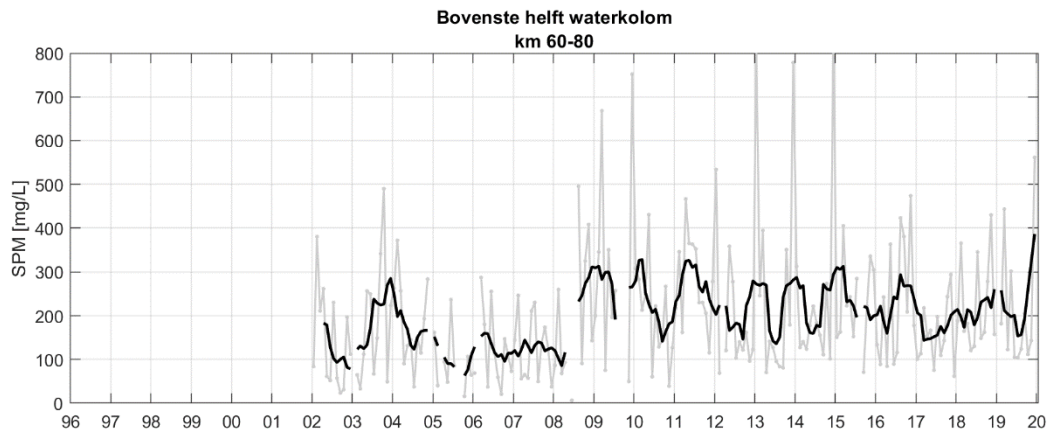




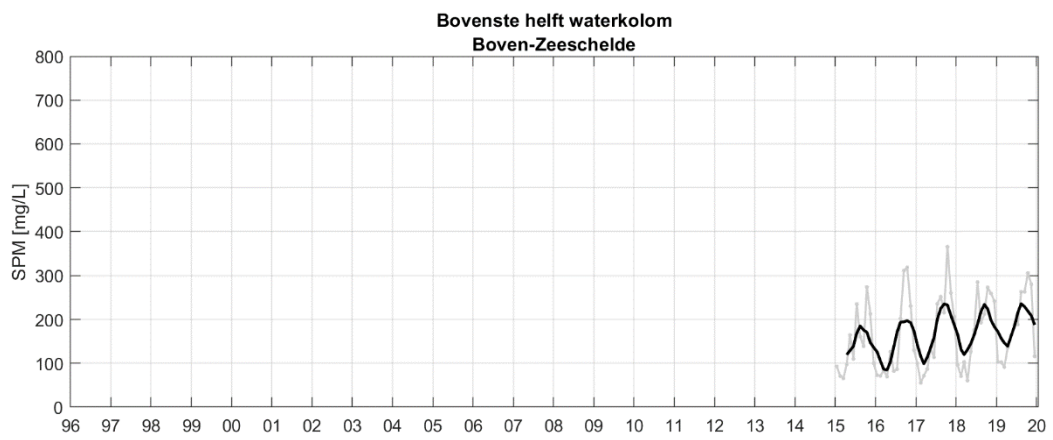
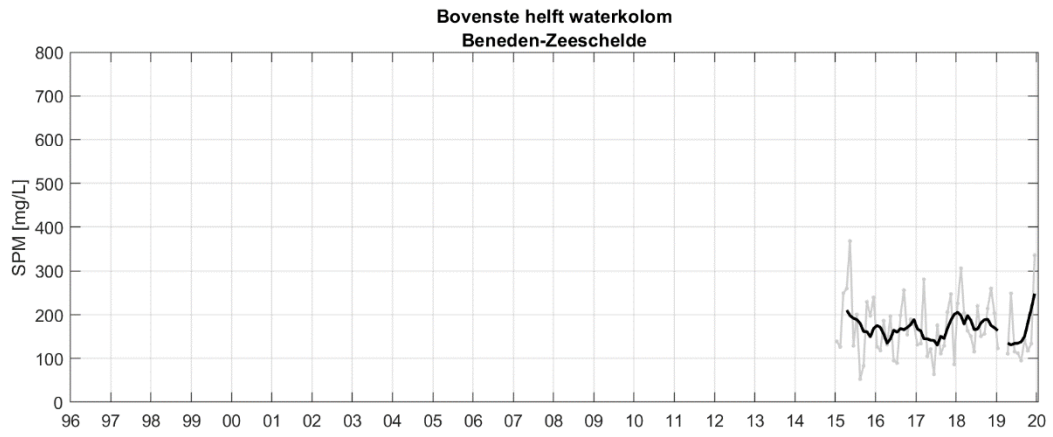
## 9.3 SPM in de bovenste helft waterkolom

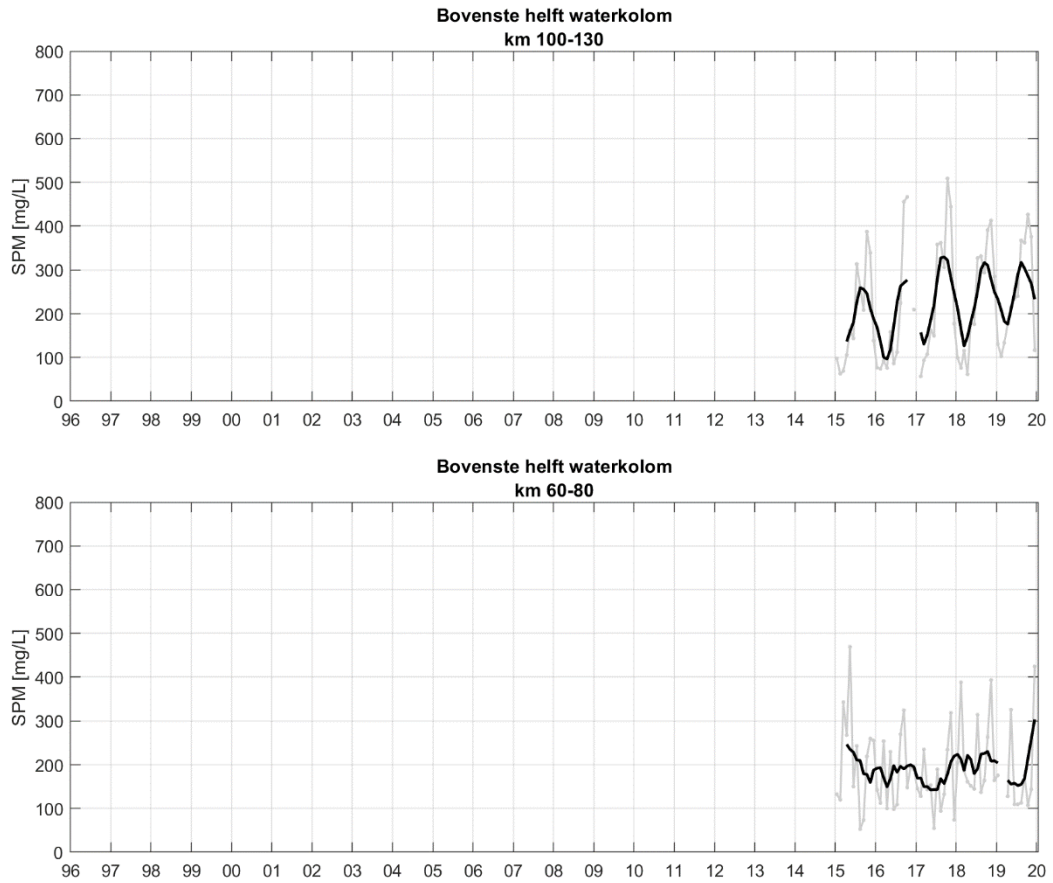
### 9.3.1 SPM op basis van dieptestalen





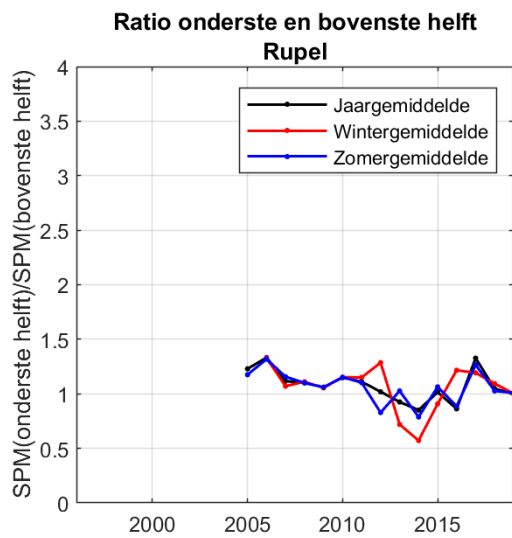
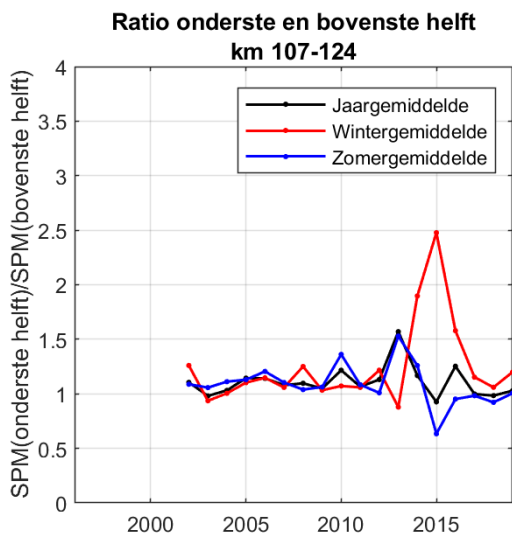
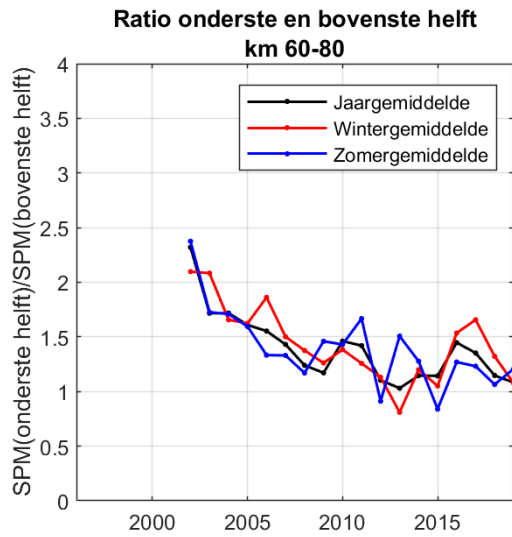
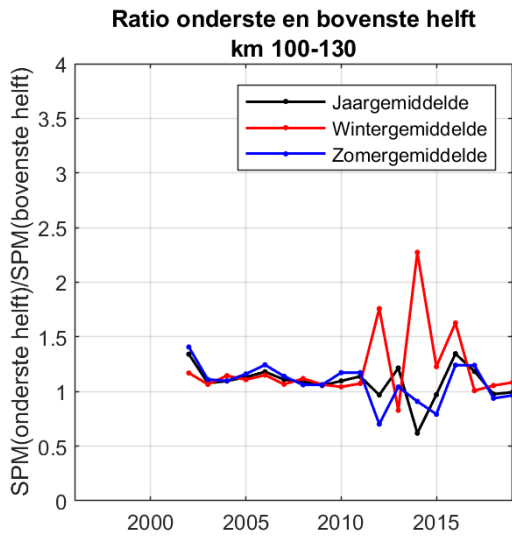
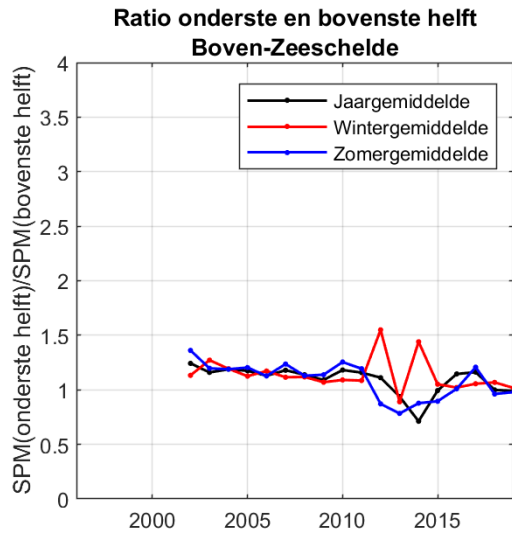
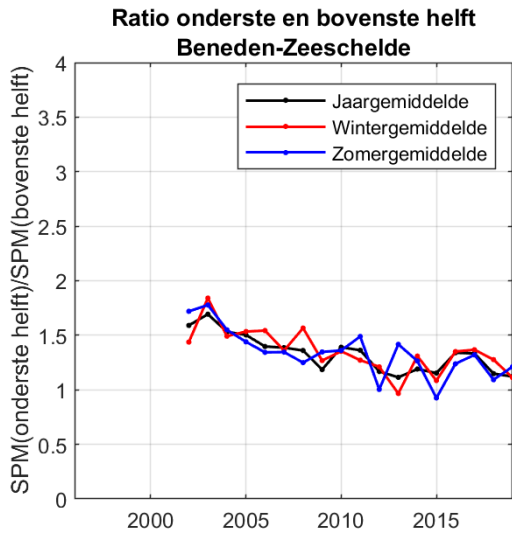
### 9.3.2 SPM op basis van OBS

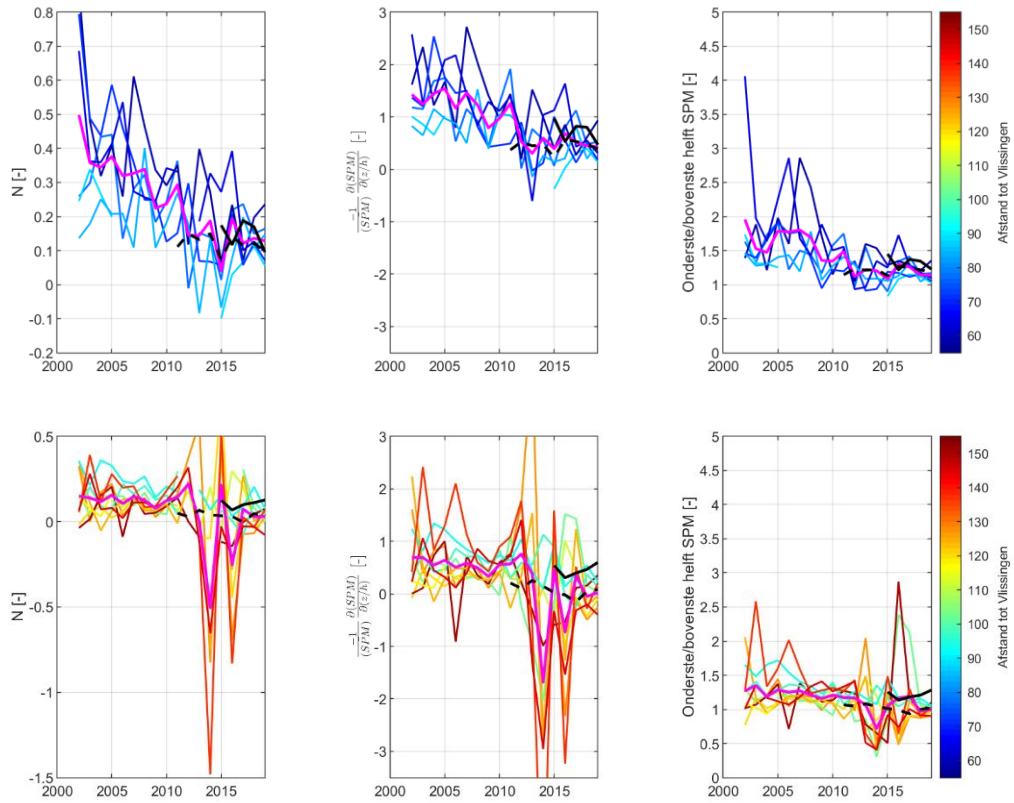




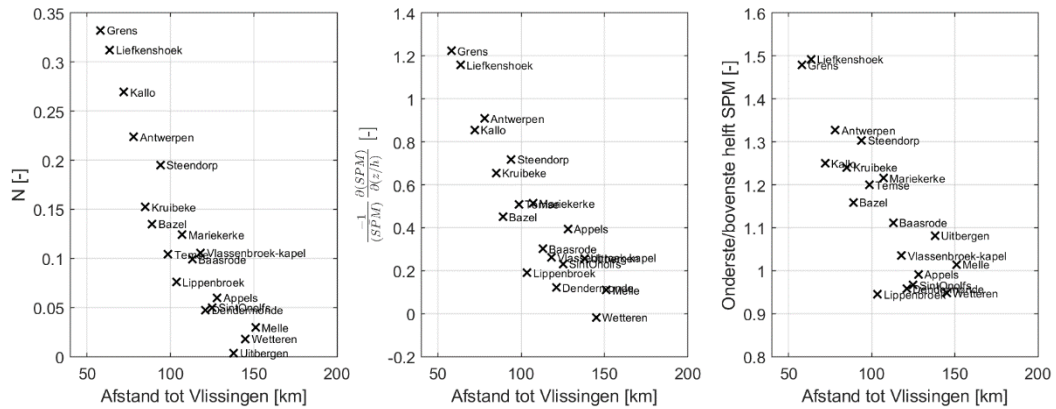
## 9.4 Dieptegradiënt SPM

### Dieptestalen





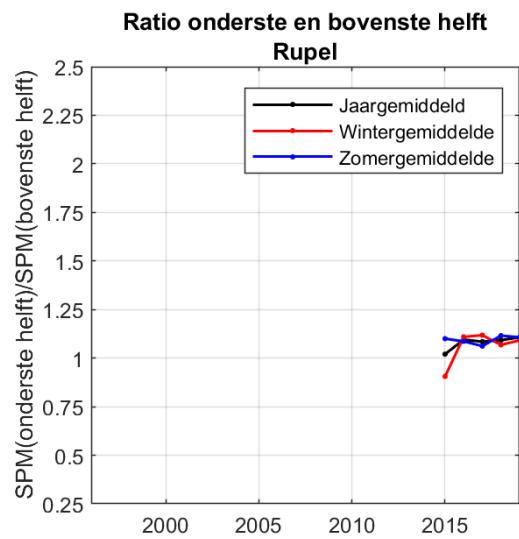
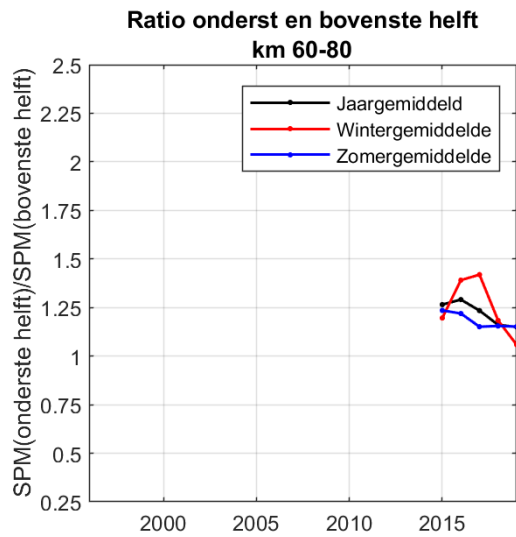
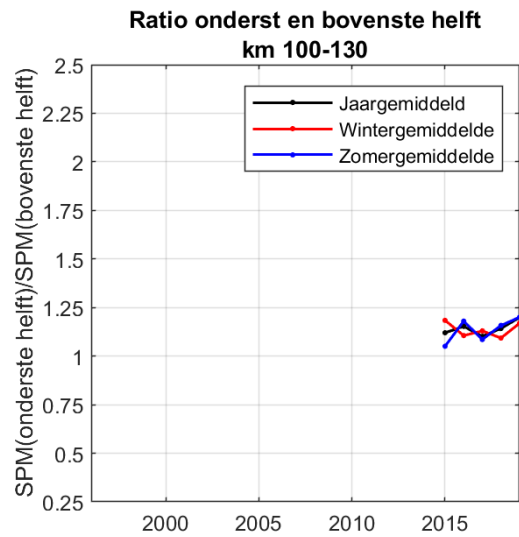
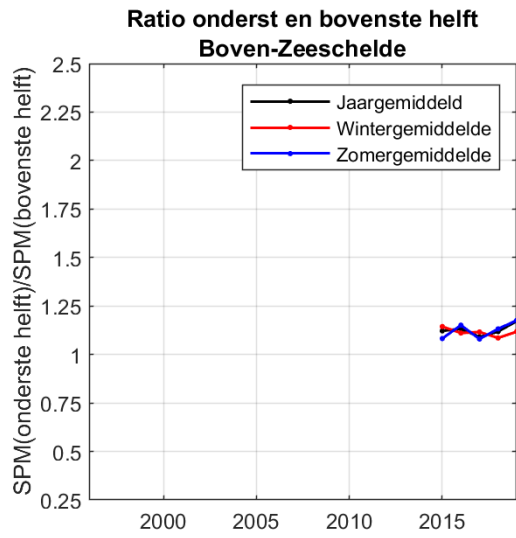
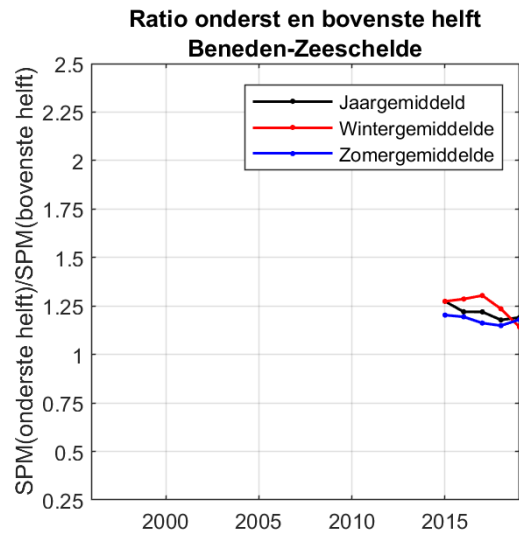
[inclusief aanduiding lopend gemiddelde van dieptestalen (magenta -), ADCP (zwarte --) en OBS (zwarte -)]



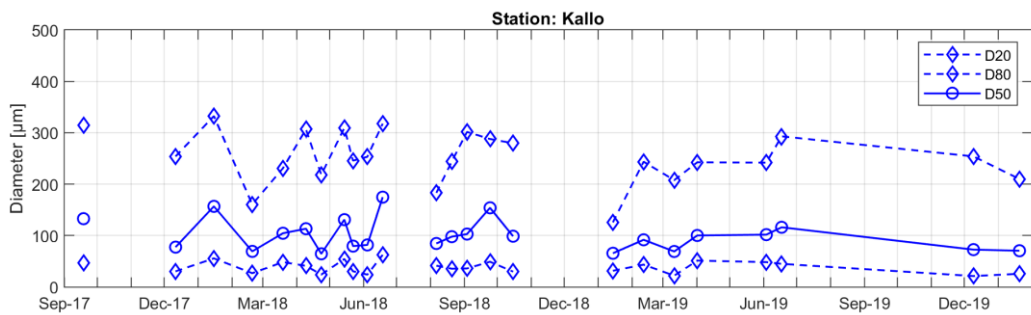
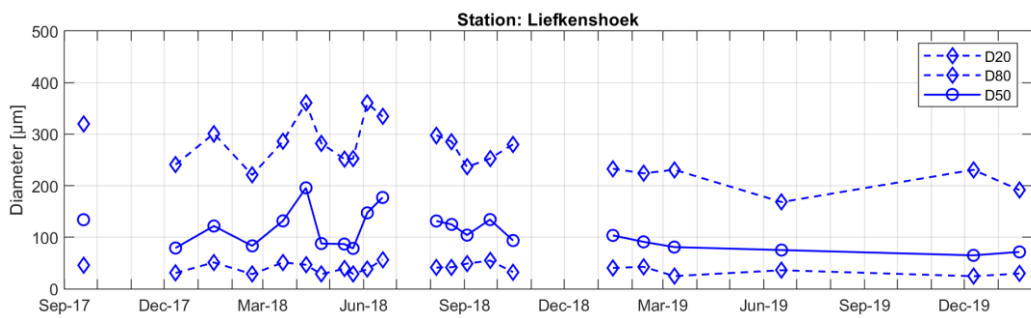
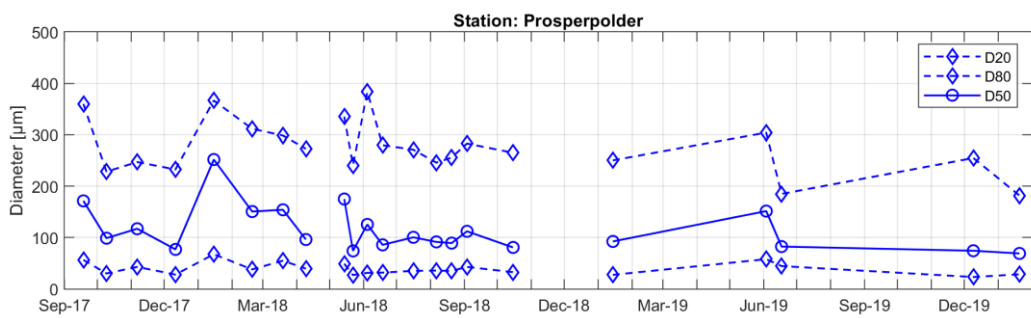
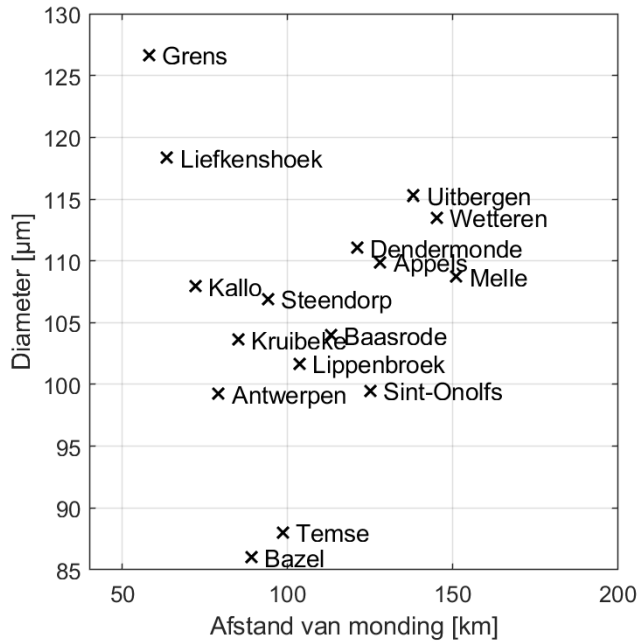
(op basis van heel de dataset)

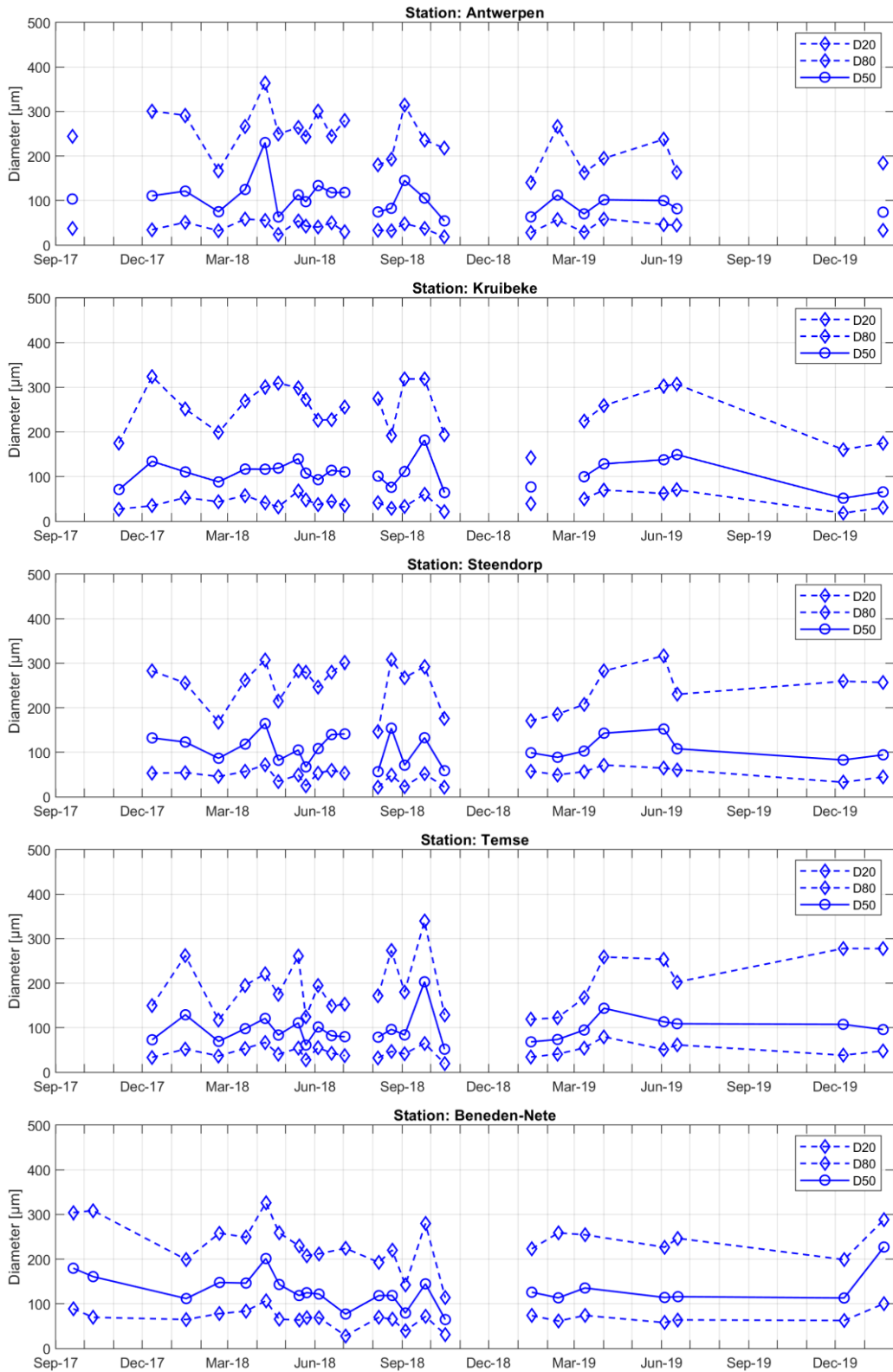


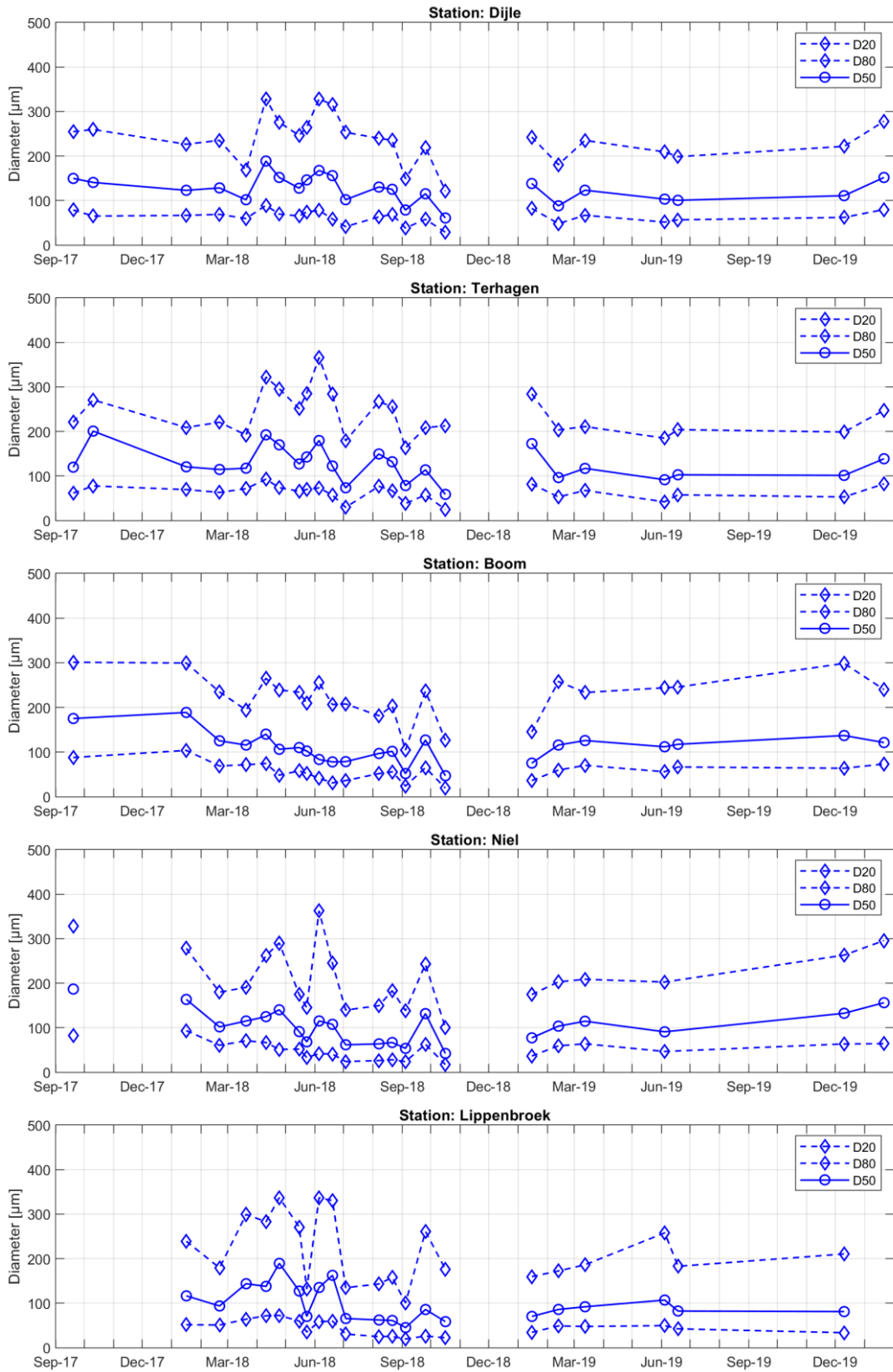
**OBS**

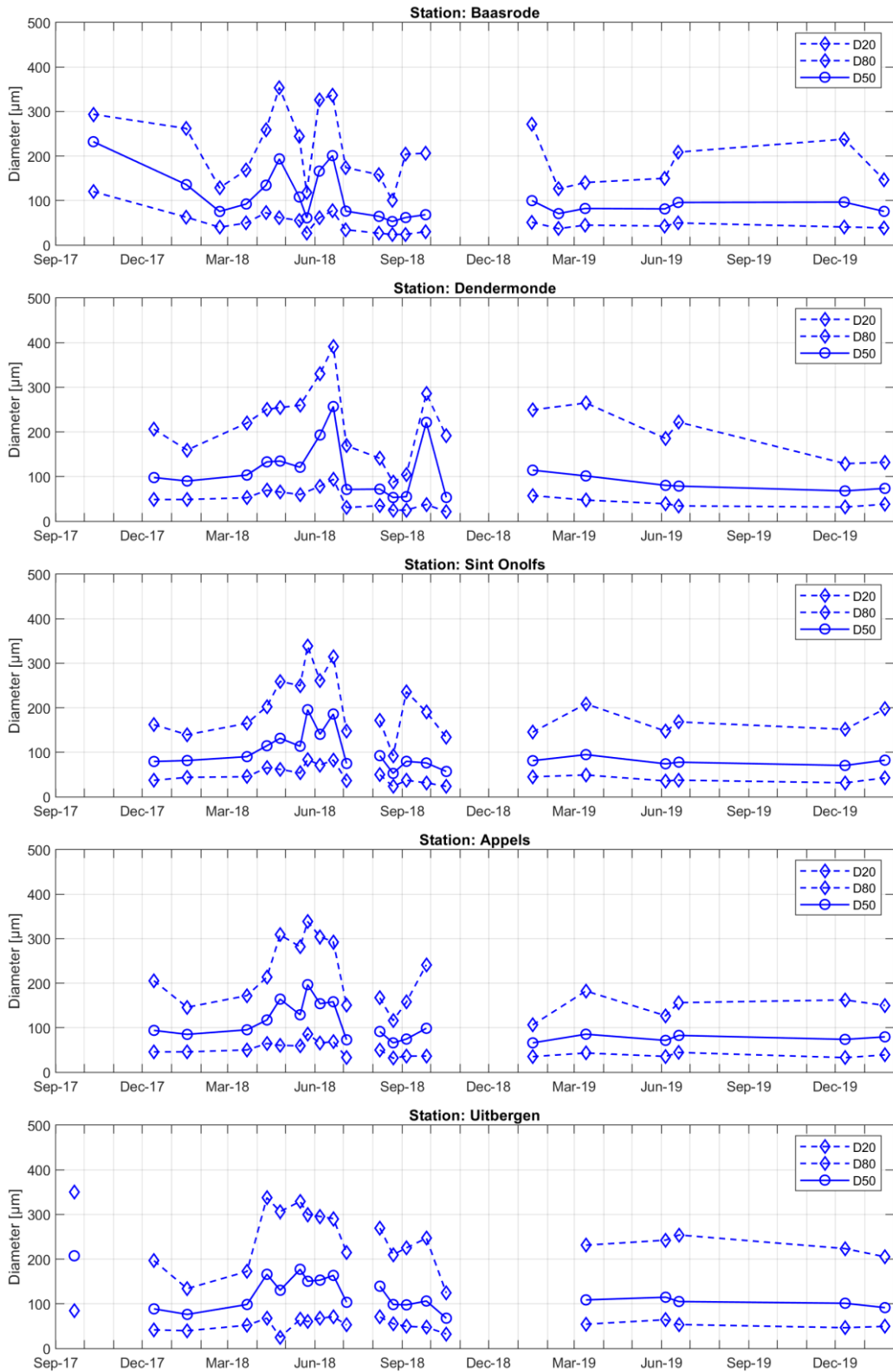


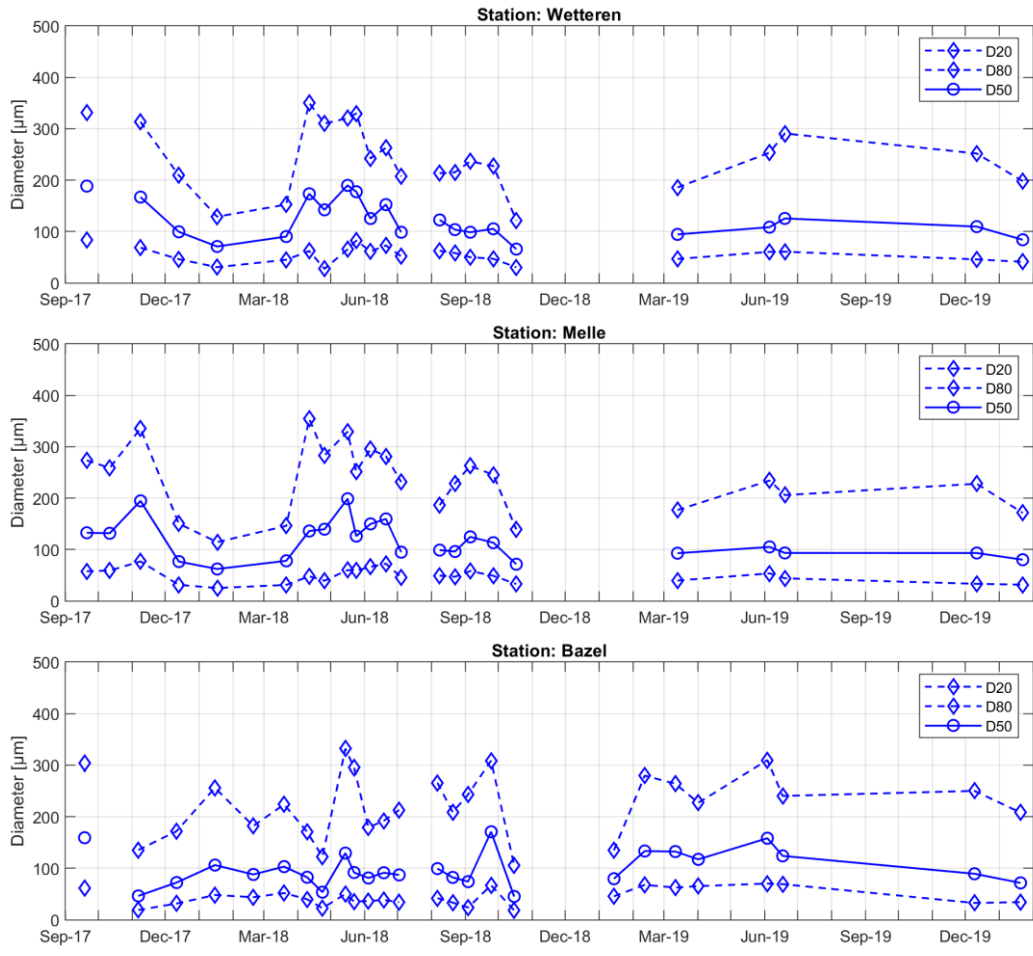
# 9.5 LISST



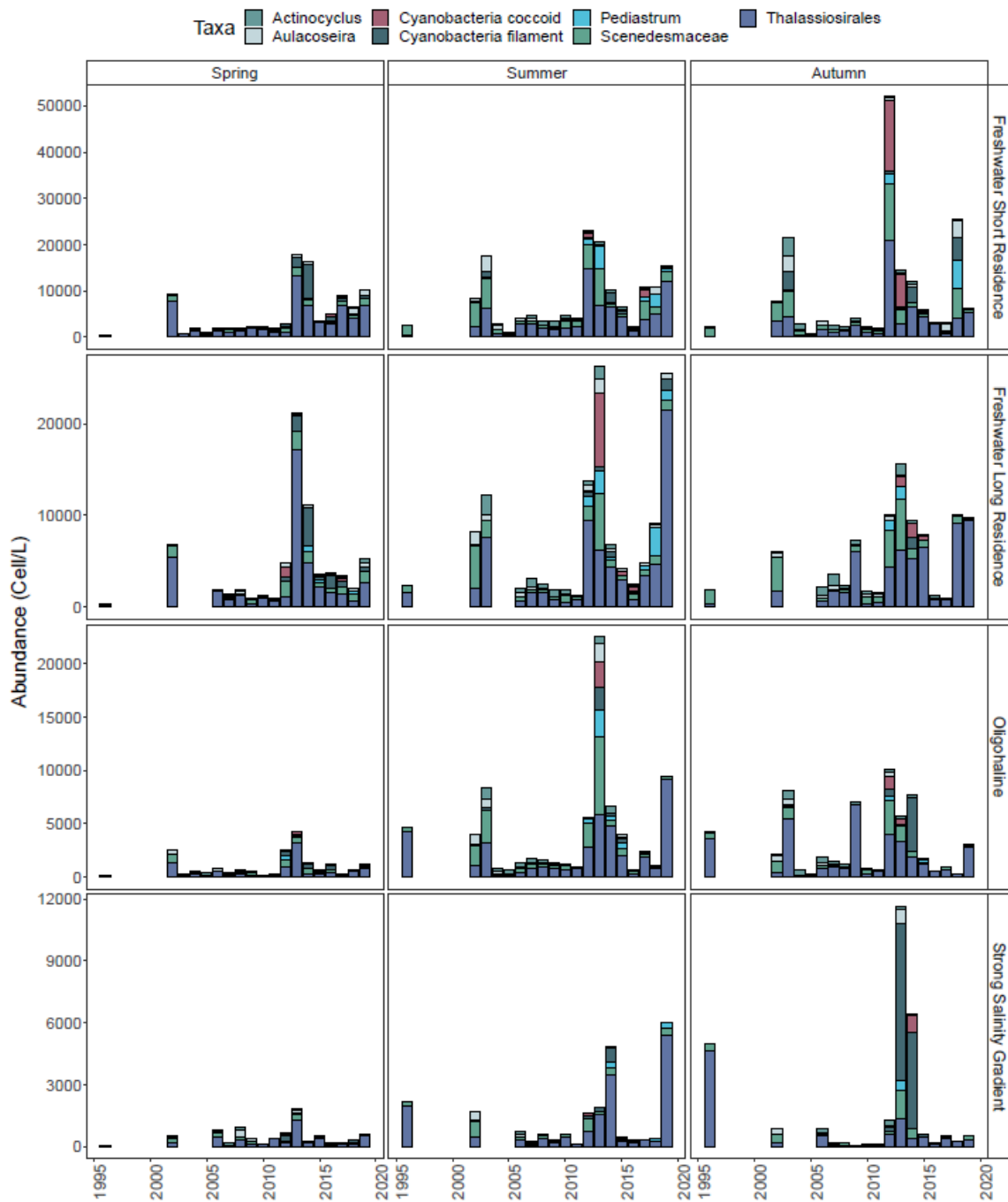




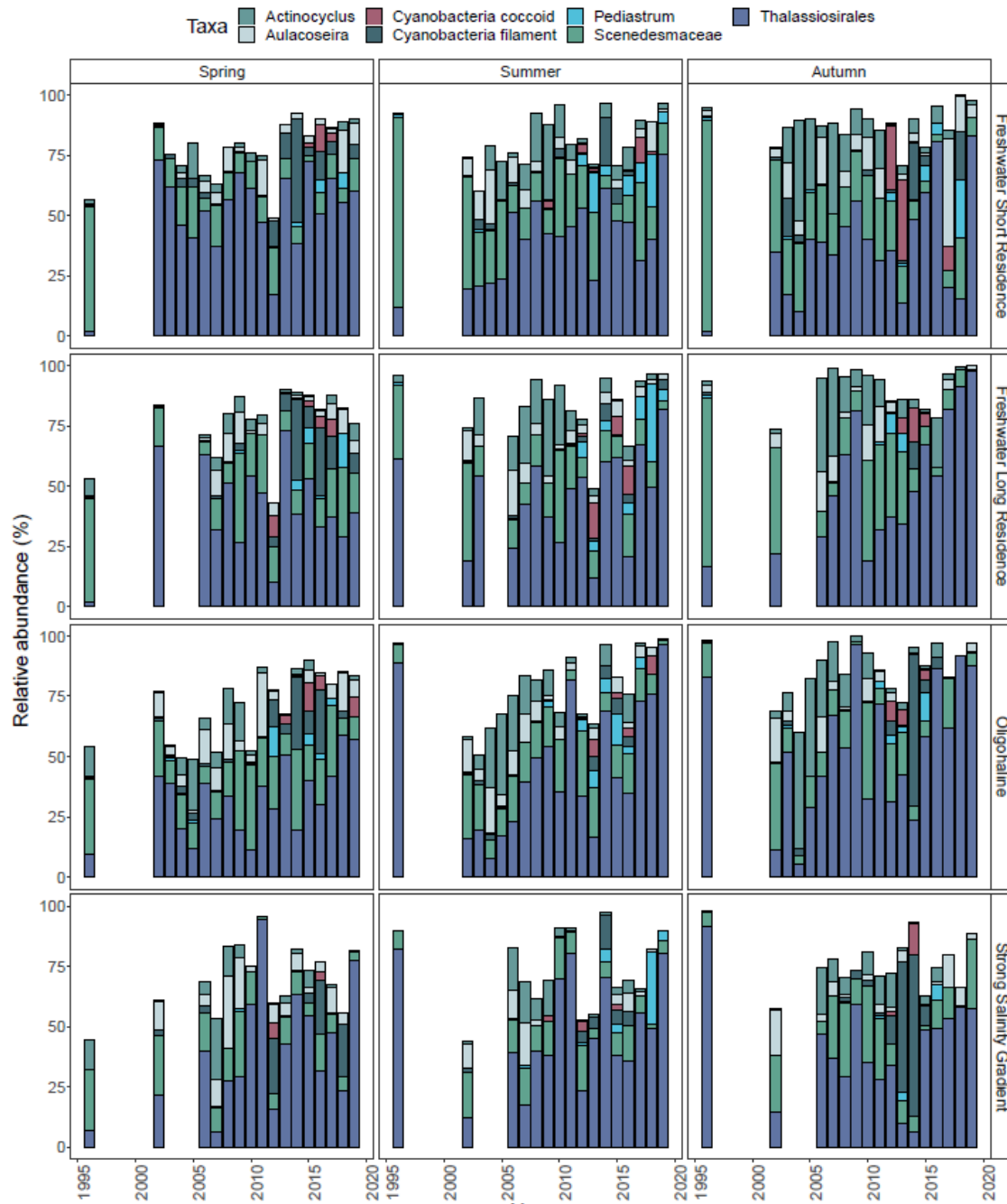




# 9.6 Fytoplankton taxa en abundanties

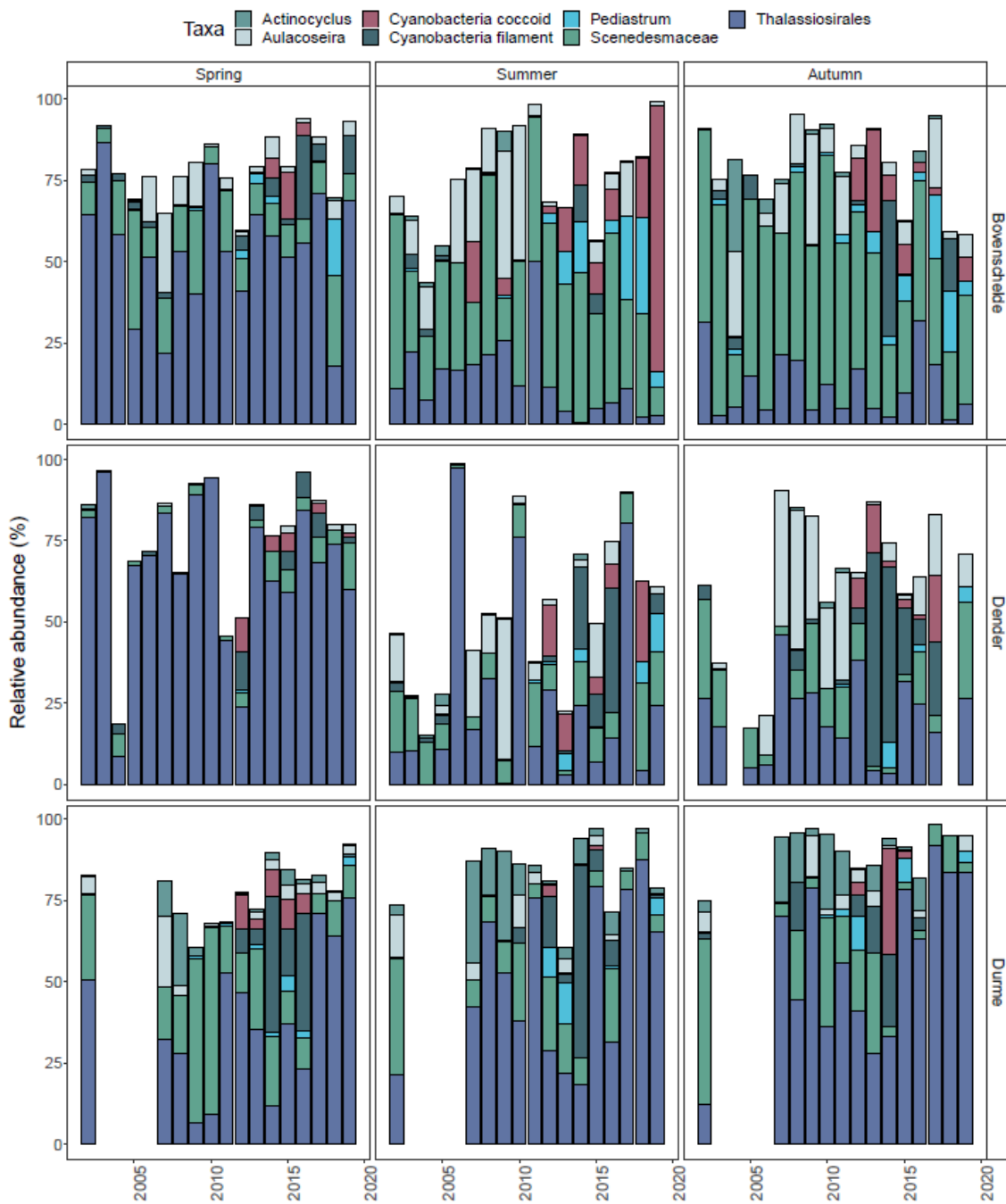


**Figuur 9.1** Gemiddelde fytoplankton abundantie voor de meest relevante taxa in de verschillende zones van het estuarium voor lente, zomer en herfst.

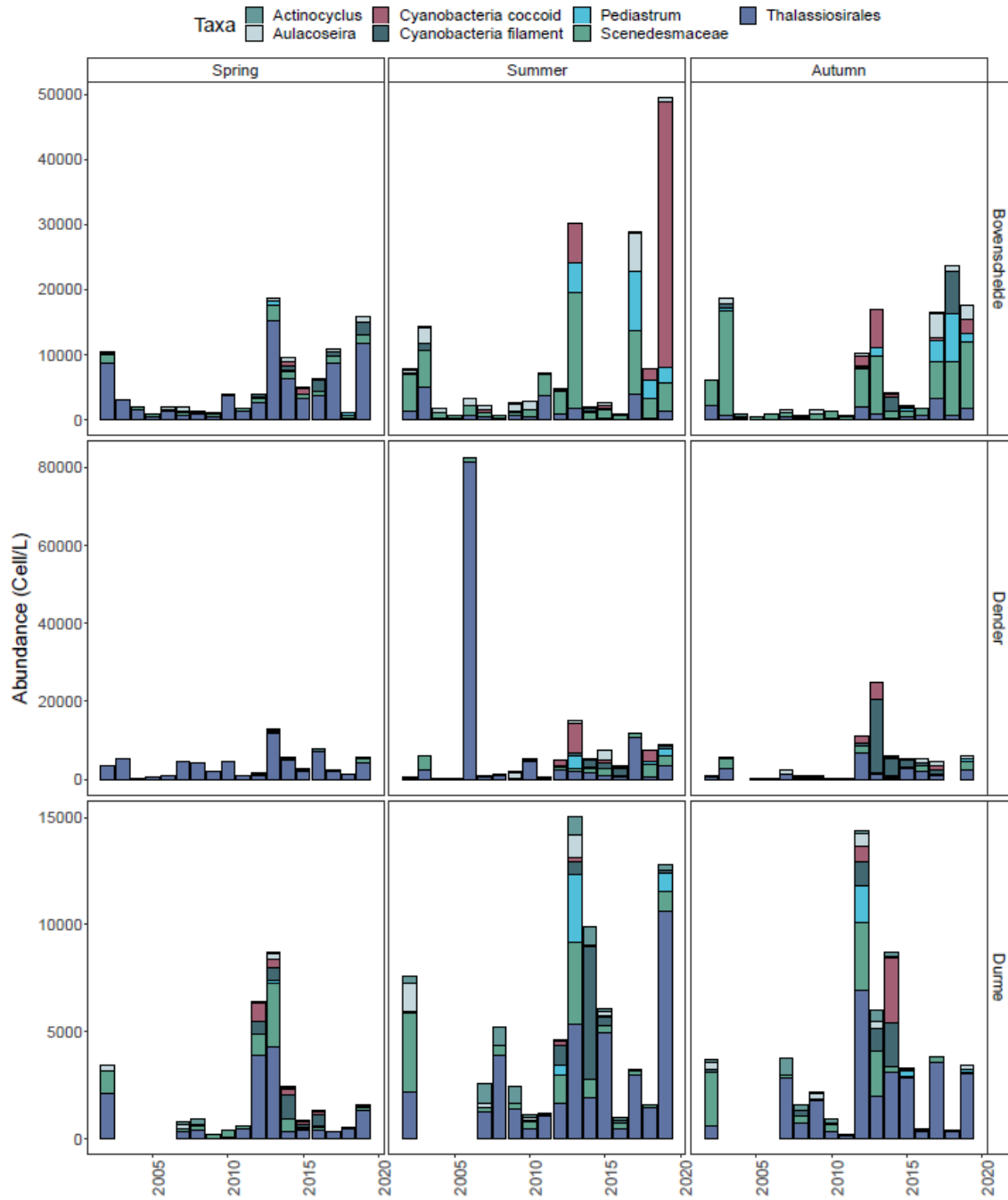


**Figuur 9.2** Gemiddelde relatieve fytoplankton abundantie voor de meest relevante taxa in de verschillende zones van het estuarium voor lente, zomer en herfst.





**Figuur 9.3 Gemiddelde relatieve fytoplankton abundantie voor de meest relevante taxa in Bovenschelde, Dender en Durme voor lente, zomer en herfst.**



**Figuur 9.4 Gemiddelde fytoplankton abundantie voor de meest relevante taxa in Bovenschelde, Dender en Durme voor lente, zomer en herfst.**

Tabel 9.1 Fytoplankton soortenlijst en taxonomische klassificatie (OMES 2019)

Taxa	Phylum	Class	Order	Family	Abbreviation
<i>Achnanthes</i>	Ochrophyta	Bacillariophyceae	Achnanthesales	Achnantheaceae	Achnanthes
<i>Actinocyclus normanii</i>	Ochrophyta	Bacillariophyceae	Coscinodiscales	Hemidiscaceae	Actinocyclus.n
<i>Actinoptychus</i>	Ochrophyta	Bacillariophyceae	Coscinodiscales	Heliopeltaceae	Actinoptychus
<i>Amphora</i>	Ochrophyta	Bacillariophyceae	Thalassiosiphales	Catenulaceae	Amphora
<i>Ankistrodesmus fusiformis</i>	Chlorophyta	Chlorophyceae	Sphaeropleales	Selenastraceae	Ankistrodesmus.f
<i>Anomoeoneis</i>	Ochrophyta	Bacillariophyceae	Cymbellales	Anomoeoneidaceae	Anomoeoneis
<i>Aphanocapsa</i>	Cyanobacteria	Cyanophyceae	Synechococcales	Merismopediaceae	Aphanocapsa
<i>Asterionella formosa</i>	Ochrophyta	Bacillariophyceae	Fragiliales	Fragilariaceae	Asterionella.f
<i>Aulacoseira</i>	Ochrophyta	Bacillariophyceae	Aulacoseirales	Aulacoseiraceae	Aulacoseira
<i>Brachysira</i>	Ochrophyta	Bacillariophyceae	Naviculales	Brachysiraceae	Brachysira
<i>Chaetoceros</i>	Ochrophyta	Bacillariophyceae	Chaetocerotanae incertae sedis	Chaetocerotaceae	Chaetoceros
<i>Chlamydomonas</i>	Chlorophyta	Chlorophyceae	Chlamydomonadales	Chlamydomonadaceae	Chlamydomonas
<i>Chlorella</i>	Chlorophyta	Trebouxiophyceae	Chlorellales	Chlorellaceae	Chlorella
<i>Cocconeis</i>	Ochrophyta	Bacillariophyceae	Achnanthesales	Cocconeidaceae	Cocconeis
<i>Coelastrum</i>	Chlorophyta	Chlorophyceae	Sphaeropleales	Scenedesmaceae	Coelastrum
<i>Crucigenia</i>	Chlorophyta	Trebouxiophyceae	Trebouxiophyceae ordo incertae sedis	Trebouxiophyceae incertae sedis	Crucigenia
<i>Crucigeniella</i>	Chlorophyta	Trebouxiophyceae	Trebouxiophyceae ordo incertae sedis	Trebouxiophyceae incertae sedis	Crucigeniella
<i>Cryptomonas</i>	Cryptophyta	Cryptophyceae	Cryptomonadales	Cryptomonadaceae	Cryptomonas
<i>Cyclotella atomus</i>	Ochrophyta	Bacillariophyceae	Thalassiosirales	Stephanodiscaceae	Cyclotella.a
<i>Cyclotella meneghiniana</i>	Ochrophyta	Bacillariophyceae	Thalassiosirales	Stephanodiscaceae	Cyclotella.m
<i>Cymatopleura solea</i>	Ochrophyta	Bacillariophyceae	Surirellales	Surirellaceae	Cymatopleura.s
<i>Desmodesmus</i>	Chlorophyta	Chlorophyceae	Sphaeropleales	Scenedesmaceae	Desmodesmus
<i>Diatoma</i>	Ochrophyta	Bacillariophyceae	Fragiliales	Fragilariaceae	Diatoma
<i>Dictyosphaerium</i>	Chlorophyta	Trebouxiophyceae	Chlorellales	Chlorellaceae	Dictyosphaerium
<i>Didymocystis</i>	Chlorophyta	Trebouxiophyceae	Chlorellales	Oocystaceae	Didymocystis
<i>Dinobryon</i>	Ochrophyta	Chrysophyceae	Chromulinales	Dinobryaceae	Dinobryon
<i>Euglena</i>	Euglenozoa	Euglenoidea	Euglenida	Euglenaceae	Euglena
<i>Fragilaria</i>	Ochrophyta	Bacillariophyceae	Fragiliales	Fragilariaceae	Fragilaria
<i>Gomphonema</i>	Ochrophyta	Bacillariophyceae	Bacillariophyceae	Bacillariophyceae	Gomphonema
<i>Gyrosigma</i>	Ochrophyta	Bacillariophyceae	Naviculales	Pleurosigmataceae	Gyrosigma
<i>Lagerheimia</i>	Chlorophyta	Trebouxiophyceae	Chlorellales	Oocystaceae	Lagerheimia
<i>Limnothrix</i>	Cyanobacteria	Cyanophyceae	Synechococcales	Pseudanabaenaceae	Limnothrix
<i>Melosira</i>	Ochrophyta	Bacillariophyceae	Melosirales	Melosiraceae	Melosira
<i>Micractinium</i>	Chlorophyta	Trebouxiophyceae	Chlorellales	Chlorellaceae	Micractinium
<i>Monomorphina</i>	Euglenozoa	Euglenoidea	Euglenida	Euglenaceae	Monomorphina
<i>Monoraphidium</i>	Chlorophyta	Chlorophyceae	Sphaeropleales	Selenastraceae	Monoraphidium
<i>Navicula</i>	Ochrophyta	Bacillariophyceae	Naviculales	Naviculaceae	Navicula
<i>Nitzschia</i>	Ochrophyta	Bacillariophyceae	Bacillariales	Bacillariaceae	Nitzschia
<i>Oocystis</i>	Chlorophyta	Trebouxiophyceae	Chlorellales	Oocystaceae	Oocystis
<i>Oscillatoria</i>	Cyanobacteria	Cyanophyceae	Oscillatoriales	Oscillatoriaceae	Oscillatoria
<i>Pandorina</i>	Chlorophyta	Chlorophyceae	Chlamydomonadales	Volvocaceae	Pandorina
<i>Pediastrum</i>	Chlorophyta	Chlorophyceae	Sphaeropleales	Hydrodictyceae	Pediastrum
<i>Pennales</i>	Ochrophyta	Bacillariophyceae	Pennales	Pennales	Pennales
<i>Peridinium</i>	Myzozoa	Dinophyceae	Peridinales	Peridiniaceae	Peridinium
<i>Phacus</i>	Euglenozoa	Euglenoidea	Euglenida	Phacaceae	Phacus
<i>Planktothrix</i>	Cyanobacteria	Cyanophyceae	Oscillatoriales	Phormidiaceae	Planktothrix
<i>Rhaphoneis amphiceros</i>	Ochrophyta	Bacillariophyceae	Rhaphoneidales	Rhaphoneidaceae	Rhaphoneis.a
<i>Scenedesmus</i>	Chlorophyta	Chlorophyceae	Sphaeropleales	Scenedesmaceae	Scenedesmus
<i>Surirella</i>	Ochrophyta	Bacillariophyceae	Surirellales	Surirellaceae	Surirella
<i>Synedra</i>	Ochrophyta	Bacillariophyceae	Fragiliales	Fragilariaceae	Synedra
<i>Synura</i>	Ochrophyta	Synurophyceae	Synurales	Synuraceae	Synura
<i>Tetraëdron</i>	Chlorophyta	Chlorophyceae	Sphaeropleales	Hydrodictyceae	Tetraëdron
<i>Tetrastrum</i>	Chlorophyta	Chlorophyceae	Sphaeropleales	Scenedesmaceae	Tetrastrum
<i>Thalassiosira</i>	Ochrophyta	Bacillariophyceae	Thalassiosirales	Thalassiosiraceae	Thalassiosira
<i>Trachelomonas</i>	Euglenozoa	Euglenoidea	Euglenida	Euglenaceae	Trachelomonas