



University of Antwerp  
| ECOBE | Ecosystem Management  
Research Group

# OMES rapport 2020

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

ECOBE 021-R275

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



University of Antwerp  
| ECOBE | Ecosystem Management  
Research Group



Université  
Paul Sabattier  
Toulouse



VRIJE  
UNIVERSITEIT  
BRUSSEL

## Colofon

### **Tekst:**

Maris, T., P. Gelsomini, D. Horemans & P. Meire  
Universiteit Antwerpen, Ecosysteembeheer (ECOBE)  
Universiteitsplein 1, 2610 Antwerpen (Wilrijk)  
tom.maris@uantwerpen.be

In samenwerking met:

N. Brion, D. Verstraeten, E. Abdulbur-Alfakhory, 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

L. Amadei Martínez, R. Dasseville, K. Sabbe, W. Vyverman (fytoplankton)  
Universiteit Gent, Protistology & Aquatic Ecology Research Group  
Krijgslaan 281, 9000 Gent

M. Tackx, A. Bernard, C. Sossou, W. Amblas, F Azémar (zoöplankton)  
Université Paul Sabatier, Laboratoire Ecologie Fonctionnelle et Environnement  
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, 2021. Onderzoek naar de gevolgen van het Sigmaphan, baggeractiviteiten en havenuitbreiding in de Zeeschelde op het milieu. Geïntegreerd eindverslag van het onderzoek verricht in 2020. ECOBE 021-R275. 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
2.3.4	Meetcampagne van 2020.....	13
2.4	Monitoring basis waterkwaliteit .....	17
2.4.1	Temperatuur, zuurstof, pH en conductiviteit.....	17
2.4.2	Chloride en sulfaat.....	17
2.4.3	Stikstof (Ammonium, nitraat, nitriet en Kjeldahl-stikstof).....	17
2.4.4	Fosfor (Orthofosfaat en totaal fosfor) .....	18
2.4.5	Silicium .....	18
2.4.6	Biochemische zuurstofvraag BOD: CBOD en NOD.....	19
2.4.7	Opgelost organisch koolstof (Dissolved Organic Carbon, DOC) .....	22
2.4.8	Opgelost anorganisch koolstof (Dissolved Inorganic Carbon, DIC): concentratie en isotoop verhouding ( $\delta^{13}\text{C}$ -DIC).....	23
2.4.9	Particulair organische koolstof (Particulate Organic Carbon, POC) en koolstof/stikstof (C/N) verhouding .....	23
2.4.10	Particulair totaal en anorganische koolstof (TPC, PIC).....	24
2.5	Monitoring lichtklimaat en zwevende stof .....	24
2.5.1	Lichtextinctiecoëfficiënt en eufotische diepte. ....	24

2.5.2	Zwevende stof .....	24
2.5.3	Troebelheidsmetingen (turbiditeitsmetingen).....	25
2.5.4	zwevende stof en stroomsnelheid via ADCP .....	25
2.5.5	Data-analyse van zwevende stof tot jaargemiddelden.....	29
2.5.6	Vlokvorming .....	32
2.5.7	In situ meting van vlok grootte.....	32
2.5.8	Labo analyse van partikelgrootte .....	33
2.5.9	Bepaling vlokvormende biomoleculen.....	33
2.6	Monitoring Plankton en Fytobenthos.....	34
2.6.1	Totaal chlorofyl a en andere pigmenten .....	34
2.6.2	Fytoplankton.....	34
2.6.3	Microfyto benthos .....	35
2.6.4	Fytoplankton koolstof/chlorofyl ratio.....	36
2.6.5	Pelagische primaire productie in het estuarium .....	36
2.6.6	Primaire productie microfyto benthos (benthische primaire productie) .....	37
2.6.7	Zoöplankton .....	38
3	Klimaat & abiotiek.....	39
3.1	Inleiding .....	39
3.2	Watertemperatuur .....	39
3.2.1	2020 .....	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 zone met lange verblijftijd .....	50
3.4.2	Zoete zone met korte verblijftijd .....	51
3.4.3	Oligohaliene zone .....	52
3.4.4	Zone met sterke saliniteitsgradiënt .....	54
3.4.5	Continue data .....	55
4	Basis waterkwaliteit .....	59
4.1	Zuurstof.....	59
4.1.1	Evaluatie 2020 .....	59
4.1.2	Zuurstof en zuurstofvraag .....	65
4.2	Koolstofdynamiek 2019 .....	70
4.2.1	Inleiding.....	70
4.2.2	Zoete zones .....	71
4.2.3	Oligohaliene en gradiënt zone.....	72
4.2.4	Dender en Bovenschelde .....	72



4.2.5	Evolutie van de jaarlijkse CO <sub>2</sub> uitstoot in de Schelde.....	73
4.3	Nutriënten.....	75
4.3.1	Stikstof .....	76
4.3.2	Fosfor .....	80
4.3.3	Silicium .....	83
4.3.4	Beoordeling Nutriënten .....	87
4.4	Zuurtegraad (pH).....	89
5	Lichtklimaat en zwevende stof .....	93
5.1	Inleiding .....	93
5.2	Lichtklimaat.....	93
5.2.1	Inleiding.....	93
5.2.2	Periodieke metingen lichtextinctiecoëfficiënt.....	94
5.2.3	Continue metingen lichtextinctiecoëfficiënt .....	94
5.3	Zwevende stof nabij het oppervlak .....	97
5.4	Diepteprofielen zwevende stof .....	102
5.4.1	Langetermijn trends.....	102
5.4.2	Dieptestalen 2020.....	111
5.4.3	Getijvariatie .....	112
5.5	Vlokvorming .....	119
5.5.1	Vlokvorming en SPM concentratie .....	124
5.5.2	Vlokvorming en turbulentie .....	124
5.5.3	Vlokvorming en saliniteit.....	125
5.5.4	Vlokvorming en biologische factoren .....	125
5.6	Samenstelling van de zwevende stof.....	125
6	Plankton.....	127
6.1	Inleiding .....	127
6.2	Fytoplankton .....	127
6.2.1	Fytoplankton biomassa .....	127
6.2.2	Ammonium inhibitie .....	129
6.2.3	Fytoplankton biomassa in 2020.....	131
6.2.4	Chlorofyl a continue data .....	134
6.2.5	Chl a patroon tijdens een tijcyclus .....	137
6.2.6	Fytoplankton koolstof/chlorofyl a ratio .....	138
6.3	Microfyto benthos.....	141
6.4	Zoöplankton .....	143
6.4.1	Inleiding.....	143
6.4.2	Abundantie en samenstelling zoöplankton gemeenschap in de Zeeschelde.....	143
6.4.3	De afname van <i>E. affinis</i> in het brakwatergebied.....	147

6.4.4	Zoöplankton in de zijrivieren van de Schelde.....	150
6.4.5	Besluit en perspectieven.....	154
7	Conclusie.....	157
8	Referenties.....	159
9	Appendix.....	163
9.1	Chloride.....	163
9.2	SPM over de volledige waterkolom.....	165
9.2.1	SPM op basis van dieptestalen genomen.....	165
9.2.2	SPM op basis van ADCP metingen.....	168
9.2.3	SPM op basis van OBS metingen.....	170
9.3	SPM in de onderste helft waterkolom.....	172
9.3.1	SPM op basis van dieptestalen.....	172
9.3.2	SPM op basis van OBS metingen.....	174
9.4	SPM in de bovenste helft waterkolom.....	176
9.4.1	SPM op basis van dieptestalen.....	176
9.4.2	SPM op basis van OBS metingen.....	178
9.5	Dieptegradient SPM.....	180
9.6	LISST.....	183

---

# 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 kortetermijnvariaties. Belangrijk is dus een dataset te creëren zonder grote hiaten. OMES kan terugblikken op een grote, consistente dataset: sinds december 1995 werd maandelijks op vaste

plaatsen, volgens een vast schema bemonsterd. Op enkele uitzonderingen na zijn er nooit onderbrekingen geweest in het staalnamepatroon.

## 1.3 OMES - MONEOS - Evaluatiemethodiek

In het voorjaar van 2008 werd MONEOS voorgesteld: een programma voor geïntegreerde monitoring van het Schelde-estuarium in Nederland en Vlaanderen onder coördinatie van de Vlaams-Nederlandse Scheldec commissie (VNSC). Het MONEOS programma beschrijft een monitoring die wenselijk is om evoluties in de Schelde te beschrijven en oorzaak-gevolg relaties te achterhalen. Dat is essentieel om op een wetenschappelijk verantwoorde manier het estuarium te beheren. Het plan omvat verschillende aspecten van het Schelde ecosysteem, gaande van hydro- en morfodynamiek, diversiteit habitats, fysico-chemie, ecologisch functioneren en diversiteit soorten. OMES vervult in dit kader een belangrijk deel van de fysico-chemische en ecologische monitoring voor de Zeeschelde.

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

Als vervolg op MONEOS, werd door Deltares en Universiteit Antwerpen in opdracht van de Vlaams-Nederlandse Scheldec commissie de Evaluatiemethodiek Schelde-estuarium (EMSE) (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.

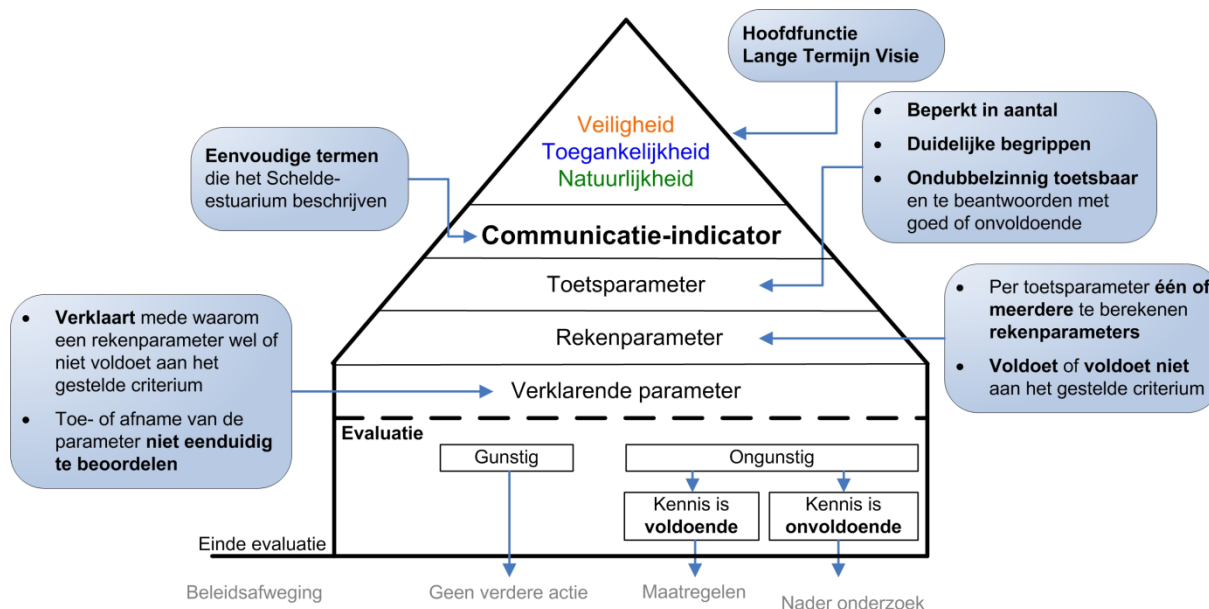
Na een eerste toepassing van de EMSE in de T2009 rapportage werd de methodiek aan een eerste revisie onderworpen. Na de toepassing in de T2015 rapportage werd de methodiek zelf opnieuw geëvalueerd, en momenteel wordt een nieuwe revisie gewerkt. In afwachting daarvan, volgt de OMES rapportage de EMSE uit 2014 (Maris et al., 2014).

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 lengte van de Zeeschelde en Rupel worden onderzocht op ruim 50 parameters, gaande van zuurstof en nutriënten

over profielen van zwevende stoffen en debieten tot fotosynthese en plankton. De resultaten geven over langere tijd een schat aan informatie over hoe de ecologische toestand van onze getijdenrivieren evolueert.

Elke OMES monitoringscampagne wordt opgedeeld in 3 vaardagen, normaal telkens een maandag (Beneden-Zeeschelde), dinsdag (Rupelbekken en Lippenbroek-Baasrode) en woensdag (Boven-Zeeschelde) (zie Figuur 2.1).

Dag 1: vertrek te Antwerpen, afvaart tot station Grens en vanaf daar opvarend meten tot Temse. Terugvaart naar Antwerpen.

Dag 2: vertrek te Boom, opvaren tot Dijle en Netemonding. Afvarend meten tot Rupelmonde. Vanaf daar opvarend meten tot Baasrode en terugkeer per 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

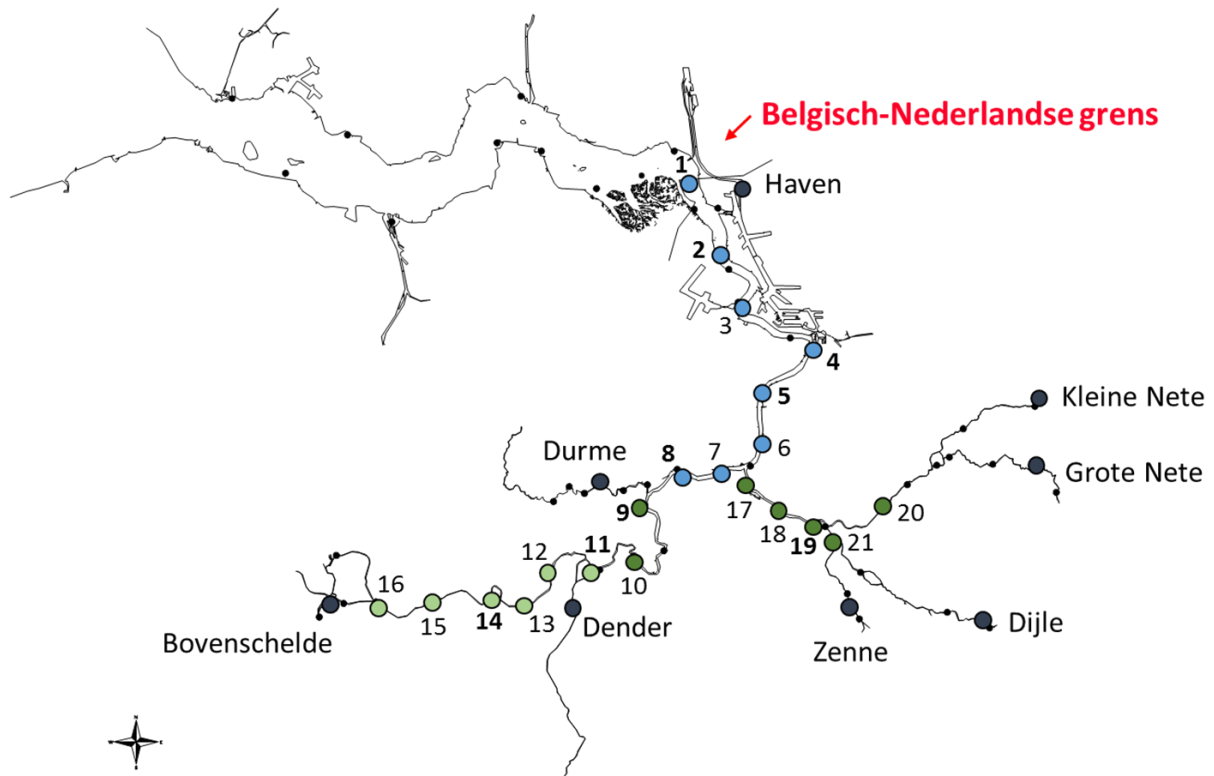
De OMES campagnes hebben een traditie van tijonafhankelijke staalname, waardoor steeds wordt bemonsterd in verschillende fasen van het getij. Echter, sommige stoffen vertonen grote schommelingen met het getij. Zwevende stof bijvoorbeeld wordt bij hoge stroomsnelheden opgewerveld en zal uitzakken rond 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 4 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 2020 Intergetijdengebieden**.

#### 2.1.1 Estuariene campagnes

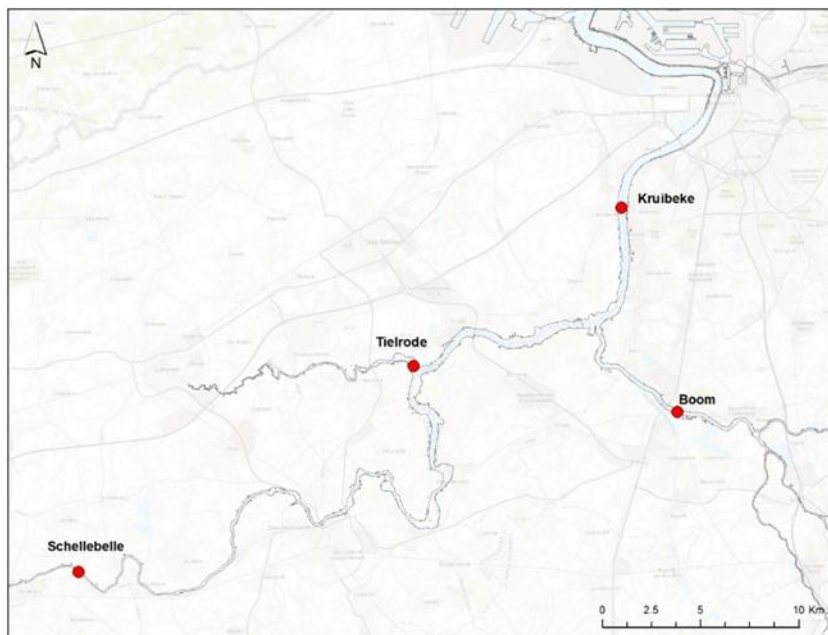
De locaties in het estuarium, de estuariene stations (Tabel 2.1, Figuur 2.1), worden per schip bemonsterd. Zo kan in het midden van de stroom een representatief monster genomen worden. Om alle stations onder min of meer gelijke weersomstandigheden te bemonsteren, worden deze binnen een tijdspanne van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

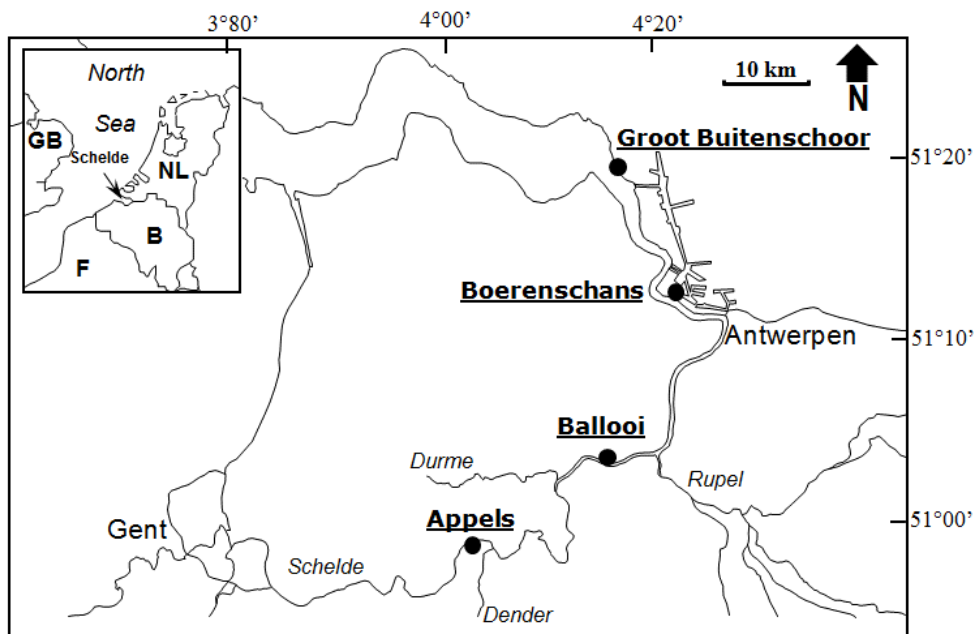
	station	Herkenningspunt	rivier	km t.o.v. monding	staalname
1	Grens	boei 87	Zeeschelde	59	dag 1
2	Liefkenshoek	boei 92, Liefkenshoektunnel	Zeeschelde	66	dag 1
3	Melsele	Punt van Melsele	Zeeschelde	73	dag 1
4	Antwerpen	ter hoogte van het Steen	Zeeschelde	81	dag 1
5	Kruikeke	Veerpont	Zeeschelde	88	dag 1
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 vier 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 Boom (Rupel), te Tielrode (Durmemonding) en te Schellebelle (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 fyto­benthos 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.



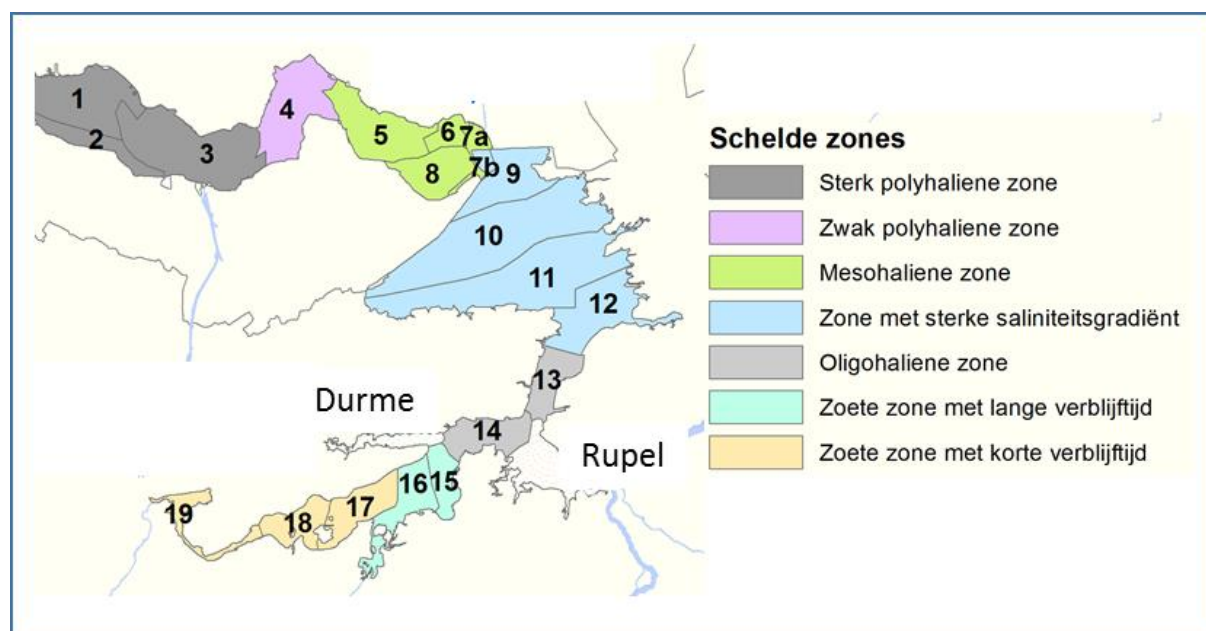
Figuur 2.3 Locaties van fyto­benthische staalname langs het Schelde estuarium

## 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 Schelde­estuarium 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 Schelde­estuarium 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 2.4). De gebruikte analysemethoden zijn conform het OMES bestek en in overeenstemming met de vereisten binnen MONEOS. Volgende paragrafen bespreken de analysemethoden per parameter, gegroepeerd volgens de verdere indeling van het OMES rapport: Basis waterkwaliteit, Lichtklimaat en zwevende stof en Plankton. Monitoring van de parameters ten behoeve van het klimatologisch overzicht (chloride en temperatuur) wordt mee beschreven onder Basis waterkwaliteit.

### 2.3.1 Staalname

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

De schepstalen worden genomen met een zuivere emmer. Deze wordt voorafgaand 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.

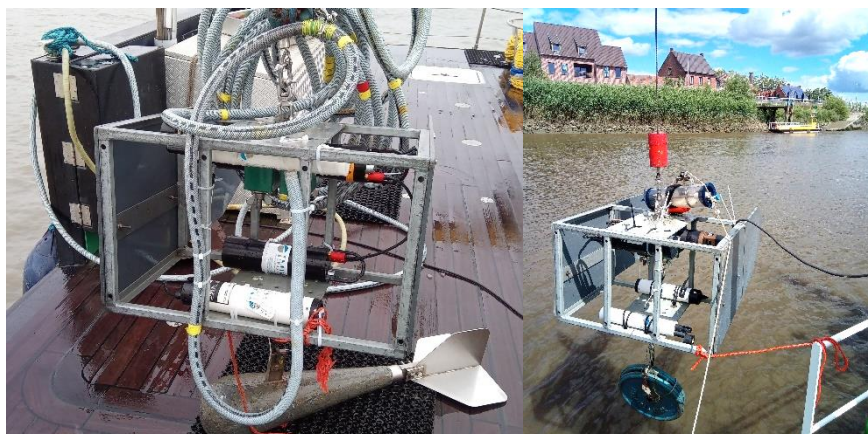
#### Dieptestalen

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.

### 2.3.4 Meetcampagne van 2020

In Tabel 2.3 wordt een overzicht gegeven van de uitgevoerde metingen in het meetjaar 2020 met betrekking tot zwevende stof, lichtklimaat en stroomsnelheid. Deze zijn allen in situ metingen waarbij de inzet van een schip vereist is. Omwille van de COVID-19 pandemie was er tussen maart en half mei 2020 geen schip beschikbaar, en konden bijgevolg deze metingen niet uitgevoerd worden. Ook EPS metingen, welke in situ filtratie vereisen, konden niet uitgevoerd worden. Voor andere parameters werd gewerkt met staalname vanop bruggen en pontons, zodat grote hiaten in de dataset meestal vermeden konden worden.

Tabel 2.3 Overzicht van de uitgevoerde metingen 2020.

#	Datum	Meetschip	Gemeten locaties	Data-beschikbaarheid					Opmerking
				Stroming	SSC	Turbiditeit	LISST	%	
90	20/01/2019	Pierre Petit	8	8	8	8	8	100%	
	21/01/2019	Pierre Petit	7	7	7	7	6	96%	Eén ontbrekende LISST-meting
	22/01/2019	Pierre Petit	6	6	6	6	6	100%	
91	17/02/2020	Veremans	8	0	8	8	7	72%	Geen ADCP metingen wegens gebruik van Veremans
	18/02/2020	Scaldis	7	7	7	7	7	100%	
	19/02/2020	Scaldis	6	6	6	6	6	100%	
92	16/03/2020	Hondius	8	8	8	8	8	100%	
	17/03/2020	Scaldis	7	7	7	7	7	100%	
	18/03/2020	-	0	0	0	0	0	-	Geen metingen wegens covid-19
93	06/04/2020	-	0	0	0	0	0	-	Geen metingen wegens covid-19
	07/04/2020	-	0	0	0	0	0	-	Geen metingen wegens covid-19
	08/04/2020	-	0	0	0	0	0	-	Geen metingen wegens covid-19
94	27/04/2020	-	0	0	0	0	0	-	Geen metingen wegens covid-19
	28/04/2020	-	0	0	0	0	0	-	Geen metingen wegens covid-19
	29/04/2020	-	0	0	0	0	0	-	Geen metingen wegens covid-19
95	11/05/2020	Pierre Petit	8	8	8	8	8	100%	
	12/05/2020	-	0	0	0	0	0	-	Geen metingen wegens covid-19
	13/05/2020	-	0	0	0	0	0	-	Geen metingen wegens covid-19
96	25/05/2020	Pierre Petit	8	8	8	8	8	100%	
	26/05/2020	Pierre Petit	7	7	7	7	7	100%	
	27/05/2020	Pierre Petit	6	6	6	6	6	100%	
97	08/06/2020	Pierre Petit	8	8	8	8	8	100%	
	09/06/2020	Pierre Petit	7	7	7	7	7	100%	
	10/06/2020	Pierre Petit	6	6	6	6	6	100%	
98	22/06/2020	Pierre Petit	8	8	8	8	8	100%	
	23/06/2020	Scaldis	7	0	7	7	8	79%	Geen ADCP-metingen wegens niet aanwezig zijn van ADCP-frame op Scaldis
	24/06/2020	Scaldis	6	6	6	6	6	100%	
99	13/07/2020	Pierre Petit	8	8	8	8	8	100%	
	14/07/2020	Pierre Petit	7	7	7	7	7	100%	
	15/07/2020	Pierre Petit	6	6	6	6	6	100%	
100	27/07/2020	Hondius	8	8	8	8	8	100%	
	28/07/2020	Scaldis	4	4	4	4	4	100%	Slechts 4 locaties gemeten wegens defect spoorbrug in Boom, geen doorgang mogelijk
	29/07/2020	Scaldis	1	1	1	1	1	100%	Slechts 1 locatie gemeten: technische problemen Scaldis
101	10/08/2020	Pierre Petit	8	8	8	8	8	100%	
	11/08/2020	Pierre Petit	7	7	7	7	7	100%	
	12/08/2020	Pierre Petit	6	6	6	6	6	100%	
102	24/08/2020	Pierre Petit	8	8	8	8	8	100%	
	25/08/2020	Scaldis	7	7	7	7	7	100%	
	26/08/2020	Scaldis	6	6	6	6	6	100%	
103	07/09/2020	Pierre Petit	8	8	8	8	7	97%	Eén ontbrekende LISST-meting
	08/09/2020	Pierre Petit	7	7	7	7	7	100%	
	09/09/2020	Pierre Petit	6	6	6	6	6	100%	
104	28/09/2020	Pierre Petit	8	8	8	8	8	100%	
	29/09/2020	Scaldis	7	7	7	7	7	100%	
	30/09/2020	Scaldis	6	6	6	6	6	100%	
105	19/10/2020	Pierre Petit	8	8	8	8	8	100%	
	20/10/2020	Pierre Petit	7	7	7	7	7	100%	
	21/10/2020	Pierre Petit	6	6	6	6	6	100%	
106	16/11/2020	Pierre Petit	8	8	8	8	8	100%	
	17/11/2020	Pierre Petit	7	7	7	7	7	100%	
	18/11/2020	Pierre Petit	6	6	6	6	6	100%	
107	07/12/2020	Pierre Petit	8	8	8	8	8	100%	
	08/12/2020	Pierre Petit	7	7	7	7	7	100%	
	09/12/2020	Pierre Petit	6	6	6	6	6	100%	







## 2.4 Monitoring basis waterkwaliteit

### 2.4.1 Temperatuur, zuurstof, pH en conductiviteit

Temperatuur, zuurstofgehalte en zuurstofverzadiging worden '*in situ*' bepaald, onmiddellijk na het afvullen van de recipiënten, rechtstreeks in de emmer. Het waterstaal werd genomen zonder aanrijking van zuurstof te veroorzaken. Meting gebeurt met een optische zuurstofmeter (Hach portable LDO) die volgens de regels van de kunst gekalibreerd werd. Meting van geleidbaarheid gebeurt met een 'WTW LF 318' geleidbaarheidsmeter. pH-bepaling geschiedt met een pH-meter 'WTW pH 330'. De detectielimieten zijn weergegeven in Tabel 2.5.

Tijdens dertienuurscampagnes worden datasondes (YSI 6600 series) ingezet, 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 2.5.

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

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

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

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

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

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

De detectielimieten zijn weergegeven in Tabel 2.5.

#### 2.4.4 Fosfor (Orthofosfaat en totaal fosfor)

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

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

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

De detectielimieten zijn weergegeven in Tabel 2.5.

#### 2.4.5 Silicium

Voor de Si-bepaling wordt een 'Inductively Coupled Plasma Emission Spectrophotometer' (ICP) van het merk 'THERMO-OPTEC IRIS®' gebruikt. De ICP is opgebouwd uit een kwarts toorts waardoor geïoniseerd argongas wordt bewogen. Een hoog radiofrequentieveld houdt dit gasplasma geïoniseerd. Het staal wordt ingezet en in aërosol gebracht. De hoge gasplasmatemperatuur zorgt voor een zeer goede atomisatie en ionisatie. Voor elk element resulteert dit in de emissie van een uniek 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 2.5.

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 2.5 Detectielimieten voor de verschillende waterkwaliteitsparameters.**

Waterkwaliteitsparameter	Detectielimieten
Temperatuur	'WTW OXI 91': 0°C – 40°C 'YSI 6600series': -5°C – 45°C
pH	'WTW pH 330': 4 – 10 'YSI 6600series': 0 - 14
Zuurstofgehalte	'WTW OXI 91': 0 – 20 mg.L <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.

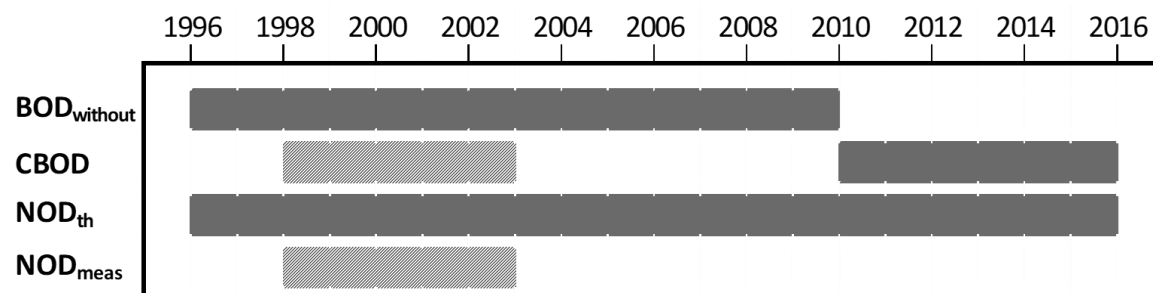
Het zuurstofverbruik bij een BOD analyse is het resultaat van aerobe microbiële afbraak en mineralisatie van organisch materiaal of van de nitrificatie van ammonium en nitriet aanwezig in het waterstaal. Om de zuurstofvraag voor nitrificatie (Nitrogenous Oxygen Demand, NOD) uit te sluiten, wordt meestal 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 2.6** Overzicht van de verschillende BOD fracties

BOD	biochemical oxygen demand = CBOD + NOD
CBOD	carbonaceous biochemical oxygen demand BOD met nitrificatie-inhibitor
NOD	nitrogenous oxygen demand zuurstofvraag voor nitrificatie
NOD <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 2.5.

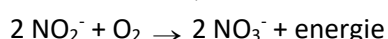
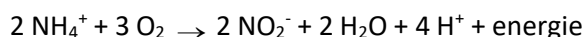
## Bepaling langetermijntrends CBOD en NOD voor 2009

### 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:

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

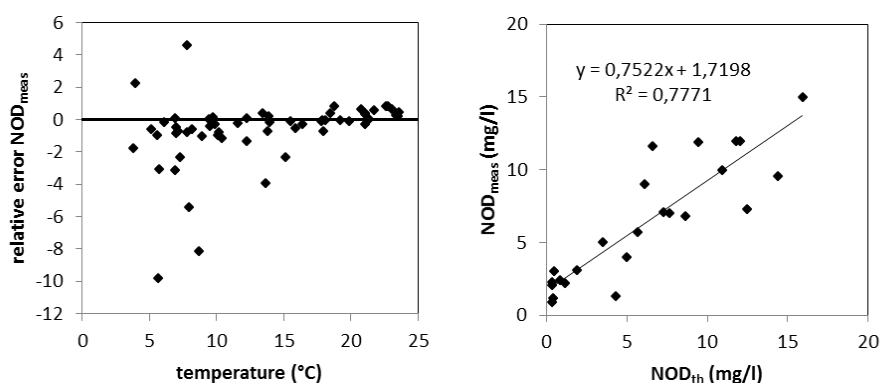
De theoretische zuurstofvraag voor nitrificatie ( $NOD_{th}$ ) kan ook stoichiometrisch bepaald worden, gebaseerd op de hoeveelheid zuurstof nodig om ammonium en nitriet om te zetten tot nitraat:



Omdat nitrificerende bacteriën ook een deel van hun zuurstofbehoefte zullen halen uit de reductie van  $\text{CO}_2$  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.

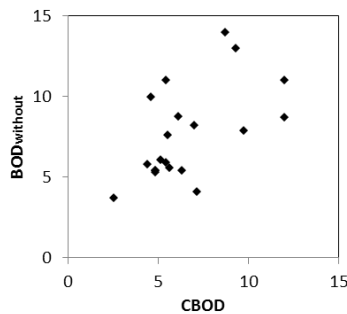
Het nitrificatieproces gedurende een BOD meting is echter afhankelijk van de aanwezigheid van een actieve populatie van nitrificerende bacteriën. Omdat bij de BOD experimenten geen inoculum van nitrificerende bacteriën werd toegevoegd, was het nitrificatieproces dus afhankelijk van de bacteriële populaties op dat moment aanwezig in het estuarium. Wanneer echter de watertemperatuur daalt onder de  $15^\circ\text{C}$ , 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  $15^\circ\text{C}$  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  $15^\circ\text{C}$ , 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  $15^\circ\text{C}$ .**

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 filteren 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

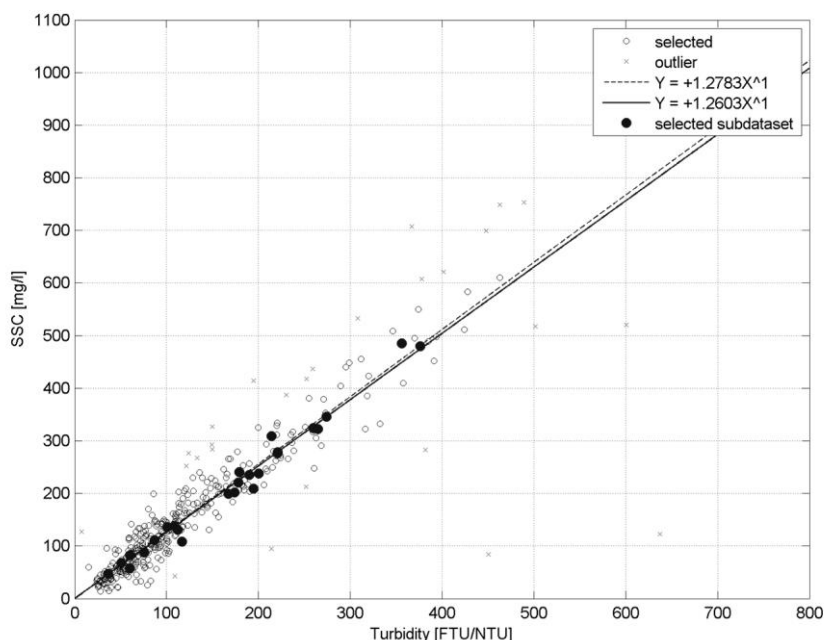
Het waterstaal met gekend volume wordt gefiltreerd op een filter van gekend gewicht (tarra). Voor alle waterstalen wordt de filter nagespoeld met 3x50 ml gedemineraliseerd water volgens de norm NBN-EN872 (1996). Het monster wordt gedroogd en na afkoeling opnieuw gewogen. De zwevende stof wordt bepaald 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 meetstelling op meetschip Scaldis I (meetdagen 2-3).**

Via deze akoestische meettechniek worden stroomsnelheden berekend uit het verschil tussen totaal gemeten snelheid en de geregistreerde vaarsnelheid. De vaarsnelheid wordt door de ADCP geregistreerd door een ingebouwde bottom-trackmodule die tevens de bodemligging vaststelt. Omwille van mogelijke magnetische interferentie tussen het meetschip en het intern kompas van het instrument wordt het meetschip uitgerust met een dGPS. Diepte-, temperatuur- en geleidbaarheidsprofielen worden simultaan met de dieptestalen genomen om het akoestische achtergrondsignaal (zie Figuur 2.5) te corrigeren en de diepteligging van de cellen goed te kunnen positioneren in de waterkolom. De 3 parameters worden geregistreerd door een multiparameterinstrument (van RBR type XR-420 CTD+ of gelijkaardig) en omgerekend naar saliniteit op basis van Practical Salinity Scale van 1978 (UNESCO, 1983).

Om de ruimtelijke variatie van zwevende stof rondom een station of meetpunt te karakteriseren, worden er op bepaalde stations vaste raaien gevaren (Tabel 2.7, Figuur 2.1). Tijdens het varen wordt er met de ADCP continu gemeten zodanig dat niet enkel een verticaal profiel voor stromingen en zwevende stof aanwezig is maar ook voor heel de dwarssectie over de desbetreffende waterloop.

**Tabel 2.7: Een overzicht van meetstations waar ADCP-raaien gevaren wordt, inclusief de coördinaten van de theoretische raaien (in UTM31, WGS84) (zie ook Figuur 2.1).**

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

## Verwerking van ADCP data tot zwevende stof

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

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

De theorie achter de omzetting van het ADCP achtergrondsignaal naar zwevende stof is complex. De theorie wordt gebundeld in de software Sediview en 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;

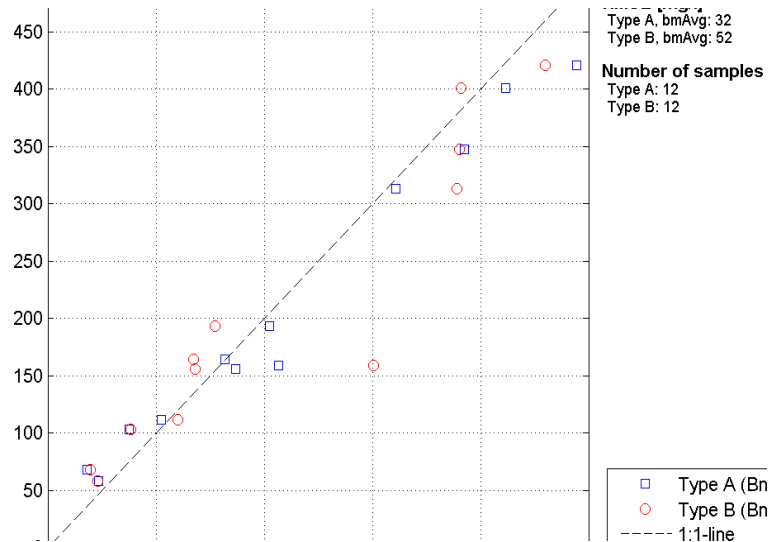
$K_s$  = omgevings- en instrumentconstante;

$dB$  = de gemeten relatieve akoestische achtergrondintensiteit;

$\alpha_w$  = waterabsorptiecoëfficiënt;

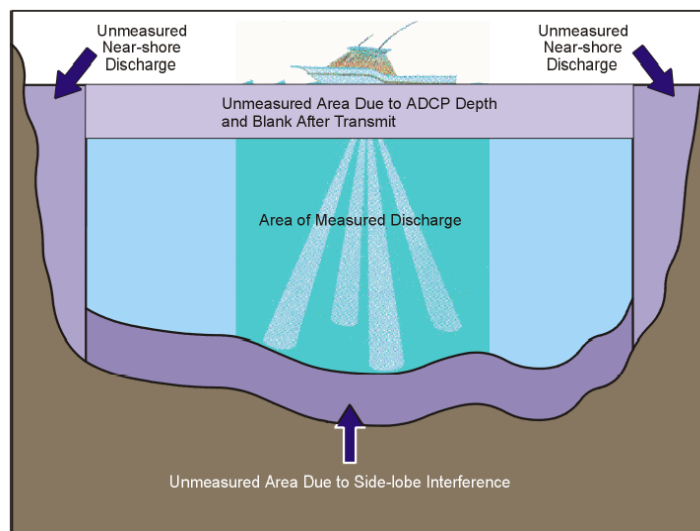
$\alpha_s$  = sedimentabsorptiecoëfficiënt (in functie van de sedimenteigenschappen).

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\* = wrijvingssnelheid [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).

Tijdens 13-uursmetingen van 2020 aan kruibeke, Boom en Schellebelle is er nieuwe type broadband ADCP van de fabrikant Nortek gebruikt die voorzien is van een 5<sup>de</sup> verticale beam. Deze 5<sup>de</sup> verticale beam wordt specifiek gebruikt om nauwkeuriger de bodemligging te detecteren en sedimentconcentraties tot aan de waterbodem af te leiden. Hierdoor dienen geen zwevende stofconcentraties nabij de bodem geschat te worden. Bovendien kan de verticale resolutie van de 5<sup>de</sup> beam afzonderlijk van de 4 andere beams (die gebruikt worden voor het opmeten van de stromingen) ingesteld worden. De verticale celgrootte kan hierdoor verfijnd worden van 0,5m (of 0,25m) naar 0,05m.

## 2.5.5 Data-analyse van zwevende stof tot jaargemiddelden

### Homogenisatie van de data

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

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

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

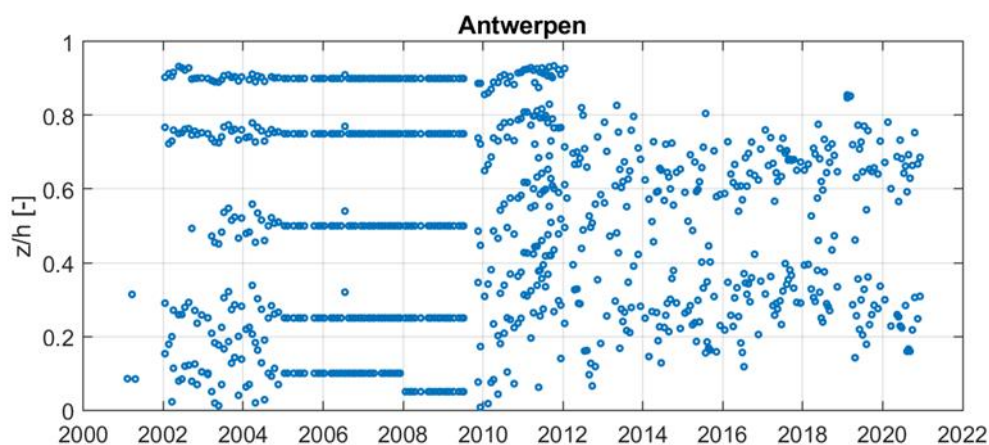


## Analysemethodiek van de dieptestalen en ADCP-data

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

Over de jaren heen werden er verschillende meetprotocollen gehanteerd voor het bemonsteren van de stalen waardoor de diepteligging van de stalen en het aantal stalen varieert over de tijd (Figuur 2.13). Tussen 2001 en 2004 werden de dieptestalen bemonsterd op willekeurige dieptes en in de periode 2005-2009 werd er meer bemonsterd op vaste percentages in de waterkolom (10%, 25%, 50%, 75%, 90%). Sinds 2012 worden de dieptestalen voornamelijk genomen in functie van de ADCP-metingen, waardoor er minder stalen worden genomen in de onderste en bovenste 20% van de waterkolom. Deze zones worden minder bemonsterd omdat deze zones niet bemeten worden door de ADCP.

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

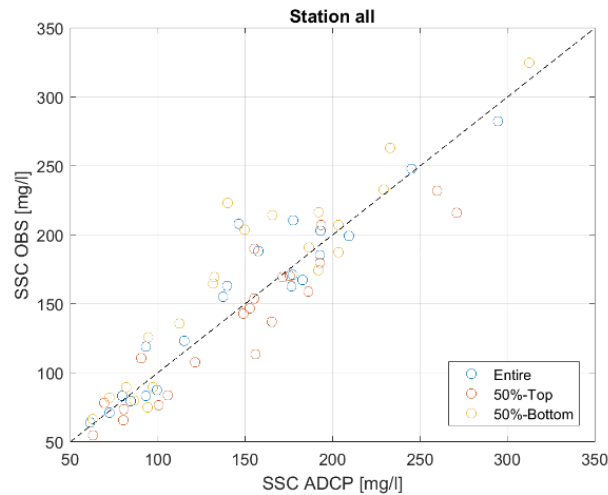
Nadat de volledige tijdreeks was opgesteld van het bodempeil en het waterpeil op elke meetlocatie, werd voor elk staal de relatieve afstand boven de bodem bepaald. Het is duidelijk dat er een onzekerheid is over zowel het waterpeil als het bodempeil op het moment van de staalname, wat zorgt voor een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

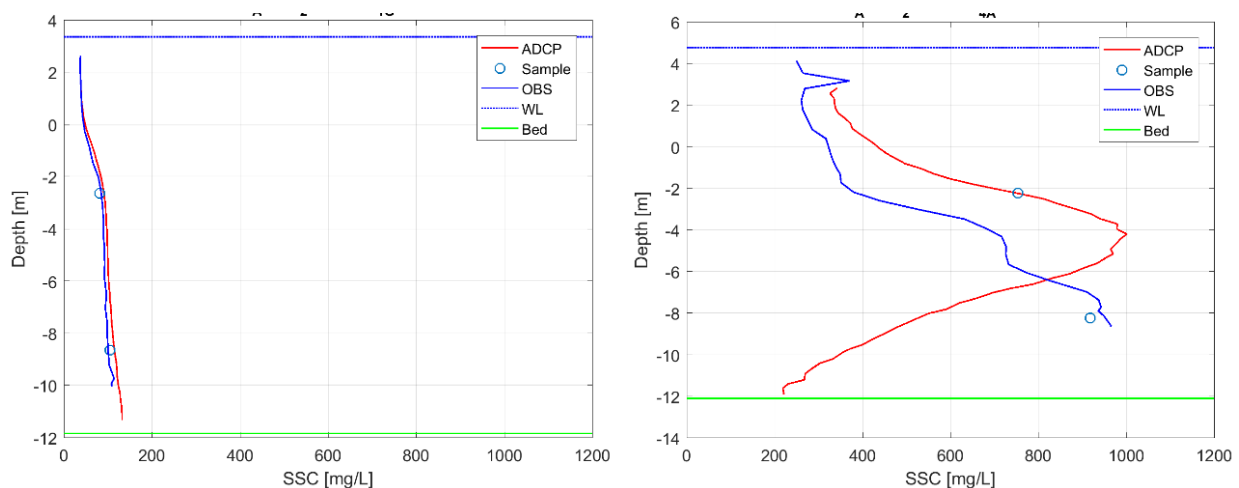
Sinds 2011 wordt zwevende stof in de waterkolom ook bepaald aan de hand van ADCP-metingen. De dataset van ADCP-metingen zijn geanalyseerd op dezelfde manier als de dataset van de eigenlijke dieptestalen.

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:** 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

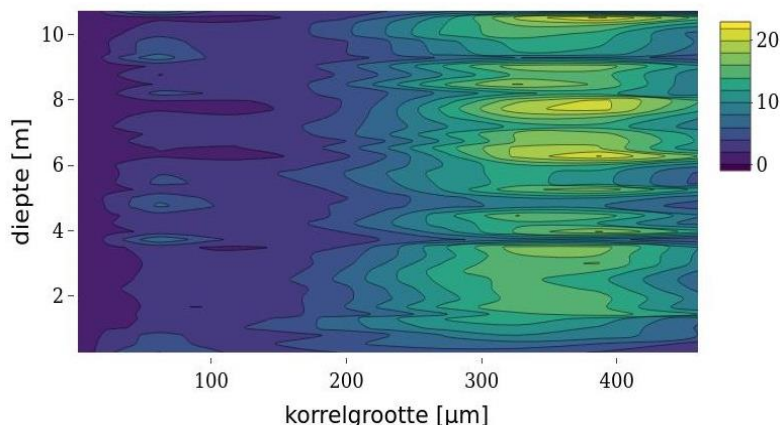
Sinds 2009 is het gedrag van zwevende stof in de Schelde gewijzigd, met een verhoogde troebelheid en nieuwe turbiditeitsmaxima. Om meer inzicht te krijgen in dit fenomeen, worden sinds najaar 2017 een aantal extra parameters opgevolgd. Het betreft in situ metingen van vloggrootte, labo analyse van partikelgroottes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

## 2.5.7 In situ meting van vloggrootte

Het meten van vloggrootte 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 in bruikleen van VLIZ. Een LISST is een

meetinstrument dat de vlok- of korrelgrootte van zwevende stof in de waterkolom registreert aan de hand van laserdiffRACTIE. Het meet vlokgroottes tussen 1.0 en 500 $\mu\text{m}$  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, Kruikebeke, 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 categorieën brakwater diatomeeën, ander brakwaterfytoplankton, zoetwaterdiatomeeën en ander zoetwaterfytoplankton berekend door de biomassa's van alle soorten in deze categorieën op te tellen. De uiteindelijke resultaten van de analyses zullen worden uitgedrukt in  $\mu\text{g C l}^{-1}$ . Het totale fytoplankton is de som van deze vier categorieën.

De nauwkeurigheid van de analyse zal nagegaan worden door de totale fytoplanktonbiomassa bepaald aan de hand van 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 Fytoplankton koolstof/chlorofyl 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. Organisch koolstof in het estuarium bestaat immers 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. 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)

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

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.

## 2.6.5 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 CO<sub>2</sub> 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 telvloestof 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 CO<sub>2</sub> (mg/L/uur), met gebruikmaking van de specifieke activiteit. Door de data nu te fitten als een functie van de lichtintensiteit wordt een fotosynthese-lichtcurve (P-E) verkregen, waarbij de data worden genormaliseerd per mg chlorofyl-a (chl *a*). Uit de verkregen fit kunnen dan de belangrijke parameters  $P^B_{max}$  (mg C (mg chl *a*)<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  $P^B_{max} = 1/(2 + \sqrt{4ac})$  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  $k_d$  (m<sup>-1</sup>):

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

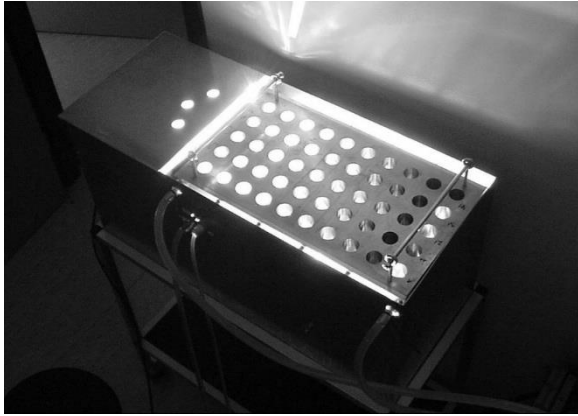
$E_z$  en  $E_0$  zijn de lichtintensiteiten op diepte z en aan het oppervlak respectievelijk. Hierbij zullen gemiddelde uurwaarden worden gebruikt voor  $E_0$ . De totale kolom productie is dus:

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

De dagelijkse primaire productie kan nu worden verkregen door de als boven berekende primaire uurproductie (mg C m<sup>-2</sup> uur<sup>-1</sup>) te herhalen voor ieder uur van de dag en vervolgens deze uurproducties te sommeren tot een dagproductie (mg C m<sup>-2</sup> dag<sup>-1</sup>).

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



Figuur 2.17 fotosynthetron

## 2.6.7 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  $\text{m}^3$ . Microzoöplankton 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.

2020 was, net als de voorbije jaren, een warm, zonnig en relatief droog jaar. Meer zelfs, 2020 was het warmste jaar ooit sinds de metingen van KMI. Lente en zomer waren droog, met een uitzonderlijk droge meimaand. De winter was iets natter dan gemiddeld.

### 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 hier 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.

#### 3.2.1 2020

Het zeer warme jaar 2020 vertaalt zich ook in watertemperaturen die hoger lagen dan gemiddeld in de Schelde, zowel op basis van de metingen tijdens de vaartochten (Tabel 3.1) als op basis van de continue data (Tabel 3.2). De maximumtemperatuur van 28 °C (EMSE criterium) werd nergens overschreden. Wel werd het criterium voor de gemiddelde watertemperatuur overschreden op verschillende momenten. In de winter was het water te warm in de gradiëntzone, in de zomer in de zoete zones. Ook in de lente werd dit criterium overschreden in de zoete zone met korte verblijftijd, maar enkel op basis van de OMES campagnes, niet bij de continue metingen. De vaartochten in de lente van 2020 gingen toevallig door op dagen met warmer weer dan gemiddeld voor dat seizoen, waardoor de waarden voor de periodieke metingen sterk afwijken van de continue data. De temperatuursminima in de lente liggen voor de sondedata dan ook een stuk lager.

Ook in de zomer liggen de temperaturen in de zoete zone met korte verblijftijd net boven het EMSE criterium op basis van de periodieke staalname, maar niet op basis van continue data. Daar liggen de waarden net onder het criterium, de verschillen zijn minimaal. Ook elders liggen de waarden voor periodieke en continue data vrij dicht bij elkaar.

**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-'19	6,5	11,6	20,5	15,6	6,0	12,1	20,8	14,7	6,1	12,8	21,2	14,7	6,5	13,0	21,3	14,7
gemiddelde 2020	<b>8,2</b>	12,8	21,0	15,0	7,6	13,9	21,3	14,1	7,1	14,1	<b>21,7</b>	13,7	6,8	<b>16,1</b>	<b>21,7</b>	13,7
max 2020	9,7	17,2	23,5	20,9	8,8	18,7	24,9	20,0	8,4	19,6	25,0	19,5	8,5	20,4	25,6	19,3
min 2020	6,6	9,9	17,2	11,5	7,0	10,8	18,2	11,1	5,8	10,2	18,6	10,8	5,6	11,8	18,4	10,8

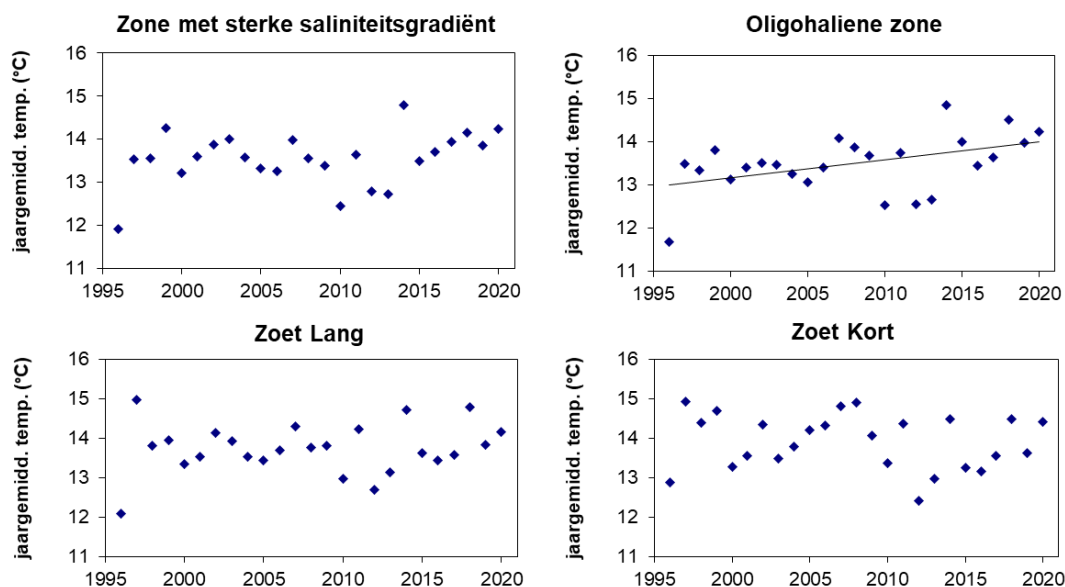
**Tabel 3.2 Gemiddelde watertemperatuur op basis van de continue data, per zone, per seizoen (lente: maart-april-mei; zomer: juni-juli-aug; herfst: sept-nov; winter: dec-jan-feb). De gemarkeerde waarden overschrijden het criterium uit de EMSE. De data bij elke zone tonen de jaren waarvoor data beschikbaar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

	gradiënt				oligohalien				zoet lang				zoet kort			
	2001-2020				2010, 2012-2020				2009-2020				2010-2020			
	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
gemidd. voor 2020	6,2	11,7	20,6	15,0	5,9	11,8	20,8	14,5	5,7	12,5	21,0	14,3	6,0	12,8	21,0	14,1
gemiddelde 2020	<b>8,2</b>	11,9	21,2	16,1	7,5	12,5	21,3	15,0	7,0	12,7	<b>21,8</b>	14,6	7,2	13,1	21,5	14,2
max 2020	11,9	18,7	25,0	22,0	10,3	19,6	25,4	20,9	9,0	20,2	25,9	20,9	9,3	21,0	26,5	20,9
min 2020	6,3	6,6	17,0	9,7	6,0	6,3	17,6	8,8	5,7	6,4	17,9	8,6	5,3	6,6	17,8	7,8

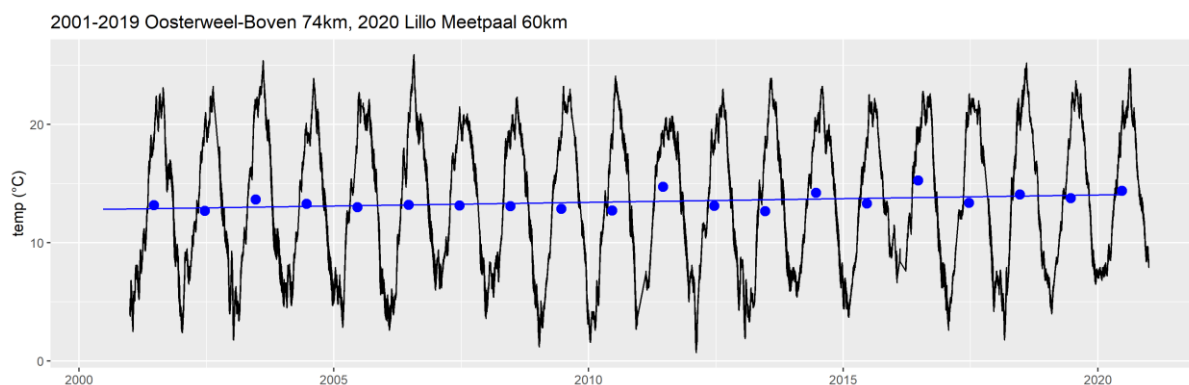
## 3.2.2 Langetermijntrend

Over de volledige periode van de OMES metingen beschouwd (1996-2020), is er enkel in de oligohaliene zone een significante toename van de jaargemiddelde watertemperatuur waarneembaar (Figuur 3.1), op basis van de vaartochten. Op basis van de continue data, die een minder lange tijdreeks bestrijken, werd geen significante trend waargenomen. Aan het continue station Oosterweel in de Gradiëntzone, dat sinds 2001 actief is, werd op basis van de continue data wel een significante toename ( $p < 0,05$ ) waargenomen van de jaargemiddelde temperatuur (Figuur 3.2). Seizoensgemiddelde temperaturen stegen er niet significant.

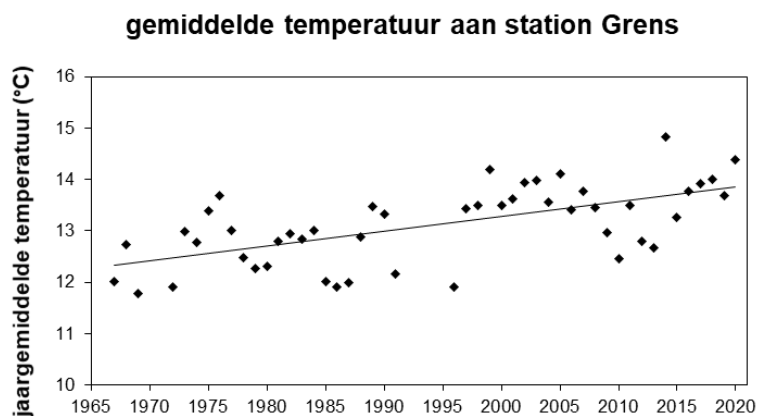
Aan het station Grens, waar een veel langere meetreeks (ca 50 jaar) van periodieke data beschikbaar is, wordt tevens een significante stijging van de jaargemiddelde watertemperatuur waargenomen van ongeveer 1°C (Figuur 3.3). Beschouwen we enkel de OMES data vanaf 1996, is de toename niet significant, en evenmin in de periode voor 1996. Mogelijk spelen naast de klimaatopwarming, ook de komst van verschillende lozingspunten voor koelwater in het Antwerpse Havengebied een rol.



**Figuur 3.1** Jaargemiddelde watertemperatuur nabij het oppervlak voor de verschillende deelzones in de Zeeschelde op basis van periodieke data (boottochten). De trendlijn werd weergegeven bij een significante toename van de temperatuur.



**Figuur 3.2** Langetermijn evolutie van de watertemperatuur op basis van continue data aan het station Oosterweel-Boven (2001-2019). Wegens grote gaten in de dataset in 2020, werden voor dit jaar data van het station Lillo gebruikt, een station met een zeer gelijkaardig temperatuursverloop. Blauwe punten: jaargemiddelde temperatuur; blauwe trendlijn toont de significante toename.

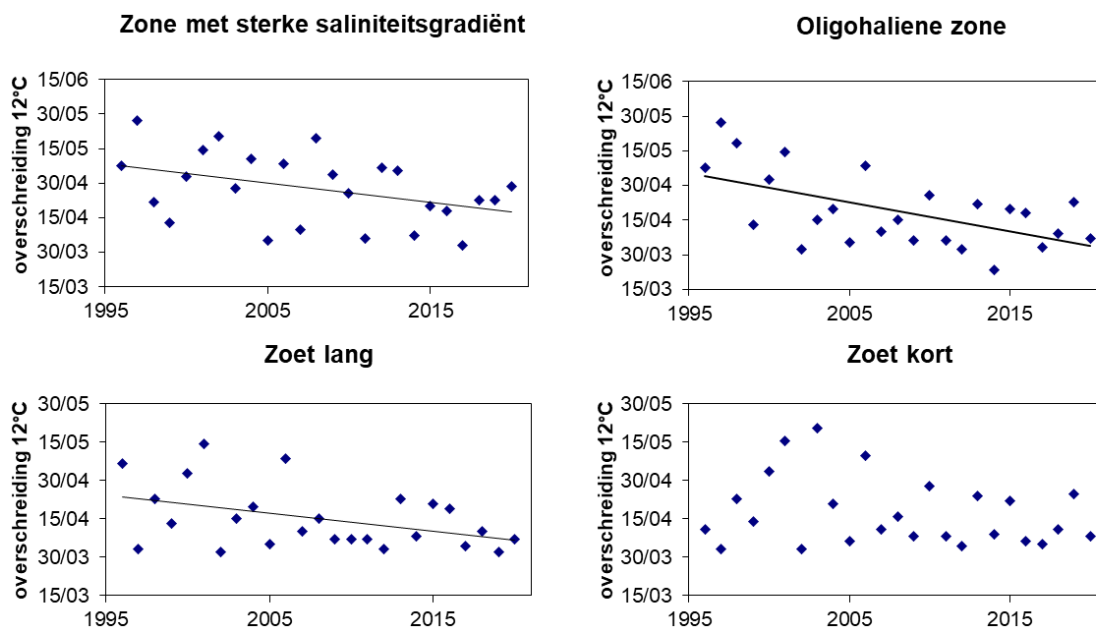


**Figuur 3.3** Jaargemiddelde watertemperatuur aan het station Grens.

### 3.2.3 Datum van eerste overschrijding 12°C

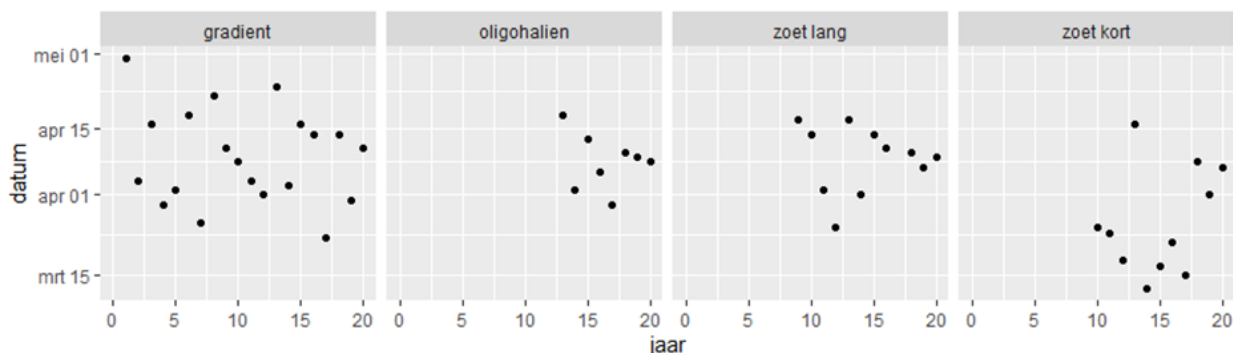
Opmerkelijk is de vervroeging van het moment waarop de temperatuur van 12°C wordt overschreden (Figuur 3.4). Deze parameter werd in de Evaluatiemethodiek mee opgenomen als rekenparameter bij temperatuur: het moment waarop 12°C wordt overschreden kan indicatief zijn voor de start van het voortplantingsseizoen. 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. Enkel in de zoete zone met korte verblijftijd is geen significante vervroeging waargenomen.



**Figuur 3.4** Jaarlijks tijdstip waarop de eerste overschrijding van een watertemperatuur van 12°C werd geregistreerd tijdens de OMES vaartochten.

Uiteraard wordt de datum van overschrijden 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 stalname. Continue metingen van temperatuur zouden uitsluitel kunnen bieden, maar deze dataset gaat helaas niet zo ver terug als de OMES data (Figuur 3.5). 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. Echter, over deze tijdspanne wordt hier ook geen significante vervroeging waargenomen. Beschouwen we in de gradiëntzone voor de vaarcampagnes enkel de data vanaf 2001, is de vervroeging evenmin significant.



**Figuur 3.5** Jaarlijks tijdstip waarop de eerste overschrijding van een watertemperatuur van 12°C werd geregistreerd op basis van continue data.

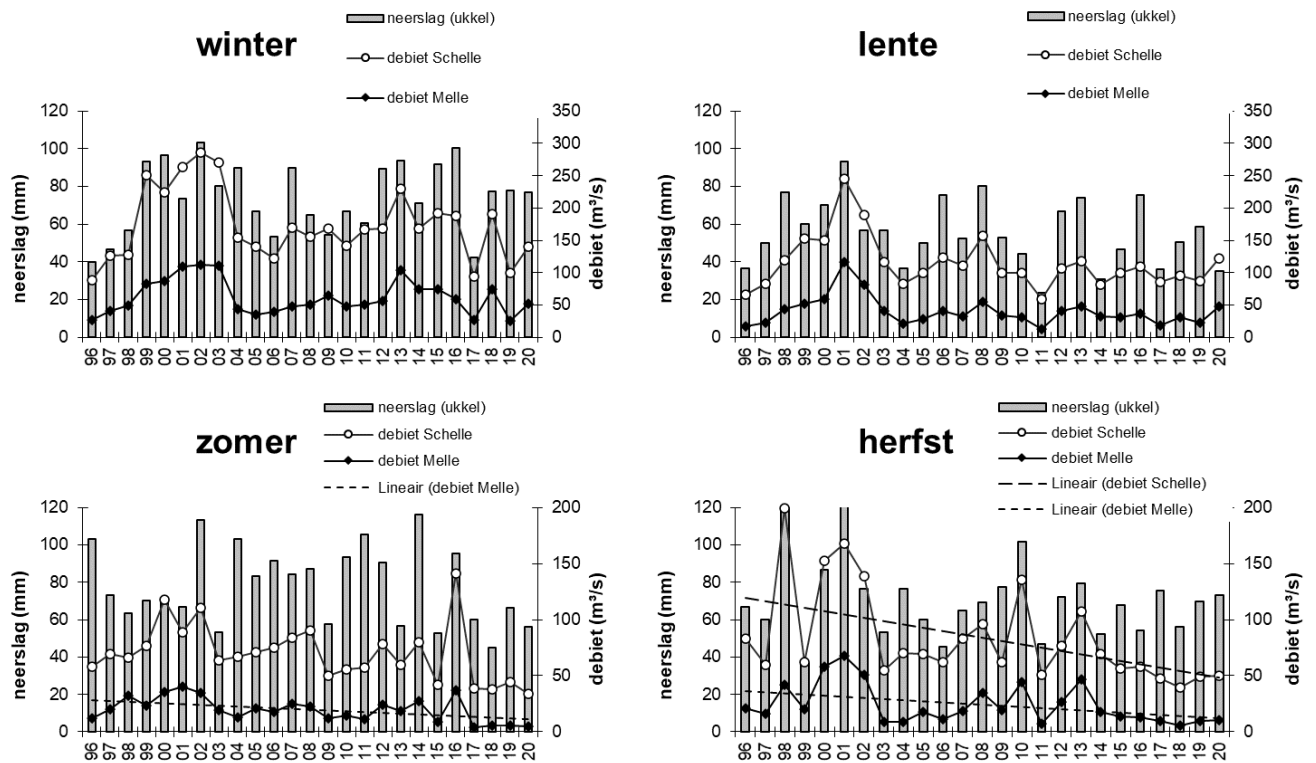
### 3.3 Neerslag en debiet

Er viel in Ukkel in 2020 in totaal 731,9 mm neerslag, wat minder is dan normaal (852,4 mm), maar niet uitzonderlijk (data KMI). De winter was iets natter dan gemiddeld (230,3 mm versus 220,5 mm). Vooral lente (105,7 mm versus 187,8 mm), maar ook zomer (168,2 mm versus 224,6 mm) waren dan weer beduidend droger dan normaal, gevolgd door een normale herfst (219,2 mm) (data KMI).

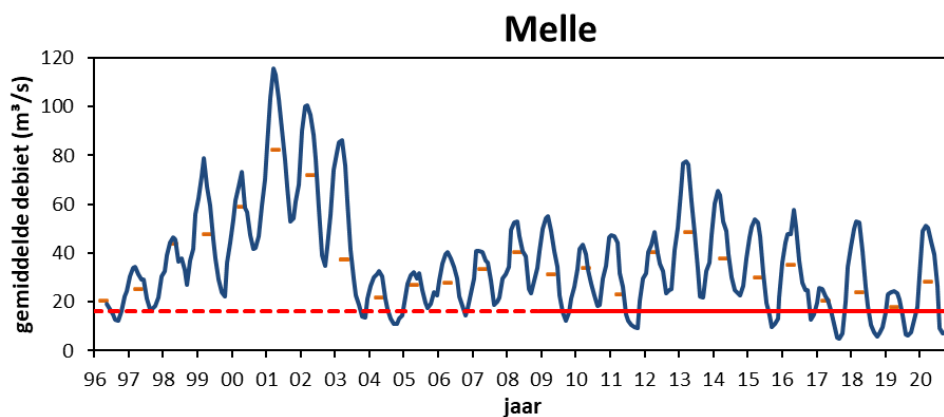
De droge lente en zomer van 2020 is geen alleenstaand geval. De voorbije 4 jaar hebben we te kampen met droge perioden. De winters lijken iets natter. Toch valt er over de periode van de OMES metingen voor geen enkel seizoen een significante trend op te tekenen. Over langere periode beschouwd (1981-heden), meldt het KMI wel een significante daling van de neerslag in de lente met circa 9%, terwijl winters natter werden.

Kijken we naar debieten, vallen over de OMES periode wel significante trends op te tekenen. Niet voor de winter. De zeer natte periode tussen 1999 en 2003 springt er uit, evenals de droge winters van 2017 en 2019, maar er is geen significant dalende trend. Evenmin voor de lente: daar blijven de debieten redelijk constant. De lente van 2020 kende zelfs een relatief hoog debiet te Melle (48 m<sup>3</sup>/s versus 39 m<sup>3</sup>/s gemiddeld (periode 1996-2019), ondanks het uitzonderlijk droge voorjaar, door de iets meer dan gemiddelde neerslag in de winter. De lage neerslag in de lente van 2020 leidde wel tot zeer lage debieten in de zomer. Te Melle vertonen de zomerdebieten een significant dalende trend. De drogere lentes en zomers vertalen zich ook door in significant lagere herfstdebieten, zowel te Melle als Schelle.

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 3.7). Ook in 2020 was het debiet geregeld te laag, met vertroebeling van de waterkolom als gevolg. Nochtans kende 2020 jaargemiddeld geen uitzonderlijke lage debieten, en vertoont het jaargemiddelde debiet sinds 2003 geen significante trend. Het zijn vooral de zomers de lagere debieten kennen. Beter bufferen van water in perioden met veel neerslag is dus de boodschap.

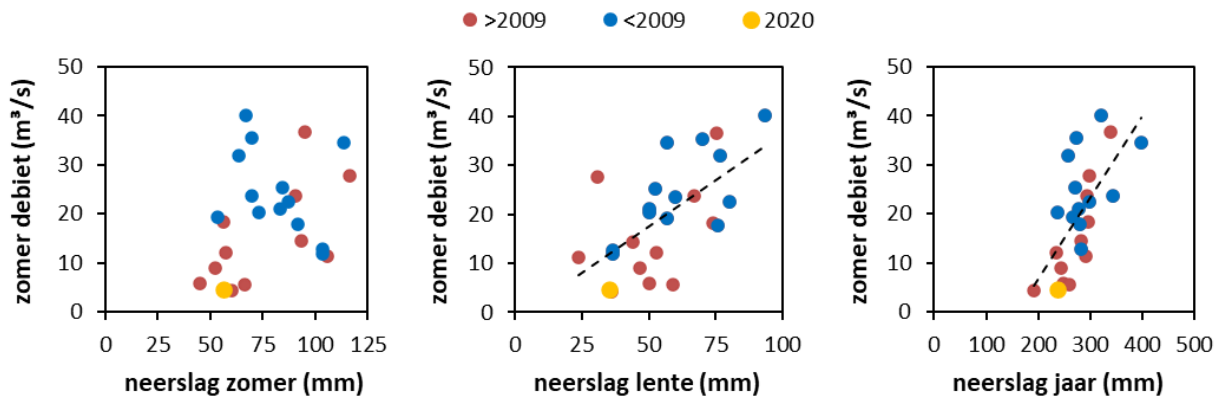


**Figuur 3.6 Neerslag (Ukkel, data KMI) en debiet te Schelle en Melle (data waterinfo.be) per seizoen. Trendlijnen tonen significant dalende trend.**



**Figuur 3.7 Zesmaandelijks glijdend gemiddelde debiet (blauwe lijn) en jaargemiddelde debiet (oranje streepjes) te Melle. De rode lijn geeft de kritische drempel van 16 m<sup>3</sup>/s weer, waar het debiet best niet onder daalt vanaf 2009. Voor een vergelijking met voorgaande jaren, werd de lijn als streeplijn doorgetrokken.**

In vorige OMES rapportage werd reeds aangetoond dat er geen significante correlatie is tussen zomergemiddeld (juni-augustus) debiet en zomergemiddelde neerslag. Dit wordt ook in 2020 bevestigd (Figuur 3.8). Het zomerdebiet is wel significant gecorreleerd met de neerslag in de voorgaande lente of het voorbije jaar (= totale neerslag in zomer + voorbije lente + voorbije winter + herfst van vorige jaar). Het debiet in de zomer wordt dus vooral bepaald door de hoeveel neerslag die in de lente en voorgaande seizoenen in het bekken wordt gecapteerd. De analyse werd opgedeeld in 2 perioden: voor en na 2009, naar analogie met de waargenomen SPM veranderingen. Echter, wat betreft de neerslag-debietsrelatie wordt geen verschil waargenomen tussen beide perioden.



**Figuur 3.8** Gemiddeld zomerdebiet te Melle in functie van neerslag (Ukkel, data KMI) in zomer (links) en lente (midden) en voorbije jaar (rechts) voor verschillende perioden. Streeplijnen geven een significant verband weer over de gehele periode.

Kijken we naar jaargemiddelde debieten, dan blijken deze significant gecorreleerd met de hoeveelheid neerslag dat jaar ( $r=0,72$ ;  $p<0,01$ ), maar speelt ook de neerslag van het jaar voordien nog een beperkte rol ( $r=0,43$ ;  $p<0,05$ ).

Tabel 2.1 geeft voor elk seizoen de correlatie weer tussen het gemiddelde debiet in dat seizoen en de neerslag in het voorbije jaar, het betreffende seizoen en de voorbije seizoenen. Daaruit blijkt dat voor een seizoensgemiddelde debiet, de neerslag die in de voorbije 12 maanden viel, erg bepalend is. Zomerse neerslag daarentegen is niet bepalend voor afvoerdebieten, neerslag in de lente wel: deze blijkt sterk gecorreleerd met de debieten in de lente en de eropvolgende zomer en herfst.

**Tabel 3.3** Correlatie (met in vet significante correlatiecoëfficiënten) tussen seizoensgemiddelde debiet en totale neerslag van het voorbije jaar, het huidige en de voorbije seizoenen.

		neerslag				
		jaar	winter	lente	zomer	herfst
debiet	winter	<b>0,71</b>	<b>0,58</b>	0,38	0,03	<b>0,44</b>
	lente	<b>0,59</b>	0,37	<b>0,68</b>	-0,16	0,32
	zomer	<b>0,66</b>	0,37	<b>0,63</b>	0,31	0,17
	herfst	<b>0,76</b>	0,22	<b>0,58</b>	0,04	<b>0,73</b>

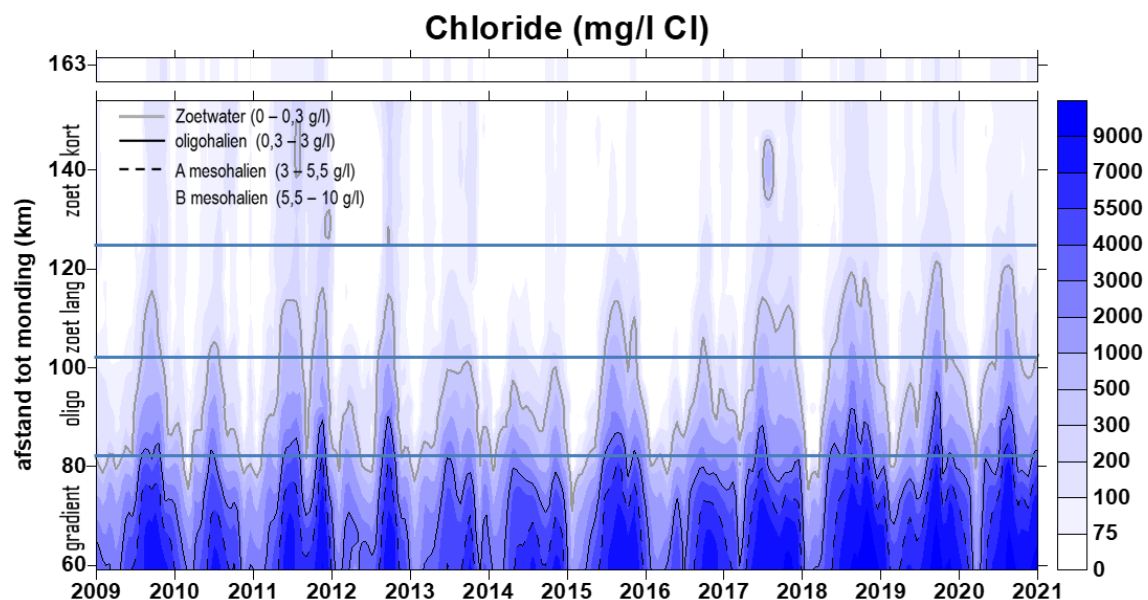
Deze analyse illustreert het belang van bufferen van neerslag in het bekken in winter en voorjaar. Het verklaart ook waarom de droge zomers van de laatste jaren, inclusief 2020, lagere debieten kenden dan de droge zomers van bijvoorbeeld 2003. De laatste zomers werden immers vooraf gegaan door een droger 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 lager lag dan in 2020 (53 mm vs 56 mm maandgemiddeld), lag het debiet in 2003 bijna een factor 4 hoger dan in 2020 (19 m<sup>3</sup>/s vs 5 m<sup>3</sup>/s).



### 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 3.9; om voldoende detail tussen seizoenen te zien is enkel de periode na 2009 opgenomen. Voor de volledige periode verwijzen we naar de appendix). Vooral de zone met sterke saliniteitsgradiënt en de oligohaliene zone kennen een sterk schommelend chloride gehalte. Bij hoge debieten in de winterperiode 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. Echter, sinds 2009 speelt ook de afwaartse chlorideconcentratie een rol.

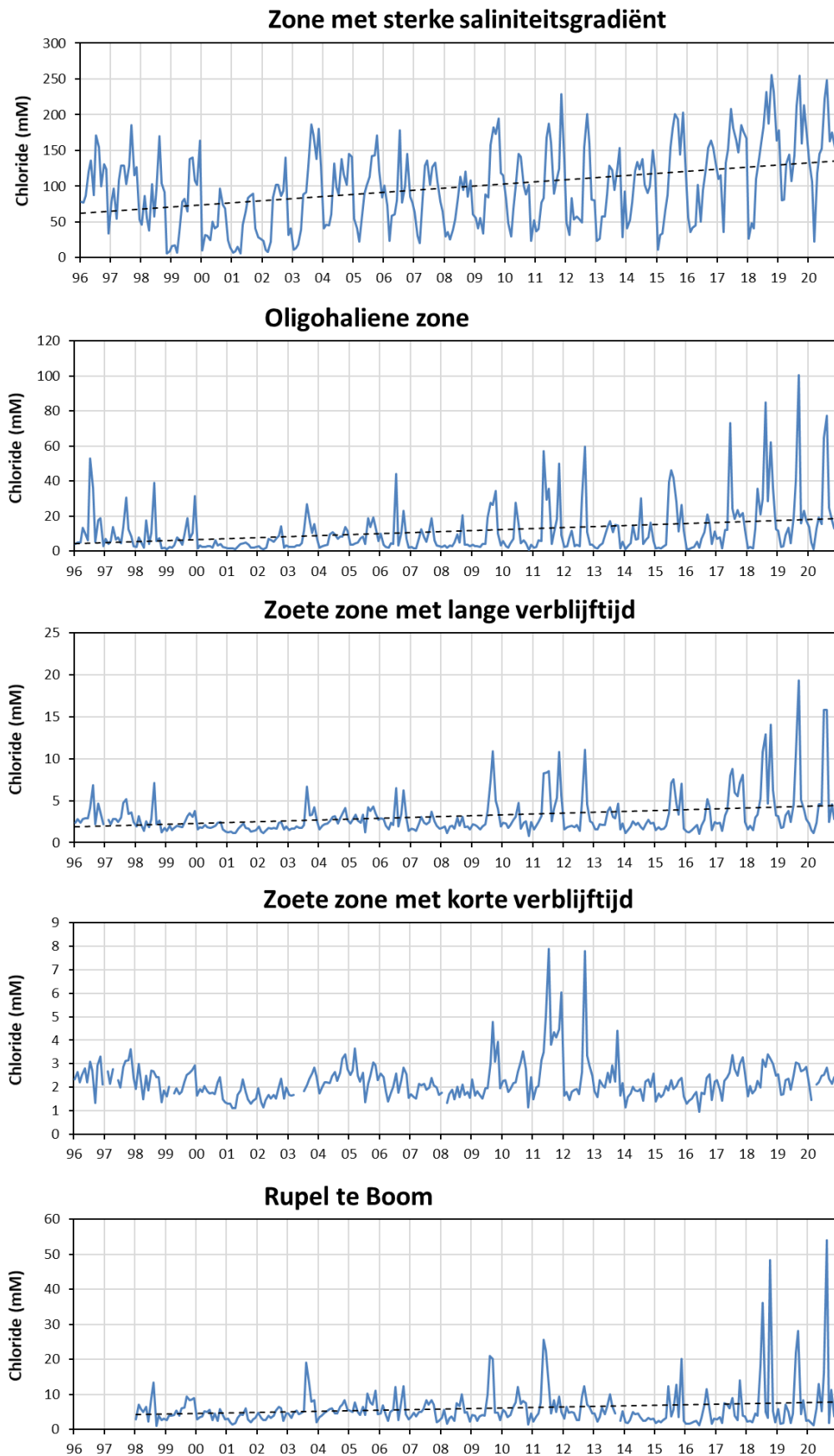
Naast de seizoenale schommelingen, wordt ook een algemene, significante toename van chloride opgetekend sinds 2009 in de verschillende zones, behalve de zoete zone met korte verblijftijd.



**Figuur 3.9 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).**

Over de ganse OMES periode beschouwd, zien we chloride verder binnendringen in het estuarium. Figuur 3.10 geeft per zone het maandgemiddelde chloridegehalte weer. Dit neemt significante toe in de gradiëntzone, de oligohaliene zone, de Rupel en de zoete zone met lange verblijftijd. In de zoete zone met korte verblijftijd treden na 2009 ook hoge pieken op die voordien niet waargenomen werden. Vanaf 2015 echter zijn deze waarden weer zoals voorheen. Van een significante toename in chloride is geen sprake. Zelfs de voorbije 3 jaar, die toch zeer lage debieten kenden, is er geen toename van chloride gemeten in de zoete zone met korte verblijftijd.





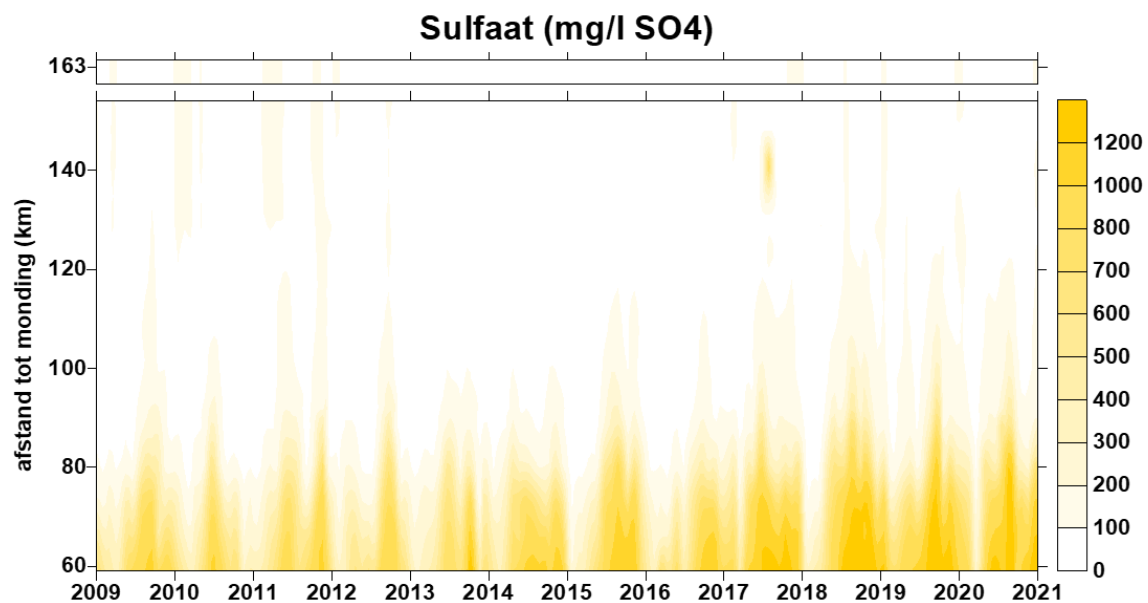
**Figuur 3.10** Gemiddelde (per maand en per zone) chloridegehalte. Streeplijnen duiden de significante trend aan.

Bij de bespreking van chloride, vermelden we ook sulfaat (Figuur 3.11). Net als chloride, kan sulfaat als een conservatieve tracer beschouwd worden in het estuarium. Zeewater kent een hogere sulfaatconcentratie, waardoor de sulfaatconcentratie in het estuarium eveneens een maat is voor de invloed van het getij. Sulfaat is ook in stijgende lijn. Bij lage debieten zien we, net als bij chloride, de mariene invloed toenemen en de sulfaat concentraties stijgen. Toch loopt het patroon van sulfaat en chloride niet volledig parallel.

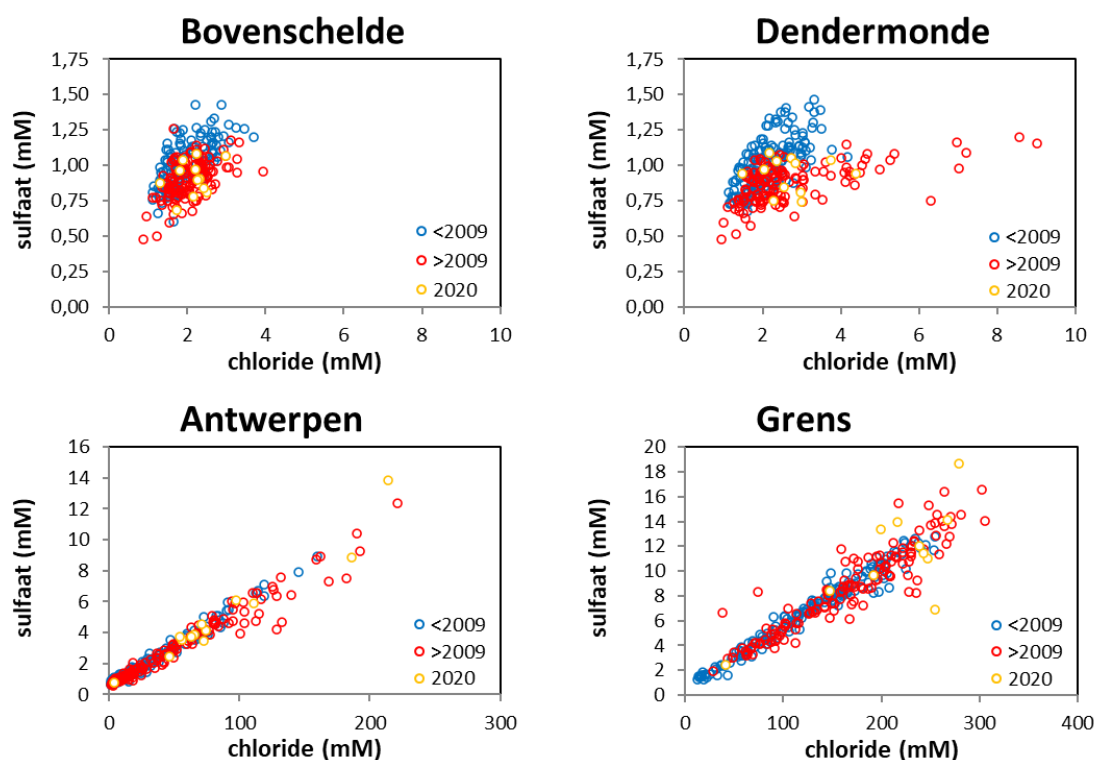
De sulfaat/chloride verhouding in het bekken (station Bovenschelde) verschilt sterk van die van Zee- en Westerscheldewater (station Grens) (Figuur 3.12). In de Bovenschelde bedraagt die ca 1/2, en die verhouding is niet significant gewijzigd de voorbije 20 jaar. Aan station Grens bedraagt de sulfaat/chloride 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 gehalte te Dendermonde 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.



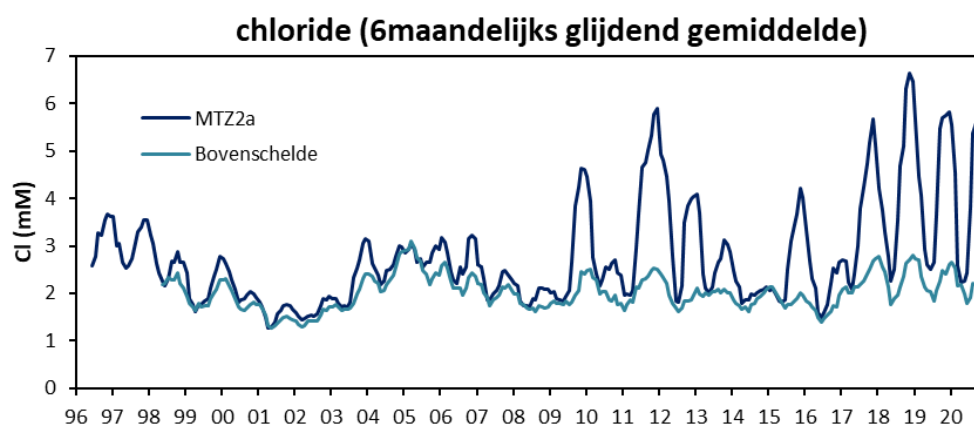
**Figuur 3.11** Surface plot voor sulfaat. De bar bovenaan de plot toont de concentratie in de opwaartse boundary Bovenschelde (km 163).



**Figuur 3.12 Sulfaat – Chloride relatie voor de stations Bovenschelde, Dendermonde, Antwerpen en Grens, periode 1996-2008 (<2009) en 2009-2019 (>2009) en 2020.**

In vorige rapportages werden opmerkelijke parallelen waargenomen tussen chloridepatronen (6maandelijks glijdend gemiddelde) en zwevende stof patronen (6maandelijks glijdend gemiddelde) in het turbiditeitsmaximum MTZ2a, zijnde het turbiditeitsmaximum in de zoete zone van de Zeeschelde (opmerking: dit MTZ werd in vorige rapportages soms omschreven als het MTZ tussen km 100 en 130). Door herberekening van de afstanden tot de monding door VLIZ, is dit nu de zone tussen km 101 en 132). Daarom wordt hieronder chloride afzonderlijk weergegeven voor MTZ2a. In volgende hoofdstukken wordt chloride besproken per zone.

In MTZ2a volgt het chloride patroon voor 2009 mooi de Bovenschelde, vanaf 2009 niet meer: chloride ligt, op enkele uitzonderingen na, in de zomerperiode gemiddeld veel hoger. 2020 vormt daar geen uitzondering op (Figuur 3.13).

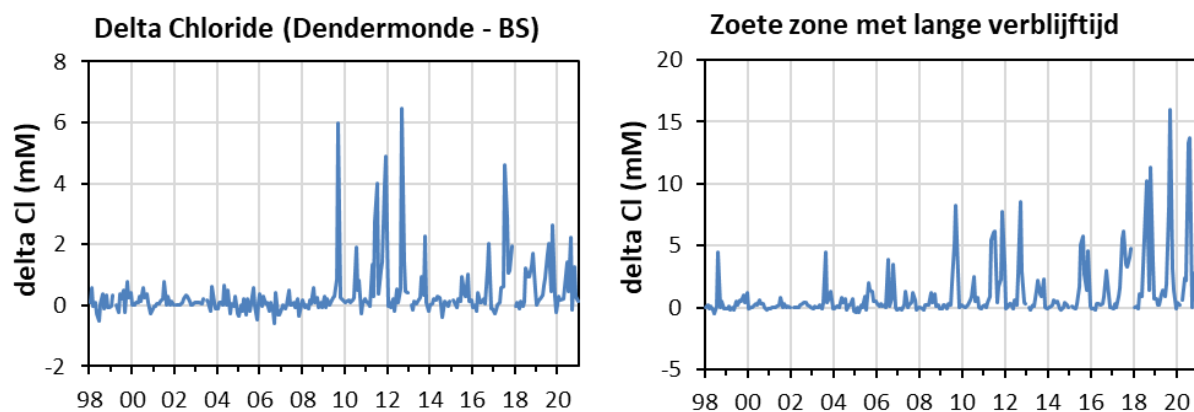


**Figuur 3.13 6maandelijks glijdend chloride gehalte in MTZ2a en Bovenschelde.**

### 3.4.1 Zoete zone met lange verblijftijd

In de zoete zones komt weinig chloride voor: het zijn immers zoete zones. Het weinige zout dat voorkomt, kwam vooral vanuit de Bovenschelde. De input van chloride uit de Bovenschelde kan echter niet meer 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 nattere jaar 2014 (Figuur 3.14 links). De recente zeer droge zomers leiden niet tot hogere chloride pieken, in tegendeel. Pieken in 2018, 2019 en 2020 liggen lager dan de pieken uit de periode 2009-2013.

Beschouwen we de ganse zoete zone met lange verblijftijd, is het beeld anders (Figuur 3.14 rechts). De meer afwaarts gelegen stations binnen deze zone (Lippenbroek, Baasrode, Vlassenbroek) zorgen voor een gemiddeld hogere delta chloride (= chlorideverschil met Bovenschelde). De sprong in 2009 is minder opvallend, delta chloride vertoont een significant stijgende trend met duidelijk de hoogste chloride concentraties tijdens de meest recente droge zomers.



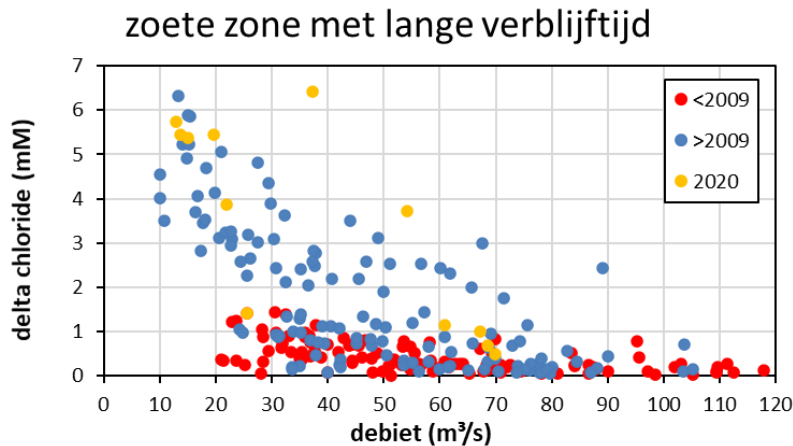
**Figuur 3.14** Maandgemiddelde delta chloride te Dendermonde (chloride te Dendermonde – chloride te Bovenschelde) en delta chloride voor de gehele zoete zone met lange verblijftijd.

Om die debietsinvloed na te gaan, wordt in Figuur 3.15 het gemiddelde chloridegehalte (delta Cl) in de zoete zone met lange verblijftijd uitgezet tegenover het gemiddelde debiet. De zeer lage gemiddelde debieten (onder 20 m<sup>3</sup>/s) komen enkel na 2009 voor, debieten boven 110 m<sup>3</sup>/s enkel ervoor. Laten we deze zeer lage en hoge debieten buiten beschouwing, is het wel duidelijk dat na 2009 veel hogere chloride gehalten kunnen voorkomen dan in de periode voor 2009.

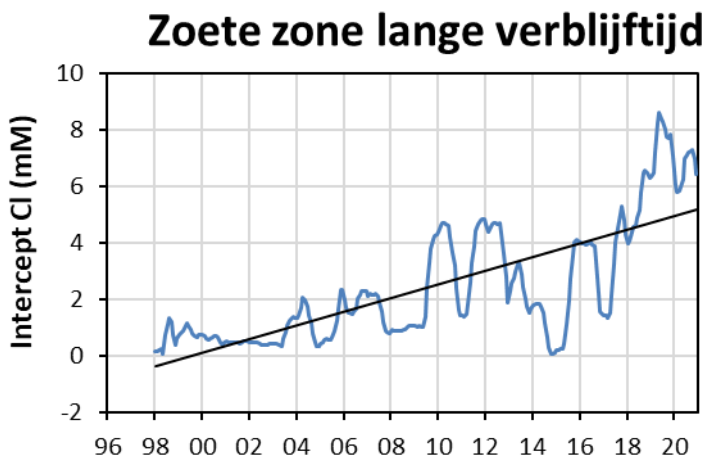
Analoog aan de analyse voor SPM, werd vervolgens gekeken naar de relatie tussen chloride (delta chloride) en debiet, en hoe deze evolueerde de voorbije 20 jaar. Om die evolutie van de debietsafhankelijkheid te analyseren, werden trendlijnen voor de correlatie Cl – debiet, over een verschuivende periode 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 3.16). 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 in de zoete zone met lange verblijftijd, de Schelde gemiddeld zouter wordt, onafhankelijk van het debiet. Dit wijst op een wijzigend zouttransport, wellicht via getij. In tegenstelling tot Dendermonde, waar sinds 2009 een plotse toename van chloridepieken werd geregistreerd, wordt over de ganse zone

beschouwd een eerder geleidelijke toename gemeten. Die stijgende trend zet zich in 2020 nog steeds voort, deze zone wordt bij lage debieten elk jaar brakker dan voorheen.



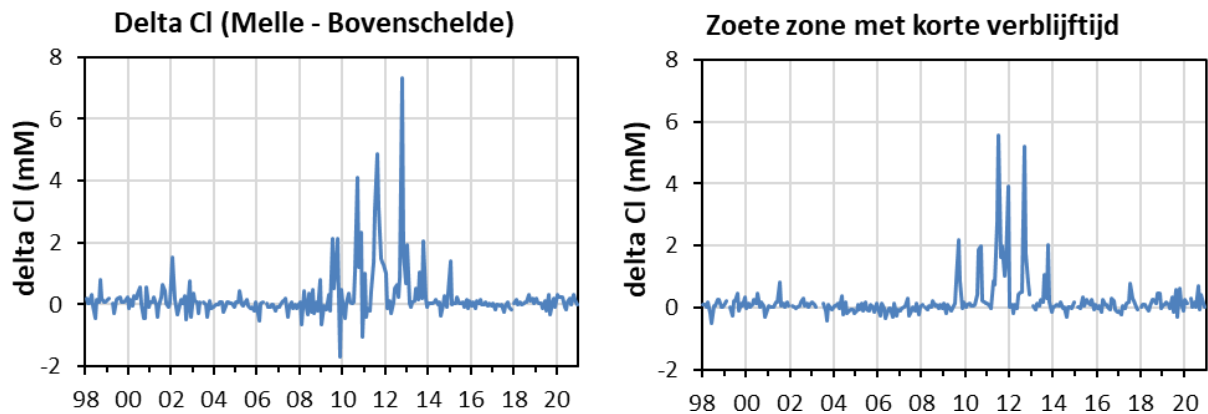
**Figuur 3.15** zesmaandelijks glijdend gemiddelde chloride gehalte (delta chloride = chloride estuarium – chloride Bovenschelde) in de zoete zone met lange verblijftijd, in functie van het zesmaandelijks glijdend gemiddelde debiet, voor de periode 1998-2008 (<2009), 2009-2019 (>2009) en 2020.



**Figuur 3.16** 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 met de Bovenschelde. Debit en Delta Cl werden uitgemiddeld over 6 maand.

### 3.4.2 Zoete zone met korte verblijftijd

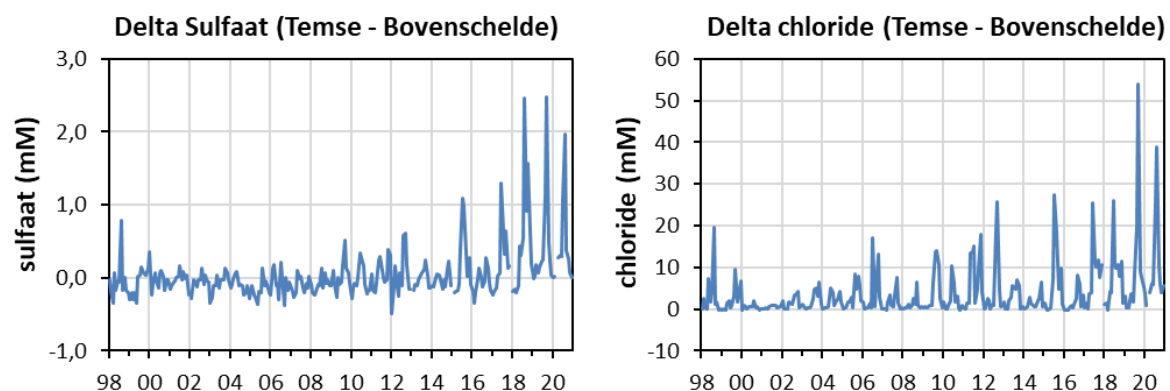
Zelfs tot in Melle, het meest opwaartse station in de zoete zone met korte verblijftijd, duiken chloride pieken (delta chloride) op sinds 2009 (Figuur 3.17 links). Vanaf 2015 echter zijn deze volledig verdwenen, en volgt chloride terug het patroon van de Bovenschelde, zelfs tijdens de recente zomers met zeer lage debieten. De gehele zoete zone met korte verblijftijd vertoont hetzelfde patroon (Figuur 3.17 rechts). Een verklaring voor het verschijnen en weer verdwijnen van de pieken is nog niet gevonden. Het zou erop kunnen wijzen dat de tij-invloed in deze zone in 2009 plots toenam, maar nadien terug is verminderd. Echter, als we naar zwevende stof kijken, zien we wel een verdere toename de laatste jaren in de meest opwaartse stations (zie Hoofdstuk 5). Voor chloride echter kunnen we in de zoete zone met korte verblijftijd niet spreken van een significante toename.



**Figuur 3.17** Maandgemiddelde delta chloride te Melle (chloride te Melle – chloride te Bovenschelde) en delta chloride voor de gehele zoete zone met korte verblijftijd.

### 3.4.3 Oligohaliene zone

Ook in de oligohaliene zone (bijvoorbeeld Temse in Figuur 3.18) blijkt het gemiddelde chloride verschil met de Bovenschelde significant 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, 2020 kent de op 1 na hoogste waarde. Sulfaat kent dezelfde opmerkelijke toename. Uitgemiddeld over de ganse oligohaliene zone, neemt chloride ook significant toe (Figuur 3.10).

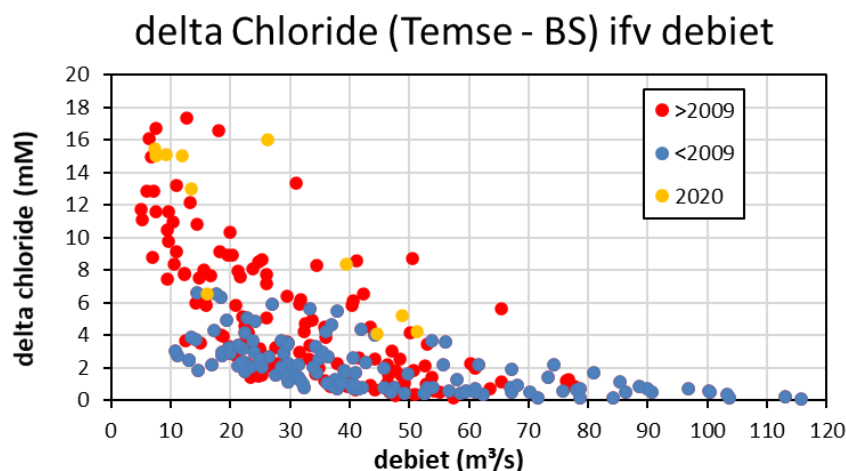


**Figuur 3.18** Delta sulfaat (Temse – Bovenschelde) en delta chloride (Temse – Bovenschelde)

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 binnen de tijcyclus 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. Bias ten gevolge van tijdstip van staalanme lijkt dan weinig waarschijnlijk. Het wijst op een veranderende verhouding tussen opwaarts transport van zout (en sulfaat) door het getij, en afwaarts transport door netto zoetwaterdebiet.

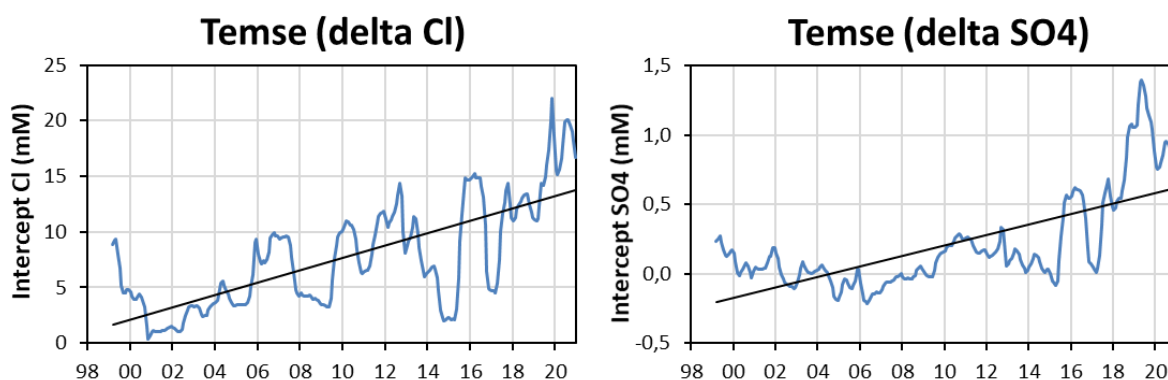
Om de evolutie van de invloed van zoetwaterdebiet op het chloridegehalte na te gaan, werd het gemiddelde chloridegehalte uitgezet tegenover het gemiddelde debiet (Figuur 3.19). Na 2009 vinden we een aantal punten met zeer hoge chloride pieken, die voorkwamen bij zeer lage gemiddelde debieten, kleiner dan  $10 \text{ m}^3/\text{s}$ . Deze lage debieten kwamen niet voor in de periode voor 2009, ze dateren quasi allen uit de laatste 4 jaar. 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. Verontrustend is dat de recente data (2020) bij gelijkaardige debieten nog hoger liggen dan de voorbije jaren.



**Figuur 3.19** Delta chloride (Temse – Bovenschelde), zesmaandelijks glijdend gemiddelde, in functie van het zesmaandelijks glijdend gemiddelde debiet, voor de periode 1998-2008 (<2009), 2009-2019 (>2009) en 2020.

Een intercept analyse van de (delta) chloride – debietsrelatie en sulfaat – debietsrelatie (analoog aan de SPM – debietsrelatie, zie vorige OMES rapportage voor een beschrijving van de methodiek) vertoont te Temse een significant stijgende trend (Figuur 3.20). Deze analyse werd niet voor de ganse olighaliene zone uitgevoerd. De Rupel mondt immers midden deze zone uit in de Zeeschelde, waardoor stations afwaarts de Rupelmonding andere debietsafhankelijkheid kennen dan stations opwaarts. Daarom beperkt de analyse zich tot het station Temse. De analyse wijst ook hier op een wijzigend zouttransport. De intercept vertoont een significant stijgende trend. Die stijgende trend zet zich in 2020 nog steeds voort, Temse wordt bij lage debieten brakker dan voorheen. Voor delta sulfaat wordt enkel de laatste jaren een sterke toename van de intercept opgetekend.



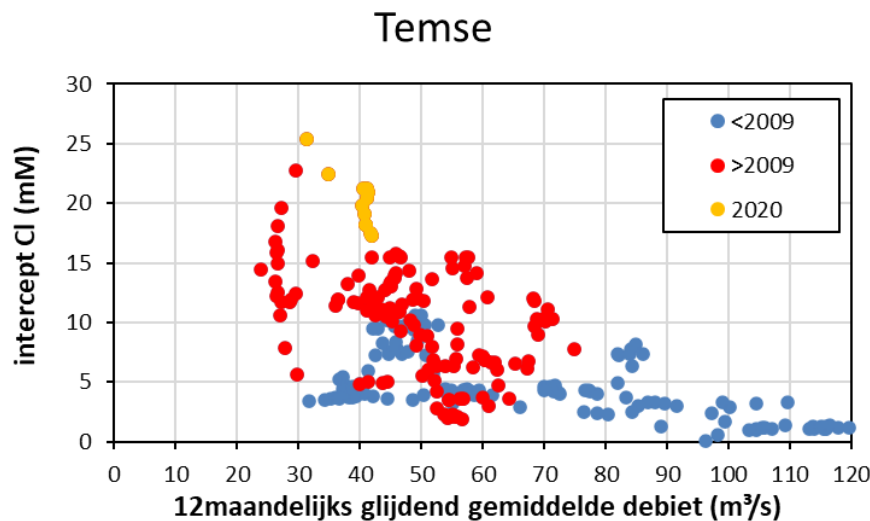
**Figuur 3.20** Intercept van de trendlijnen over verschuivende periode van 12 maanden voor de correlatie Delta Cl – debiet (links) en Delta SO4 (rechts), in functie van de tijd. Delta Cl (of delta SO4) is het chlorideverschil (of sulfaatverschil) tussen Temse en Bovenschelde. Debit en Delta Cl (of delta SO4) werden uitgemiddeld over 6 maand.

De stijgende intercept betekent dat bij vergelijkbaar lage gemiddelde debieten (6-maandelijks gemiddelde), het chloride gehalte de laatste jaren steeds hoger wordt in vergelijking met 20 jaar geleden. Maar de laatste jaren worden gekenmerkt door langdurige perioden van lage debieten, de periode 1999-2002 door een langdurige periode van hoge debieten. Daarom wordt in Figuur 3.21 de



intercept uitgezet ten opzichte van een 12maandelijks glijdend gemiddelde voor debiet, en dit voor verschillende periodes. Hieruit blijkt dat de intercept gecorreleerd is met jaargemiddeld debiet. Niet verwonderlijk: bij langdurige lage debieten, en dus lage 12maandelijkse gemiddelden, zal binnen dit tijdvenster van 12 maanden beschouwd, de intercept hoger liggen bij lage debieten. Of anders gesteld: wanneer de debieten jaargemiddeld laag zijn, zal bij lage debieten het chloride gehalte hoger zijn dan bij gelijkaardig lage debieten in een jaargemiddeld natter jaar.

Figuur 3.21 toont echter dat de correlatie tussen de intercept en debiet gewijzigd is voor en na 2009. Voor jaargemiddelde debieten tussen 30 en 70 m<sup>3</sup>/s, wordt na 2009 een hogere intercept gemeten dan voordien: na 2009 zal in een gemiddeld droog jaar, een laag debiet aanleiding geven tot een hoger chloride gehalte dan voorheen. Temse wordt dus zouter, en dit kan niet enkel door debiet verklaard worden.



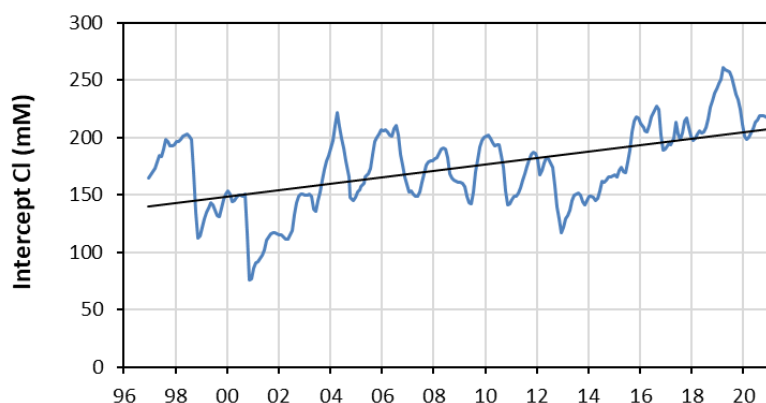
**Figuur 3.21** Intercept van de chloride-debietsanalyse (zie tekst voor info) in functie van het 12maandelijks glijdend gemiddelde debiet (debiet opwaarts Rupelmonde; data waterinfo.be) voor de periode 1998-2008 (<2009), 2009-2019 (>2009) en 2020.

### 3.4.4 Zone met sterke saliniteitsgradiënt

Ook in de zone met sterke saliniteitsgradiënt neemt het chloride gehalte significant toe (Figuur 3.10). Deze toename is gelinkt met debiet. Een analyse van de chloride – debietsrelatie (analoog aan de SPM – debietsrelatie) toont in deze zone een significant stijgende intercept (Figuur 3.22): bij lage debieten komen de laatste jaren steeds hogere chloridegehalten voor. Echter, deze intercept vertoont zelf duidelijke debietsafhankelijkheid: bij langdurig lage debieten (glijdend 12maandelijks gemiddelde) zal een laag debiet aanleiding geven tot hogere chloride gehalten. In tegenstelling tot de meer opwaartse zones in de Zeeschelde, zien we in de zone met sterke saliniteitsgradiënt geen verschil in dit verband tussen de periode voor en na 2009 (Figuur 3.23). Dat er de laatste jaren hogere zoutgehalten voorkomen bij lage debieten dan in de periode voor 2009, blijkt hier het gevolg van de langdurig lage debieten deze laatste jaren.

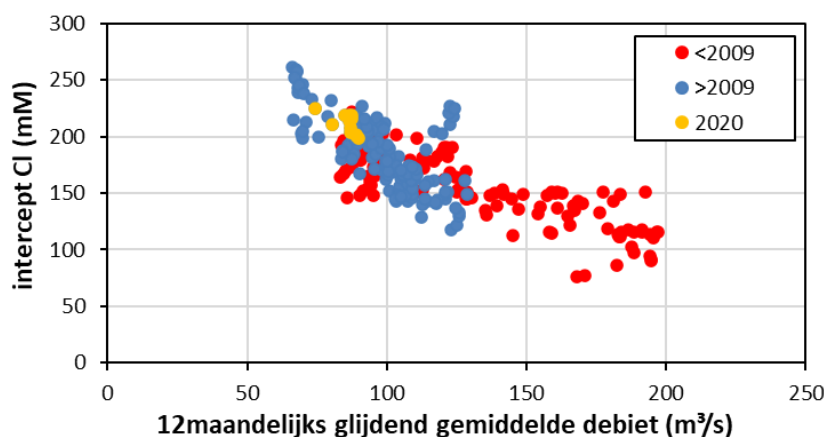


### zone met sterke saliniteitsgradiënt



**Figuur 3.22** Intercept van de trendlijnen over verschuivende periode van 12 maanden voor de correlatie chloride – debiet, in functie van de tijd. Debiet en chloride werden uitgemiddeld over 6 maand.

### zone met sterke saliniteitsgradiënt



**Figuur 3.23** Intercept van de chloride-debietsanalyse (zie tekst voor info) in functie van het 12maandelijks glijdend gemiddelde debiet (debiet te Schelle; data waterinfo.be) voor de periode 1998-2008 (<2009), 2009-2019 (>2009) en 2020.

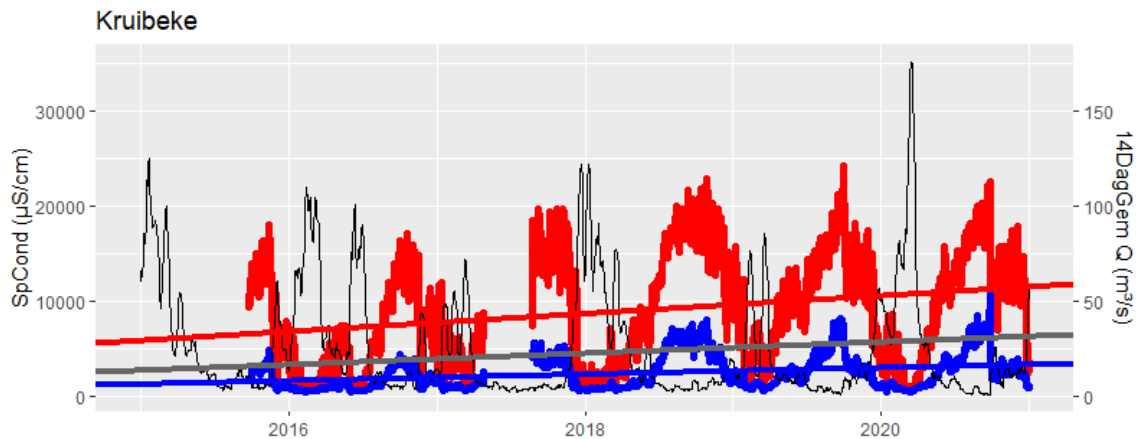
## 3.4.5 Continue data

Als maat voor het zoutgehalte kan ook naar (specifieke) conductiviteit gekeken worden. In zout en brak water wordt de conductiviteit immers grotendeels door chloride, zout, bepaald. Te Kruibeke toont de continue meetpost een toename van de specifieke geleidbaarheid, als maat voor het zoutgehalte (Figuur 3.24), over de voorbije 5 jaar. Het patroon kan duidelijk gelinkt worden aan het debiet. Echter, de significant stijgende trend kan momenteel niet volledig verklaard worden door de trends in debiet.

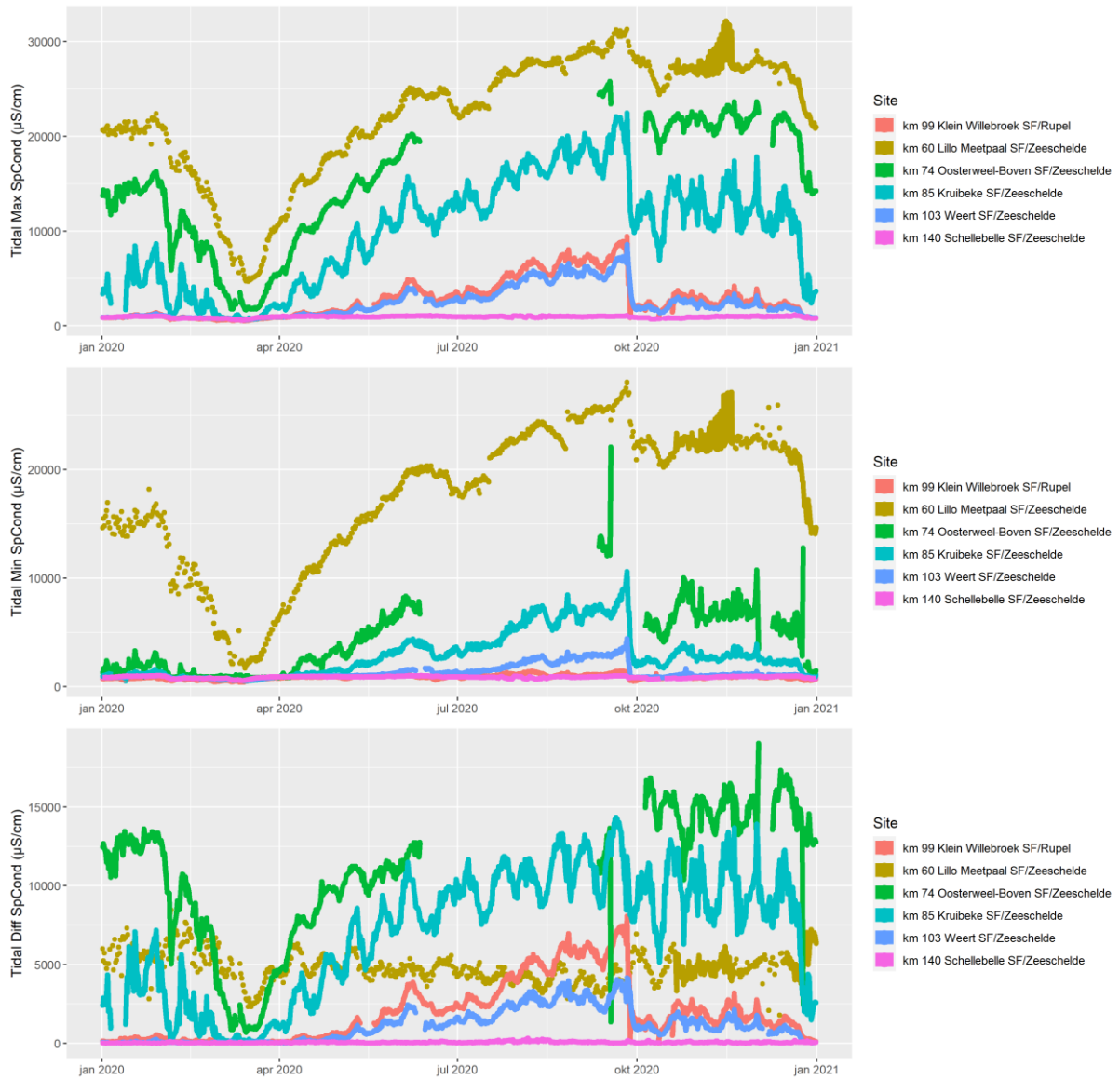
Figuur 3.25 toont voor 2020 de minimale en maximale specifieke geleidbaarheid binnen 1 tijdcyclus voor diverse stations. In maart 2020 was er een grote debietspiek, die duidelijk leidde tot het scherp terugdringen van het zoutgehalte in alle stations. Na het piekdebiet klimt de specifieke geleidbaarheid echter snel terug omhoog, en bereikt tijdens de droge zomer van 2020 ongeveer dezelfde waarden als 2019. Een korstondig piekdebiet eind september 2020, met een piekafvoer van 221 m<sup>3</sup>/s daggemiddeld te Schelle, is te beperkt om in de maandgemiddelde debietsdata op te vallen. Toch

vertaalt de piek zich in een duidelijke daling van de specifieke geleidbaarheid in de continue stations Kruibeke en opwaarts ervan. De debietspiek is echter te beperkt om ook aan meetpaal Lillo een sterke terugdringing van zout te bekomen.

Opmerkelijk is dat ondanks de sterke fluctuatie van de maximale specifieke geleidbaarheid doorheen het jaar, het verschil over 1 tijdcyclus jaarrond vrij constant blijft rond 5000  $\mu\text{S}/\text{cm}$  aan meetpaal Lillo. De grootste tidale verschillen in zout worden waargenomen te Oosterweel en Kruibeke, in zomer en najaar. Hoewel het korte piekdebiet eind september de maximale specifieke geleidbaarheid sterk doet afnemen, had het geen invloed op de fluctuatie binnen 1 getij.



**Figuur 3.24** Debiet te Melle (14daags gemiddelde, zwarte lijn) en specifieke geleidbaarheid te Kruibeke (Rood: maxima tijdens een tijdcyclus; blauw: minima tijdens een tijdcyclus). Trendlijnen tonen de jaargemiddelde trend (rood: maxima; blauw: minima; grijs: tijgemiddeld).



**Figuur 3.25 Maximum, minimum en range voor specifieke conductiviteit in 2020 voor diverse continue stations in Zeeschelde en Rupel (Klein Willebroek).**

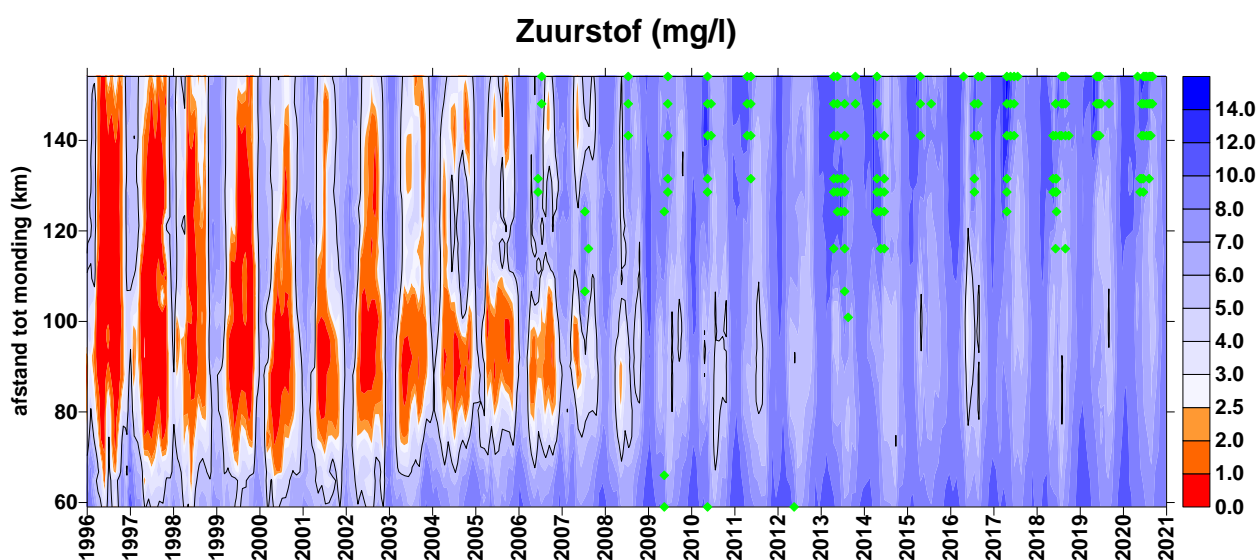


## 4 Basis waterkwaliteit

### 4.1 Zuurstof

#### 4.1.1 Evaluatie 2020

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 door bacteriën). Sinds de start van de OMES metingen in 1995 zit zuurstof in duidelijk stijgende lijn (Figuur 4.1). Daar waar in de jaren '90 alle zones in het estuarium te kampen hadden met ernstige zuurstoftekorten (< 2,5 mg/l, EMSE criterium, oranje tot rode zones op Figuur 4.1), 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 (zie ook Figuur 4.5). Voor een goede evaluatie dient zuurstof ook in 95% van de waarnemingen (90% in de zone met sterke saliniteitsgradiënt) boven 5 mg/l uit te komen in het zomerhalfjaar, en boven 6 mg/l in het winterhalfjaar. Na enkele jaren met beperkte tekorten, voldoet de Zeeschelde in 2020 terug aan dit criterium, ondanks de extra belasting in het voorjaar ten gevolge van een accidentele lozing van bietenpulp in Frankrijk (zie verder).



**Figuur 4.1 Surface plot voor opgeloste zuurstof. Groene stippen duiden op zuurstof oververzadiging, de zwarte contouren markeren zones waar zuurstof onder de EMSE criterium duikt.**

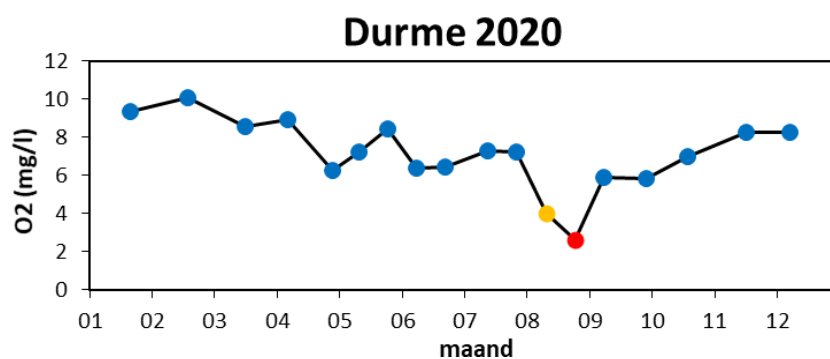
De zoete zone met lange verblijftijd (station Weert) en oligohaliene zone (station Kruibeke) kennen wel beperkte tekorten, maar gemiddeld over het zomerhalfjaar wordt voldaan aan het EMSE criterium.

De tijgebonden zijrivieren voldaan helaas niet. In de Rupel zakte in zomer en najaar het zuurstofgehalte frequent, meestal wel kortstondig, onder 5 mg/l. In augustus zakte het zuurstofgehalte zelfs onder 2,5 mg/l. Grote boosdoener is de Zenne, waar het zuurstofgehalte quasi jaarrond extreem slecht is.

De evaluatie voor 2020 werd gebaseerd op de continue stations in het estuarium. Voor Durme is in 2020 nog geen continue station actief, en werd enkel de periodieke staalname gebruikt (Figuur 4.2). Daaruit blijkt dat de Durme in augustus niet voldeed aan EMSE: zuurstof zakte zelfs onder 2,5 mg/l, waardoor ook de Durme negatief scoort.

**Tabel 4.1 Samenvattende analyse van de continue zuurstofdata, met toetsing aan de EMSE criteria. Stations op witte achtergrond zijn estuariene stations, blauwe zijn stations op de niet-tijgebonden zijrivieren, geel is de uitstroom uit het GOG-GGG Lippenbroek.**

Site	Drempelwaarde voor opgeloste zuurstof											
	6mg/l				5mg/l						6mg/l	
	jan	feb	mar	apr	mei	jun	jul	aug	sep	okt	nov	dec
km 60 Lillo Meetpaal-Onder SF/Zeeschelde	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	92%	100%	100%	100%	100%
km 63 Liefkenshoek Veer SF/Zeeschelde	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	96%	100%	100%	100%	100%
km 85 Kruibekke SF/Zeeschelde	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	83%	100%	100%	100%	100%
km 103 Weert SF/Zeeschelde	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	99%	85%	100%	100%
km 104 Lippenbroek UIT SF/Zeeschelde	100%	100%	100%	99%	100%	100%	100%	94%	99%	98%	100%	100%
km 140 Schellebelle SF/Zeeschelde	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%
km 150 Melle SF/Zeeschelde	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%
km 125 Dendermonde SF/Dender	100%	100%	100%	100%	100%	60%	72%	60%	44%	46%	78%	96%
km 167 Gavere SF/Bovenschelde	100%	100%	100%	91%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%
km 194 Zulte SF/Leie	100%	100%	100%	100%	100%	98%	100%	100%	99%	100%	100%	100%
<b>Rupel en zijrivieren</b>												
km 99 Klein Willebroek SF/Rupel	100%	100%	100%	97%	100%	97%	98%	58%	86%	86%	99%	100%
km 116 Epepegem SF/Zenne	★★★ 47%	89%	100%	75%	48%	T★ 4%	T★ 0%	T★ 1%	T★ 0%	T★ 0%	T★ 0%	★★★ 20%
km 118 Itegem Hullebrug SF/Grote Nete	100%	100%	100%	98%	100%	97%	100%	95%	100%	100%	100%	100%
km 119 Grobbendonk Troon SF/Kleine Nete	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	95%	100%	100%	100%	100%
km 142 Aarschot Afwaarts SF/Demer	100%	99%	100%	99%	100%	96%	99%	88%	100%	100%	100%	100%
★ Onder de drempel gedurende meer dan 48 uur ★★★ drie keer gebeurd T★ Duurde het grootste deel van maand												
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% gradiëntzone: Lillo en Liefkenshoek) en geel / oranje / rood als het lager is.											



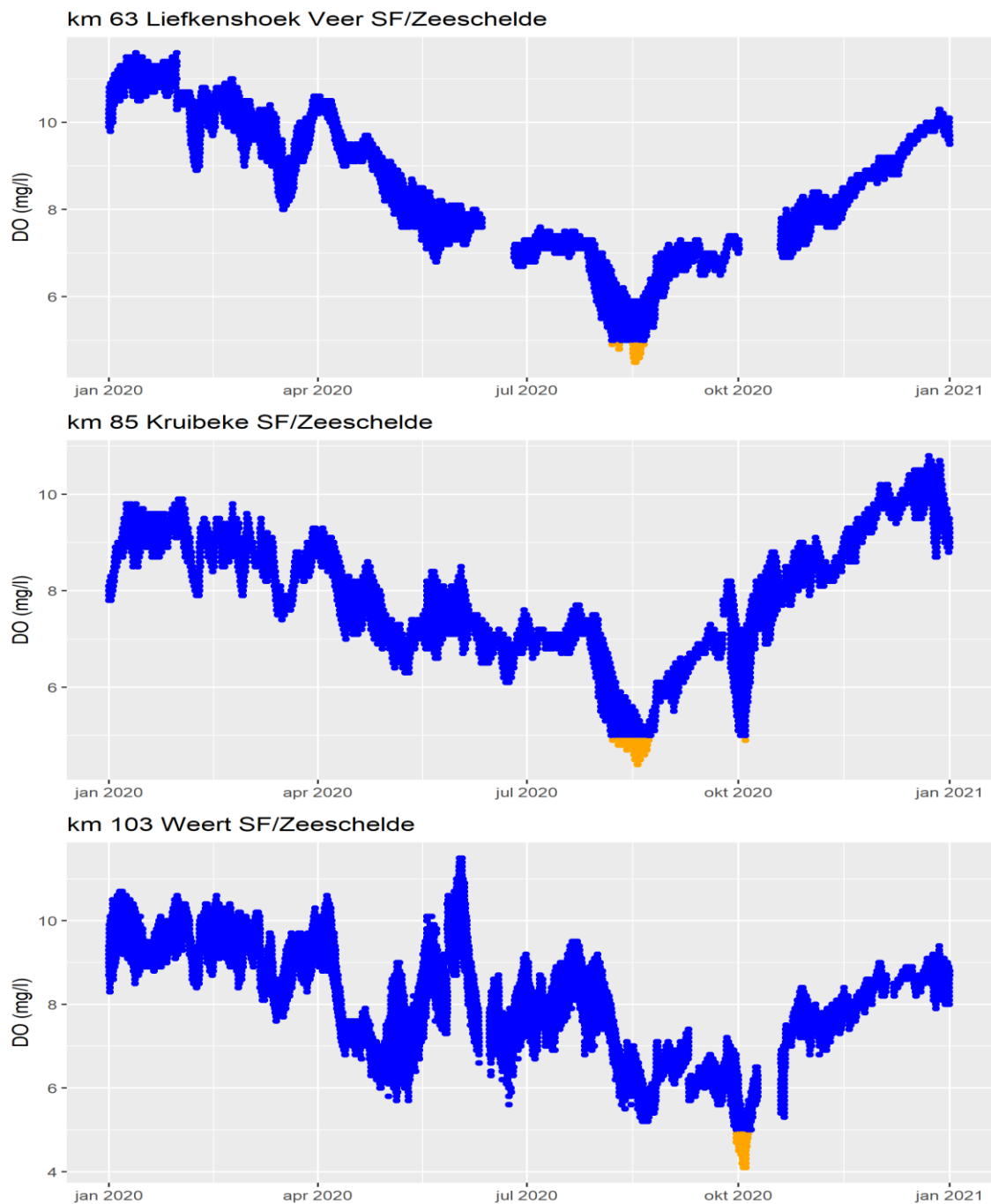
**Figuur 4.2 Opgeloste zuurstof op basis van periodieke data voor de Durme (Tierlrode). Blauw: >5 mg/l (zomer) of >6 mg/l (winter); Oranje: <5 mg/l (zomer) of <6 mg/l (winter); Rood: <2,5 mg/l.**

Figuur 4.3 toont voor 2020 in detail het zuurstofverloop voor verschillende continue stations in het estuarium en de zijrivieren. De afwaarste stations Liefkenshoek en Kruikeke vertonen een zeer gelijkaardig patroon. De waarden in Liefkenshoek liggen wel gemiddeld hoger, door de sterkere uitwisseling met de zuurstofrijkere Westerschelde. Ook liggen de waarden in de winter beduidend hoger dan in de zomer. Dit wordt enerzijds verklaard door de hogere oplosbaarheid van zuurstof in het koudere water in de winter. Anderzijds is er bij hogere temperaturen in de zomer meer kans op sterke bacteriële zuurstofconsumptie. Algenbloei kan dit ten dele compenseren, maar in gradiënt en oligohaliene zone is algenbloei zeer beperkt de laatste jaren. Opvallend is de zuurstofdip in augustus, die zelfs tot aan het station Liefkenshoek de zuurstofwaarden onder net 5 mg/l doet dalen. De dip is steeds van korte duur: enkel op het einde van de eb fase bereikt een zuurstofarmere watermassa dit station. De oorzaak voor de zuurstofdip ligt niet in de Boven-Zeeschelde, maar komt vanuit de Zenne, via de Rupel, in de Beneden-Zeeschelde. De Zenne kent jaarrond zeer ernstige tekorten, met frequente perioden waarbij zuurstof langdurig onder 2,5 mg/l zakt. Het is duidelijk dat de geloosde vuilvracht in de Zenne, de zelfzuiverende capaciteit van de rivier overstijgt. Door verdunning blijven de gevolgen voor de Rupel meestal beperkt, maar in augustus zakt het zuurstofgehalte frequent onder 5 mg/l en zelfs kortstondig onder 2,5 mg/l. Ook de Demer, die verder behoorlijk goed scoort, kent in deze periode zuurstofproblemen, evenals de Netes. Wellicht heeft een weersomslag midden augustus, met enkele hevige buien na een periode van droogte, met wellicht enkele overstorten, geleid tot een extra grote vuilvracht richting Rupel, bovenop de vuilvracht vanuit de Zenne.

In de zoete Zeeschelde worden nauwelijks zuurstofproblemen gesignaleerd. Enkel te Weert was er een kortstondige daling begin oktober, maar ze is te beperkt om tot een negatieve evaluatie voor het zomerhalfjaar te leiden.

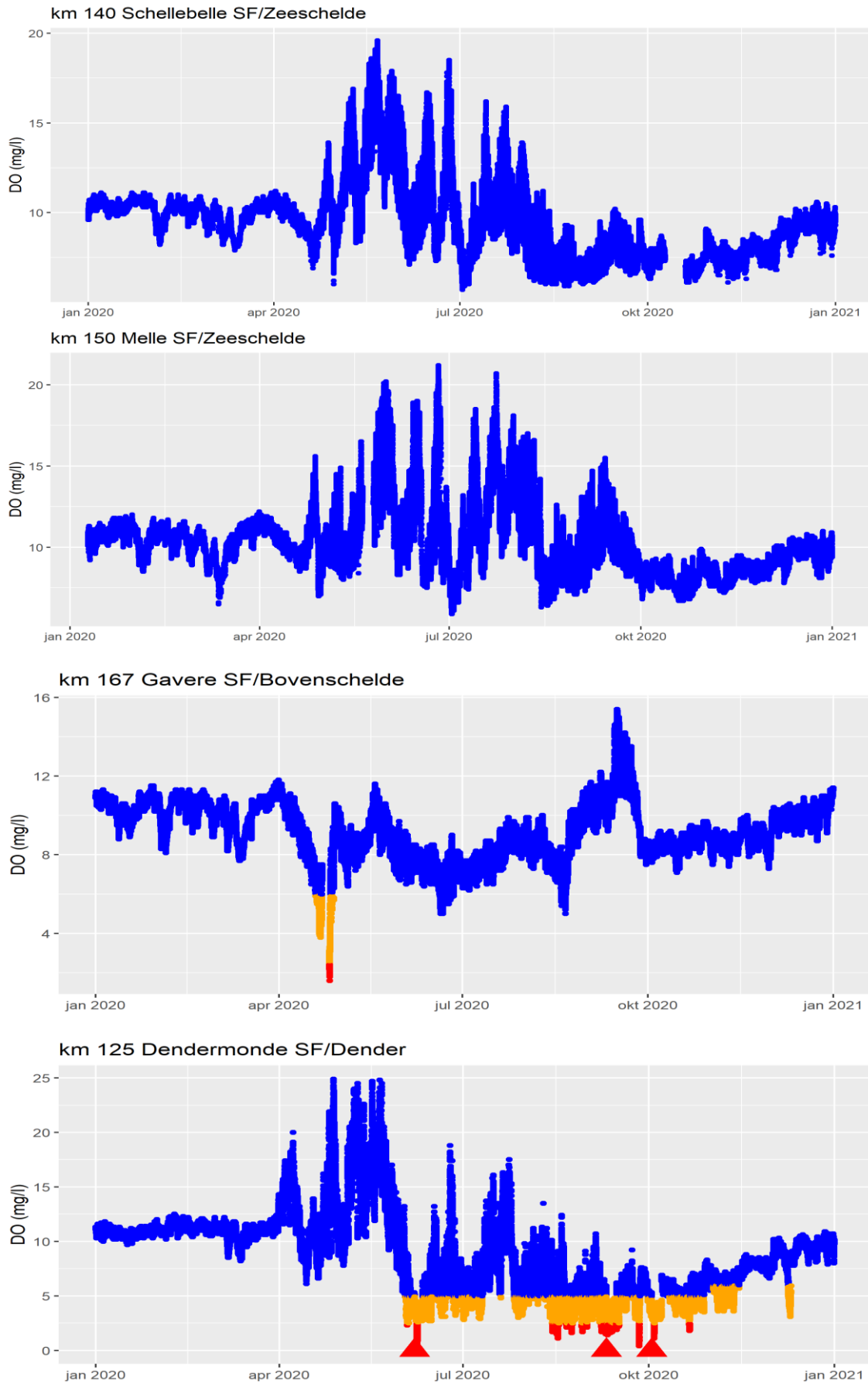
Sterke zuurstofoververzadiging ten gevolge van algenbloei kwam enkel in de meest opwaartse stations Schellebelle en Melle voor. In lente en zomer kwamen hier zeer hoge zuurstofwaarden voor, die nooit gepaard gingen met nachtelijke zuurstofproblemen. De Bovenschelde kende jaarrond ook goede zuurstofwaarden, op 1 scherpe dip na. Eind april bereikte een vracht bietenpulp, afkomstig van een grote lek in Noord Frankrijk, de Bovenschelde. Bacteriële afbraak van de bietenpulp zorgde voor een zeer grote zuurstofvraag in de Schelde in Frankrijk en Wallonië, met anoxische situaties tot gevolg. Op haar weg richting Zeeschelde werd de vuilvracht in de Bovenschelde echter grotendeels lokaal afgebroken, mede dankzij een grote inzet van kunstmatige beluchting van het Scheldewater. Dankzij de gezamenlijke inzet van waterwegbeheerders en lokale besturen, kon een ramp in Vlaanderen vermeden worden. De sterk gereduceerde vuilvracht werd vervolgens grotendeels omgeleid via het kanaal Gent-Terneuzen, zodat slechts een beperkte restfractie de Zeeschelde bereikte. De Zeeschelde kende op het moment van de kalamiteit een gezonde algenbloei en goede zuurstofcondities. De beperkte vuilvracht die alsnog de Zeeschelde bereikte, kon hierdoor perfect door het ecosysteem zelf verwerkt worden, zonder enig probleem voor het lokale zuurstofgehalte.

De toestand in de Dender was in de zomer en herfst van 2020 slecht: zeer vaak dook zuurstof onder 2,5 mg/l. Door het relatief lage debiet van de Dender, en de zeer goede zuurstofcondities in de Zeeschelde opwaarts Dendermonde, bleven de gevolgen voor zuurstof afwaarts Dendermonde beperkt. Te Weert dook zuurstof enkel in het najaar kort onder 5 mg/l.

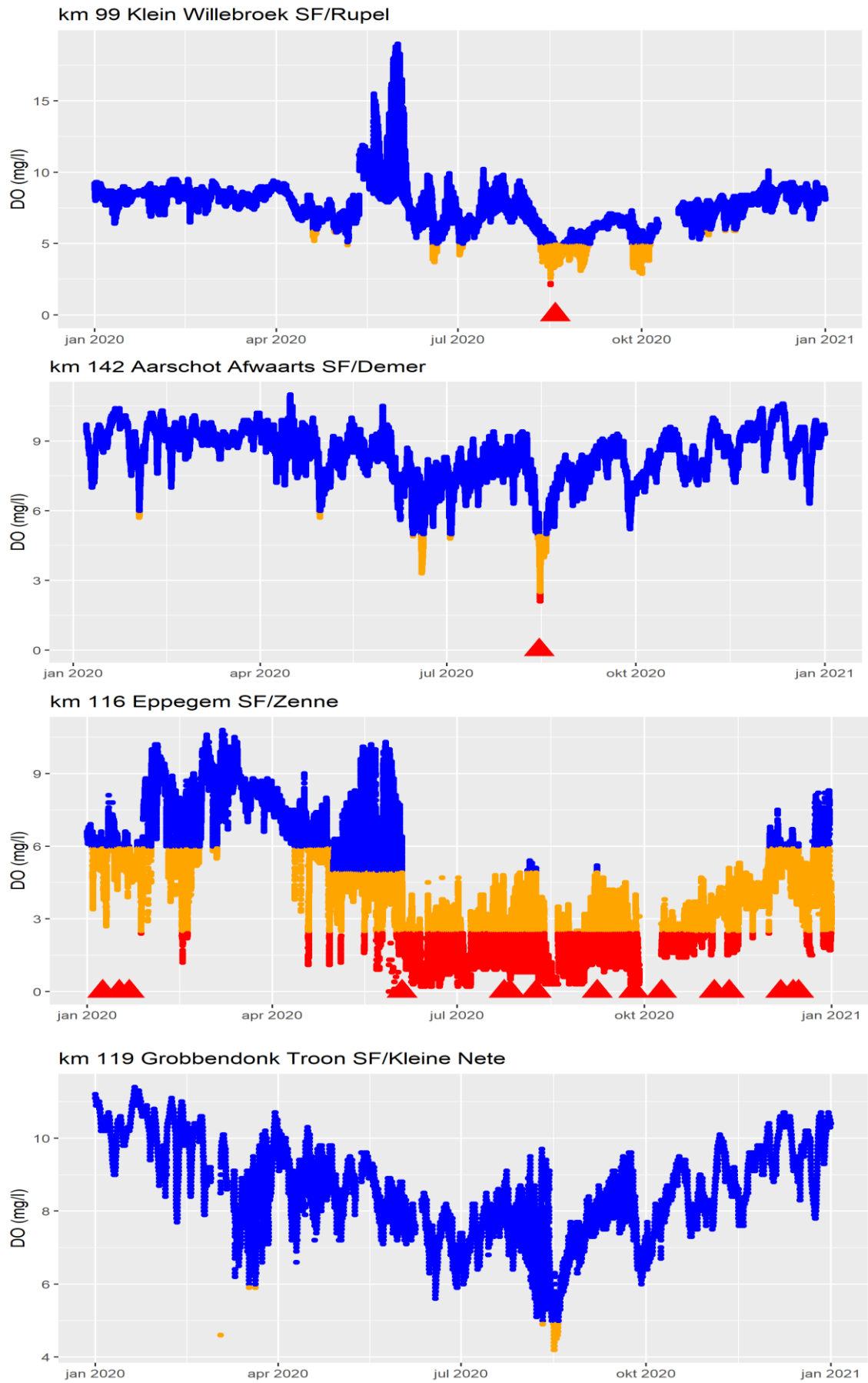


**Figuur 4.3** Opgeloste zuurstof op basis van continue data voor verschillende station. Blauw: >5 mg/l (zomer) of >6 mg/l (winter); Oranje: <5 mg/l (zomer) of <6 mg/l (winter); Rood: <2,5 mg/l. Rode driehoeken duiden een onderschrijden van het minimum aan van meer dan 48 uur.

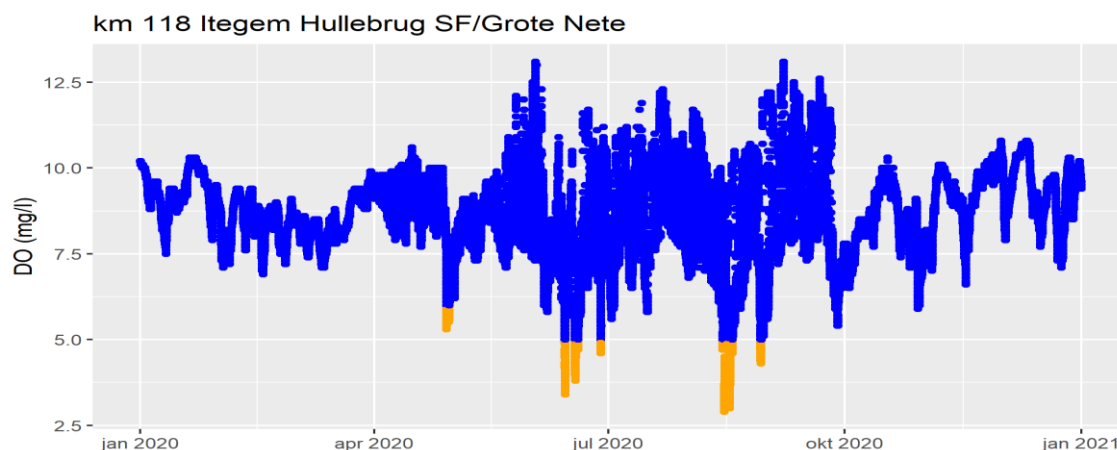




Figuur 4.3 (vervolg)



Figuur 4.3 (vervolg)



Figuur 4.3 (vervolg)

## 4.1.2 Zuurstof en zuurstofvraag

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

### Zoete zones 1996-2020, zomerwaarden

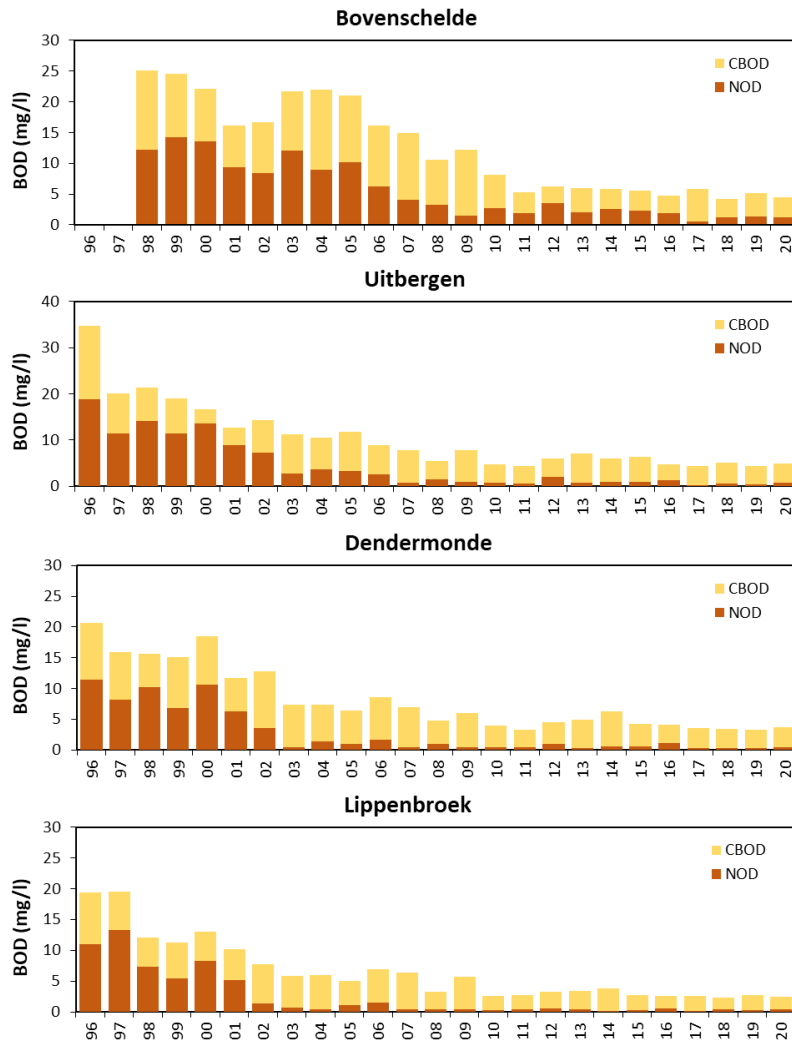
BOD wordt al sinds de start van de OMES campagnes gemeten. Echter, de methodologie is in de loop der jaren grondig aangepast, zodat niet alle data vergelijkbaar zijn. Een goede langetermijntrend voor CBOD en NOD is enkel te maken voor de zomerperiode in het zoete (zie hoofdstuk 2 Materialen en Methoden voor meer info). Figuur 4.4 toont de BOD, opgedeeld in een CBOD en NOD fractie, voor een selectie aan zoete stations. Eind jaren 1990 bestond meer dan de helft van de totale zuurstofvraag uit zuurstofvraag voor nitrificatie (NOD). Vanuit de Bovenschelde kwam een zeer grote vuilvrucht toe in het estuarium, die langzaam in afwaartse richting afnam door verdunning en interne verwerking van de vuilvrucht.

Vanaf 2000 zien we de NOD zeer sterk dalen, overall in het estuarium. Deze daling is deels te danken aan de daling van ammonium in het bekken (Bovenschelde), ten gevolge van waterzuivering, maar ook deels ten gevolge van verdunning door extreem hoge debieten in 2001-2002. De daling van NOD gaat echter sneller in het estuarium dan in de boundaries, en NOD neemt snel af in afwaartse richting. Dankzij de hogere zuurstofwaarden vanaf 2003, kan een actieve populatie nitrificerders het aanwezige  $\text{NH}_4^+$  veel sneller omzetten dan in de jaren '90, en zien we NOD langzaam verdwijnen uit het estuarium. Vanaf midden de jaren 2000 is in het zomerhalfjaar, vanaf temperaturen boven  $15^\circ\text{C}$ , nagenoeg alle NOD verdwenen uit het estuarium en voldoet de Zeeschelde bijna steeds aan het criterium van de Evaluatiemethodiek (2 mg/l). In de winter (Figuur 4.6) voldoen de zoete zones nog niet, ook niet na 2009: de aanvoer vanuit het bekken is nog te groot en de nitrificerende activiteit is in de winter te gering. Het is wellicht louter door verdunning dat de concentratie afneemt in afwaartse richting. Wel zien we jaar na jaar de concentraties verder dalen.

De CBOD concentratie vertoont een dalende trend (Figuur 4.4), zij het iets minder spectaculair dan bij NOD. CBOD is in de zoete zone tussen 1996 en 2009 gehalveerd. De laatste jaren, wanneer de zoete Schelde in een stabiele, zuurstofrijke toestand is, is er van een verdere daling geen sprake meer maar

vertoont CBOD eerder een zwak fluctuerend verloop (zie ook Figuur 4.7; vanaf 2010 zijn jaarrond CBOD data beschikbaar).

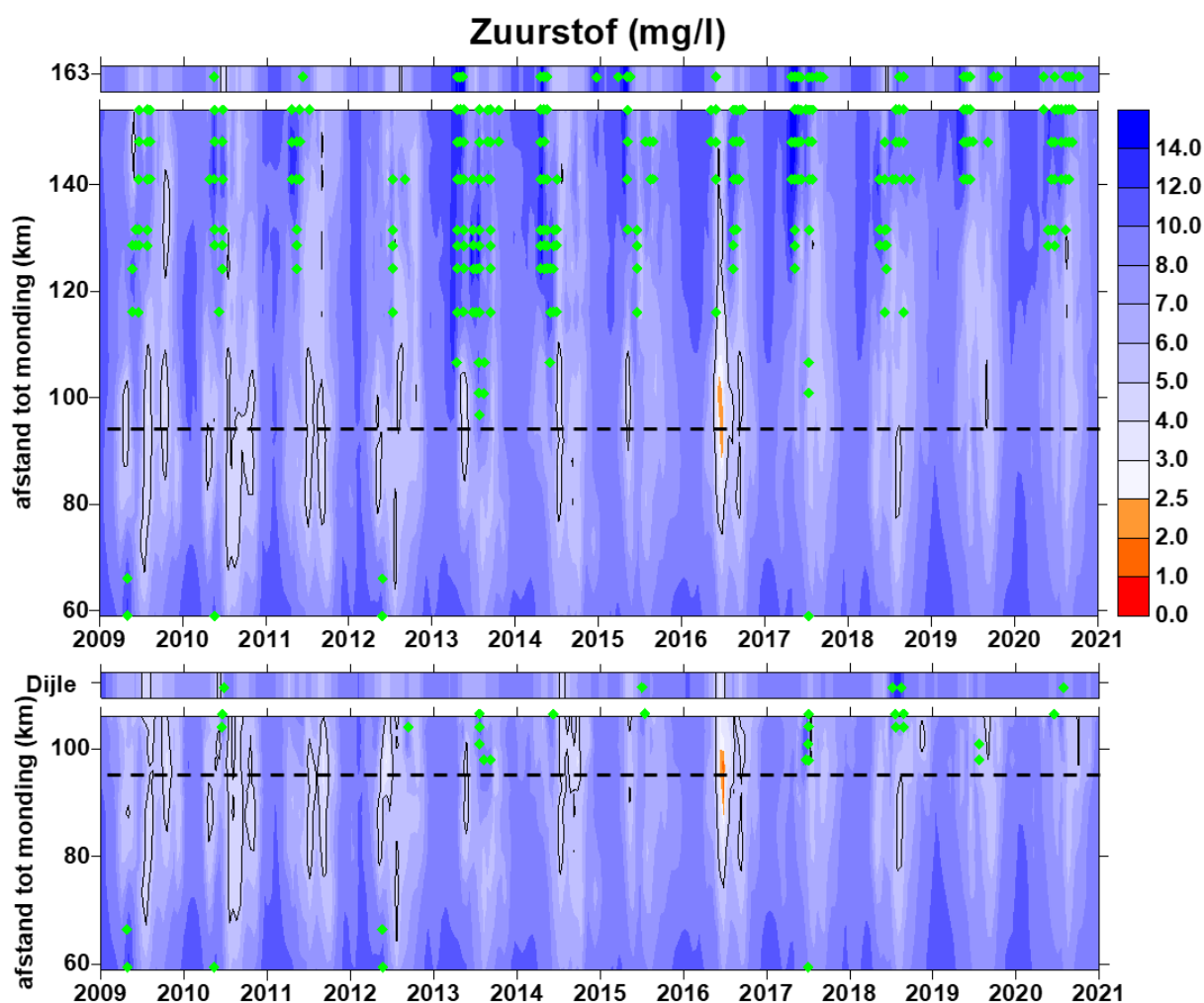
De totale zuurstofvraag, die in de periode 1996-2009 in de zoete Zeeschelde significant daalde in de zomer, vertoont bijgevolg sinds 2009 geen significante trend meer in het estuarium. In de Bovenschelde is er wel nog sprake van een beperkte maar significante daling in de zomer.



**Figuur 4.4 Gemiddelde jaarlijkse biochemische zuurstofvraag (BOD), opgesplitst in zuurstofvraag voor nitrificatie (NOD) en zuurstofvraag voor koolstofmineralisatie (CBOD), bij watertemperaturen boven 15°C.**

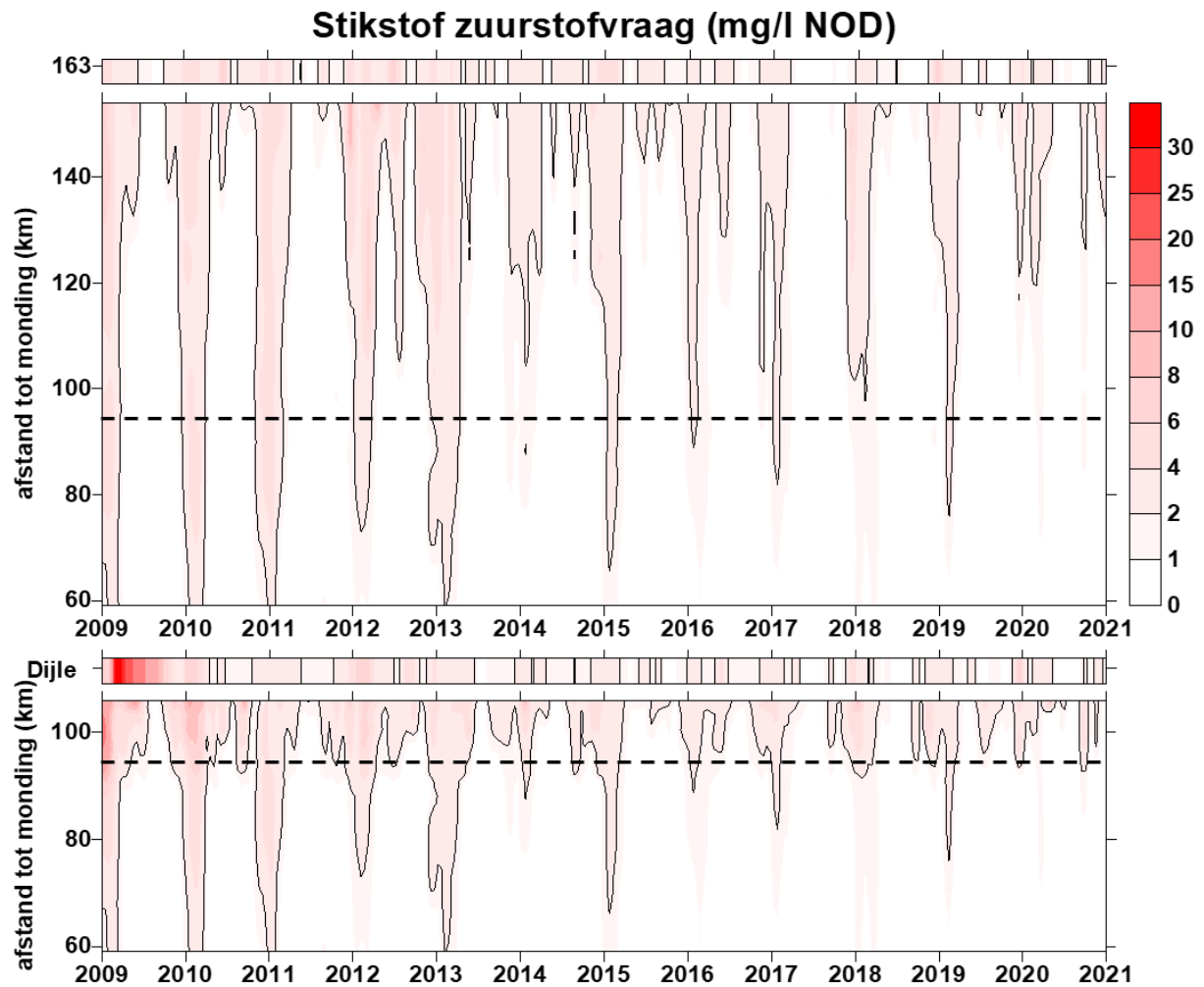
## Zoete zones 2009-2020

Lage zuurstofconcentraties waren voor 2009 meestal rechtstreeks te linken aan de hoge zuurstofvraag in de zomer. De voorbije 10 jaar gaat dit niet meer op. NOD is gans de zomer laag (Figuur 4.6). Enkel in de koudere maanden overschrijdt NOD het EMSE criterium, maar door de lage temperaturen en dus beperkte bacteriële activiteit, veroorzaakt dit geen sterke zuurstofvraag en daling van de zuurstofconcentratie in het estuarium. Deze kennen net in de winter de hoogste waarden (Figuur 4.5).



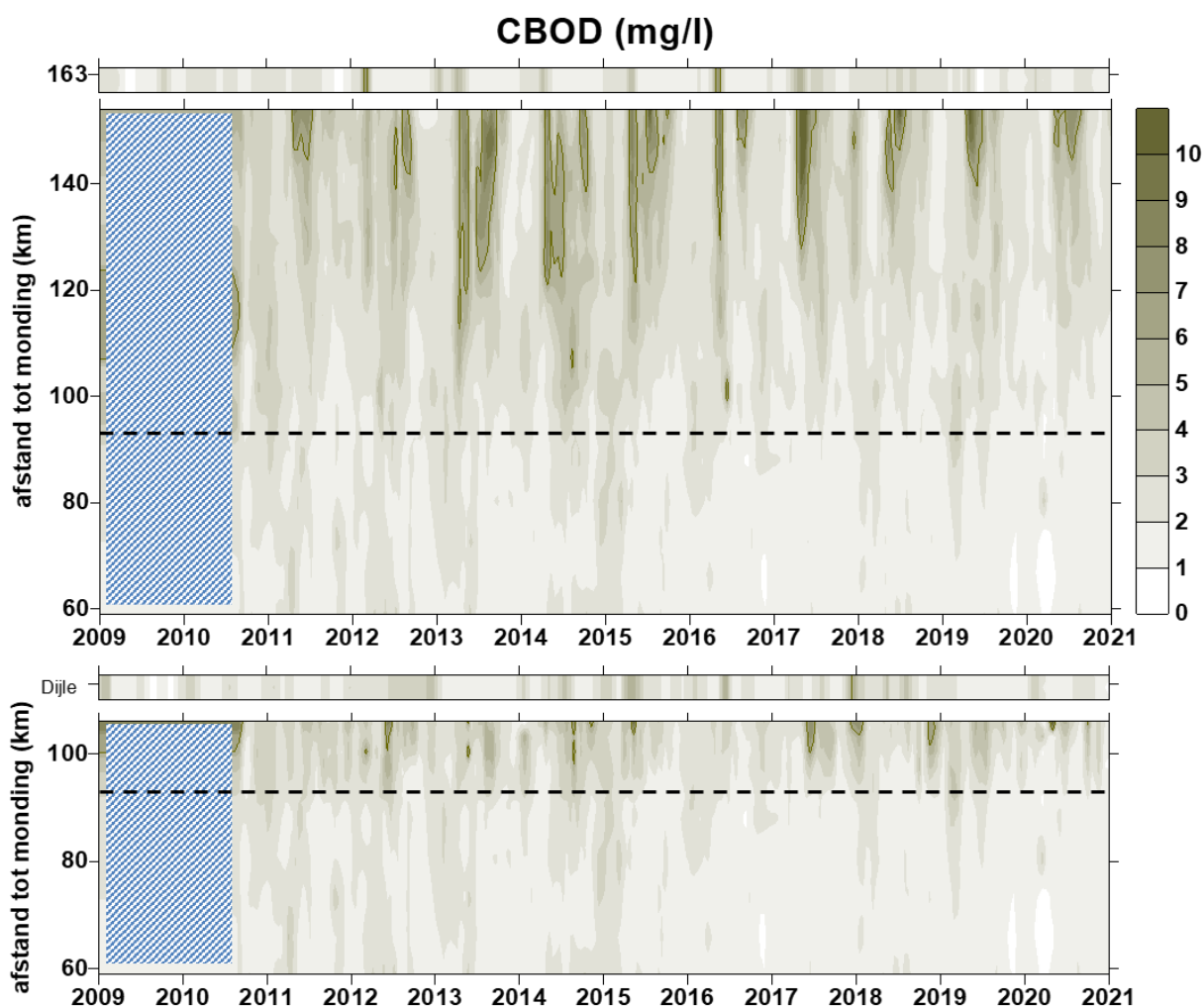
**Figuur 4.5** Surface plot voor opgeloste zuurstof. De bovenste plot toont Beneden- en Boven-Zeeschelde. De onderste plot gaat vanuit de Beneden-Zeeschelde de Rupel en tijgebonden Dijle op. De streeplijn geeft in beide plots de Rupelmonding weer. De balk boven de bovenste plot toont de opwaartse boundary Bovenschelde (km 163); de balk boven de Rupel plot toont de opwaartse boundary Dijle (tijonafhankelijk). Groene stippen duiden op zuurstof oververzadiging, de zwarte contouren markeren zones waar zuurstof onder de EMSE criterium duikt.

De CBOD daarentegen overschrijdt wel in de zomer geregeld het EMSE criterium (6 mg/l) in de meest opwaartse zone (Figuur 4.7), maar net dan worden de hoogste zuurstofwaarden geregistreerd. De overschrijding veroorzaakt duidelijk geen problemen. Een vergelijking van de CBOD plot met deze van chlorofyl a (zie hoofdstuk 6, Figuur 6.1), toont dat CBOD en chl a pieken mooi samenvallen. CBOD en chl a blijken sterk gecorreleerd in de Zeeschelde (Figuur 4.8 links). In de zomer bestaat de CBOD met andere woorden voor een groot deel uit (levende) algen, die in een CBOD metingen uiteraard zuurstof vragen bij afbraak. In het estuarium leiden ze echter niet onmiddellijk tot een grote zuurstofvraag en zuurstofproblemen.

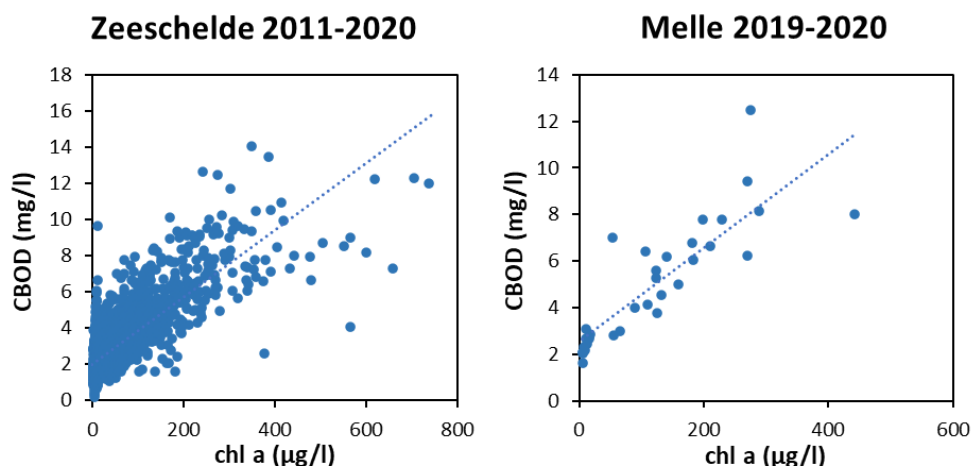


**Figuur 4.6** Surface plot voor NOD. De bovenste plot toont Beneden- en Boven-Zeeschelde. De onderste plot gaat vanuit de Beneden-Zeeschelde de Rupel en tijgebonden Dijle op. De streeplijn geeft in beide plots de Rupelmonding weer. De balk boven de bovenste plot toont de opwaartse boundary Boven-schelde (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 Figuur 4.8 rechts worden enkel de data voor Melle van de laatste 2 jaar geplot. Uit het snijpunt met de y-as van de regressielijn, kunnen we de CBOD-concentratie te Melle afleiden wanneer chlorofyl a naar nul gaat. Door de snijpunten met de y-as van de regressielijnen in een verschuivend venster van 20 datakoppels (CBOD, chl a) voor het station Melle te plotten in de tijd, krijgen we een beeld van de evolutie van de koolstofzuurstofvraag zonder de bijdrage van algen aan die CBOD. Die CBOD, zonder de bijdrage van algen, vertoont een significant dalende trend te Melle, en blijft ruim onder het EMSE criterium (6 mg/l). In midden 2020 maakt de zuurstofvraag wel terug een sprong omhoog: dit is wellicht het gevolg van het incident met bietenpulp in Noord Frankrijk, eerder dat jaar.

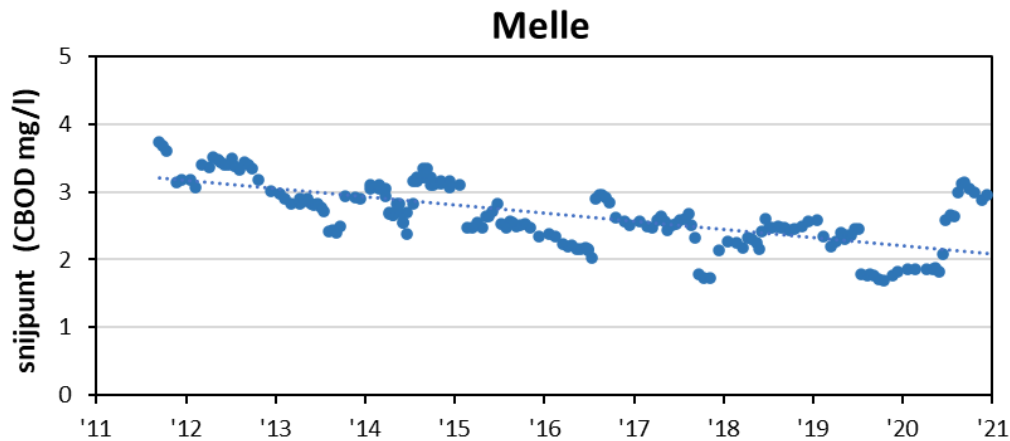


**Figuur 4.7** Surface plot voor CBOD. De bovenste plot toont Beneden- en Boven-Zeeschelde. De onderste plot gaat vanuit de Beneden-Zeeschelde de Rupel en tijgebonden Dijle op. De streeplijn geeft in beide plots de Rupelmonding weer. De balk boven de bovenste plot toont de opwaartse boundary Bovenschelde (km 163); de balk boven de Rupel plot toont de opwaartse boundary Dijle (tijonafhankelijk). De bruine contourlijnen duiden de grens van 6mg/l aan (EMSE criterium CBOD).



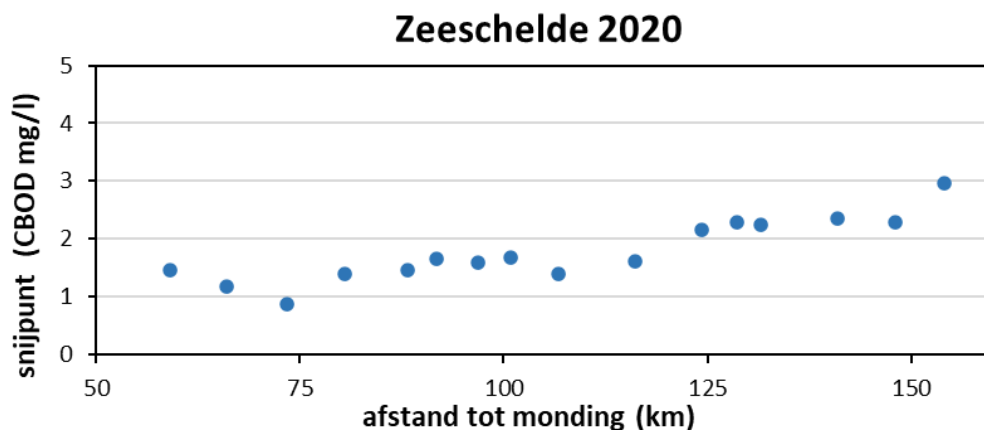
**Figuur 4.8** scatterplot van CBOD en chlorofyl a voor de gehele Zeeschelde, periode 2011-2020 (links) en voor Melle, periode 2019-2020.





**Figuur 4.9** Snijpunt met de y-as van de regressielijnen in een verschuivend venster van 20 datakoppels (CBOD, chl a) voor het station Melle, in de tijd.

In Figuur 4.10 worden worden de snijpunten met de y-as van de regressielijnen van de 20 meeste recente datakoppels (CBOD, chl a) voor alle stations langs de Zeeschelde geplot in functie van de afstand tot de monding. Dit toont hoe de zuurstofvraag, zonder de bijdrage van algen aan de CBOD, daalt van het meest opwaartse station (Melle) tot ca Lippenbroek (km 107), waarna de zuurstofvraag ongeveer constant blijft.

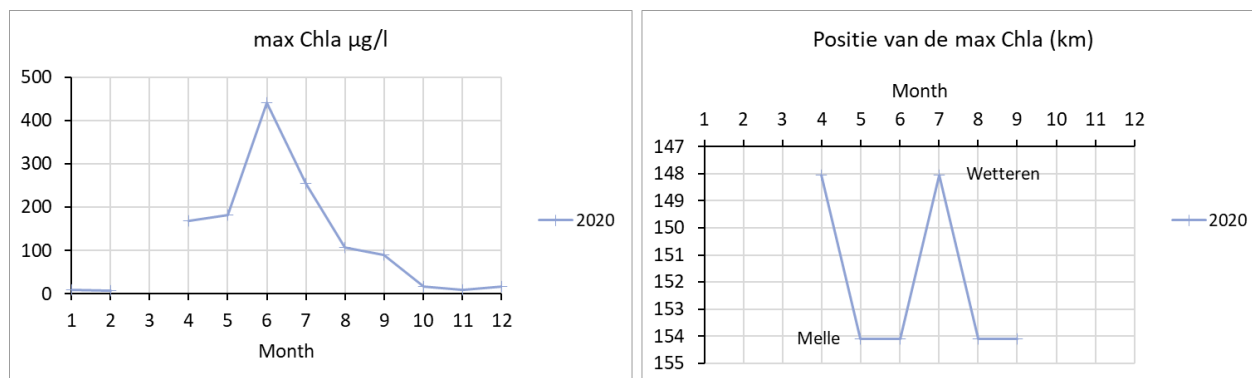


**Figuur 4.10** Snijpunt met de y-as van de regressielijnen van 20 datakoppels (CBOD, chl a) voor alle stations langs de Zeeschelde.

## 4.2 Koolstofdynamiek 2019

### 4.2.1 Inleiding

De koolstof dynamiek in 2020 wordt vooral bepaald door fytoplanktongroei en de zwevende stof dynamiek. Kenmerkend voor de laatste 5 jaar, is dat de hoogste fytoplankton biomassa's enkel in de lente en begin van de zomer (april, mei, juni en juli) waargenomen worden, en uitsluitend in het meest stroomopwaarts gedeelte van het estuarium, bij Melle/Wetteren (Figuur 6.3, zie hoofdstuk 6). 2020 vormt hierop geen uitzondering (Figuur 4.11). Later in de zomer is er wel nog een kleinere bloei mogelijk, maar nog steeds uiterst stroomopwaarts.



**Figuur 4.11 Maximum chlorofyl a (in µg/l) per maand in het estuarium en positie van de bloeipiek (in km van de monding)**

Ook aan de monding van de Dender en de Bovenschelde, die gekenmerkt worden door een veel lagere turbiditeit, wordt er een sterke phytoplankton bloei waargenomen, vooral in de Dender met tot 450 µg/l chl a in mei.

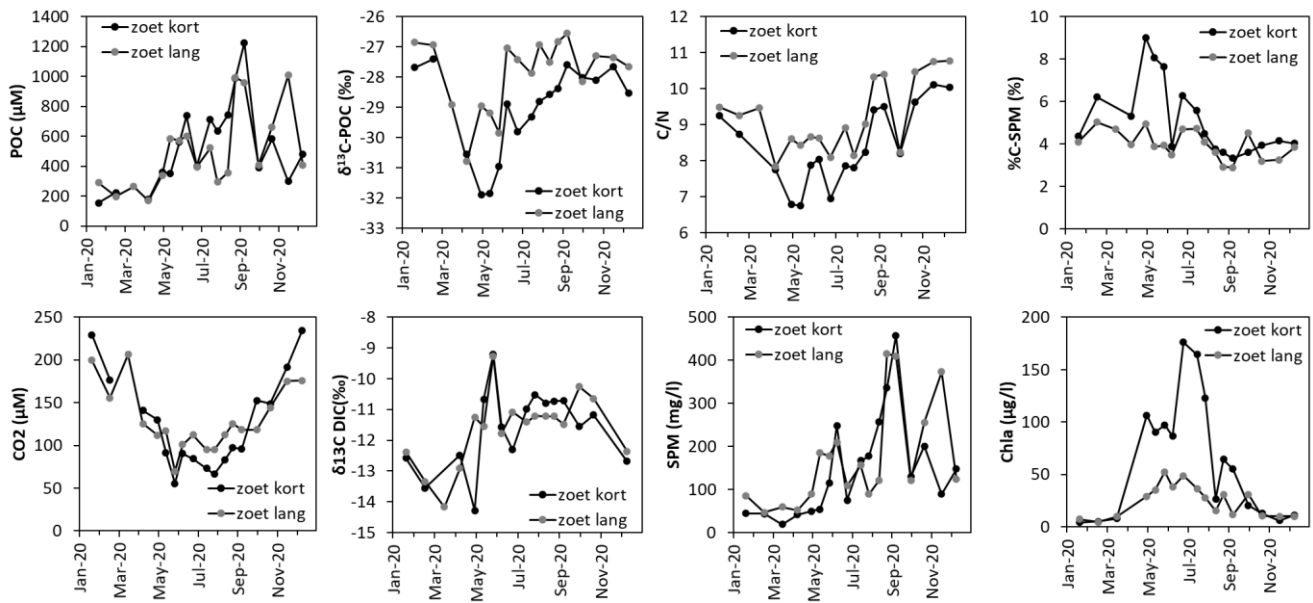
Daarom spitst de analyse van de koolstofdynamiek zich, zoals vorig jaar, vooral toe op de zoete zones, met in het bijzonder de zoete zone met korte verblijftijd (tussen Melle en St Onolf) met de Bovenschelde en Dender ter vergelijking.

## 4.2.2 Zoete zones

In het zoetwater deel van het estuarium is de particuliere organische koolstof (POC) laag in de winter en begint te stijgen vanaf april (Figuur 4.12). De POC blijft dan vrij hoog gedurende de lente-zomer en zelfs een deel van de herfstperiode. Vanaf oktober daalt de concentratie, met wel nog een piek in november in de zoete zone met lange verblijftijd. De POC-profielen zijn zeer gelijkaardig met de zwevende stoffen profielen (SPM).

In 2020 werd een brede en lange fytoplanktonbloei waargenomen (zie ook hoofdstuk 6), die eind juni een maximum bereikt in de zoete zone met korte verblijftijd. Deze gaat gepaard met lage (lichte)  $\delta^{13}\text{C}$ -POC, lage C/N-ratio en hoge %C-SPM, lage  $\text{CO}_2$  en een hoge (zwaardere)  $\delta^{13}\text{C}$ -DIC (opgeloste anorganische koolstof). Dit alles typeert het dominant effect van een actieve fytoplankton bloei.

In de zoete zone met lange verblijftijd is de fytoplankton piek al veel kleiner met een maximum in augustus. De SPM waarden liggen er hoger, zowel in de lente als in de zomer, en de invloed van allochtoon organisch materiaal veel belangrijker, wat blijkt uit de hogere  $\delta^{13}\text{C}$ -POC en C/N en lagere %C-POC.



**Figuur 4.12** Gemiddelde particeair organisch koolstof (POC),  $\delta^{13}\text{C}$ -POC, C/N-verhouding (C/N) en percentage organisch koolstof in het suspensie materiaal (%C-SPM),  $\text{CO}_2$  concentratie,  $\delta^{13}\text{C}$  in het opgelost anorganisch koolstof ( $\delta^{13}\text{C}$ -DIC), zwevende stoffen (SPM) en chlorofyl a (Chla) in de zoetwater zones met korte en lange residentie tijden in 2020

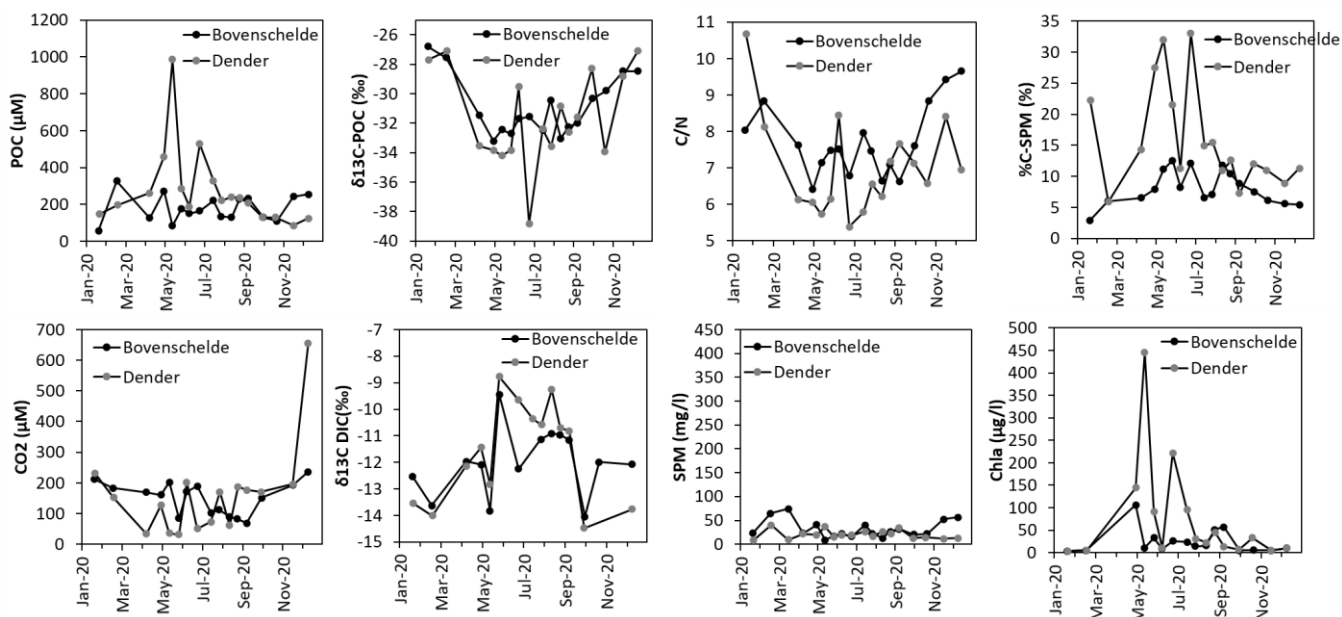
### 4.2.3 Oligohaliene en gradiënt zone

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

### 4.2.4 Dender en Bovenschelde

De profielen in de Dender en Bovenschelde vertonen gelijkaardige seizoenen variaties met een duidelijk effect van de fytoplanktonbloei op de meeste koolstof parameters (Figuur 4.13). Een belangrijk verschil is dat de POC-dynamiek sterk verschilt van deze van SPM en dat bloeiperiodes gekenmerkt worden door een opeenvolging van scherpe hoge pieken in de Dender. De continue zuurstofdata kennen eveneens een opvolging van oververzadiging tijdens bloei, meteen gevolgd door ernstige zuurstof tekorten. De Dender vertoont hier duidelijk de typische effecten van eutrofiëring.

In de Bovenschelde is de bloei dan weer veel kleiner en zijn schommelingen minder groot. Dit is ook zo bij zuurstof (continue data), waar jaarrond een goede kwaliteit wordt behaald, met uitzondering van de kalamiteit met bietenpulp in het voorjaar (zie 4.1 Zuurstof).



**Figuur 4.13** Gemiddelde particulier organisch koolstof (POC),  $\delta^{13}\text{C}$ -POC, C/N-verhouding (C/N) en percentage organisch koolstof in het suspensie materiaal (%C-SPM),  $\text{CO}_2$  concentratie,  $\delta^{13}\text{C}$  in het opgelost anorganisch koolstof ( $\delta^{13}\text{C}$ -DIC), zwevende stoffen (SPM) en chlorofyl a (Chla) aan de monding van de Dender en Bovenschelde in 2020.

## 4.2.5 Evolutie van de jaarlijkse $\text{CO}_2$ uitstoot in de Schelde

De uitwisseling van  $\text{CO}_2$  gas tussen het Schelde-estuarium en de atmosfeer kan berekend worden uit het verschil tussen partiële  $\text{CO}_2$  druk in het water ( $p\text{CO}_{2w}$ ) en in de atmosfeer ( $p\text{CO}_{2a}$ ). Water  $p\text{CO}_2$  wordt berekend uit gemeten alkaliniteit, temperatuur en saliniteit (zie 2. Materialen en Methoden) terwijl  $p\text{CO}_2$  in de atmosfeer wereldwijd gemonitord wordt (<https://www.co2.earth/>).

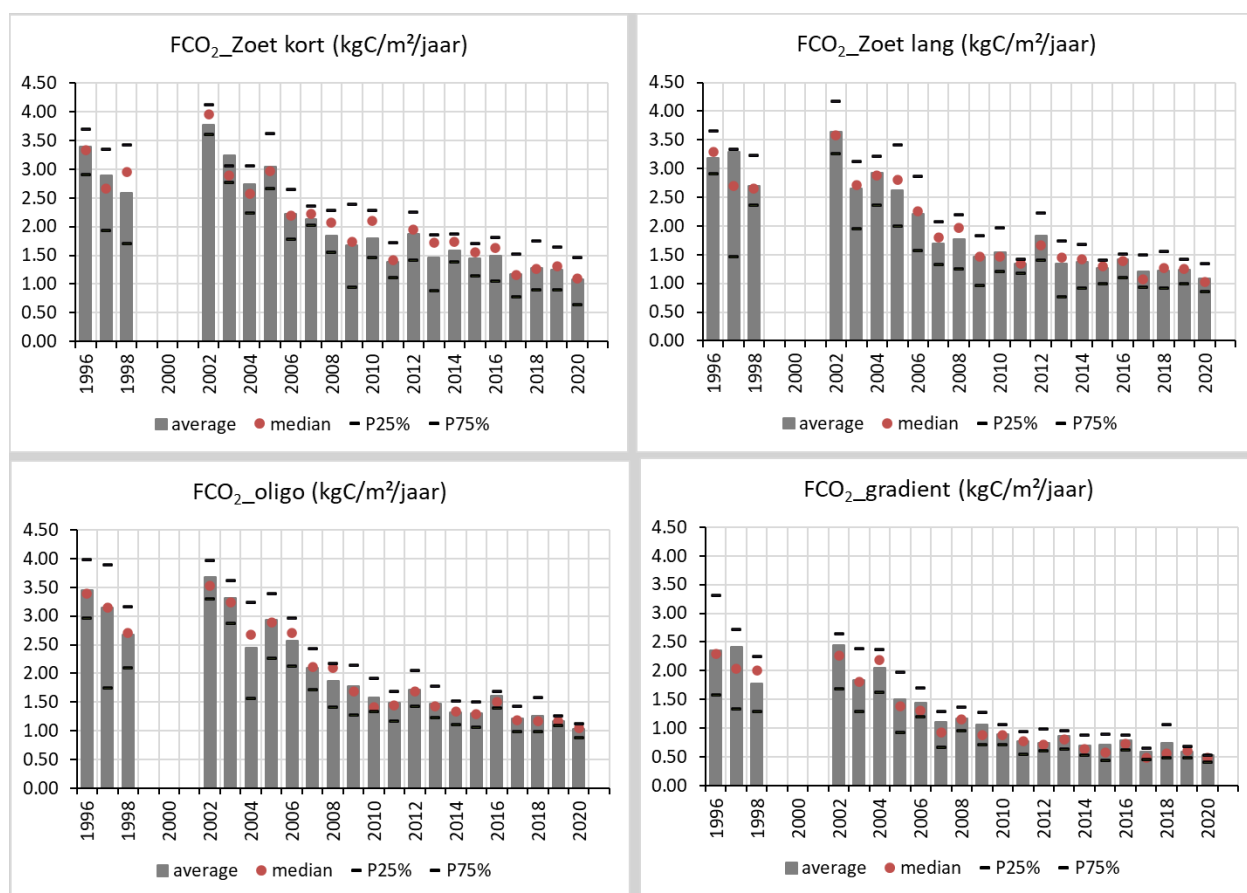
$$\text{FCO}_2 = K \cdot K_{\text{CO}_2} \cdot \Delta p\text{CO}_2$$

met:  $K$  = gas transfer snelheid (m/s)  
 $K_{\text{CO}_2}$  = solubiliteit's coëfficiënt (mol/m<sup>3</sup>/atm)  
 $\Delta p\text{CO}_2$  =  $p\text{CO}_{2w}$  -  $p\text{CO}_{2a}$

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

In de Schelde is de  $\text{CO}_2$  partiële druk in het water steeds hoger dan in de atmosfeer waardoor het estuarium steeds een bron is van  $\text{CO}_2$ .

De gemiddelde jaarlijkse  $\text{CO}_2$  uitstoot ( $\text{FCO}_2$ ) werd berekend voor de 4 zones van de Zeeschelde (Figuur 4.14). Voor alle zones zien we een duidelijke en gelijkaardige dalende trend van de  $\text{CO}_2$  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. Deze komen overheen met de dalende vrachten van afbreekbaar organisch koolstof (zuurstofvraag voor koolstofmineralisatie - CBOD) waardoor  $\text{CO}_2$  productie bij de mineralisatie van organisch materiaal sterk gedaald is in het estuarium. Ook zien we dat per vierkante meter, de uitstoot lager is in de gradiënt zone dan elders. Dit wordt vooral verklaard doordat het afbreekbaar organisch materiaal al grotendeels gemineraliseerd werd in de opwaartse zones, en ook door de verdunning van de overblijvende CBOD-vrachten in het grotere watervolume van de afwaartse zones.

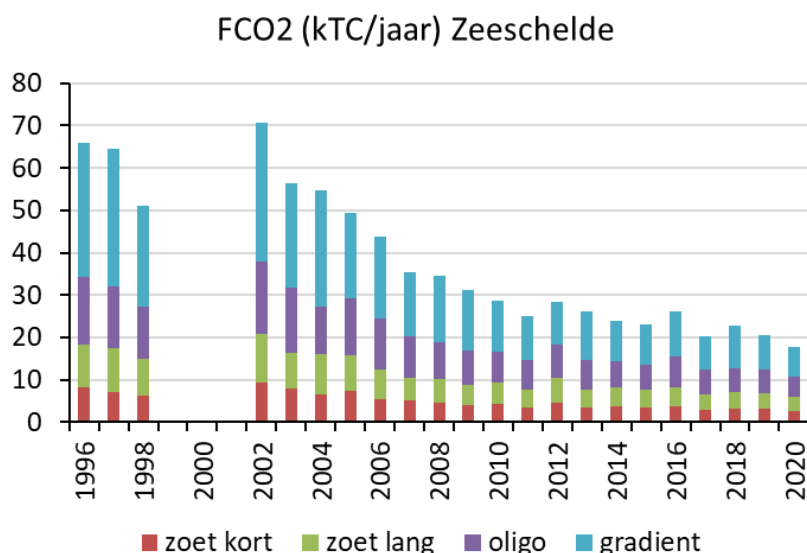


**Figuur 4.14** Jaarlijkse relatieve CO<sub>2</sub> uitstoot (FCO<sub>2</sub> in kgC/m<sup>2</sup>/jaar) van Schelde water naar de atmosfeer in de 4 zones van het estuarium.

Wanneer we deze relatieve FCO<sub>2</sub> waarden vermenigvuldigen met de gemiddelde waterspiegeloppervlakte van elke zone (Tabel 4.2), kunnen we ook de absolute CO<sub>2</sub> uitstoot van de Schelde berekenen, per zone, en voor de gehele Zeeschelde (Figuur 4.15). De totale uitstoot daalt al verschillende jaren. 2020 kent de laagste uitstoot sinds de start van de metingen in 1996: minder dan 20,000 ton koolstof per jaar. In de jaren 1990 bedroeg dit nog 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 4.2** Gemiddelde waterspiegeloppervlakte voor de 4 zones van de Zeeschelde

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 4.15 Jaarlijkse CO<sub>2</sub> uitstoot (FCO<sub>2</sub> in kTC/jaar) van de hele Zeeschelde naar de atmosfeer.

## 4.3 Nutriënten

In de Evaluatiemethodiek wordt de toetsparameter nutriënten beoordeeld aan de hand van volgende rekenparameters (Tabel 4.3):

Tabel 4.3 Rekenparameters voor de toetsparameter Nutriënten, volgens de Evaluatiemethodiek Schelde-estuarium

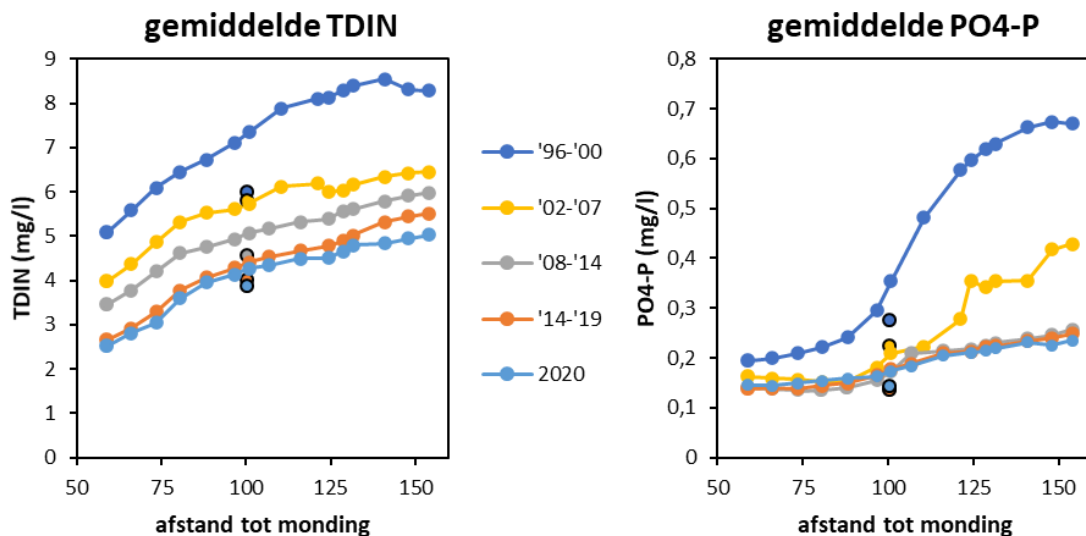
Rekenparameter	Beoordeling Zeeschelde
NOD	maximum 2mg/l, te bepalen in elk Scheldecompartment
CBOD	maximum 6 mg/l niet overschrijden, te bepalen in elk Scheldecompartment
TDIN	mag niet stijgen ten opzichte van de gemiddelde concentratie van de voorbije 6 jaar, te bepalen in elke Scheldezone
Fosfaat	mag 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 bepaald 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 vorige paragrafen reeds besproken en worden daarom niet herhaald. Wel wordt de evaluatie mee opgenomen in de eindtabel (Tabel 4.4). Dit hoofdstuk legt de focus op stikstof, fosfor en silicium.

### 4.3.1 Stikstof

#### Langetermijntrend

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 houden de 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 maximale 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 2020 zet die daling zich nog steeds voort in de Zeeschelde en Rupel (Figuur 4.16; Tabel 4.4). De TDIN concentratie in de Rupel ligt overigens lager dan de concentratie in de oligohaliene zone waarin de Rupel uitmondt in de Zeeschelde.



**Figuur 4.16** Jaargemiddelde 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 omlijnde bollen geven voor de Rupel de concentraties te Boom weer.

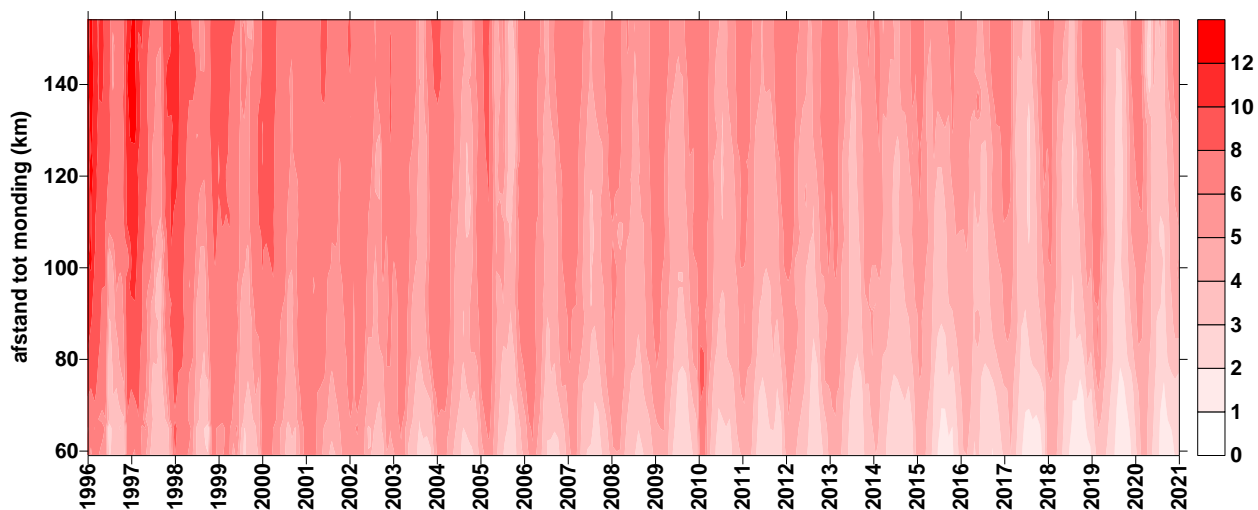
Uit Figuur 4.16 valt reeds af te leiden dat de grootste daling voor TDIN zich afspeelde eind jaren '90, en het meest uitgesproken in de zoete zones. TDIN kent nog steeds een duidelijk seizoenaal patroon (Figuur 4.17). Ondanks de grotere verdunning kent de winter steeds de hoogste TDIN waarden. De minima volgen in de zomer: opname door algen, maar wellicht vooral bacteriële processen onttrekken veel stikstof uit het water.

Het meest opvallende is het quasi verdwijnen van ammonium in de zomermaanden door nitrificatie (Figuur 4.18). Door de sterke toename van het zuurstofgehalte, kon dit aerobe proces veel vlotter doorgaan en werd nagenoeg alle  $\text{NH}_4^+$  omgezet in  $\text{NO}_3^-$ . Nitraat vertoonde aanvankelijk dan ook geen



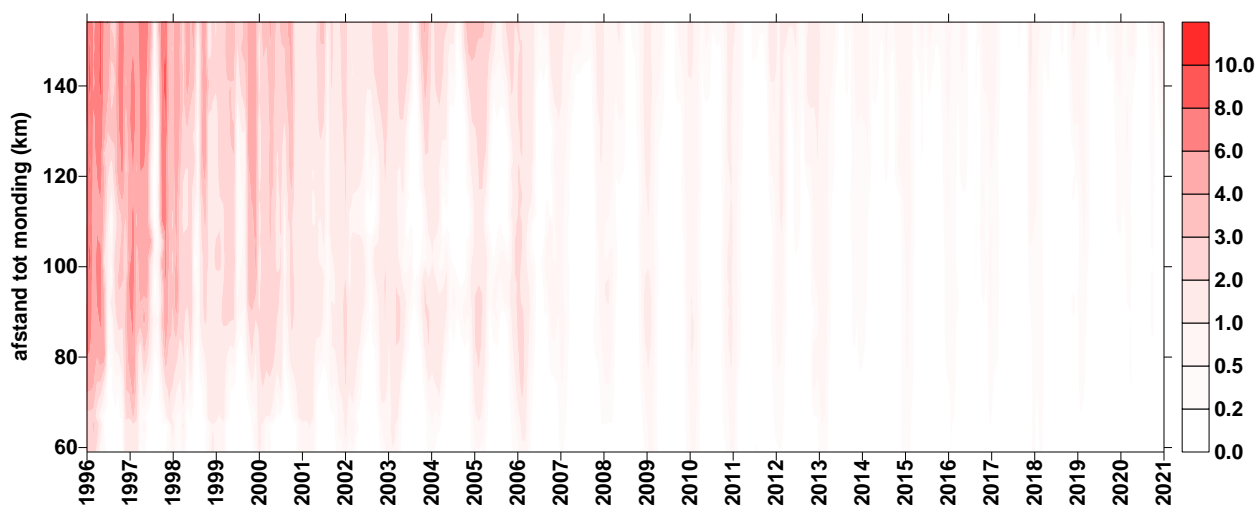
daling, maar de laatste jaren daalt ook  $\text{NO}_3^-$ , mede door de gedaalde imput uit het bekken (figuren in bijlage). De daling van ammonium werd reeds uitvoerig besproken in vorige OMES rapportages. Deze rapportage legt de focus op de voorbije 10 jaar: de periode na 2009.

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



Figuur 4.17 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 $\text{NH}_4\text{-N}$ )

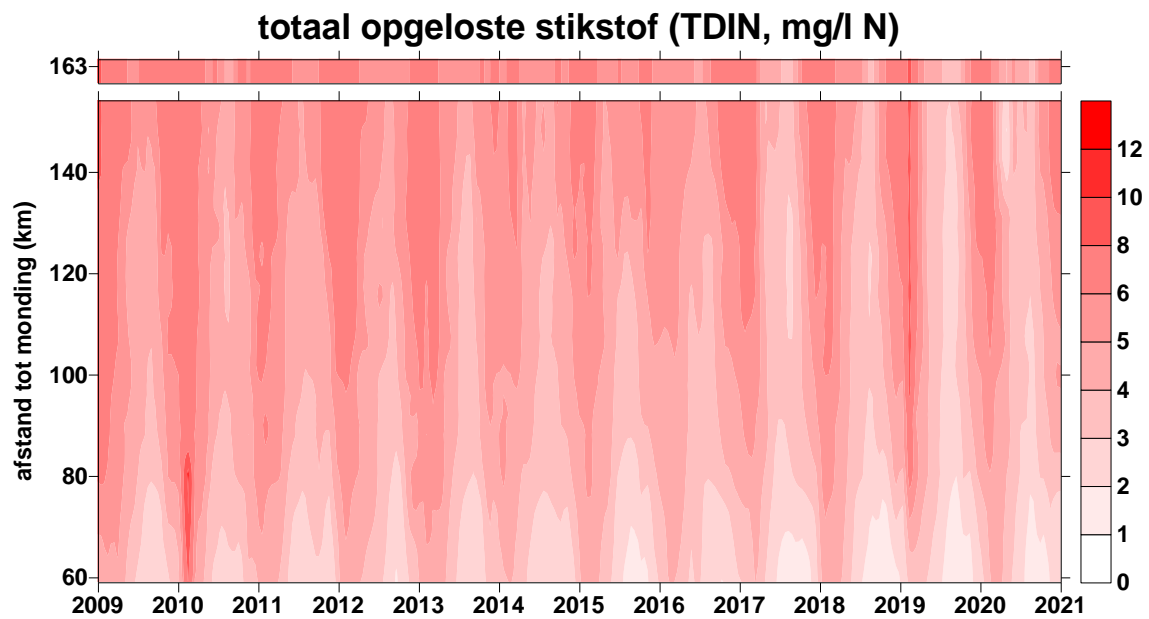


Figuur 4.18 Surface plot voor ammonium

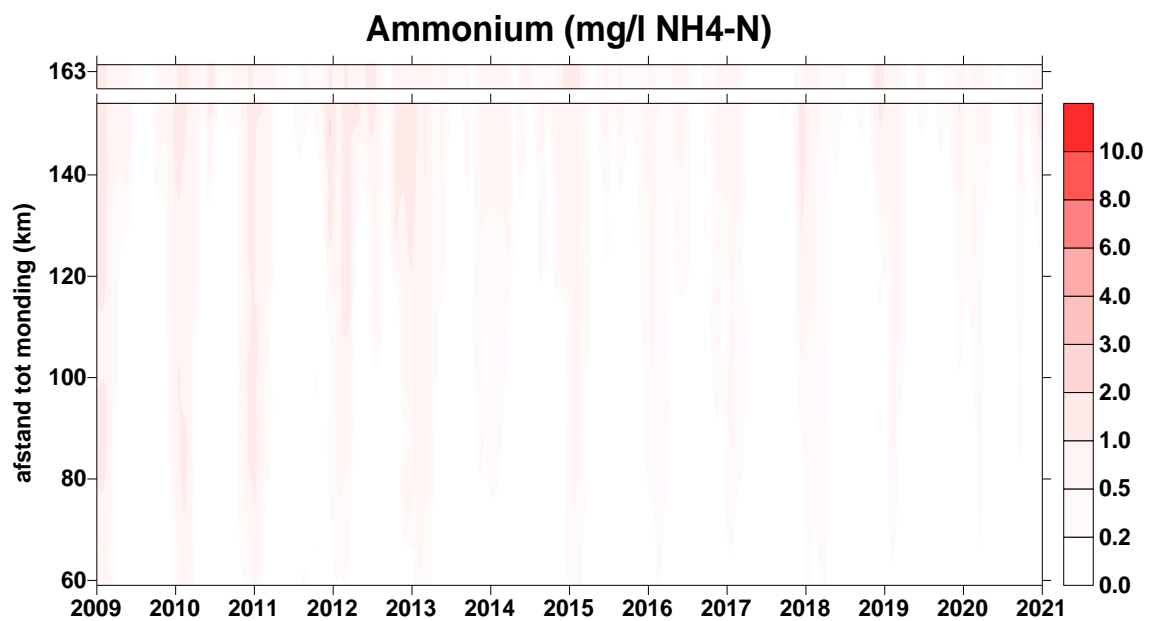
### Periode 2009-2020

Vanaf 2009 zien we TDIN nog steeds verder dalen, zij het beperkt (Figuur 4.19). Ook voor 2020 valt er een daling op te tekenen, waardoor voor TDIN een positieve evaluatie volgt. De daling lijkt vooral een gevolg van de dalende input vanuit de Bovenschelde, zowel voor ammonium als nitraat (Figuur 4.20; Figuur 4.21). Ze lijkt minder het gevolg van veranderende interne verwerking in de Zeeschelde.

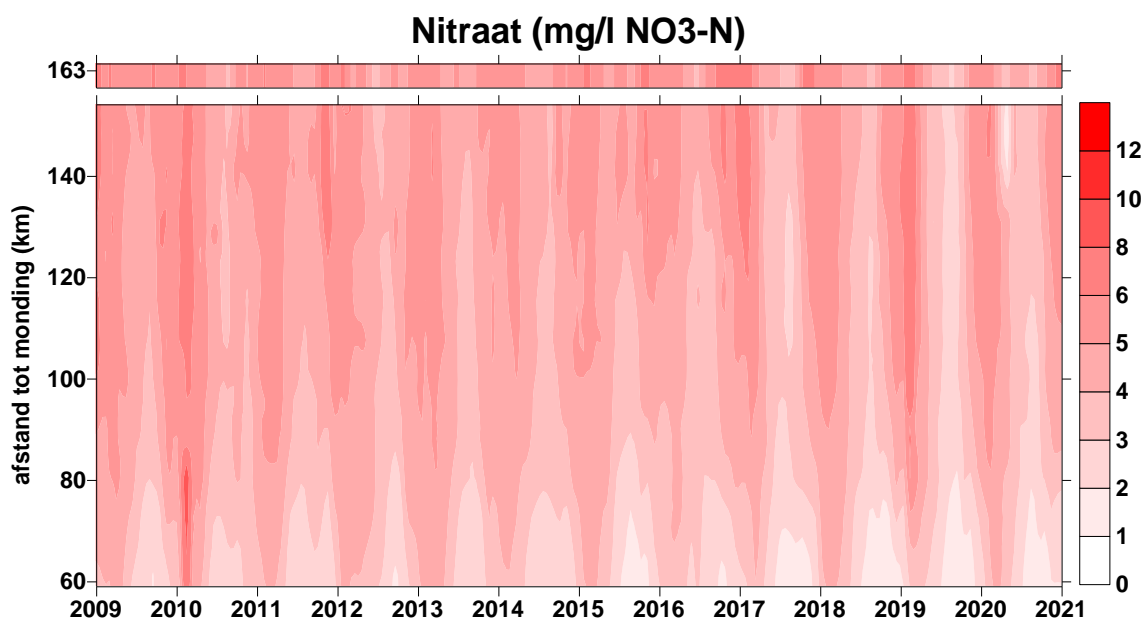
Nitriet neemt ook langzaam af, maar overschrijdt nog wel de norm in de zoete zones (Figuur 4.22). De eveneens schadelijke stikstofvorm ammoniak daarentegen komt de voorbije 10 jaar nauwelijks meer voor, waardoor ook voor 2020 voldaan wordt aan het EMSE criterium voor  $\text{NH}_3$ .



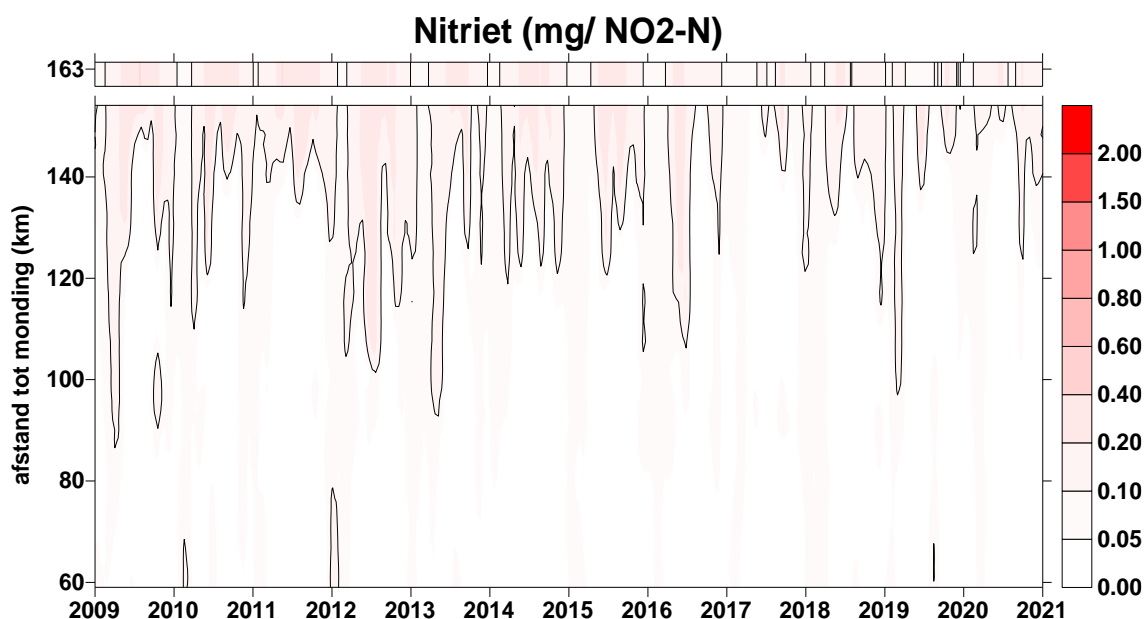
Figuur 4.19 Surface plot voor totaal anorganische stikstof (TDIN =  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  +  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  +  $\text{NO}_2^-\text{-N}$ ). De bar bovenaan geeft de concentratie in de opwaartse boundary Bovenschelde (km 163) weer.



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



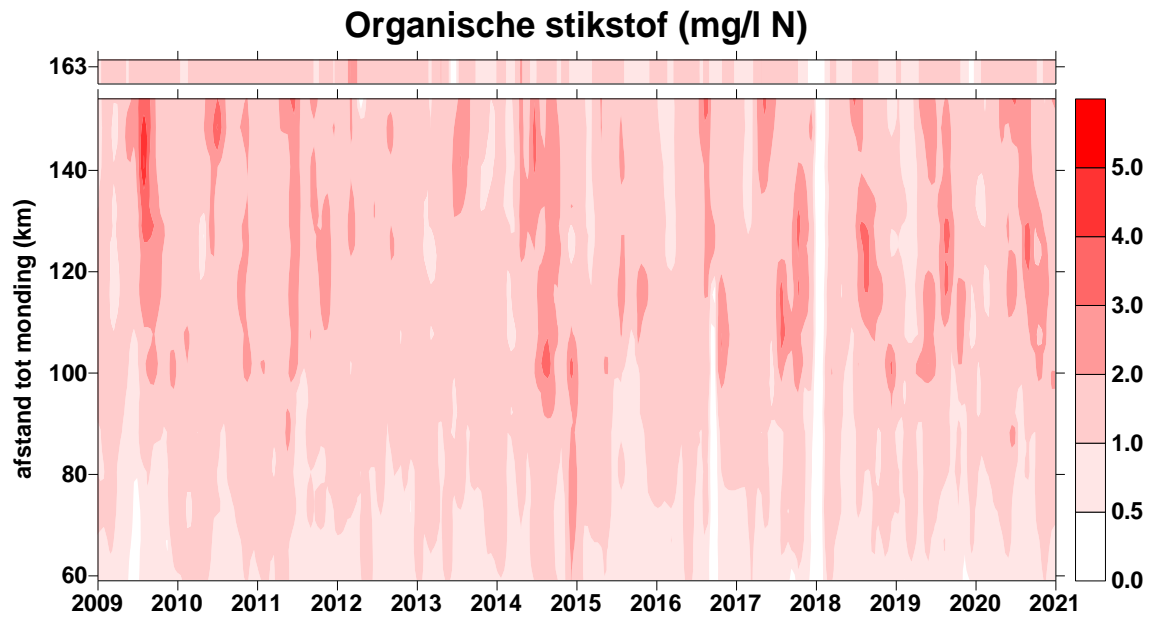
**Figuur 4.21** Surface plot voor nitraatstikstof. De bar bovenaan geeft de concentratie in de opwaartse boundary Bovenschelde (km 163) weer.



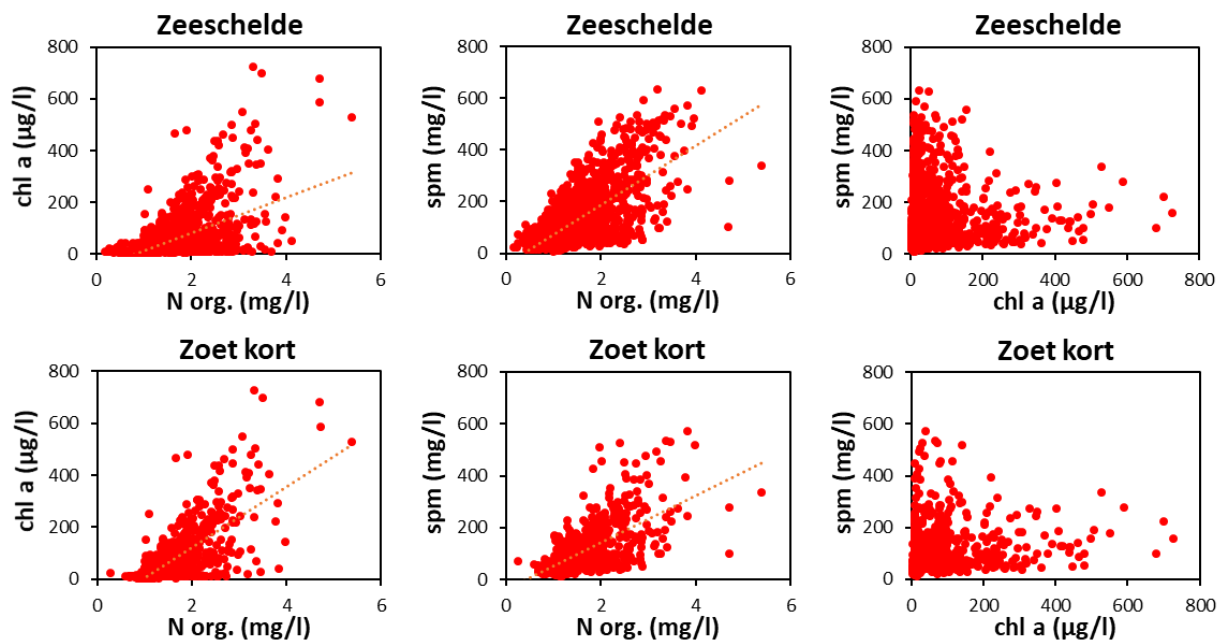
**Figuur 4.22** Surface plot voor nitriet, met in zwart de 0.1 mg/l grens. De bar bovenaan geeft de concentratie in de opwaartse boundary Bovenschelde (km 163) weer.

Hoewel de concentratie organische stikstof (org N = Kjeldahl-N – NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N) de voorbije 10 jaar lijkt te dalen in de Bovenschelde, vertoont deze geen duidelijke trend in het estuarium (Figuur 4.23). Wel lijkt er een zekere seizoensaliteit aanwezig, met doorgaans maxima in de zomer in de zoete zones. Dit patroon vertoont veel gelijkens met het zwevende stof patroon (zie hoofdstuk 5), beide zijn duidelijk gecorreleerd in de Zeeschelde ( $r = 0,66$ ;  $p < 0,01$ ). Org N is ook gecorreleerd met chl a, zij het wel minder sterk ( $r = 0,58$ ;  $p < 0,01$ ). Zwevende stof en chl a zijn echter niet gecorreleerd.

Beschouwen we enkel de zoete zone met korte verblijftijd, dit is de zone met de sterkste algenbloei, dan is Org N sterker gecorreleerd met chl a ( $r = 0,70$ ;  $p > 0,01$ ) dan met SPM ( $r = 0,65$ ;  $p < 0,01$ ).



Figuur 4.23 Surface plot voor organische stikstof. De bar bovenaan geeft de concentratie in de opwaartse boundary Bovenschelde (km 163) weer.



Figuur 4.24 Correlatie tussen organische stikstof (N org.) en chlorofyl a (chl a); N org. en zwevende stof (SPM) en chl a en SPM voor de periode 2009-2020 in de gehele Zeeschelde en de zoete zone met korte verblijftijd.

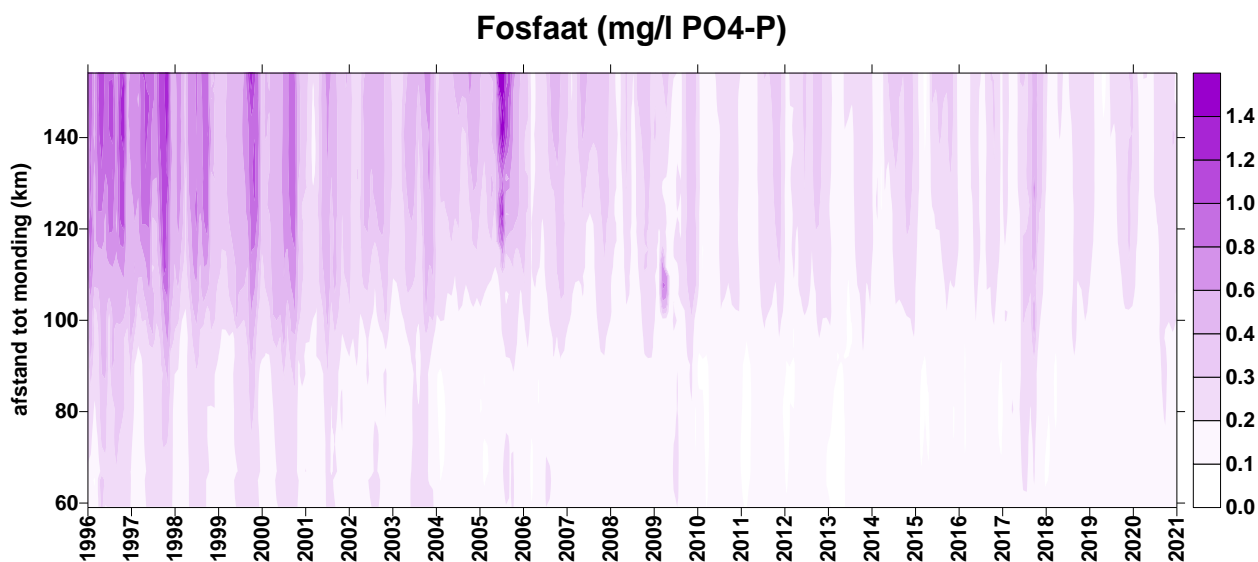
## 4.3.2 Fosfor

### Langetermijntrend

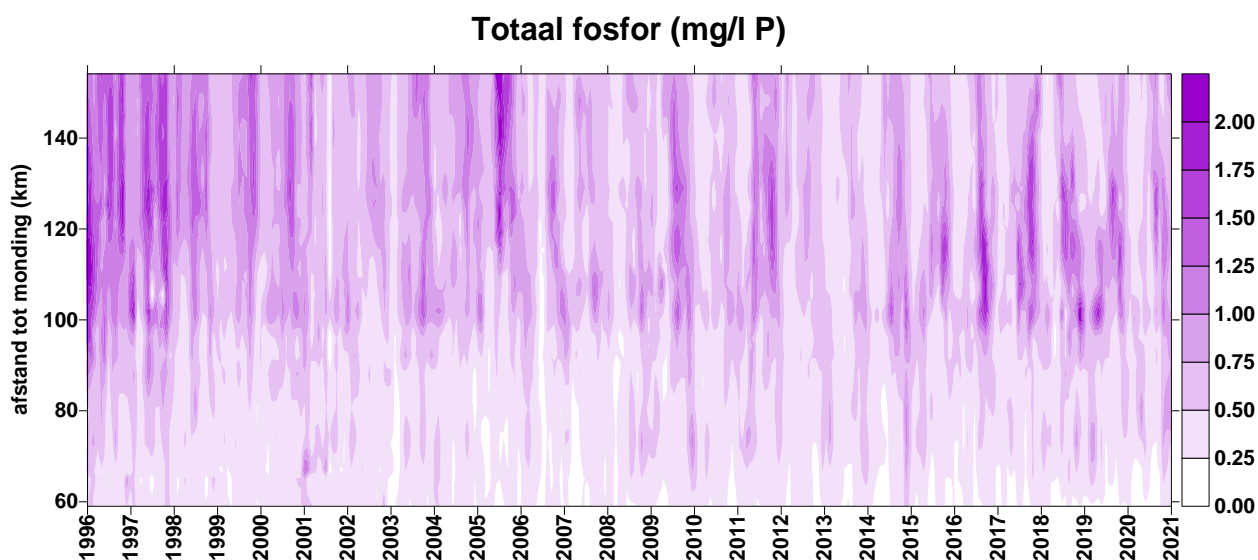
Hoewel minder abundant aanwezig dan stikstof, is ook fosfor doorgaans in te hoge concentratie aanwezig in het Scheldewater. De Evaluatiemethodiek stelde daarom dat de gemiddelde fosfaatconcentratie niet mag toenemen ten opzichte van het gemiddelde van de voorbije zes jaar. Uit Figuur 4.16 en Figuur 4.25

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. Sinds 2009 daalt fosfaat amper of niet (zie verder) en wordt bijgevolg niet voldaan aan het EMSE criterium.

Ook totaal fosfor kende een daling eind jaren '90 (Figuur 4.26), die voor een aanzienlijk deel verklaard wordt door de daling in fosfaat in die periode. De daling in totaal fosfor zet zich niet verder na 2009, maar neemt aan sommige meetpunten terug toe. Deze toename is gelinkt aan de trend in zwevende stof (zie verder).



Figuur 4.25 Surface plot voor fosfaat sinds 1996



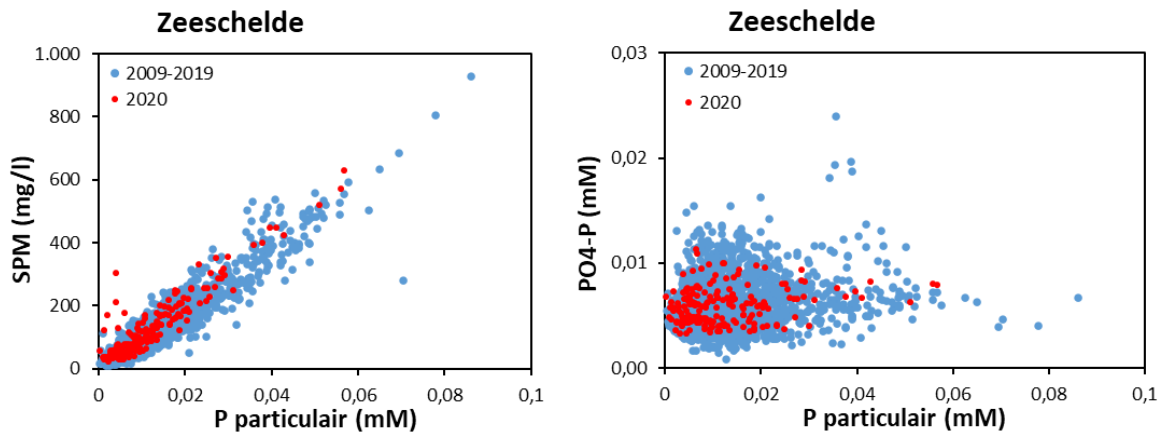
Figuur 4.26 Surface plot voor totaal fosfor sinds 1996

### Periode 2009-2020

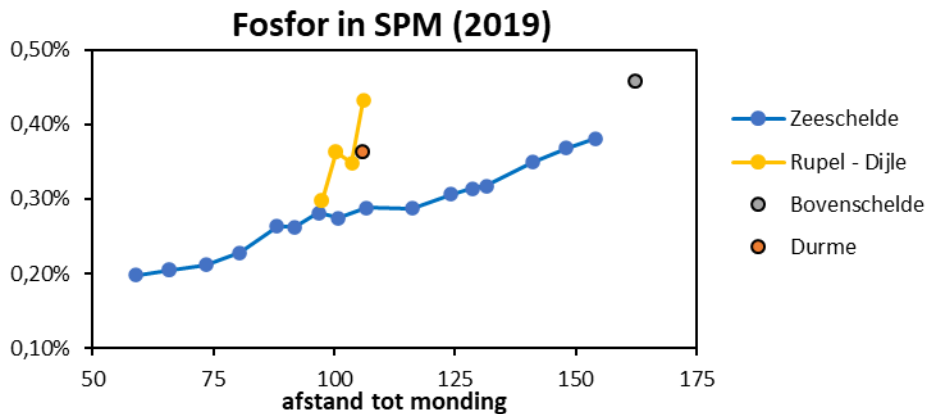
In deze rapportage ligt de focus op de trends vanaf 2009. Totaal fosfor is sinds 2009 terug toegenomen. De hoogste concentraties aan totaal fosfor komen in de zoete zones voor, met maxima in de zomer (Figuur 4.29). In de Beneden-Zeeschelde treffen we vooral in de winter verhoogde concentraties aan. De 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 4.27 links). Particulair 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 4.28). 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 het Rupelbekken. SPM in Rupel en Dijle kent een veel hoger P gehalte dat sterk afneemt richting Zeeschelde.

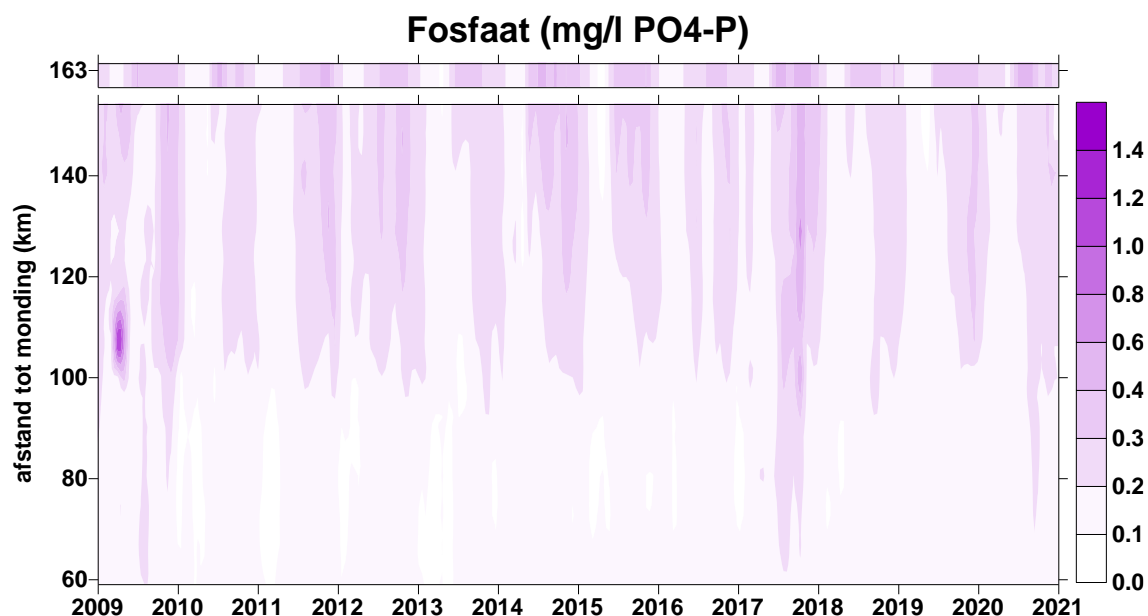


**Figuur 4.27** Correlatie tussen particulier fosfor (P particulier) en zwevende stof (SPM) en particulier fosfor en fosfaat ( $PO_4\text{-P}$ ) voor de periode 2009-2019 en voor 2020.

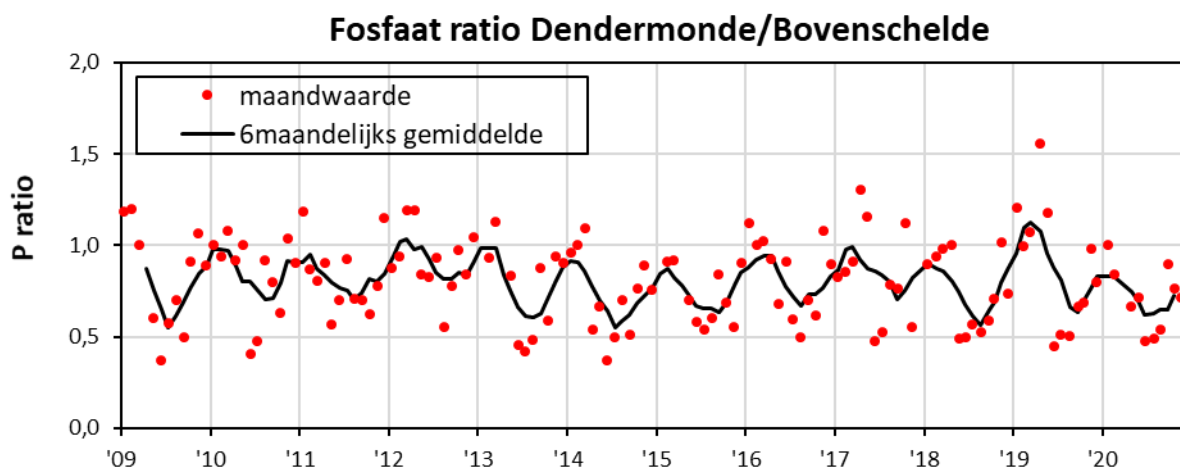


**Figuur 4.28** Gemiddelde aandeel fosfor (P particulier) in zwevende stof (SPM) voor 2020 in de Zeeschelde en zijrivieren, in functie van de afstand tot de monding (km) uitgedrukt in % (gewicht).

Fosfaat vertoont sinds 2009 een sterk seizoenaal patroon, met de hoogste waarden in de zomer in de meest opwaartse zones (Figuur 4.29). De concentratie in de zoete zones is sterk sterk gelinkt aan deze in de Bovenschelde. Figuur 4.30 plot de verhouding van fosfaat te Dendermonde over fosfaat in de Bovenschelde. In de wintermaanden schommelt deze rond 1; fosfaat te Dendermonde wordt bepaald door de instroom uit de Bovenschelde. In de zomermaanden is de ratio veel lager, rond 0,5. Fosfaat vanuit de Bovenschelde daalt met andere woorden van Melle richting Dendermonde. Verdunning, maar wellicht ook biologische processen zoals opname door fytoplankton, kunnen dit patroon verklaren. De concentratie particulier fosfor blijkt geen invloed te hebben op de fosfaatconcentratie (Figuur 4.27 rechts).



Figuur 4.29 Surface plot voor fosfaat sinds 2009. De bar bovenaan geeft de concentratie in de opwaartse boundary Bovenschelde (km 163) weer.



Figuur 4.30 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.

### 4.3.3 Silicium

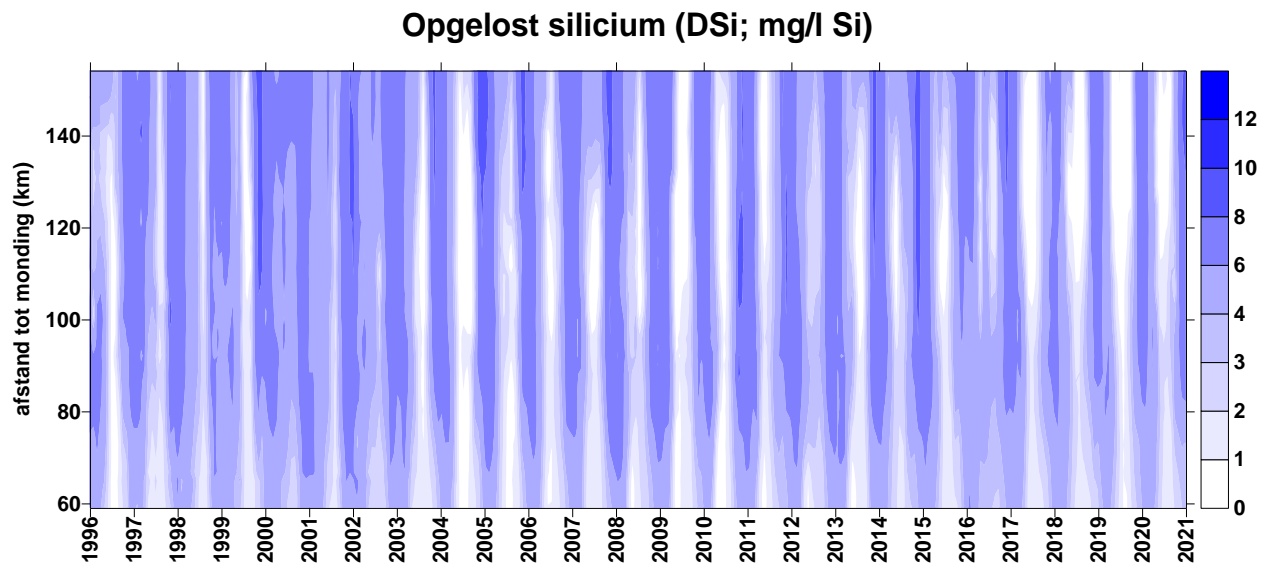
Naast stikstof en fosfor krijgt het element silicium bijzondere aandacht als essentieel voedingselement voor diatomeeën. Diatomeeën nemen opgelost silicium (DSi) op voor de bouw van hun skelet. De aanwezigheid van DSi is dus essentieel voor de groei van diatomeeën. Ook N en P zijn essentieel, maar doorgaans 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.



## Langetermijntrend

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 4.31). Sinds 2003 komt er veel sterkere algenbloei voor, wat in zomer en najaar kon leiden tot langere perioden van zeer lage DSi waarden, met verschuivingen in de algenpopulatie tot gevolg. Het aandeel diatomeeën daalde soms in zomer en najaar, ten voordele van groenalgen (zie 6.2 Fytoplankton). Om deze negatieve evolutie te keren, zet het Sigmaplan in op silicium cyclering via nieuwe GGG's. Deze gebieden moeten DSi vrijstellen om zo tekorten in de Schelde tegen te gaan.

Met de vertroebeling van de zoete Zeeschelde en de gedaalde diatomeebloei vanaf 2009, leek het siliciumtekort van de baan. De laatste jaren duiken tekorten echter weer op, waardoor de silicium cyclering in GGG's zeker relevant blijft.

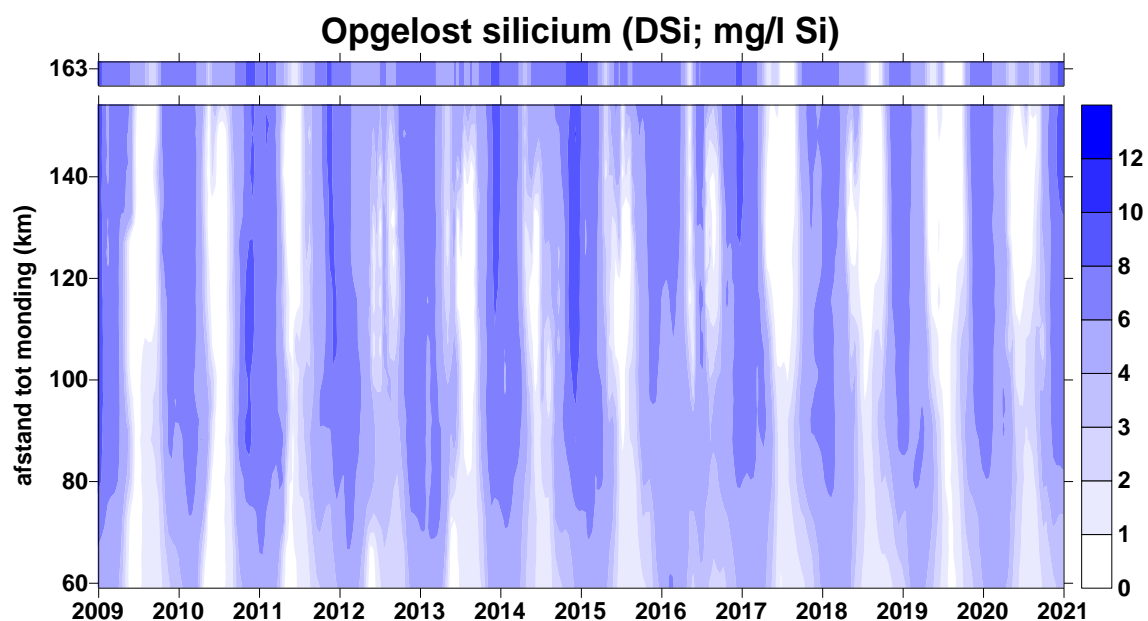


**Figuur 4.31** Surface plot voor opgelost silicium (DSi, mg/l Si)

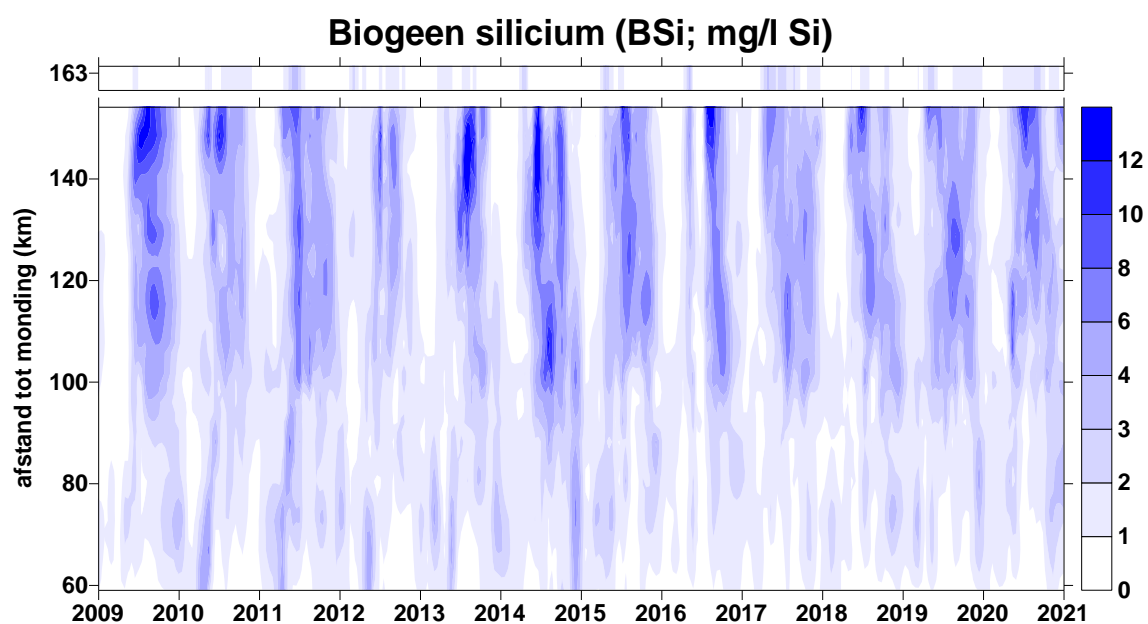
## Periode 2009-2020

2009 en 2010 kenden nog een sterke algenbloei, die zich uitstrekte van Melle tot bijna Dendermonde. DSi kende daarom een afname richting Dendermonde (Figuur 4.32), om vanaf daar langzaam weer toe te nemen door interne cyclering, export uit schorren en een belangrijke DSi instroom vanuit de Rupel. Vanaf 2011 tot en met 2016 was de daling van DSi in de zomermaanden veel minder uitgesproken en traden er geen tekorten op. 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 er wellicht 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 4.33). Het patroon van BSi vertoont veel gelijkens met dat van chlorofyl a (Figuur 6.1). In eerdere rapportages werd reeds de correlatie tussen BSi en Chl a aangetoond.



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



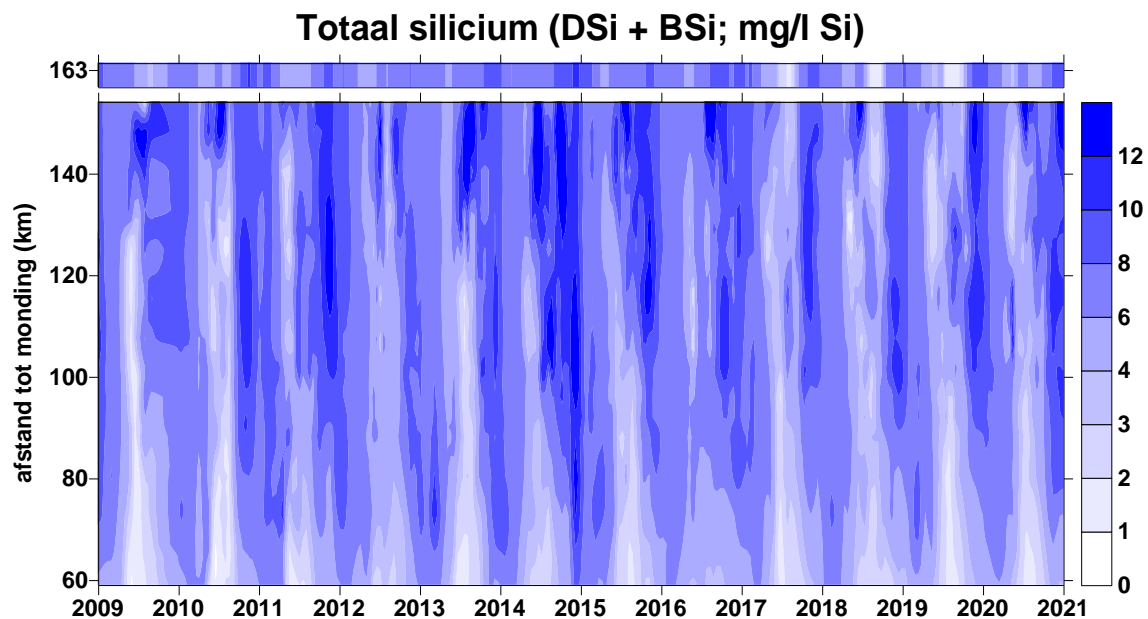
**Figuur 4.33** Surface plot voor biogeen silicium. De bar bovenaan geeft de concentratie in de opwaartse boundary Bovenschelde (km 163) weer.

BSi vertoont in de Zeeschelde opmerkelijk hogere concentraties dan in de Bovenschelde (Figuur 4.33). Opgelost silicium wordt opgenomen door diatomeeën, en in het estuarium opgehouden in biogene vorm. De totale niet-minerale siliciumfractie (DSi + BSi) is hierdoor in de zomermaanden het hoogste in de zoete zones (Figuur 4.34), 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 (DSi) voor. Reeds 4 jaar op rij wordt er niet meer voldaan aan het silicium criterium uit de EMSE en volgt er een negatieve evaluatie voor de

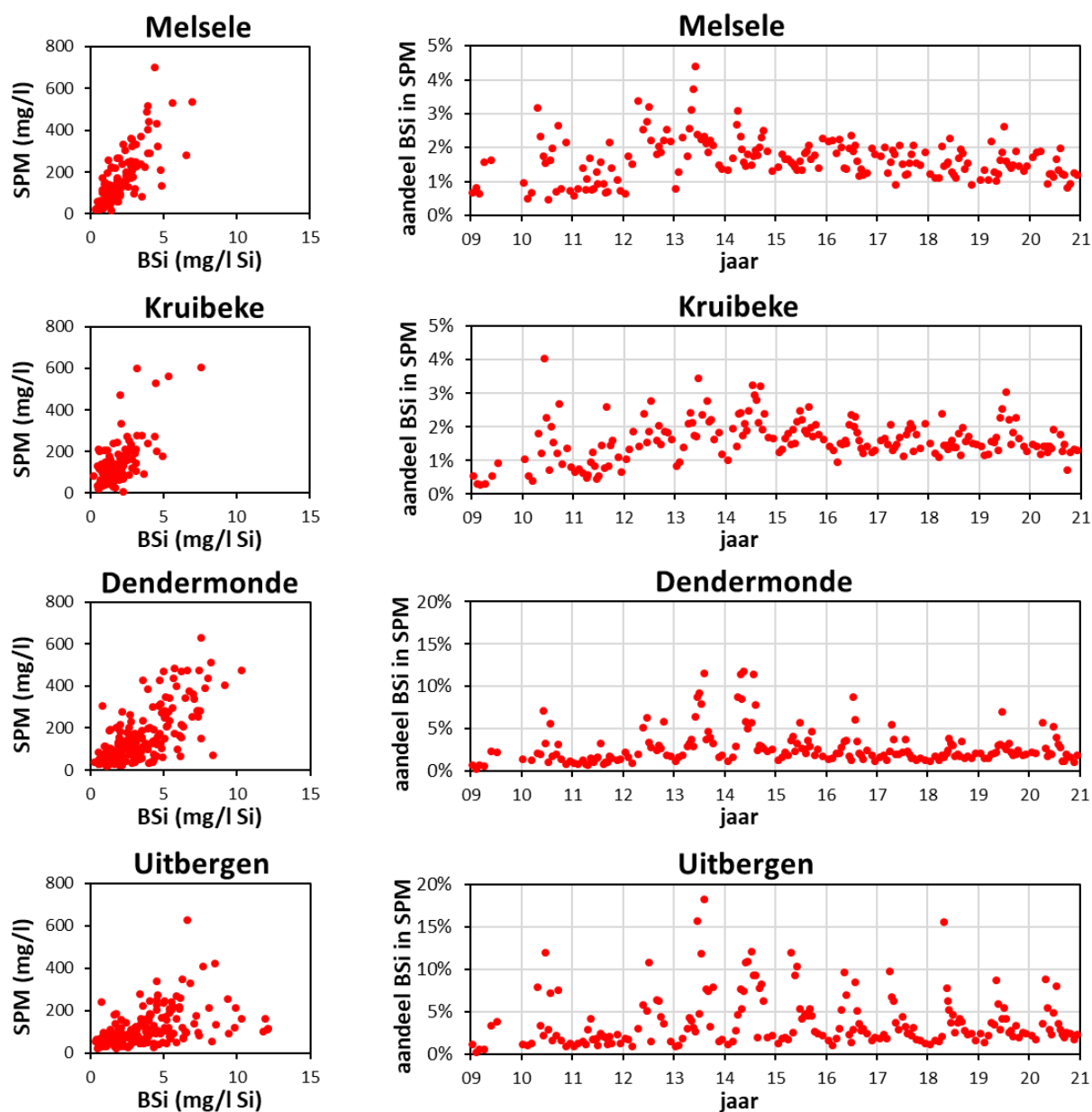
zoete zone met korte verblijftijd (Tabel 4.4). In de zoete zone kwam de voorbije jaren weliswaar nog een periode met sterke algenbloei voor, maar deze is niet zo sterk en lang van duur om de siliciumdip te verklaren. Die vinden we in de aanvoer vanuit het bekken. De bar met DSi in de Bovenschelde in Figuur 4.32 illustreert de sterk gedaalde concentratie in de zomer 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. Door iets hogere concentraties in 2020 in de Bovenschelde, zijn de tekorten in de zoete Zeeschelde terug iets afgenomen. DSi stijgt bovendien sneller 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 blijft 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 4.34).



**Figuur 4.34 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 4.35). In de gradiëntzone (Melsele) is dit aandeel de laatste jaren vrij constant (1 à 2%). Sterke algenbloei komt hier sinds 2015 niet meer voor, schommelingen in het aandeel van BSi in de zwevende stof blijven nu beperkt tot 1 à 2%. SPM en BSi zijn er sterk, significant gecorreleerd (correlatiecoëfficiënt  $r=0,82$ ). In opwaartse richting blijven SPM en BSi significant gecorreleerd, maar de correlatie neemt wel duidelijk af (Kruikebeke  $r=0,72$ ; Dendermonde  $r=0,71$ ; Uitbergen  $r=0,44$ ). 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 4.35** Correlatie tussen BSi (mg/l Si) 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 2009-2020.

#### 4.3.4 Beoordeling Nutriënten

De evaluatie voor verschillende rekenparameters uit de toetsparameter Nutriënten, volgens de Evaluatiemethodiek Schelde-estuarium, wordt samengevat in Tabel 4.4 De beoordelingscriteria staan opgelijst in Tabel 4.3 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. De zuurstofvraag C-BOD en NOD voldoet in de meeste zones aan de criteria. Waar dit niet het geval is, zijn de waarden wel in dalende lijn. Bovendien zijn de overschrijdingen van het NOD criterium beperkt tot de wintermaanden,

en vormen ze geen ecologisch probleem. Overschrijding van de C-BOD norm wordt veroorzaakt door algenbloei, maar stelt evenmin een probleem voor het zuurstofgehalte in de Zeeschelde.

Stikstof (TDIN) blijft in dalende lijn en krijgt dus een positieve evaluatie. Ook ammoniak voldoet steeds aan het EMSE criterium. Nitriet, aangevoerd vanuit de Bovenschelde, overschrijdt nog wel de norm in de meest opwaartse zones, maar daalt snel in afwaartse richting.

Fosfaat daarentegen steeg in 2020 quasi overal met negatieve evaluatie tot gevolg. De te hoge fosfaat is een probleem dat geïmporteerd wordt vanuit de Bovenschelde, en daar wordt de laatste jaren geen verbetering waargenomen.

In 2020 waren er beperkte silicium tekorten, in de meest opwaartse zone van de Zeeschelde, ten gevolge van de sterk gedaalde import vanuit het bekken. Door interne cyclering, in combinatie met slechts een beperkt consumptie, neemt het silicium gehalte in afwaartse richting snel toe, zodat de tekorten beperkt blijven tot de zoete zone met korte verblijftijd.

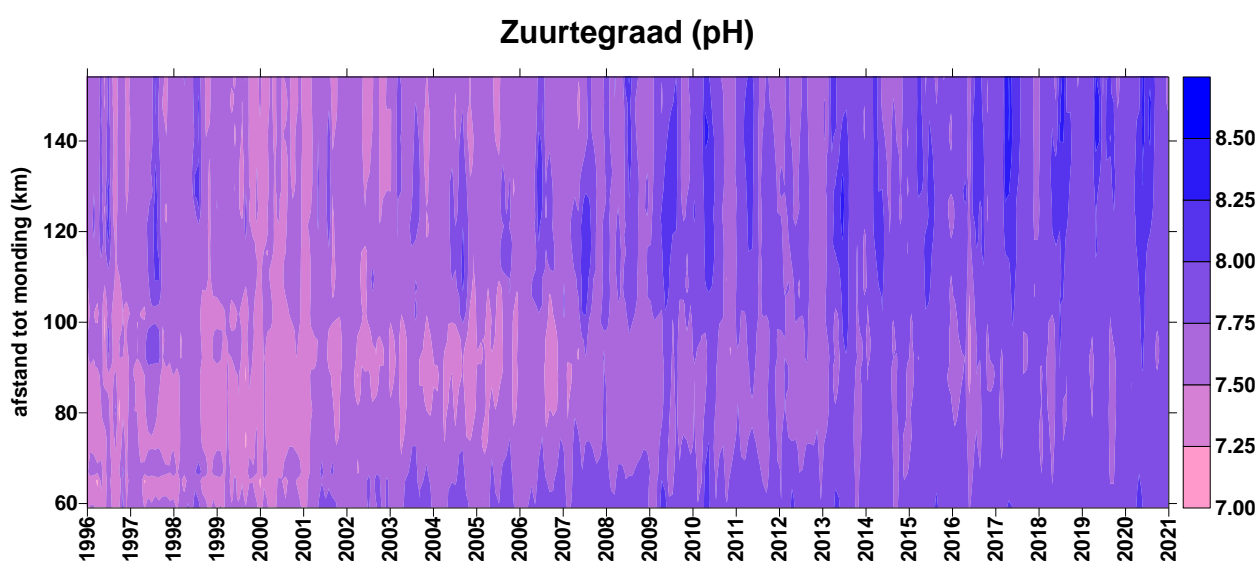
**Tabel 4.4 Samenvattende tabel voor de evaluatie van de toetsparameter Nutriënten voor 2019. Voor NOD, CBOD, NO<sub>2</sub>-N en NH<sub>3</sub>-N bevat de tabel de maximale waarden (mg/l). De rood gemarkeerde data overschrijden het criterium dat boven elke kolom staat vermeld. Voor TDIN en PO<sub>4</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 saliniteits-gradiënt	9	grens	0,7	2,4	3,0	0,148	0,06	0,004	1,29
	10	Liefkenshoek	0,7	2,0			0,07	0,003	1,41
	11	Punt van Melsele	0,8	2,0			0,08	0,003	1,54
	12	Antwerpen	1,0	3,7			0,08	0,004	1,71
Oligohaliene zone	13	Kruikeke, Bazel	1,3	2,6	3,6	0,163	0,08	0,007	1,98
	14	Steendorp, Temse	1,3	2,9			0,09	0,006	1,21
Zoete zone met lange verblijftijd	15	Lippenbroek, Baasrode	1,3	2,8	4,4	0,199	0,09	0,008	0,94
	16	Dendermonde	1,9	3,8			0,12	0,010	0,29
zoete zone met korte verblijftijd	17	Appels, Sint Onolfs	2,2	4,4	4,9	0,225	0,16	0,011	0,19
	18	Uitbergen	2,6	4,8			0,18	0,014	0,08
	19	Wetteren, Melle	3,7	8,0			0,21	0,015	0,08
Durme			2,6	5,2	4,4	0,167	0,12	0,008	0,99
Rupelbekken		Niel, Boom, Terhagen	4,2	5,3	3,5	0,144	0,17	0,009	2,07

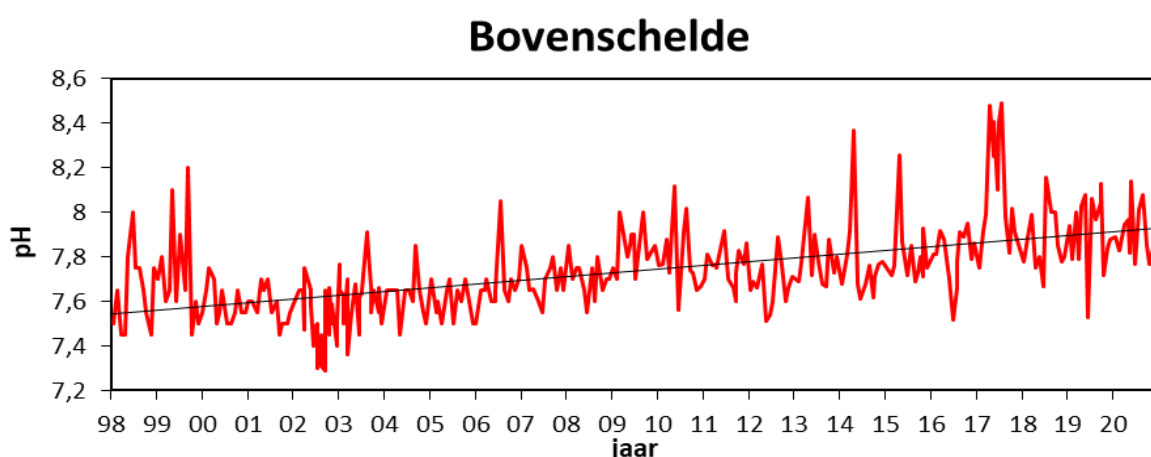
## 4.4 Zuurtegraad (pH)

De omschakeling van een respiratie gedomineerd systeem in de jaren '90 naar een primaire productie gedomineerd systeem nu uit zich in een sterk gestegen pH. Dit is het meest uitgesproken zichtbaar in de oligohaliene zone (Figuur 4.36), waar in de jaren '90 de vervuiling het meest prominent meetbaar was. Sterke bacteriële respiratie zorgde voor lagere pH waarden, rond ca 7,30 gemiddeld. Met een verbeterde waterkwaliteit nam die respiratie af en steeg primaire productie. Primaire productie doet pH stijgen. In de zoete zones waar algenbloei vanaf 2003 sterk tot uiting komt, worden nu 's zomers de hoogste pH waarden opgemeten, met pieken tot een pH van 8,8 in 2020.

Een gedaalde respiratie en een sterke primaire productie hebben de pH in de gehele Zeeschelde sterk verhoogd de voorbije 20 jaar. Deze trend lijkt nog niet gestopt in 2020. 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 en een toegenomen pH in het bekken (bijvoorbeeld in de Bovenschelde, Figuur 4.37).



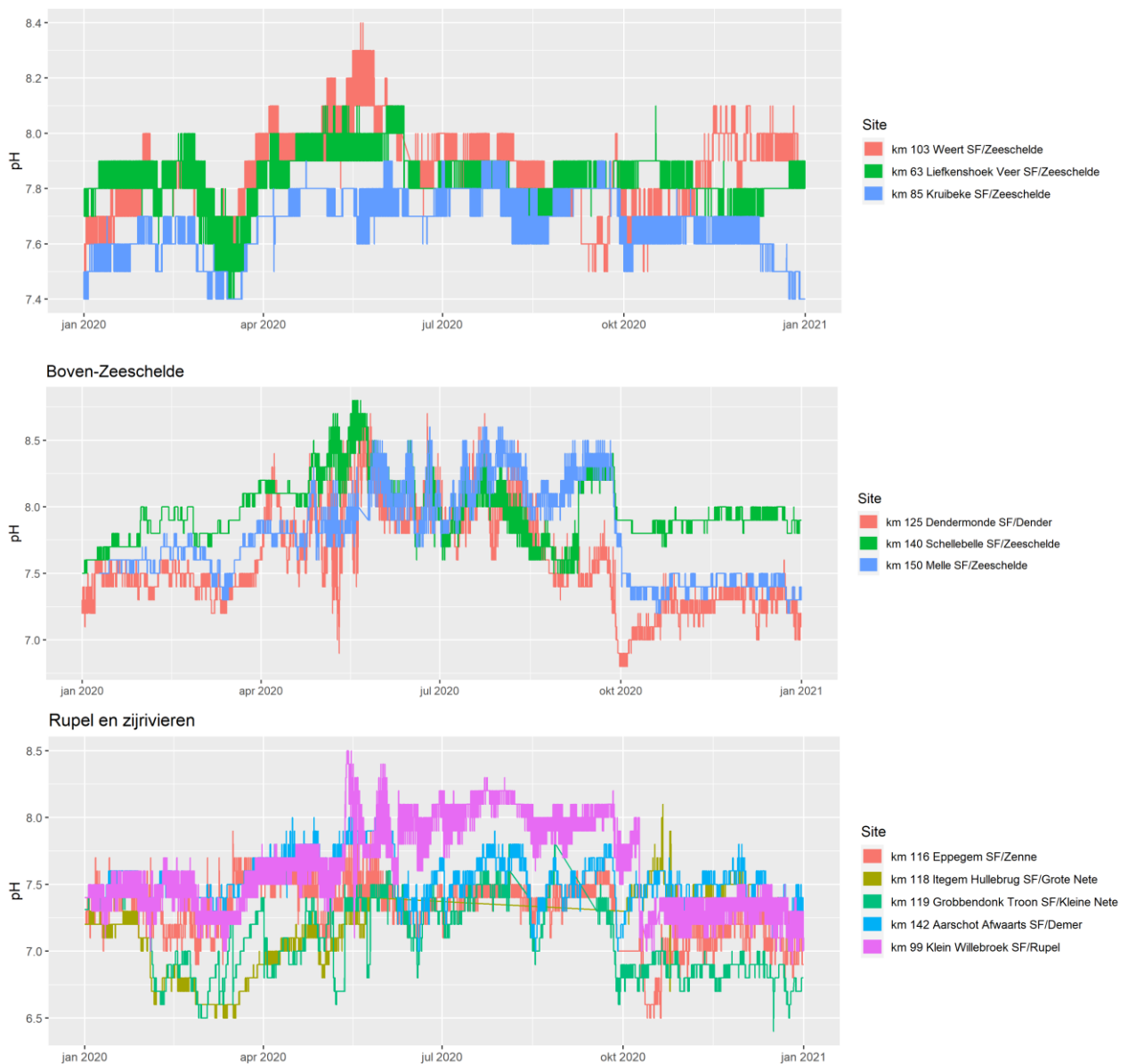
Figuur 4.36 Surface plot voor de zuurtegraad (pH) sinds 1996.



Figuur 4.37 Zuurtegraad (pH) in de Bovenschelde

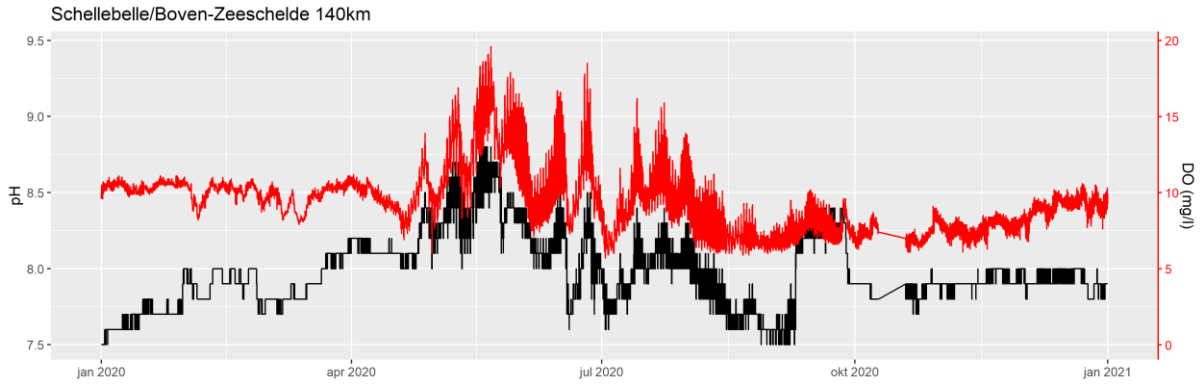
Voor verschillende stations zijn ook continue pH waarden beschikbaar (Figuur 4.38). Die vertonen een gelijkaardig beeld aan de metingen tijdens de vaartochten, aangezien pH niet zo snel en sterk varieert op korte termijn. Zeker in de meer afwaartse stations Weert, Kruikebeke en Liefkenshoek, waar algenbloei tegenwoordig beperkt is, zijn de fluctuaties klein. Meer opwaarts, in de zone met geregeld sterke algenbloei, zien we wel sterkere schommelingen op korte termijn tot 0,5 pH eenheden. Een vergelijking van het pH patroon met dat van zuurstof te Schellebelle (Figuur 4.39), toont duidelijk het verband tussen beide. Bij sterke algenbloei stijgen zuurstof en pH. Na een algenbloei neemt respiratie aan belang toe, en zien we zuurstof en pH dalen. Zuurstof en pH zijn er significant gecorreleerd in zomer ( $r=0,81$ ;  $p<0,01$ ) en najaar ( $r=0,60$ ;  $p<0,01$ ) (Figuur 4.40).

Het Rupelbekken kent gemiddeld lagere pH waarden dan de Zeeschelde en haar zijrivieren. Bij problemen met de waterkwaliteit in de Zenne, zien we daar de pH sterk dalen tot ca 6,5. Toch zijn het vooral de Grote en Kleine Nete die jaarrond de laagste pH kennen.

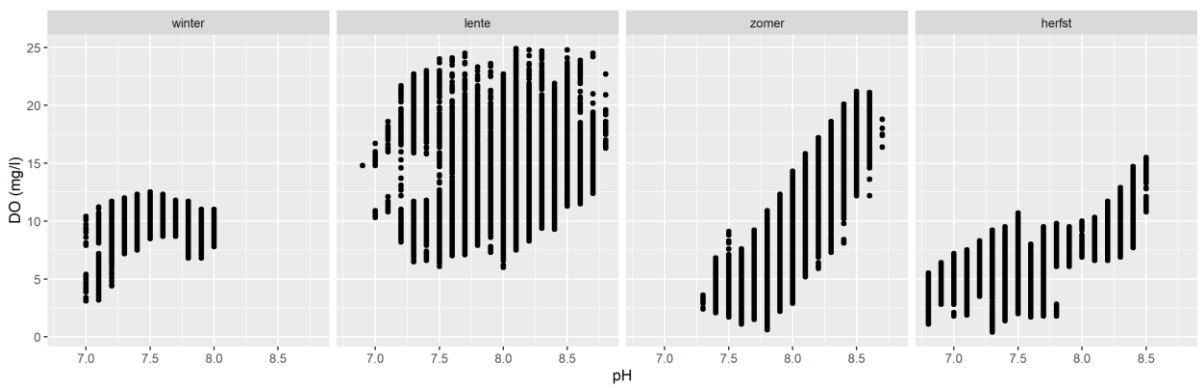


**Figuur 4.38** Zuurtegraad (pH) op de verschillende stations in de Zeeschelde, Dender en het Rupelbekken, op basis van continue data.





**Figuur 4.39** Zuurtegraad (pH) en zuurstof te Schellebelle, op basis van continue data.



**Figuur 4.40** Zuurstof versus zuurtegraad per seizoen in 2020 voor de verschillende continue stations in de Boven-Zeeschelde.



---

# 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.

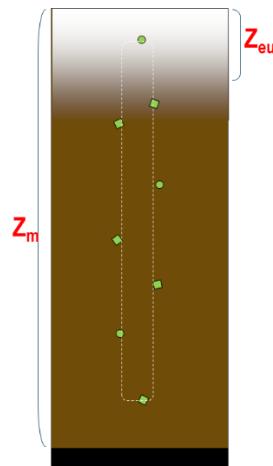
De stijging van SPM werd duidelijk aangetoond, maar een eenduidige verklaring voor de toename is niet steeds voorhanden. Omdat vlokvorming een belangrijke rol speelt bij SPM, werd in het najaar 2017 het OMES monitoringsprogramma uitgebreid met extra metingen van partikelgrootte en vloggrootte. Ook Transparent 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

### 5.2.1 Inleiding

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.

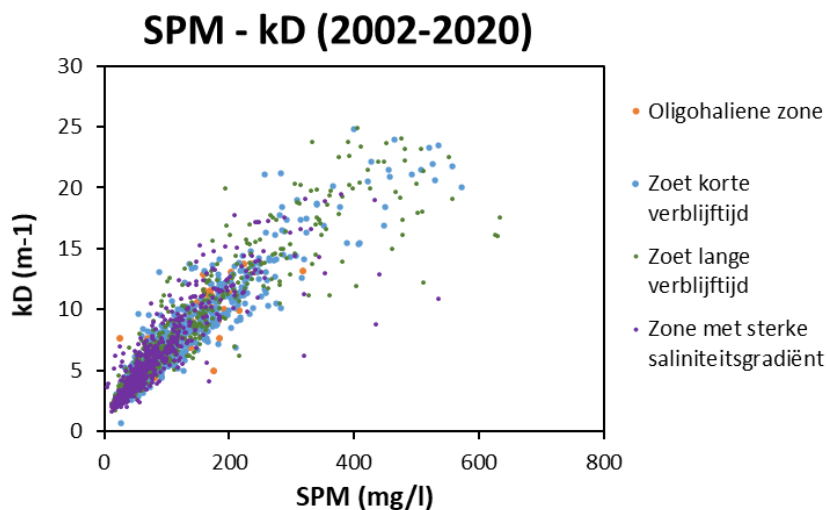
In een estuarium zoals de Schelde wordt verondersteld dat de waterkolom goed gemengd is. De algen zijn hierdoor steeds in beweging en maar een korte periode in de eufotische zone, en vaak langer in de diepere, donkere waterlagen (Figuur 5.1). Daarom wordt het lichtklimaat niet enkel bepaald door de eufotische 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 ( $Z_m$ ).

## 5.2.2 Periodieke metingen lichtextinctiecoëfficiënt

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 2012-2020 (periode met uniforme  $k_D$  metingen). De lichtextinctiecoëfficiënt blijkt in elke zone significant gecorreleerd met SPM, en er is geen verschil tussen zones waarneembaar, noch in de tijd. Dit wijst erop dat de optische eigenschappen van de zwevende stof vrij constant zijn in tijd en ruimte, en dat bijgevolg fenomenen zoals algenbloei hierop weinig invloed hebben.



**Figuur 5.2** Correlatie SPM- $k_D$  in de Zeeschelde voor de verschillende zones voor de periode 2012-2020

## 5.2.3 Continue metingen lichtextinctiecoëfficiënt

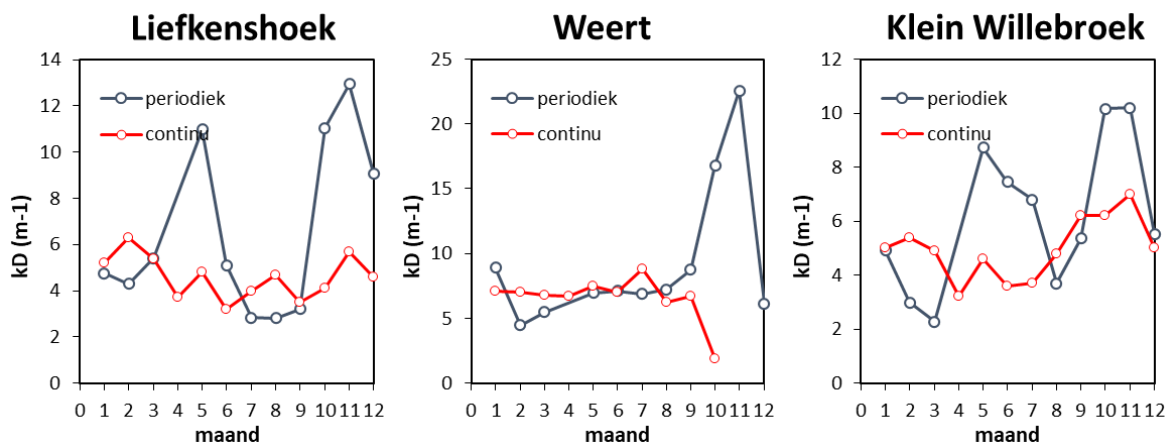
Al enkele jaren wordt lichtextinctie continue gemeten op enkele stations. De voorbije jaren kampten deze metingen echter met een aantal technische problemen, zodat geen goede data beschikbaar waren. In 2020 is voor het eerst, voor de stations Liefkenshoek, Klein Willebroek (Rupel), Weert en Schellebelle een goede  $k_D$  meting beschikbaar. Hoewel  $k_D$  continu gemeten wordt, zijn er enkel goede data beschikbaar wanneer er voldoende daglicht aanwezig is. 's Nachts zijn er dus geen  $k_D$  data beschikbaar, enkel overdag.

Op basis van deze metingen werden daggemiddelde kD waarden bepaald, waaruit vervolgens maandgemiddelden worden afgeleid (Tabel 5.1). Wat opvalt is dat de maandelijkse fluctuaties relatief beperkt zijn, ondanks grote fluctuaties in zwevende stof (zie verder). Uitzondering vormt de duidelijke dip in maart-april-mei in Schellebelle. Maart werd gekenmerkt door een zeer hoog debiet, wat een uitspoelen van de zwevende stof, en dus veel beter lichtklimaat kan verklaren tijdens deze en de volgende maanden. In de andere stations wordt in dezelfde periode echter geen spectaculaire daling van kD waargenomen. Ook Weert kent een scherpe daling, in oktober. Hiervoor is nog geen duidelijke verklaring.

**Tabel 5.1 Maandgemiddelde kD waarden met standaard afwijking (sd) voor 2020 per station.**

maand	Liefkenshoek Veer km 63		Klein Willebroek km 99 (Rupel)		Weert km 103		Schellebelle km 140	
	kD	sd	kD	sd	kD	sd	kD	sd
1	5.2	1.5	5.0	0.8	7.1	1.4	4.4	1.7
2	6.3	1.2	5.4	0.9	7.0	1.3	4.1	0.8
3	5.4	1.0	4.9	0.7	6.8	0.9	2.9	2.2
4	3.7	1.2	3.2	1.8	6.7	0.6	1.8	1.3
5	4.8	0.6	4.6	1.3	7.5	1.0	2.7	0.6
6	3.2	0.7	3.6	1.3	7.0	1.3	4.8	1.2
7	4.0	0.5	3.7	1.6	8.8	1.2	6.1	0.8
8	4.7	0.4	4.8	1.3	6.2	2.3	5.8	0.8
9	3.5	1.0	6.2	3.2	6.7	1.9	5.6	1.0
10	4.1	1.6	6.2	1.7	1.9	0.5	5.1	0.9
11	5.7	1.0	7.0	1.1	-	-	4.7	0.9
12	4.6	1.2	5.0	1.3	-	-	4.6	0.8

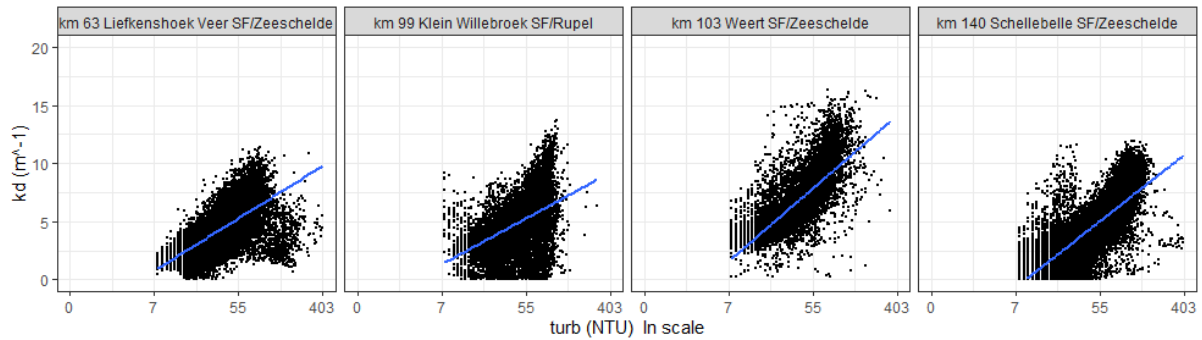
De beperkte schommelingen in maandgemiddelde kD op basis van continue data stemmen niet mooi overeen met deze op basis van de periodieke OMES data (Figuur 5.3). De OMES data zijn natuurlijk een momentopname, onafhankelijk van het getij genomen. Toch zijn de verschillen opvallend, en zullen de komende jaren verder onderzocht worden.



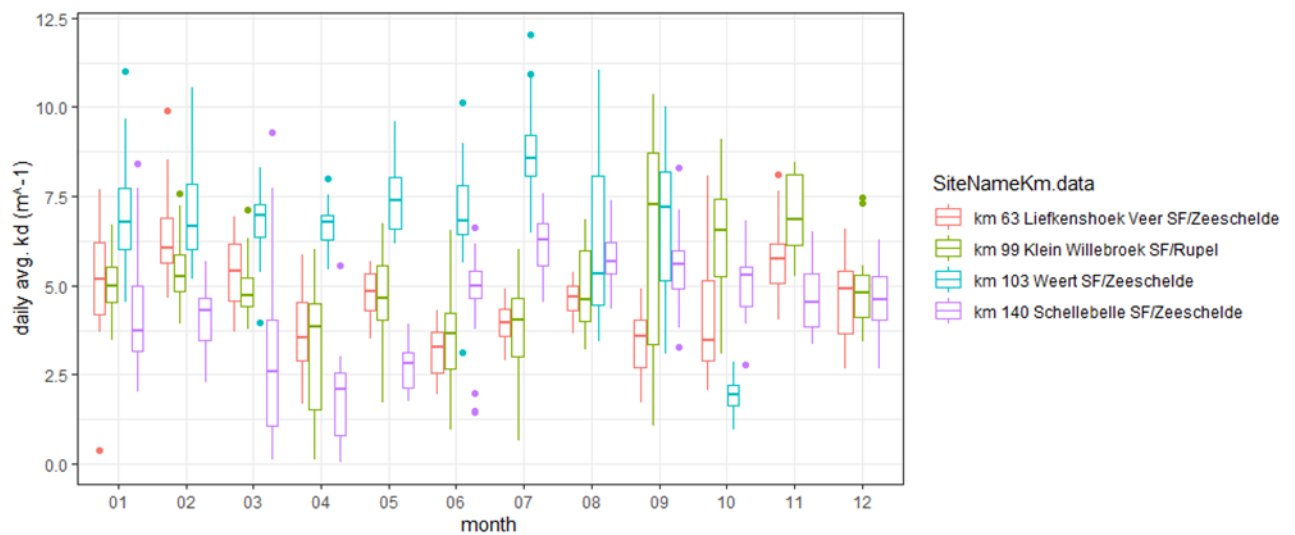
**Figuur 5.3 Maandgemiddelde kD op basis van continue en periodieke (OMES) data.**

Een vergelijking van de continue kD data met continue turbiditeitsdata toont dat beide significant gecorreleerd zijn voor de 4 stations (Figuur 5.4). Er is wel een brede spreiding, en de helling van de trendlijn verschilt tussen lokaties. Hoewel kD en turbiditeit beide optische parameters zijn, kan turbiditeit duidelijk niet als proxy gebruikt worden voor kD. Hoewel Weert in voorjaar en zomer duidelijk de hoogste

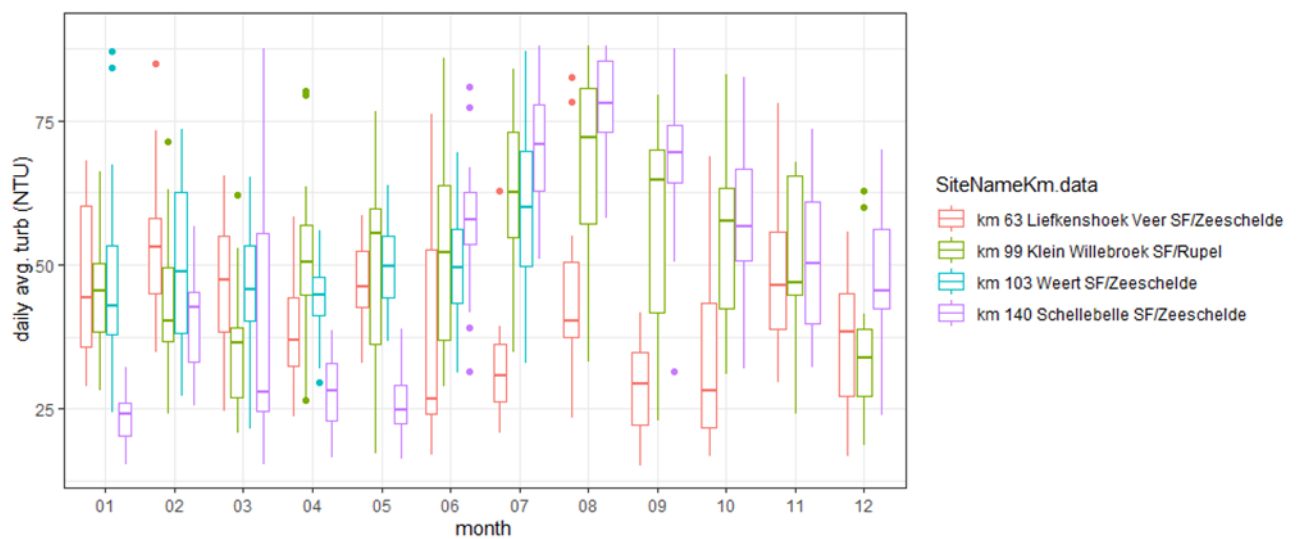
kD waarden kent, wordt in Klein Willebroek en Schellebelle een hogere turbiditeit waargenomen (Figuur 5.5, Figuur 5.6). Ook dit zal in de komende jaren nader onderzocht worden.



**Figuur 5.4** Continu gemeten lichtextinctiecoëfficiënt kD versus de log van continu gemeten turbiditeit voor 4 stations in 2020.



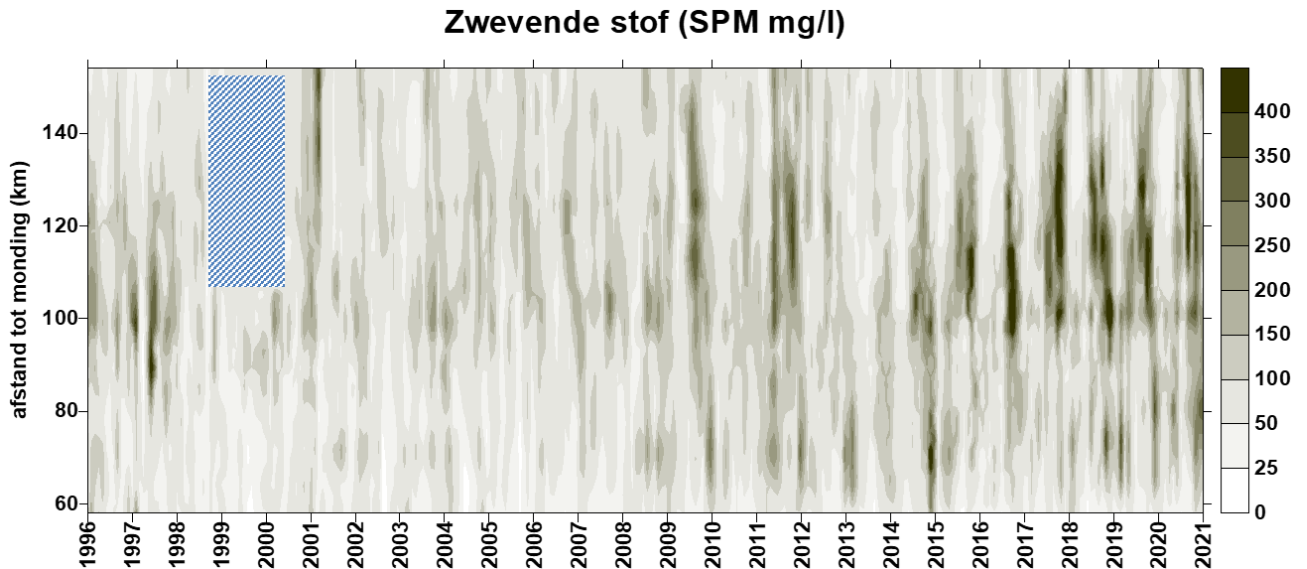
**Figuur 5.5** Daggemiddelde kD, per maand, op basis van continue data in 2020



**Figuur 5.6** Daggemiddelde turbiditeit, per maand, op basis van continue data in 2020

## 5.3 Zwevende stof nabij het oppervlak

Zwevende nabij het wateroppervlak, gemeten via schepstalen, nam in 2008-2009 sterk toe. In vorige rapportages werd dit reeds uitgebreid beschreven. De verhoogde SPM concentratie is ook in 2020 in het estuarium waar te nemen (Figuur 5.7). De toename is in elke zone significant (Figuur 5.8)



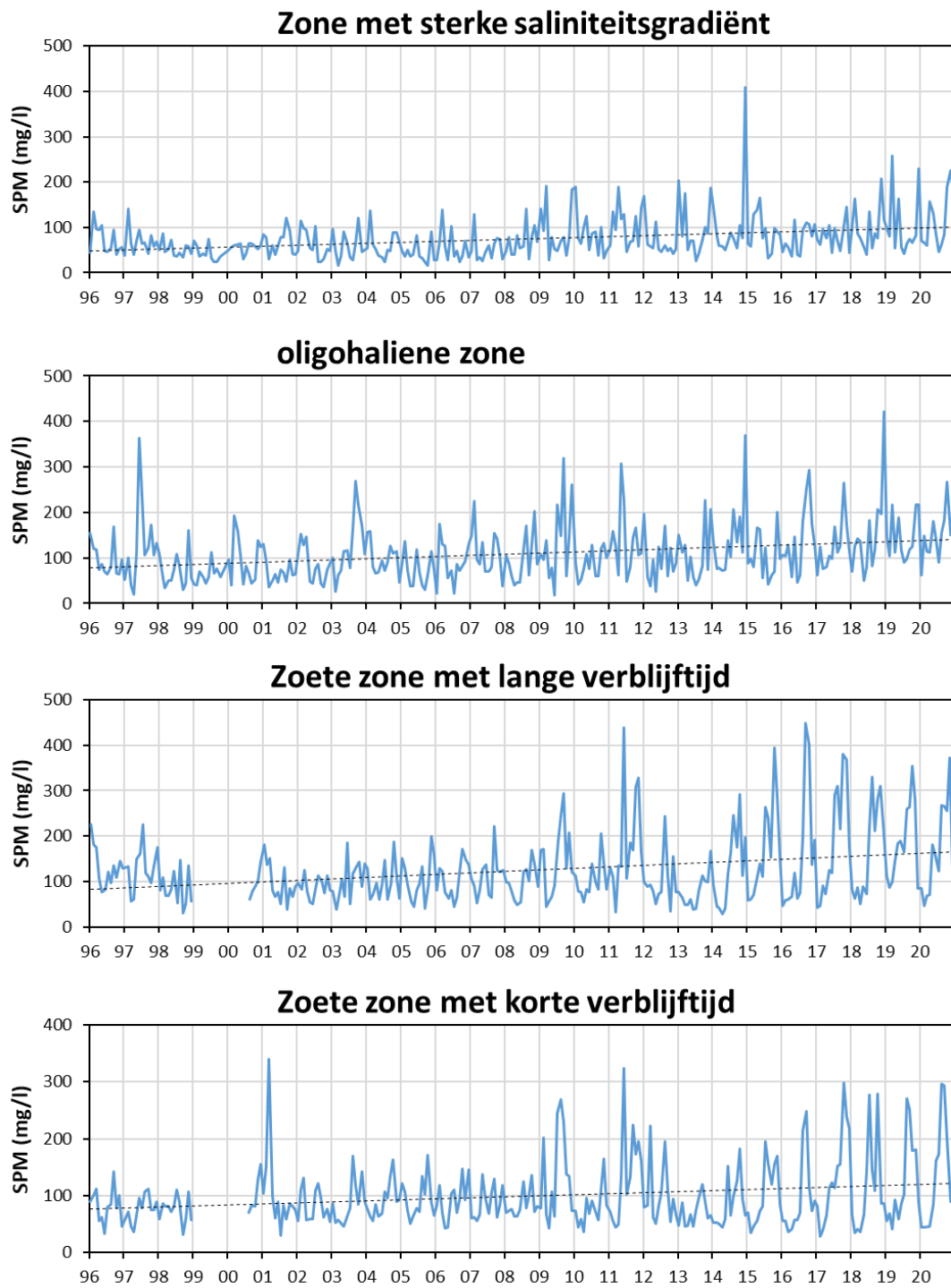
**Figuur 5.7 surface plot voor zwevende stof**

Figuur 5.9 zoomt in op de Zeeschelde en Rupel vanaf 2009. Een seizoenaal patroon is duidelijk, met in de Beneden-Zeeschelde vooral een toename in de wintermaanden, in de Boven-Zeeschelde in zomer en najaar. In de Boven-Zeeschelde strekt het SPM maximum zich de laatste jaren ook breder uit in ruimte en tijd.

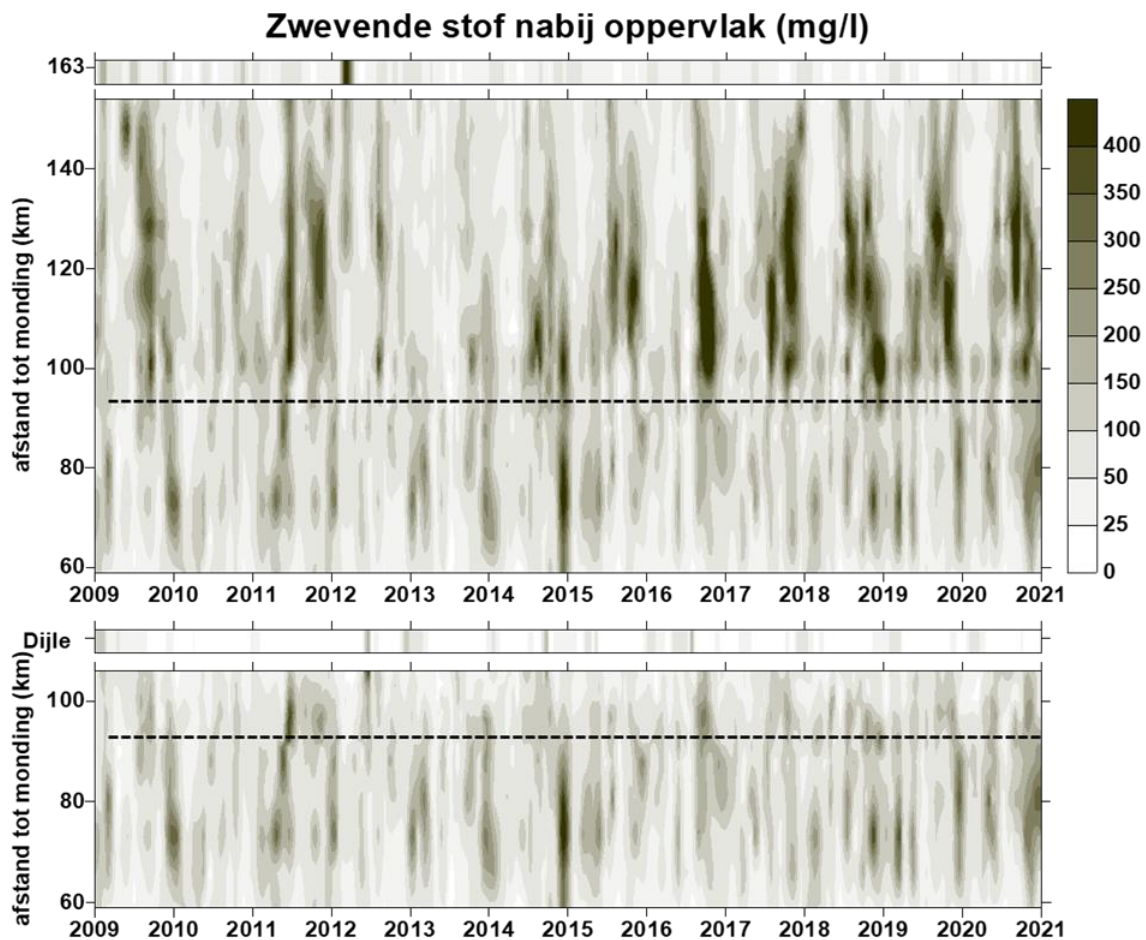
In vorige OMES rapportages werd de afbakening van turbiditeitsmaxima besproken. MTZ1 (maximum turbidity zone 1) vormt het wintermaximum in de Beneden-Zeeschelde van Liefkenshoek tot en met Antwerpen (in eerdere rapporten vaak omschreven als het maximum tussen km 60 en 80; door herrekening van de afstanden tot de monding door VLIZ, wordt dit nu tussen ca km 62 en 82). Stroomopwaarts volgen 2 MTZ: een in de Boven-Zeeschelde (MTZ2a) en een in de Rupel (MTZ2b). MTZ2a strekt zich in zomer en najaar uit tussen Lippenbroek en Appels (voorheen km 100-130, met nu km berekening tussen km 102 en 132).

Voor MTZ2b beperkt de analyse zich tot de data van het meetstation Boom. Aangrenzende stations kennen wellicht ook verhoogde SPM concentraties, maar hier start de dataset pas in 2009, zodat geen langetermijn analyse op deze punten mogelijk is. Figuur 5.10 toont maandelijks gemiddelde en zesmaandelijks gemiddelde SPM concentraties voor de 3 MTZ. De streeplijn toont de gemiddelde SPM concentratie voor en na 2009 (periode 1996-2008 en periode 2009-2020). Deze nam in elk MTZ significant toe: in MTZ1 van 60 naar 102 mg/l, in MTZ2a van 102 naar 144 mg/l en MTZ2b van 50 naar 77 mg/l.





**Figuur 5.8** Maandgemiddelde zwevende stof (SPM) in de verschillende zones van de Zeeschelde. Streeplijnen geven de significante trend weer.

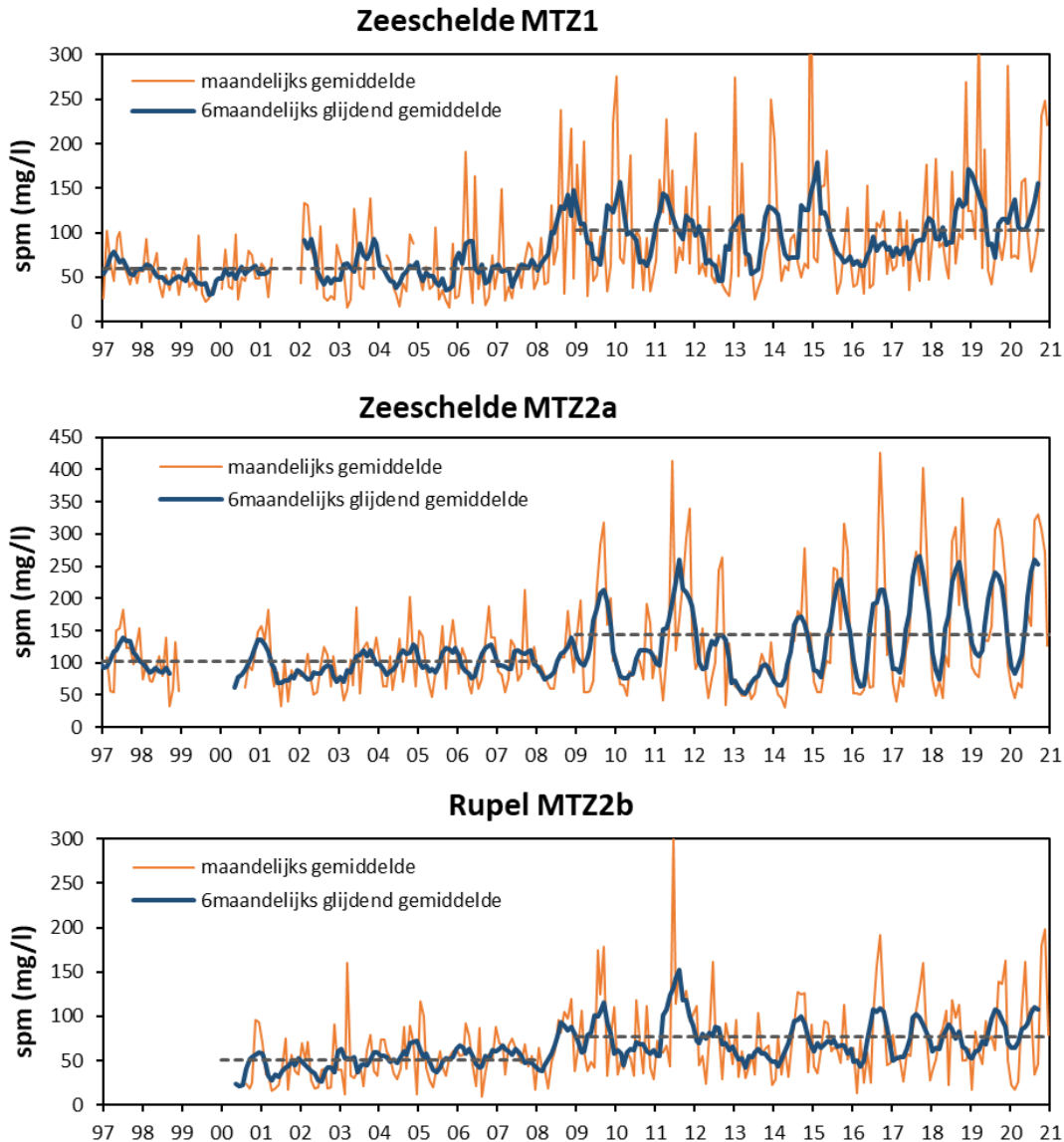


**Figuur 5.9** Surface plot voor zwevende stof. De bovenste plot toont Beneden- en Boven-Zeeschelde. De onderste plot gaat vanuit de Beneden-Zeeschelde de Rupel en tijgebonden Dijle op. De streeplijn geeft in beide plots de Rupelmonding weer. De balk boven de bovenste plot toont de opwaartse boundary Boven-Zeeschelde (km 163); de balk boven de Rupel plot toont de opwaartse boundary Dijle (tijonafhankelijk).

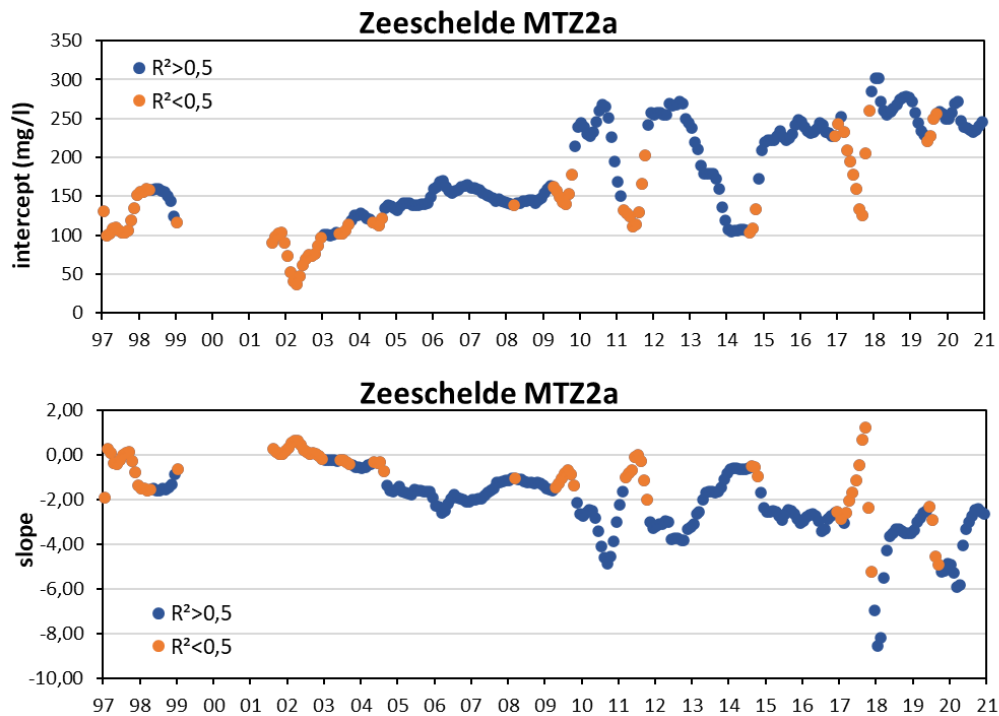
Er bestaat een duidelijk verband tussen SPM en debiet in in MTZ2a en MTZ2b (zie voorgaande OMES rapporten). Lage debieten zorgen voor hogere SPM waarden. De plotse toename aan zwevende stof rond 2009 kon echter niet verklaard worden door debieten. Uit een analyse van de relatie debiet – SPM blijkt dat rond 2009 deze relatie plots veranderd is. Figuur 5.11 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 2016-2020 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, maar de SPM-debietsrelatie blijft quasi ongewijzigd.

De Rupel vertoont niet geheel hetzelfde patroon als de Zeeschelde (Figuur 5.12). Rond 2009 wordt hier ook de opmerkelijke sprong in intercept en slope opgetekend. Voor 2009 kende MTZ2b een slope die dicht tegen 0 en vaak positief was: hoge debieten leidden tot hogere SPM, maar die SPM waarden bleven

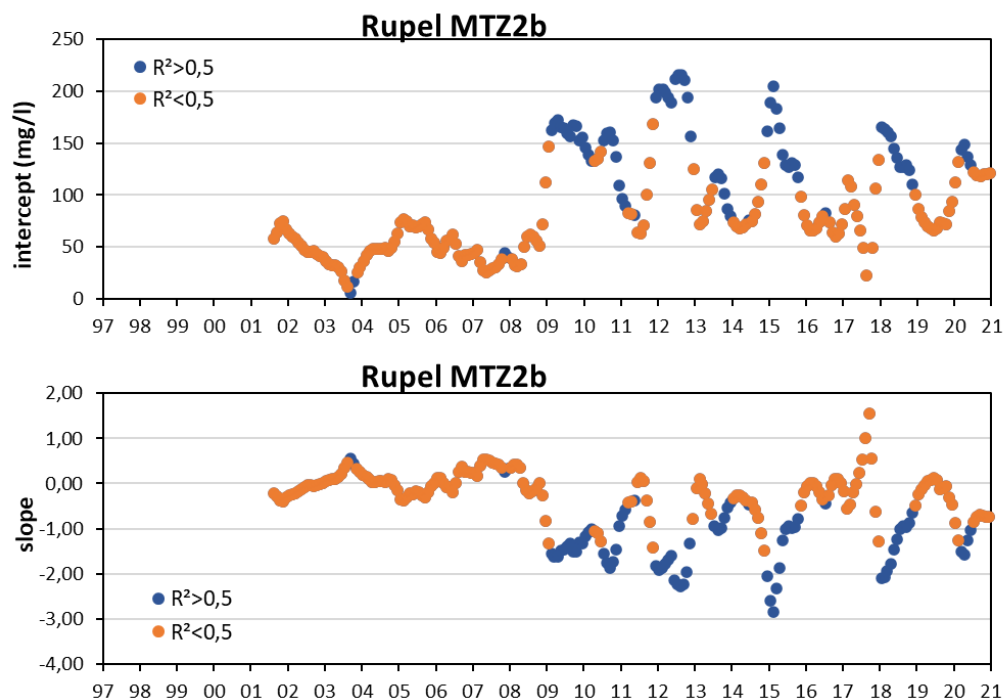
wel beperkt (intercept van ca 50 mg/l voor 2009 versus 150 mg/l kort na 2009). Meteen na 2009 werd de slope negatief, wat duidt op hogere SPM bij lagere debieten. Net als in MTZ2a, kent de debietsafhankelijkheid een terugkeer naar pré2009 condities in 2010 en 2014 (en beperkt in 2016), maar ook in 2013, 2015 en 2018. Wat deze shift tussen twee toestanden bepaalt, is nog niet opgehelderd.



**Figuur 5.10** Maandelijks gemiddelde en zesmaandelijks glijdend gemiddelde zwevende stof concentratie in de Zeeschelde in MTZ1, MTZ2a en Rupel (MTZ2b). De streeplijn geeft het gemiddelde weer over de periode 1996-2008 en 2009-2020.

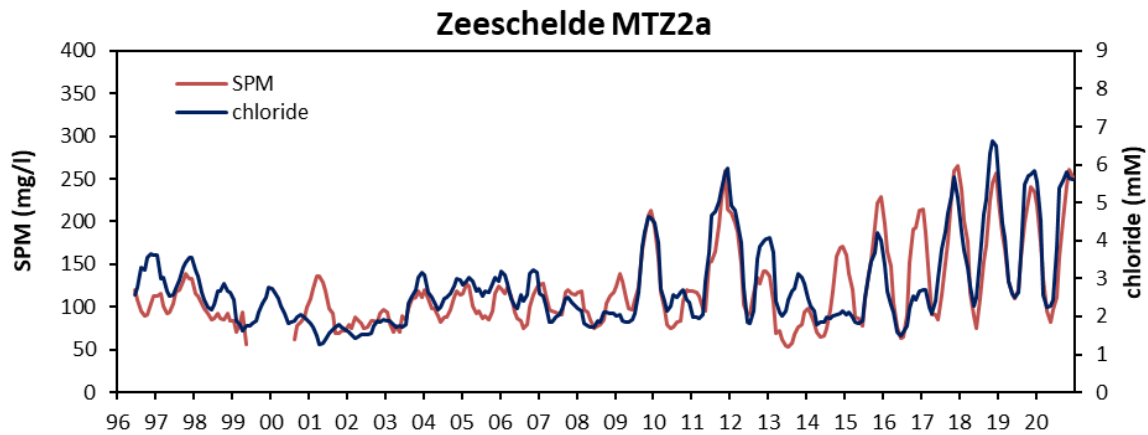


**Figuur 5.11** Richtingscoëfficiënt (slope) en snijpunt met de Y-as (intercept) van de regressielijnen in een verschuivend venster van 12 maanden, tussen 6 maandelijks gemiddelde debiet en 6 maandelijks gemiddelde SPM concentratie met een lag van 2 maanden, voor MTZ2a. Blauwe bollen duiden op een regressielijn met  $R^2 > 0,5$ , oranje op een  $R^2 < 0,5$ .



**Figuur 5.12** 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, voor MTZ2b. Blauwe bollen duiden op een regressielijn met  $R^2 > 0,5$ , oranje op een  $R^2 < 0,5$ .

Het gedrag van zwevende stof en chloride vertoont in MTZ2a opvallende parallellen (Figuur 5.13). Toename in SPM en chloride volgt, op enkele uitzonderingen na, een identiek patroon. Dat is in 2020 niet anders en doet vermoeden dat het patroon in beide parameters door dezelfde fysische processen wordt gestuurd: het samenspel van opwaarts transport door getij en en afwaarts transport door debiet. Alles wijst erop dat sinds 2009 de invloed van getij toenam ten opzichte van debiet, waardoor er een sterker opwaarts transport is van SPM en chloride.



Figuur 5.13 zesmaandelijks glijdend gemiddelde zwevende stof (SPM) en chloride in MTZ2a.

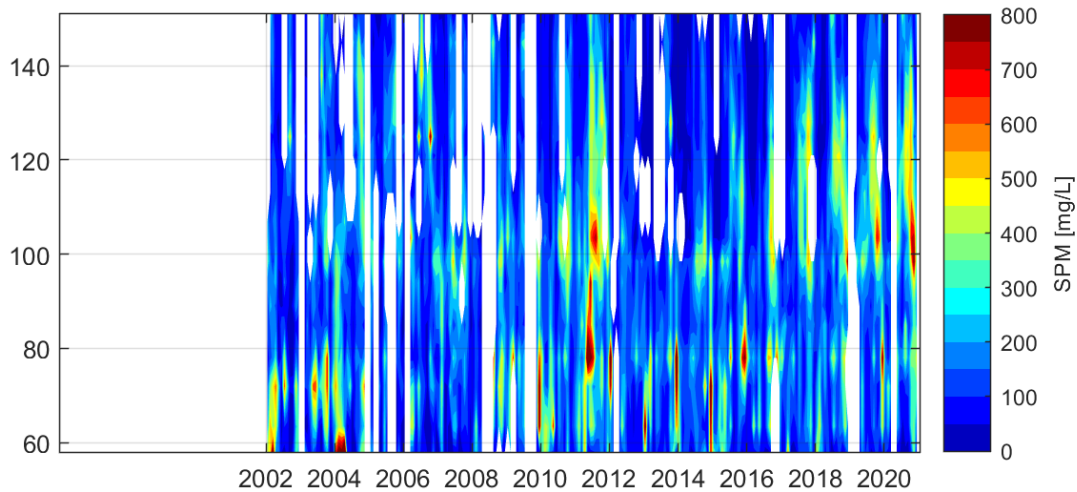
## 5.4 Diepteprofielen zwevende stof

### 5.4.1 Langetermijn trends

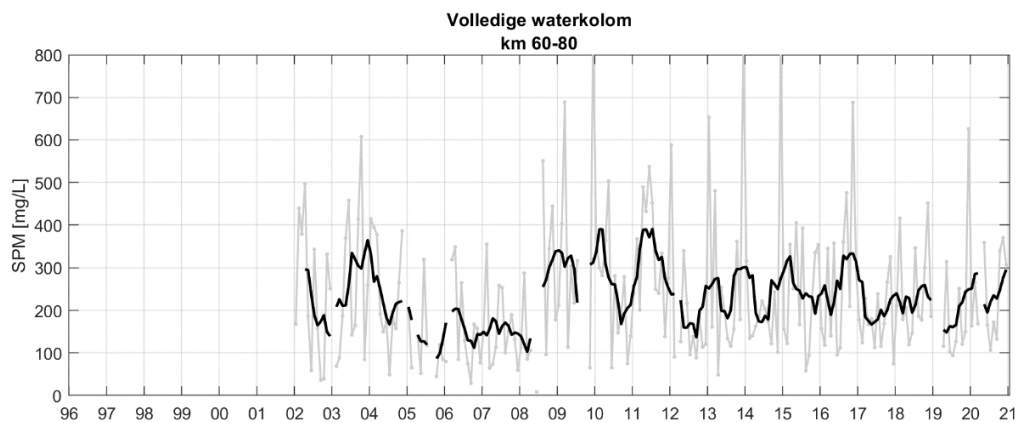
#### Zwevende stof

Sinds 2002 zijn er, naast oppervlaktestalen, ook dieptestalen genomen om de concentratie aan zwevende stof te bepalen. In tegenstelling tot de schepstalen aan het oppervlak, is deze tijdreeks minder homogeen. Aanvankelijk werden voor de zwevende stofprofielen over de waterkolom enkel pompstalen genomen, in het bijzonder 5 stalen per profiel op verschillende discrete dieptes. Met de komst van akoestische technieken (ADCP), gebruikt voor het meten van stroomsnelheid en -richting, en optische sensoren (OBS), gebruikt voor voor turbiditeitsmetingen, kunnen volledige diepteprofielen voor zwevende stof concentraties (SPM) berekend worden. De bestaande tijdreeksen voor deze technieken (ADCP en OBS) zijn echter relatief kort. Daarnaast zijn de drie gebruikte technieken voor een volledig diepteprofiel voor zwevende stofconcentratie (i.e. waterpomp, ADCP en OBS) gebaseerd op diverse meetmethoden en dus, te verschillend om samen in één tijdreeks weer te geven.

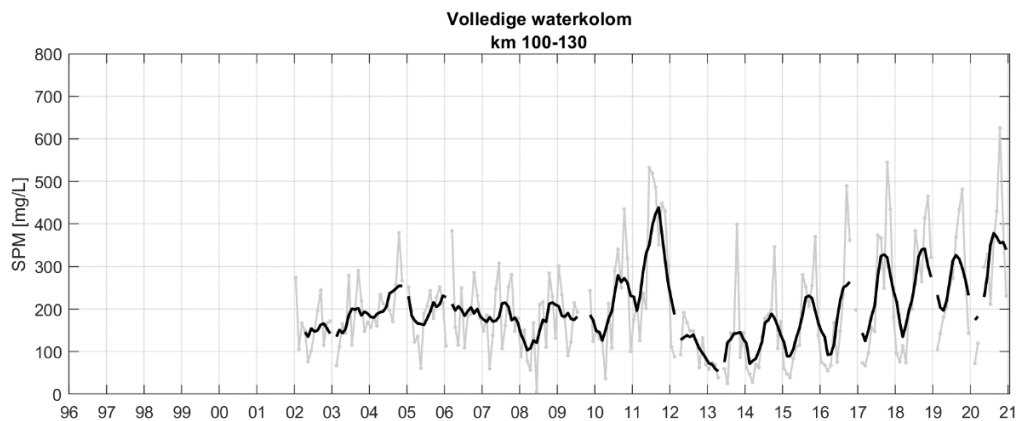
Het verkrijgen van een diepteprofiel voor zwevende stof via ADCP of OBS metingen vereist echter nog steeds een klassieke staalname (i.e. waterpompstalen) ter kalibratie. Dit is weliswaar in het algemeen beperkt tot twee stalen per profiel, waardoor we voor de dieptestalen genomen met een waterpomp wel beschikken over een lange tijdreeks (Figuur 5.14). Meer bepaald, tussen 2002 en 2011 werden er vijf stalen per profiel genomen. Daarna werden er meestal twee stalen genomen wat helaas niet altijd mogelijk bleek. Soms duiken er praktische problemen op zoals problemen met de kraan van het schip, tot simpelweg geen schip ter beschikking hebben omwille van mist. Vanop bruggen en pontons kunnen de oppervlaktestalen eventueel verdergezet. Aangezien dit niet mogelijk is voor stalen op diepte, vertoont deze tijdreeks dan ook verschillende hiaten.



**Figuur 5.14** Dieptegemiddelde zwevende stofconcentratie (SPM) op basis van dieptestalen, gedurende de periode 2002-2020 (blanco zones zijn perioden zonder bruikbare dieptemetingen).

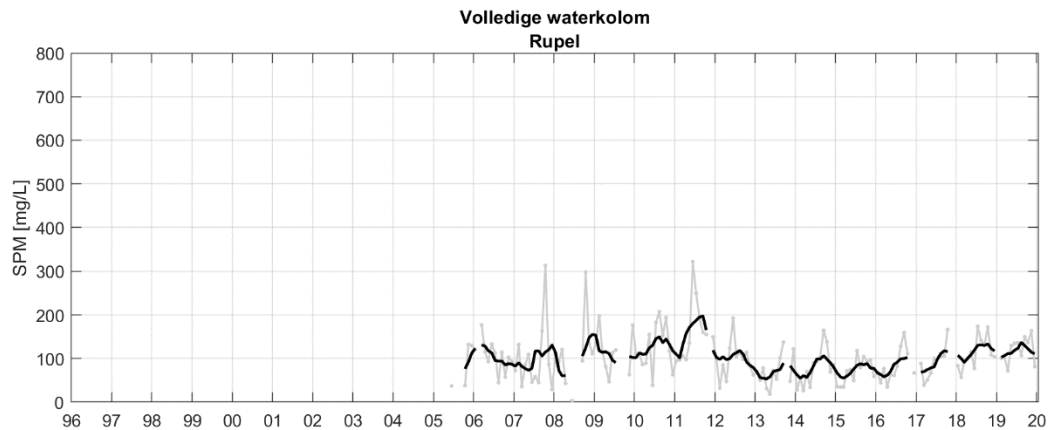


**Figuur 5.15** Gemiddelde zwevende stofconcentratie (SPM) gemeten over de volledige waterkolom in MTZ1a (km 60-80) op basis van dieptestalen. Gepresenteerd zijn alle meetpunten (grijs) en een glijdend gemiddelde over 6 maanden (zwart).

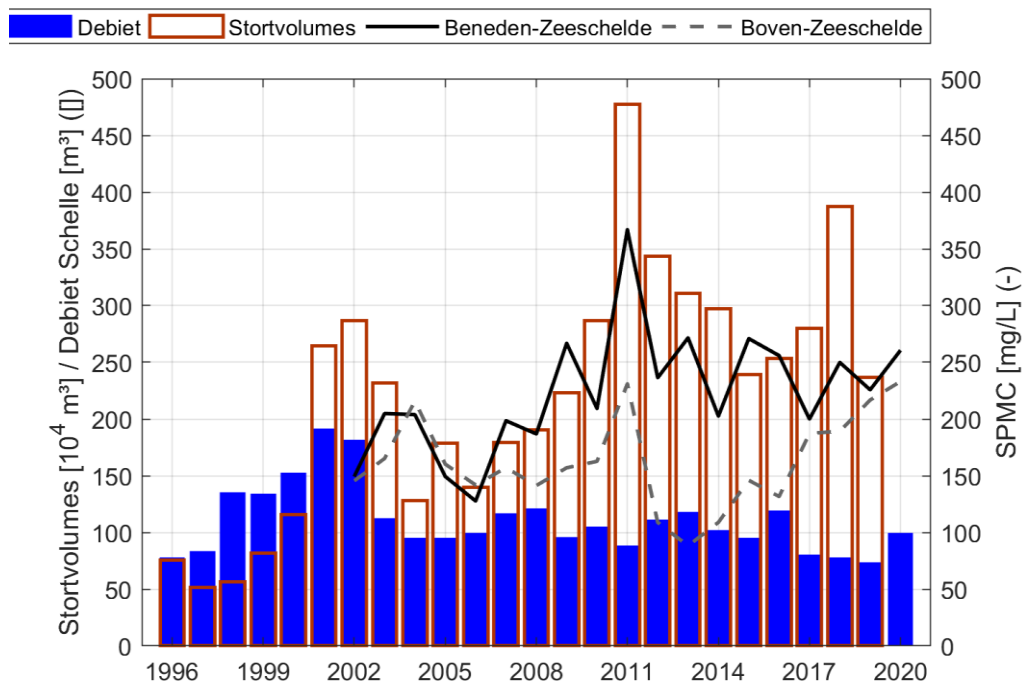


**Figuur 5.16** Gemiddelde zwevende stofconcentratie (SPM) gemeten over de volledige waterkolom in MTZ2a (km 100-130) op basis van dieptestalen. Gepresenteerd zijn alle meetpunten (grijs) en een glijdend gemiddelde over 6 maanden (zwart).





**Figuur 5.17 Gemiddelde zwevende stofconcentratie (SPM) gemeten over de volledige waterkolom in MTZ2b (Rupel) op basis van dieptestalen. Gepresenteerd zijn alle meetpunten (grijs) en een glijdend gemiddelde over 6 maanden (zwart).**



**Figuur 5.18 Jaargemiddelde SPM concentratie over de ganse waterkolom op basis van dieptestalen samen met de zoetwaterafvoer te Schelle en jaartotalen stortvolumes in de Beneden-Zeeschelde.**

In grote lijnen vertoont het diepteprofiel van de gemiddelde SPM over de volledige waterkolom (Figuur 5.14) hetzelfde patroon als het resultaat van de oppervlakte stalen (Figuur 5.7). Specifiek observeren we vanaf 2008/2009 tot en met 2017 meer zwevende stof in de zone tussen 60 en 80 km (MTZ1) (Figuur 5.15). Opvallend in deze periode is de sterke toename in zwevende stof gedurende het jaar 2011 en dit over de volledige waterkolom. De SPM toename voor 2011 zou mogelijks gelinkt kunnen zijn aan de baggerwerken in het havengebied (Figuur 5.18). Een statistisch verband tussen een stijgende SPM evolutie en stortactiviteiten op de Beneden-Zeeschelde werd reeds eerder aangetoond (IMDC, 2016) (2.5.5). Vanaf 2012 zijn de concentraties min of meer stabiel met jaargemiddelde van ca. 250 mg/l. De stortvolumes in het havengebied zijn na 2011 afgenomen en zijn vanaf 2015 min of meer stabiel (ca. 2,5 miljoen m<sup>3</sup>) met uitzondering van 2018 (3,4 miljoen m<sup>3</sup>). De stortvolumes van 2020 zijn nog niet weergegeven.

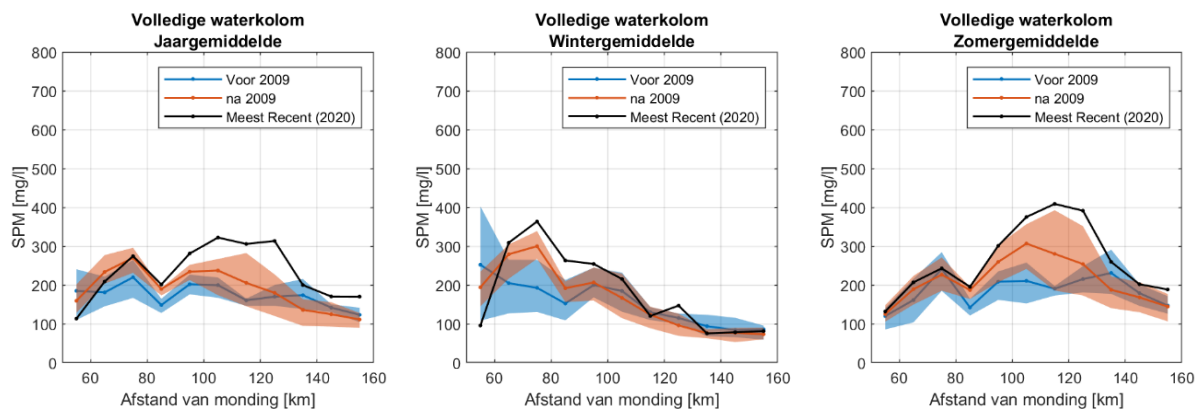
Na afname in 2012/2013 nemen de concentraties in de zone 100 en 130km (MTZ2a) geleidelijk toe met maximale concentraties in meetjaar 2020 (Figuur 5.16). Het jaarlijkse jaargemiddelde neemt toe van ca.



100 mg/l in 2013 naar 240mg/l in 2020 of een jaarlijkse toename van ca. 20 mg/l per meetjaar in Boven-Zeeschelde (Figuur 5.18). Door de jaarlijkse toename de voorbije 7 jaar is het jaargemiddelde 2020 terug op het niveau van 2011. Het meetjaar 2011 is het meetjaar waarin tot nog toe de hoogste jaargemiddelde concentraties werden waargenomen. De waargenomen maximale SPM-waarden in de Boven-Zeeschelde zijn in 2020 hoger dan in meetjaar 2011 maar de laagste concentraties (in januari en februari) zijn lager dan in 2011 (Figuur 5.16). Dit illustreert dat de jaarvariatie in sedimentconcentraties over de jaren heen zijn toegenomen en nog steeds toenemen. De oorzaak van deze jaarlijkse toename en variatie is allicht te zoeken bij de opéénvolging van lage debieten jaar na jaar, ten gevolge van de droogte in combinatie met andere factoren (verdieping, ...). Een toename van SPM ten gevolge van lage debieten in deze zone werd namelijk al eerder aangetoond in vorige OMES-rapporten. Tevens zijn lagere debieten in de Zeeschelde een fenomeen dat de laatste jaren vaker terugkeerd (3.3).

In de Rupel nemen we na 2011 een meer gelijkaardig cyclische patroon waar als in de Boven-Zeeschelde, waarbij de sedimentconcentraties meer gestuurd worden door zoetwaterafvoeren. Na een daling van de concentraties na 2011, stijgen de concentraties sinds 2017 weer.

De SPM maxima gedurende de laatste twee decennia vertonen daarentegen ook seizoenale verschillen (Figuur 5.19). Meer bepaald, de hoge concentraties geobserveerd in MTZ1 tussen 2009 en 2017 zijn het duidelijkst zichtbaar in het wintergemiddelde (Figuur 5.19 midden), terwijl de toename in MTZ2a meer uitgesproken is tijdens de zomermaanden (Figuur 5.19 rechts). Wat het wintergemiddelde betreft, zagen we reeds in 2019 dat er zich een tweede, sterker turbiditeitsmaximum vormde rond km 90 (OMES 2019). In 2020 trekt deze trend zich gedurende de winter door en gaan MTZ1 en MTZ2a geleidelijk in elkaar over. Dit toont aan dat de uitwisseling tussen Beneden-Zeeschelde en Boven-Zeeschelde mogelijks versterkt wordt en dat er mogelijks meer sediment van het havengebied opwaarts wordt getransporteerd dan voorheen. Een mogelijke oorzaak kan gezocht worden in de toenemende verdieping in de Boven-Zeeschelde en toenemende getijslag. De berekening van het 2020 zomergemiddelde toont aan dat de stijging in zwevende stof nog verder toeneemt in MTZ2a. De concentratie zwevende stof is echter veel hoger in MTZ2a dan in MTZ1 (Figuur 5.19 rechts).



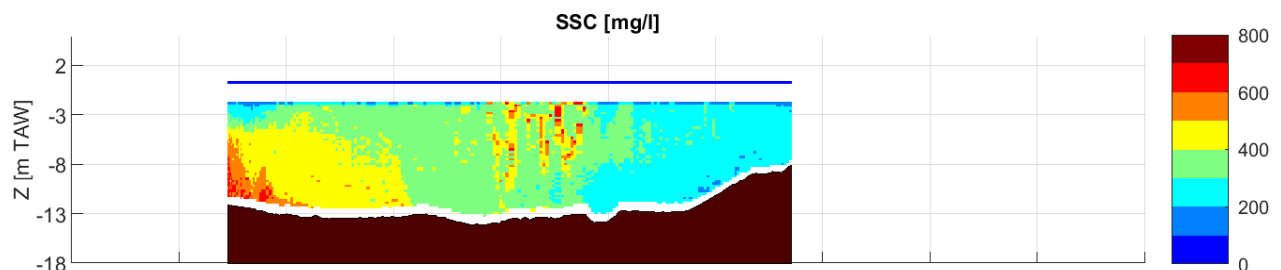
**Figuur 5.19 Gemiddelde zwevende stofconcentratie (SPM) gemeten over de volledige waterkolom, op basis van dieptestalen bemonstert via een waterpomp. Jaargemiddelde (links), wintergemiddelde (midden) en zomergemiddelde (rechts). In blauw de periode 2002-2009, rood de periode 2009-2019 en in zwart het meetjaar 2020.**

In 2015 werd reeds opgemerkt dat de toename in SPM potentieel negatieve gevolgen kan hebben op ecosysteem van een rivier (Cox et al., 2015). Deze waarschuwing verwijst in het bijzonder naar de uitgesproken pieken van 2009-2011. Desalnietemin, de sinds 2013 (OMES 2019) jaar na jaar stijging in de Boven-Zeeschelde vraagt om een gedetailleerde blik op de SPM evolutie gedurende de laatste twee decennia. In Appendix 9.2 zijn alle resultaten van de volledige waterkolom, bekomen door drie verschillende metingen en in verschillende delen van het estuarium, volledig weergegeven. Daarnaast zijn eveneens de SPM resultaten op basis van dieptestalen, ADCP en OBS metingen voor zowel de onderste

(Appendix 9.3) als de bovenste (Appendix 9.4) helft van de waterkolom gepresenteerd. Zij bevestigen de reeds beschreven bevindingen, de concentratietoename zwevende stof plaats neemt in de Boven-Zeeschelde met in het bijzonder de zone tussen 100 en 130 km (MTZ2a). In tegenstelling tot de Boven-Zeeschelde vindt er in de Beneden-Zeeschelde geen opmerkelijke variatie in concentratie zwevende stof plaats (Appendix). Desalniettemin, de nieuwe data van 2020 bevestigt de toenemende tendens in de Boven-Zeeschelde en vertoont een gemiddelde concentratie zwevende stof die hoger ligt dan het afgelopen decennium en in de buurt komt van de maximumwaarde van 2011 (Figuur 5.16). Het is dan ook van belang deze ontwikkeling de komende jaren nauwlettend te blijven opvolgen en te analyseren.

## Lokale variatie over de dwarssectie

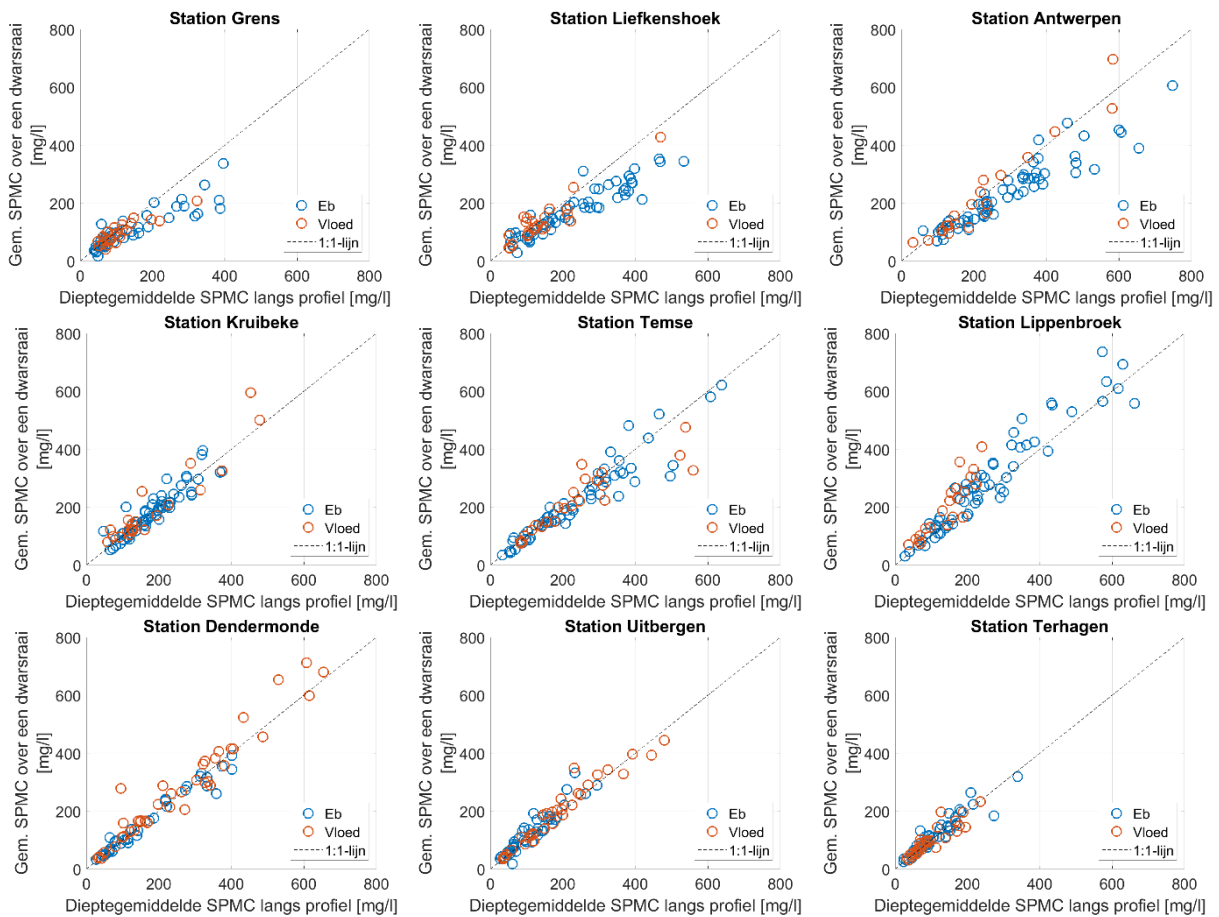
Zoals eerder aangetoond en besproken, kunnen de stroomsnelheden en zwevende stofconcentraties eveneens variëren over de dwarssectie (Omes, 2016). Om deze ruimtelijke variatie te bepalen, worden er sinds 2015 aan 9 stations vaste raaien gevaren. In (Figuur 5.20) is een illustratie gepresenteerd van een gemeten dwarsraai aan het station Liefkenshoek op 16 November 2020. Hierin is te zien dat de zwevende stofconcentratie aan de linkeroever groter is dan aan de rechterkant van de rivier, en dus dat lokale variaties over de dwarssectie altijd kunnen optreden. Deze locatie in het bijzonder is stroomafwaarts gelegen van Antwerpen waar het estuarium het breedst is. Een bredere waterloop heeft dan ook direct tot gevolg dat er een grotere horizontale variatie in zwevende stofconcentratie over de dwarssectie zal voorkomen.



**Figuur 5.20** Gemeten dwarsraai aan het station Liefkenshoek op 16 November 2020.

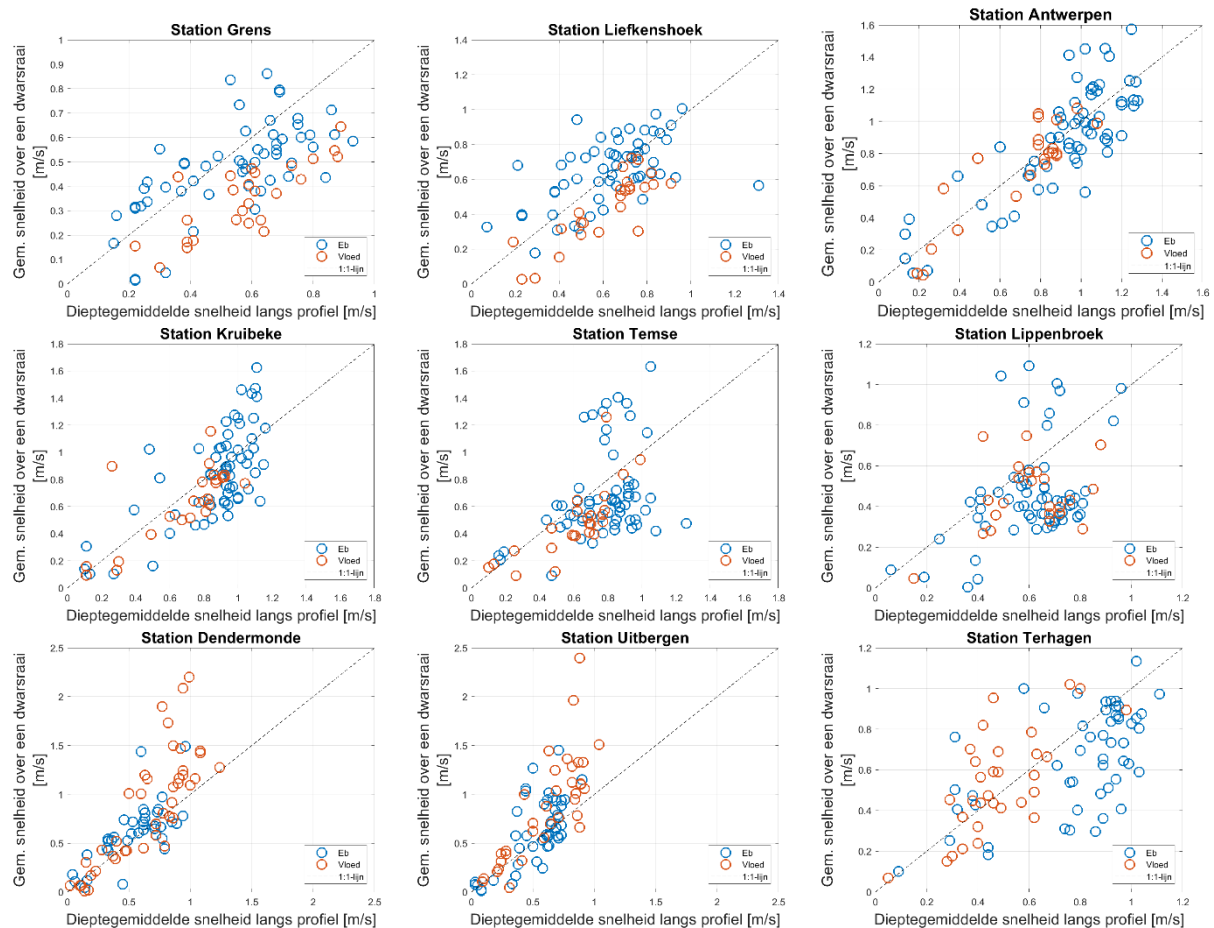
In het algemeen zien we dat voor de locaties in de Beneden-Zeeschelde stroomafwaarts van Antwerpen (i.e. Grens, Liefkenshoek & Antwerpen) de gemiddelde zwevende stofconcentratie (SPMC) gemeten over de dwarsraai lager liggen dan deze gemeten aan het vast meetpunt (dieptegemiddelde SPM op 1 vaste locatie) (Figuur 5.21 bovenste rij). Naast factoren zoals de breedte van het estuarium spelen hier ook interacties tussen hydrodynamica (eb- en vloedstromen), bathymetrie en riviermorfologie (bochten, zandbanken, etc.) een bepalende rol.

De meetlocaties die stroomopwaarts van Antwerpen gelegen zijn, zijn de concentraties zwevende stof van dezelfde grootteorde voor zowel de metingen over de dwarsraai en aan het vast meetpunt (Figuur 5.21). Aangezien deze locaties zich het meer stroomopwaarts bevinden met een mindere brede rivierbedding en homogenere menging (zie verder) is dit dan ook volgens de verwachtingen. Met uitzondering van Lippenbroek waar de gemiddelde SPMC resultaten over de dwarsraai groter dan deze gemeten op het verticale profiel op 1 vast punt. Dit komt overeen met metingen eerder gerapporteerd (OMES, 2016). Vermoedelijk is dit een gevolg van de ligging van het meetpunt nabij een bocht. De andere meetlocaties zijn aan een rechte stuk gelegen.



**Figuur 5.21** Correlatie tussen zwevende stofconcentratie (SPMC) langsheen een dwarsraai in functie van zwevende stofconcentratie (SPMC) gemeten langsheen een verticaal profiel (meetjaar 2020).

De waargenomen gemiddelde stroomsnelheden over een dwarsraai versus langs een verticaal profiel tussen 2015 en 2020 zijn weergegeven in Figuur 5.22. In het algemeen lijkt er tussen deze twee verschillend gemeten stroomsnelheden een minder duidelijke trend aanwezig te zijn dan bij de zwevende stofconcentraties Figuur 5.21. Desalnietemijn zijn er hier en daar toch een aantal observaties die eruit springen. Zo is bijvoorbeeld voor de stations Temse en Lippenbroek te zien dat de gemiddelde snelheden langs het verticale profiel opmerkelijk hoger liggen dan de snelheden over de dwarsraai. Dit komt overeen met eerdere observaties (Omes, 2016) (Figuur 5.22 middenste rij). Voor de stations Grens en Liefkenshoek (Beneden-Zeeschelde stroomafwaarts van Antwerpen) zijn enkel de dieptegemiddelde snelheden langs het verticale profiel tijdens vloed hoger dan de gemiddelde snelheden gemeten over de dwarsraai (Figuur 5.22 bovenste rij).

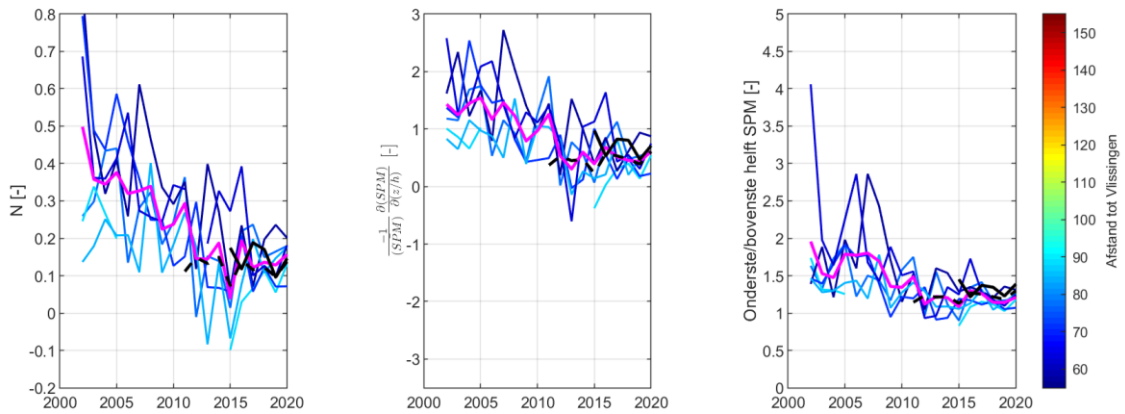


**Figuur 5.22** Correlatie tussen stroomsnelheid langsheen een dwarsraai in functie van stroomsnelheid gemeten langsheen een verticaal profiel (voor een de periode 2015 - 2020).

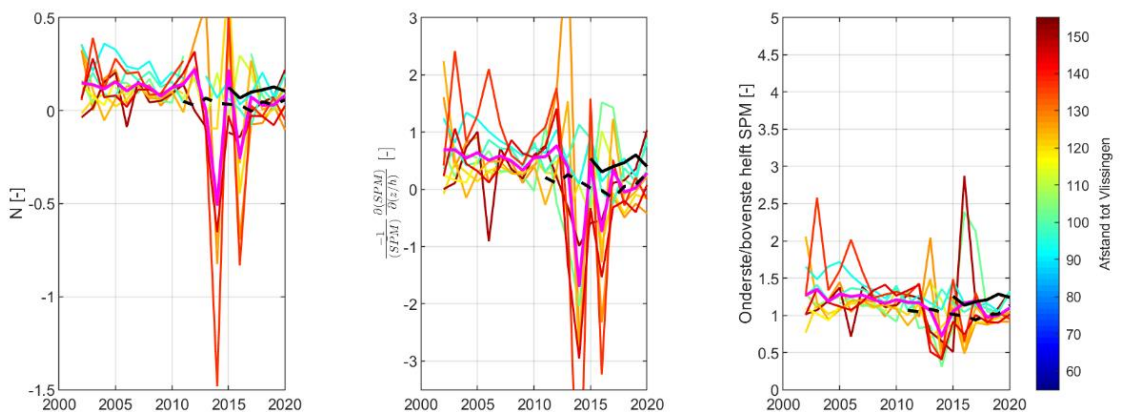
## Verticale variatie/diepte gradiënt

De onderste waterlagen zijn klassiek rijker aan zwevende stof dan de bovenste waterlagen. Eerdere rapportages toonden reeds aan dat deze diepte gradiënt (i.e. de SPM variatie over het verticaal profiel) lijkt af te nemen, en maakten bijgevolg melding van een dalende verticale concentratie gradiënt (OMES 2016, 2017). In Figuur 5.23 en Figuur 5.24 wordt de verticale variatie aan zwevende stof geïllustreerd voor de Beneden- en Boven-Zeeschelde, respectievelijk, aan de hand van Rouse-getal  $N$  en de gemiddelde verticale concentratie gradiënt in functie van de tijd. Meer uitleg over deze twee parameters kan terug gevonden worden in voorgaande OMES rapportages (OMES 2016). In de Beneden-Zeeschelde is een duidelijk dalende trend in het Rouse-getal  $N$  en de gemiddelde verticale concentratie gradiënt tot en met 2017 vast te stellen (Figuur 5.23). Deze toont aan dat de SPM in de Beneden-Zeeschelde meer uniform verdeeld wordt over de waterkolom en dus homogener verdeeld wordt over de jaren heen, ten gevolge van de stijging van de SPM in de bovenste helft van de waterkolom. De laatste jaren lijken de parameters (het Rouse-getal  $N$  en de gemiddelde verticale concentratie gradiënt) echter eerder te stabiliseren wat dan weer zou kunnen wijzen op een stabiele en homogene verdeling van de zwevende stofconcentratie.

In de Boven-Zeeschelde worden in het jaar 2014 sterk afwijkende waarden waargenomen (Figuur 5.24). Deze werden wellicht veroorzaakt door een relatief klein aantal genomen dieptestalen (OMES, 2016). Aangezien de dataset ondertussen een langere termijn bestrijkt wordt des te meer duidelijk dat deze afwijkende data geen natuurlijk signaal representeert. De evolutie in de verticale variatie in de Boven-Zeeschelde verloopt dan ook eerder stabiel dan dalend (Figuur 5.24).

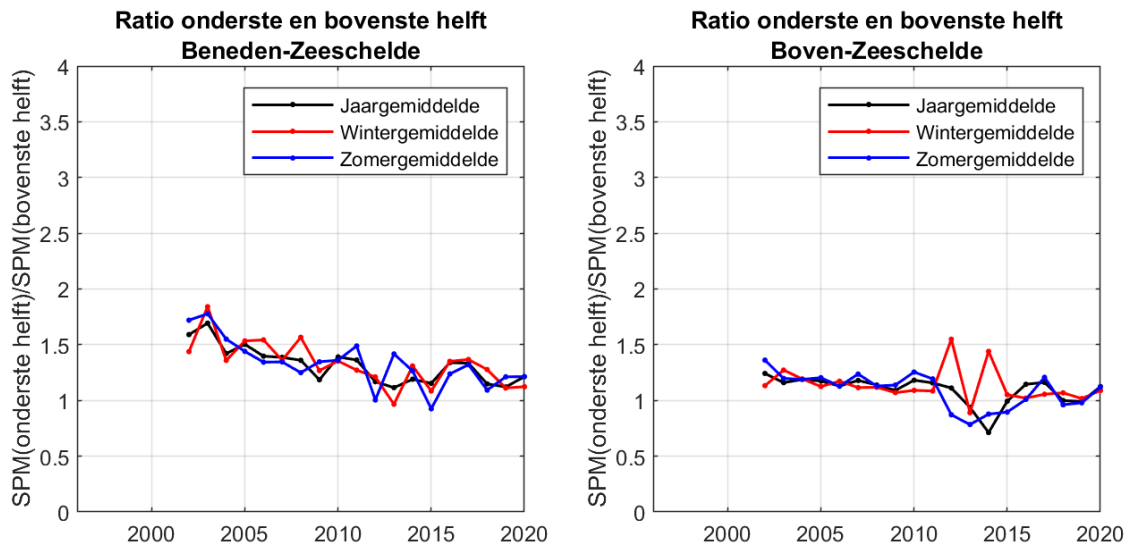


**Figuur 5.23** Rouse-getal (links), gemiddelde verticale concentratiegradiënt (midden) en SPM Ratio (rechts) in functie van de tijd voor de Beneden-Zeeschelde [inclusief aanduiding lopend gemiddelde van dieptestalen (magenta -), ADCP (zwarte --) en OBS (zwarte -)].



**Figuur 5.24** Rouse-getal (links), gemiddelde verticale concentratiegradiënt (midden) en SPM Ratio (rechts) in functie van de tijd voor de Boven-Zeeschelde [inclusief aanduiding lopend gemiddelde van dieptestalen (magenta -), ADCP (zwarte --) en OBS (zwarte -)].

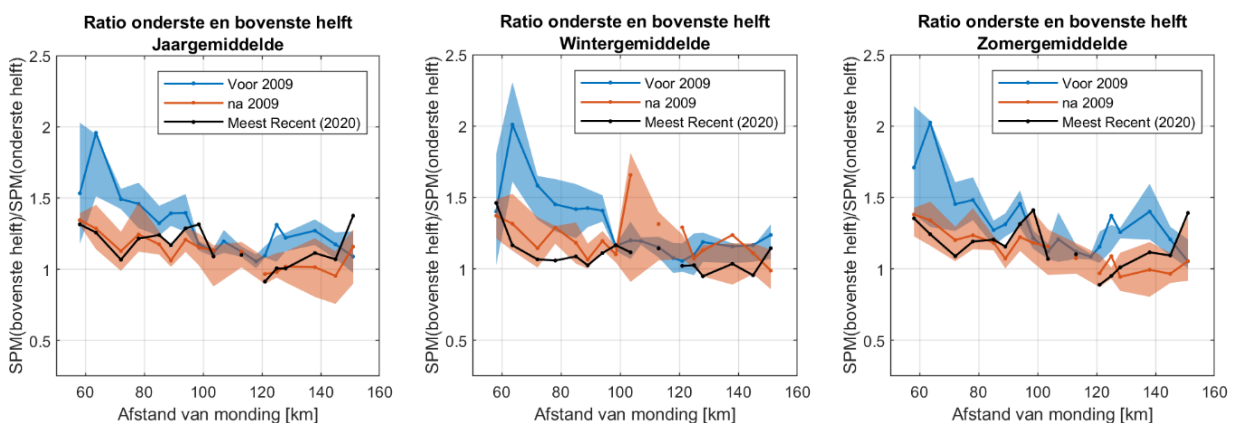
De bevindingen voor zowel de Beneden- en Boven-Zeeschelde zijn eveneens zichtbaar in de rechtse grafiek van Figuur 5.23 en Figuur 5.24, respectievelijk. De verticale variatie wordt hier op een ietwat bevattelijkere manier gepresenteerd, namelijk via de SPM ratio tussen de onderste en bovenste helft van de waterkolom in functie van de tijd. De jaar-, winter- en zomergemiddelde SPM ratios zijn eveneens weergegeven in functie van de tijd (Figuur 5.25). Hieruit kunnen gelijkaardige conclusies getrokken worden wat de verticale variatie betreft. Met name, na een initiële daling is een stabilisering voor zowel de Beneden- en Boven-Zeeschelde doorheen de seizoenen zichtbaar. In de Boven-Zeeschelde ligt de ratio zeer dicht bij 1, wat duidt op goede menging over de gehele waterkolom.



**Figuur 5.25** 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). Wanneer echter de volledige diepte gradiënt op basis van OBS wordt beschouwd, is er nog steeds een duidelijke diepte gradiënt ( $>1$ ) aanwezig, ook in de Boven-Zeeschelde. Ondanks dat de tijdreeks van OBS data met het jaar aangroeit is deze echter nog steeds te kort om hierin een trend te ontwaren.

In Figuur 5.26 zijn de SPM ratios weergegeven als jaar-, winter- en zomergemiddelde in functie van de afstand tot de monding. Voor alle gemiddelden zien we ter hoogte van de Beneden-Zeeschelde (60-100km) het grootste verschil tussen de ratios voor 2009 en deze na 2009. Dit bevestigt de hierboven besproken daling in de verticale gradiënt in de Beneden-Zeeschelde. Deze daling is eerder beperkt voor de Boven-Zeeschelde (120-150 km) waar de ratios voor en na 2009 minder sterk verschillen van elkaar. De metingen van 2020 liggen in de lijn van de ratios na 2009 en bevestigen dus nogmaals de stabiliserende trend rond een lage verticale gradiënt, oftewel homogener verdeling van de SPM.

De dalende diepte gradiënt van de Beneden-Zeeschelde is het meest uitgesproken in het wintergemiddelde. Daarentegen zien we voor de Boven-Zeeschelde dat de beperkte daling in verticale gradiënt zich vooral uit in het zomergemiddelde. Meer figuren waarin de data van 2020 i.v.m. de verticale variatie is opgenomen, zowel in functie van de tijd als van de afstand tot de monding, kunnen terug gevonden worden in Appendix (9.4).

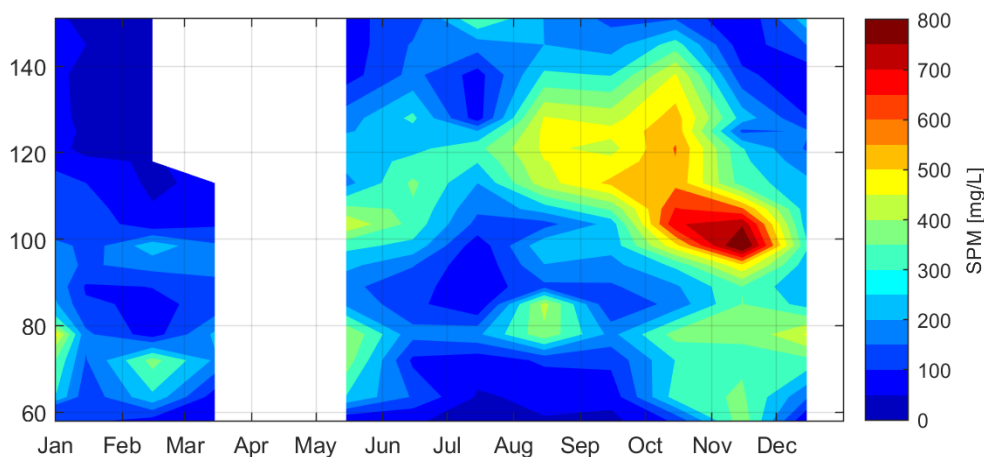


**Figuur 5.26** Jaar- (links), winter- (midden) en zomergemiddelde (rechts) ratios van SPM in de onderste helft van de waterkolom over SPM in de bovenste helft, op basis van dieptestalen.



## 5.4.2 Dieptestalen 2020

Figuur 5.27 toont voor 2020 de dieptegemiddelde SPM concentratie, op basis van dieptestalen. Als gevolg van de Covid-19 pandemie hebben tijdens de lente van 2020 niet alle dieptestalen plaats kunnen vinden. Daarnaast was de ADCP niet beschikbaar in Februari 2020. Met OBS zijn wel steeds beperkte metingen uitgevoerd (zie verder). Figuur 5.27 toont het sinds 2009 typische patroon voor de zomer en het najaar met een piek in de zwevende stofconcentratie tussen km 100-130. Deze hoge concentraties in de Boven-Zeeschelde nemen sterk toe in -en vooral na- de droge zomer van 2020. In het bijzonder, in November 2020 worden er op ca. 100 km van de monding maximum zwevende stofconcentraties van 800 mg/L gemeten. De sterke variatie in de stofconcentraties doorheen het jaar, en in het bijzonder voor de Boven-Zeeschelde, zijn dus mogelijks te wijten aan de droge zomer.



**Figuur 5.27 Gemiddelde SPM concentratie over de ganze waterkolom op basis van dieptestalen voor het jaar 2020.**

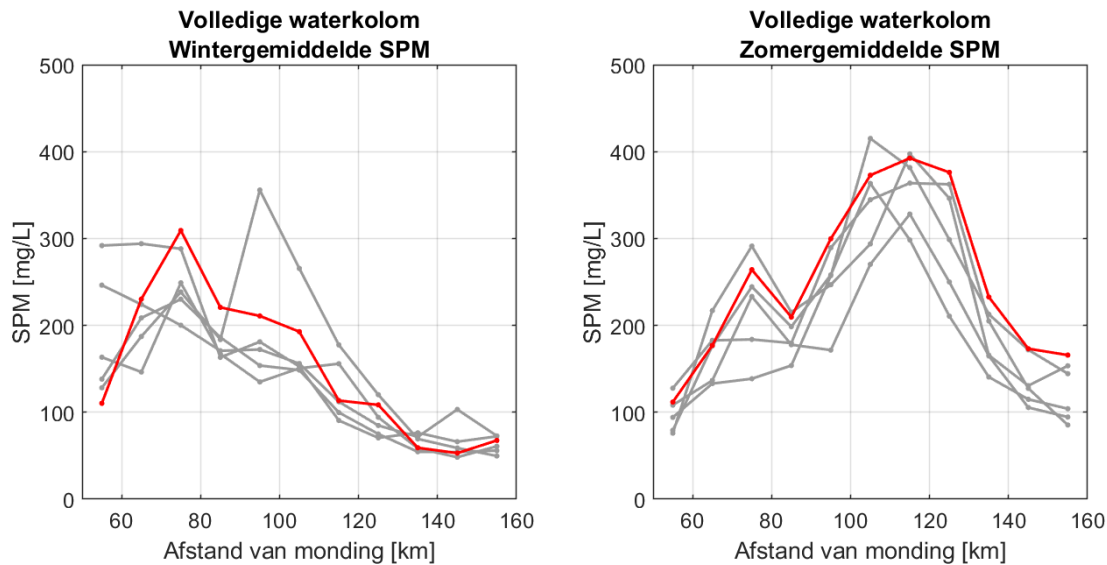
De tijdsgemiddelde zwevende stof (SPM) concentratie over de ganze diepte gradiënt wordt voor de winter en zomer in Figuur 5.28 weergegeven als functie van de afstand tot de monding. Figuur 5.29 toont enkel voor 2020 de tijdsgemiddelde SPM als functie van afstand tot de monding en de diepte. Winter en zomer zijn hier gedefinieerd als respectievelijk januari tot en met maart, en juni tot en met augustus. De SPM concentraties zijn hier gebaseerd op de OBS (turbiditeitsmeter) diepteprofielen die tijdens elke OMES campagne voor elk station gekalibreerd werden aan de hand van SPM dieptestalen.

In de winter liggen de SPM concentraties tussen de 50 en 400 mg/L. Een estuarien turbiditeitsmaximum (MTZ1) tussen 60-80 km is ook hier duidelijk zichtbaar. Dit turbiditeitsmaximum vertoont wel een duidelijke verticale gradiënt: de concentraties nemen toe richting de bodem waar concentraties boven de 300 mg/l waargenomen worden. In tegenstelling tot voorgaande jaren, wordt er tijdens de winter van 2020 slechts een zeer zwak tweede maximum waargenomen nabij km 100, met concentraties van de orde 200 mg/l. Stroomopwaarts, voorbij 100 km van de monding, zijn de SPM concentraties van de orde 50 mg/l.

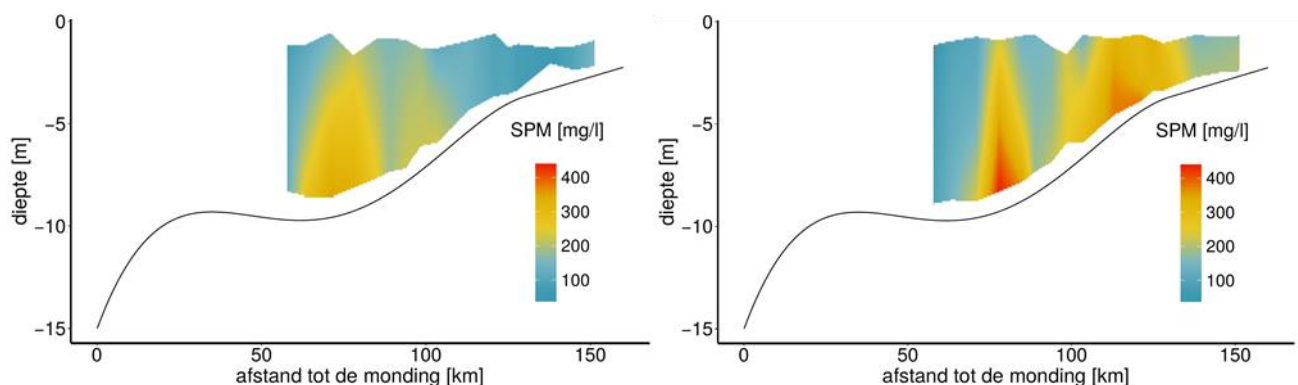
De zomer vertoont een heel andere SPM verdeling dan de winter. Gelijkaardig als de voorgaande jaren worden er zwevende stofconcentraties waargenomen van de orde 100-400 mg/L. De locaties van de turbiditeitsmaxima zijn significant anders dan in de winter. Een eerste maximum bevindt zich nabij Antwerpen (80 km) en vertoont ook hier een 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 200 mg/l, significant hoger vergeleken met de SPM concentraties in de winter.



De seizoenaliteit in turbiditeitsmaxima vertoont dus gelijkaardige patronen als in 2019. Dit seizoenaliteitspatroon werd reeds bestudeerd in de vorige OMES rapportage en in Horemans et al. (2021). Het voornaamste verschil is met 2019 is dat er in 2020 geen derde ETM waarneembaar nabij km 70 in de zomer en dat het ETM nabij km 80 een sterkere verticale gradient vertoont. De concentraties in de turbiditeitsmaxima in de zomer zijn over het algemeen ook iets hoger (~ 50 mg/l hoger).



**Figuur 5.28** Tijdsgemiddelde SPM concentratie (op basis van OBS) in de Zeeschelde in de winter 2020 (links) en zomer 2020 (rechts) (rood: 2020; grijs: 2015-2019).



**Figuur 5.29** Tijdsgemiddelde SPM concentratie (op basis van OBS) in de Zeeschelde in de winter 2020 (links) en zomer 2020 (rechts)

### 5.4.3 Getijvariatie

De getijvariatie meetcampagnes werden in 2020 uitgevoerd te Kruibeke (oligohaliene zone), te Boom (Rumst, Rupel) en te Schellebelle (zoete zone met korte verblijftijd). Sinds 2020 is de meetlocatie Terhagen vervangen door metingen ter hoogte van de steiger in Boom. Anders dan voorgaande jaren is de gerapporteerde data van 2020 tevens het resultaat van gevaren dwarsraaien eerder dan van metingen op een vaste, stationaire locatie. Dit maakt dat voorzichtigheid geboden is wanneer data van 2020 wordt vergeleken met data van voorgaande jaren. De data kan wel éénvoudig vergeleken worden met de uitgevoerde 13-uursmetingen uitgevoerd in kader van MONEOS en zijn gerapporteerd in de bijhorende rapporten.

## Schellebelle

Ter hoogte van Schellebelle variëren de waargenomen zwevende stofconcentraties tussen 70 en 300 mg/l met een gemiddelde concentratie van 230 mg/l (Figuur 5.30). De maximale concentraties zijn waargenomen rond hoogwater. De zwevende stofconcentraties zijn minimaal ca. 30 minuten na laagwater. Het maximaal debiet bedraagt 334 m<sup>3</sup>/s en doet zich 1u15 voor hoogwater voor. De gemiddelde stroomsnelheid over het hele dwarsprofiel bedraagt op dat moment ca. 1.0 m/s. Tijdens eb wordt het maximale afvoerdebiet waargenomen ca. 1u15 uur na hoogwater en bedraagt 232 m<sup>3</sup>/s. De gemiddelde stroomsnelheid over het hele dwarsprofiel bedraagt op dat moment 0.7 m/s. Het totale waargenomen watervolume tijdens de ebfase bedraagt ca. 3,9miljoen m<sup>3</sup> en tijdens de vloedfase watervolume ca. 3,4miljoen m<sup>3</sup>. Dit betekent dat er netto gezien 0,5 miljoen aan waterstroomafwaarts wordt afgevoerd (Tabel 5.2). De sedimentvracht tijdens eb bedraagt 927 ton en tijdens vloed ca. 740 ton. Netto wordt er 187 ton aan sediment stroomafwaarts afgevoerd. In 2019 werd er 1 miljoen m<sup>3</sup> aan water en 50 ton aan sediment afwaarts getransporteerd (Vandenbruwaene et al., 2020).

De maximale dieptegemiddelde sedimentconcentraties waargenomen in 2020 t.h.v. Schellebelle zijn ca. 100 mg/l hoger dan deze waargenomen in 2018 en 2019 maar zijn nog steeds ca. 100 mg/l lager dan de sedimentconcentraties waargenomen in 2017 (Figuur 5.30). De dieptegemiddelde stroomsnelheden waargenomen in 2020 zijn vergelijkbaar met deze waargenomen in de voorbije jaren (Figuur 5.34).

**Tabel 5.2: Waargenomen debiet en sedimentflux tijdens de 13u-metingen van 2020 in Kruikeke, Boom en Schellebelle**

Parameter	Tijfase	Schellebelle (06-07-2020)	Boom (08-07-2020)	Kruikeke (09-07-2020)
Duurtijd [uu:mm]	Eb	07:26 (60%)	07:00 (57%)	06:40 (56%)
	Vloed	05:00 (40%)	05:15 (43%)	05:20 (44%)
	Totaal	12:26 (100%)	12:15 (100%)	12:00 (100%)
Totale waterstijging [m]	Eb	-3.18	-5.55	-5.46
	Vloed	3.22	5.46	5.36
Daggemiddelde Zoetwaterafvoer [m/s <sup>3</sup> ]	-	2,5 (Melle)	28 (Wintam Monding)	39 (Schelle)
Watervolume [m <sup>3</sup> ]	Eb	3 883 302	12 544 192	65 443 204
	Vloed	-3 422 398	- 9 731 799	-69 408 691
	Netto	460 904	2 812 393	-3 965 487
Sedimentvracht [ton]	Eb	927	1 574	7 652
	Vloed	-739	-1 387	-10 579
	Netto	188	187	-2 927
Gemiddelde debiet [m <sup>3</sup> /s]	Eb	145	498	2 727
	Vloed	190	515	3 615
	Totaal	163	505	3 122
Gemiddelde sediment- concentratie [mg/l]	Eb	238	125	117
	Vloed	216	143	152
	Totaal	228	133	135

## Boom

De waargenomen zwevende stofconcentraties tijdens de metingen in Boom variëren tussen 60 en 160 mg/l met een gemiddelde concentratie van 133 mg/l (Figuur 5.31). De maximale concentraties zijn 30 minuten voor-, en 3u na hoogwater waargenomen. De minimale dieptegemiddelde sedimentconcentraties zijn ca. 1u na hoogwater waargenomen. Het maximaal debiet ter hoogte van Boom bedraagt 912 m<sup>3</sup>/s en doet zich ca. 25 minuten voor hoogwater voor. De gemiddelde

stroomsnelheid over het hele dwarsprofiel bedraagt op dat moment 0,75 m/s. Tijdens eb wordt het maximale debiet waargenomen ca. 1u30 na hoogwater en bedraagt 813 m<sup>3</sup>/s. De gemiddelde stroomsnelheid over het hele dwarsprofiel bedraagt op dat moment 0,70 m/s. Het totale waargenomen watervolume tijdens eb bedraagt ca. 12,5 miljoen m<sup>3</sup> (Tabel 5.2). Tijdens vloed is het waargenomen watervolume iets lager en bedraagt ca. 9,7 miljoen m<sup>3</sup>. De sedimentvracht tijdens eb bedraagt 1574 ton en tijdens vloed ca. 1387 ton. Netto wordt er 187 ton aan sediment, ongeveer evenveels als te Schellebelle, afgevoerd. Te Boom wordt netto 2,8 miljoen water stroomafwaarts afgevoerd, een vijfvoud van het volume te Schellebelle. In vergelijking met 2019, werd 1,2 miljoen aan water stroomafwaarts afgevoerd en 13 ton aan sediment opwaarts getransporteerd ter hoogte van Terhagen (Vandenbruwaene et al., 2020).

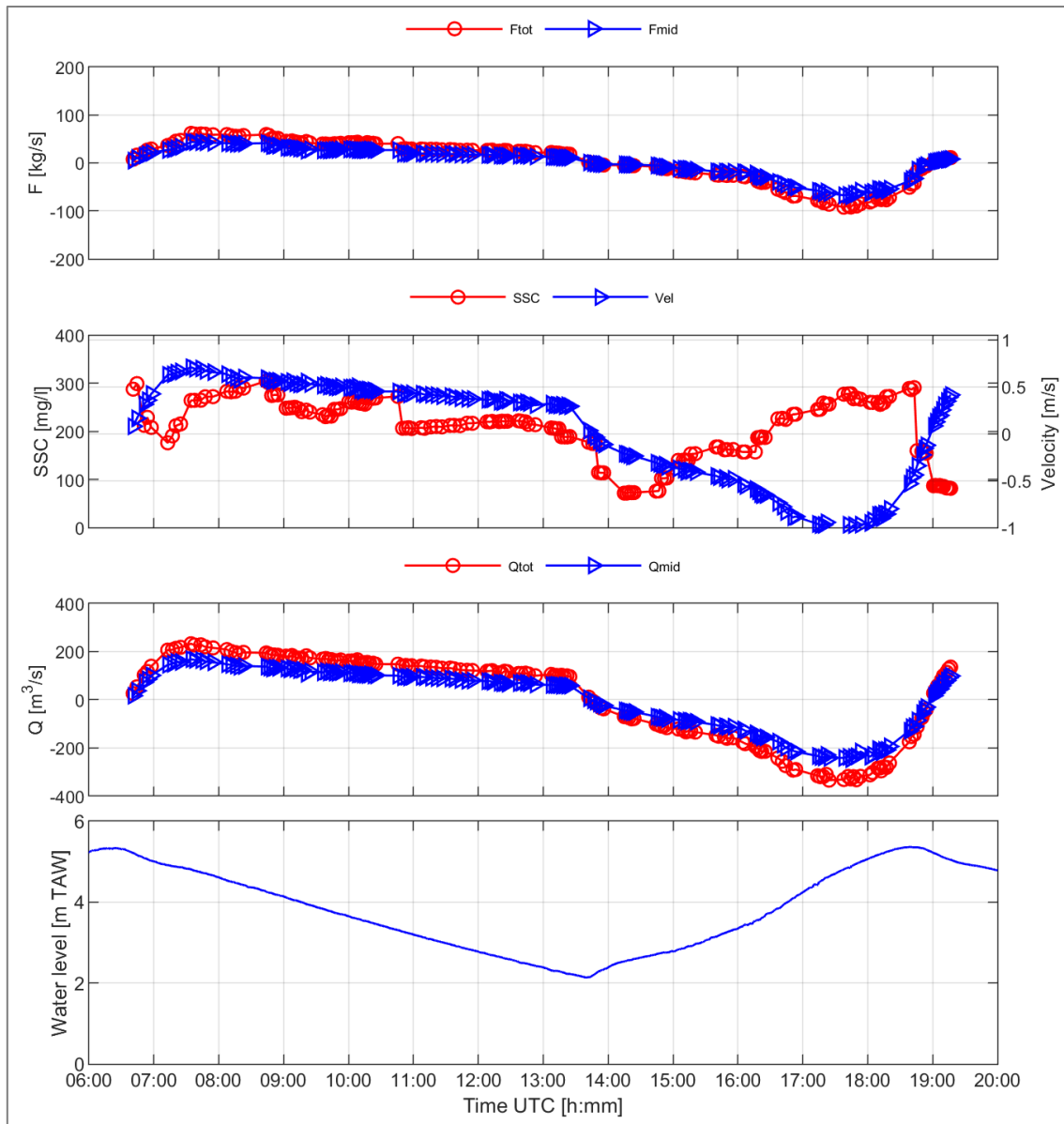
De maximale dieptegemiddelde sedimentconcentraties waargenomen in 2020 t.h.v. Boom zijn van dezelfde grootteorde als deze waargenomen tijdens voorbije jaren t.h.v. Terhagen (Figuur 5.33). De dieptegemiddelde stroomsnelheden over een dwarstransect t.h.v. Boom in 2020 liggen beduidend lager (< 1m/s) dan de dieptegemiddelde snelheden langsheen een vast punt van de voorbije jaren in Terhagen (Figuur 5.31). De positie van het vast punt bevond zich meer centraler in de vaargeul waar de stroomsnelheden hoger zijn dan de gemiddelde snelheden over de raai en nabij Terhagen is de Rupel smaller ter hoogte van Boom.

## Kruikeke

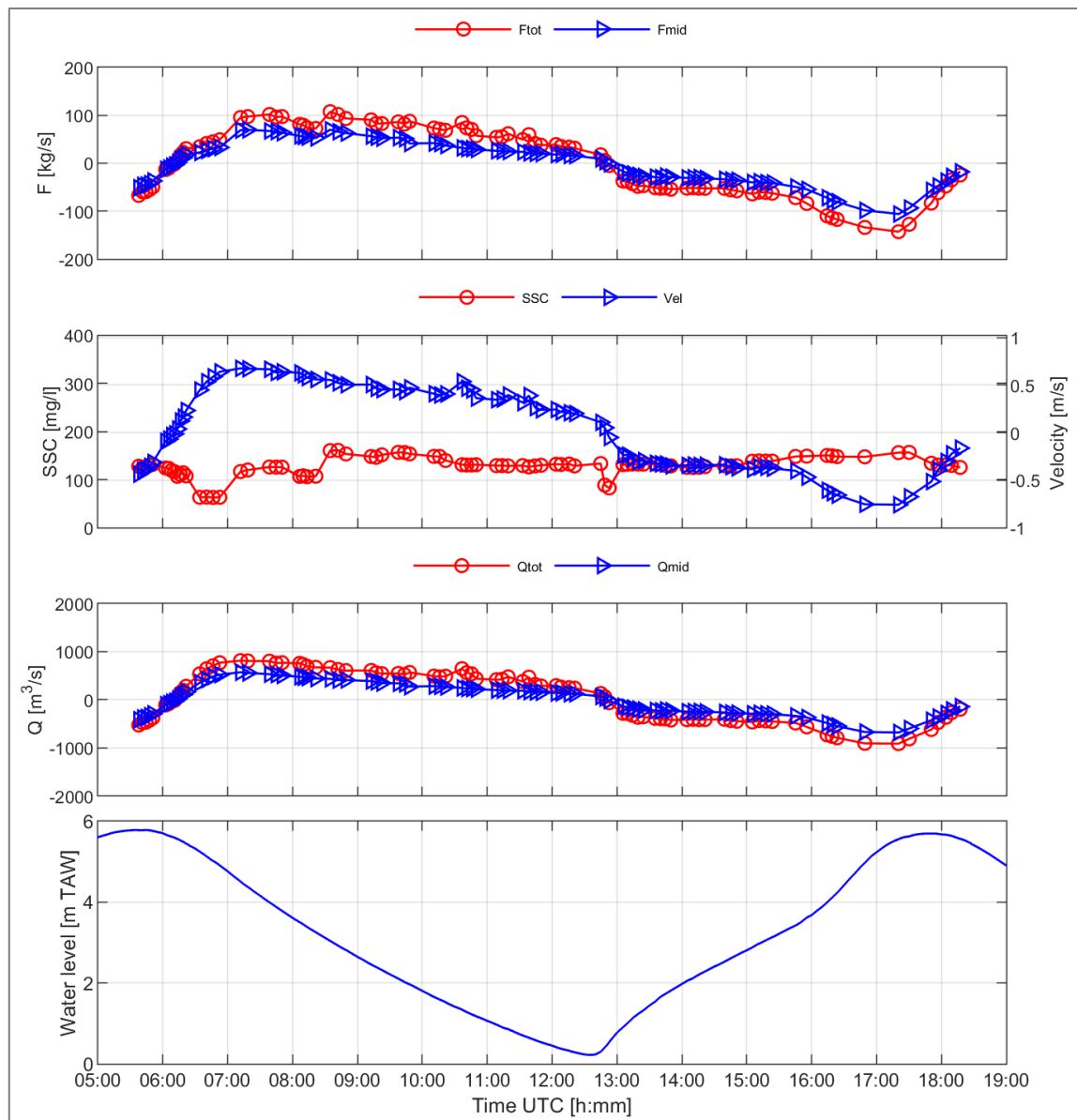
De waargenomen zwevende stofconcentraties nabij Kruikeke variëren tussen 100 en 200 mg/l met een gemiddelde concentratie van 135 mg/l (Figuur 5.32). De maximale concentraties zijn waargenomen rond hoogwater. Het maximaal waargenomen debiet ter hoogte van Kruikeke bedraagt 5 680 m<sup>3</sup>/s en doet zich 40 minuten voor hoogwater voor. De gemiddelde stroomsnelheid over het hele dwarsprofiel bedraagt op dat moment 1,2 m/s. Tijdens eb wordt het maximale afvoerdebiet waargenomen ca. 2 uur voor hoogwater en bedraagt 4 240 m<sup>3</sup>/s. De gemiddelde stroomsnelheid over het hele dwarsprofiel bedraagt op dat moment 0,9 m/s. De dieptegemiddelde sedimentconcentraties waargenomen in 2020 t.h.v. Kruikeke zijn vergelijkbaar met deze van 2015. Tijdens meer recente campagnes werden hogere dieptegemiddelde sedimentconcentraties waargenomen, met zeer hoge waarden tot 800 mg/l in 2018. De in 2020 waargenomen dieptegemiddelde stroomsnelheden zijn vergelijkbaar met deze waargenomen in de voorbije jaren (Figuur 5.31).

Het totaal watervolume dat tijdens eb wordt getransporteerd, bedraagt ca. 65,4 miljoen m<sup>3</sup> en tijdens vloed 69,4 miljoen m<sup>3</sup>/s (Tabel 5.2). De sedimentvrachten zijn tijdens eb 7 650 ton en tijdens vloed 10 580 ton. Tijdens de 13-uursmeting werd ca. 3000 ton aan sediment en 4 miljoen aan water stroomopwaarts getransporteerd. In vergelijking met Boom en Schellebelle is het aandeel van de vloedfase in de totale duurtijd van de getijcyclus kleiner aan meetlocatie Kruikeke. In combinatie met een hoger waargenomen sedimentconcentraties en debiet tijdens vloed dan tijdens eb, wordt er sediment stroomopwaarts getransporteerd ter hoogte van Kruikeke. Aan Schellebelle en Boom wordt sediment stroomafwaarts afgevoerd.

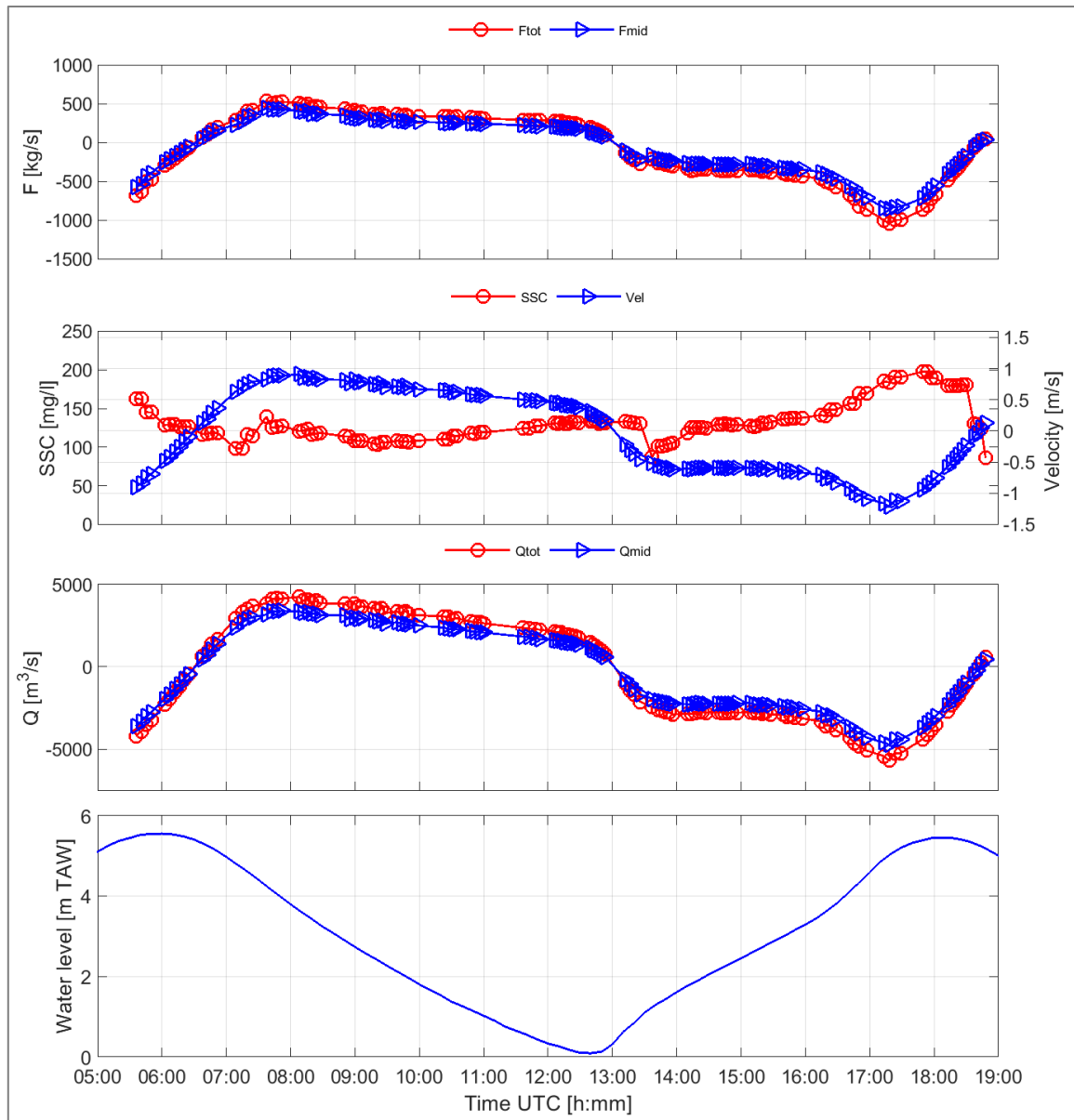
Het netto getransporteerde watervolume opgemeten in 2020 aan Kruikeke is vergelijkbaar met de vorige MONEOS-metingen. Zo werd er 5 miljoen m<sup>3</sup> aan water stroomopwaarts getransporteerd in de 13-uursmeting van 2017 en 2 miljoen m<sup>3</sup> in 2019. In het 2016 werd er netto 16 miljoen m<sup>3</sup> water stroomafwaarts getransporteerd. Aan sediment werd er in 2019 ca. 200 ton aan sediment stroomafwaarts afgevoerd (Vandenbruwaene et al., 2020). De variaties in nettoafvoeren zijn afhankelijk van de hydrodynamische condities (o.a. getij en zoetwaterafvoer), maar ook van de wisselwerking tussen de rivier, intertidale gebieden en GGG/GOG-gebieden. Hierdoor kunnen jaarlijkse, seizoenaal of per getij variaties optreden en zijn deze cijfers moeilijk te vergelijken zonder rekening te houden met al deze factoren. De uitgevoerde metingen zijn wel een belangrijke bron van informatie om hydrodynamische modellen te valideren en de achterliggende fysische processen beter te begrijpen.



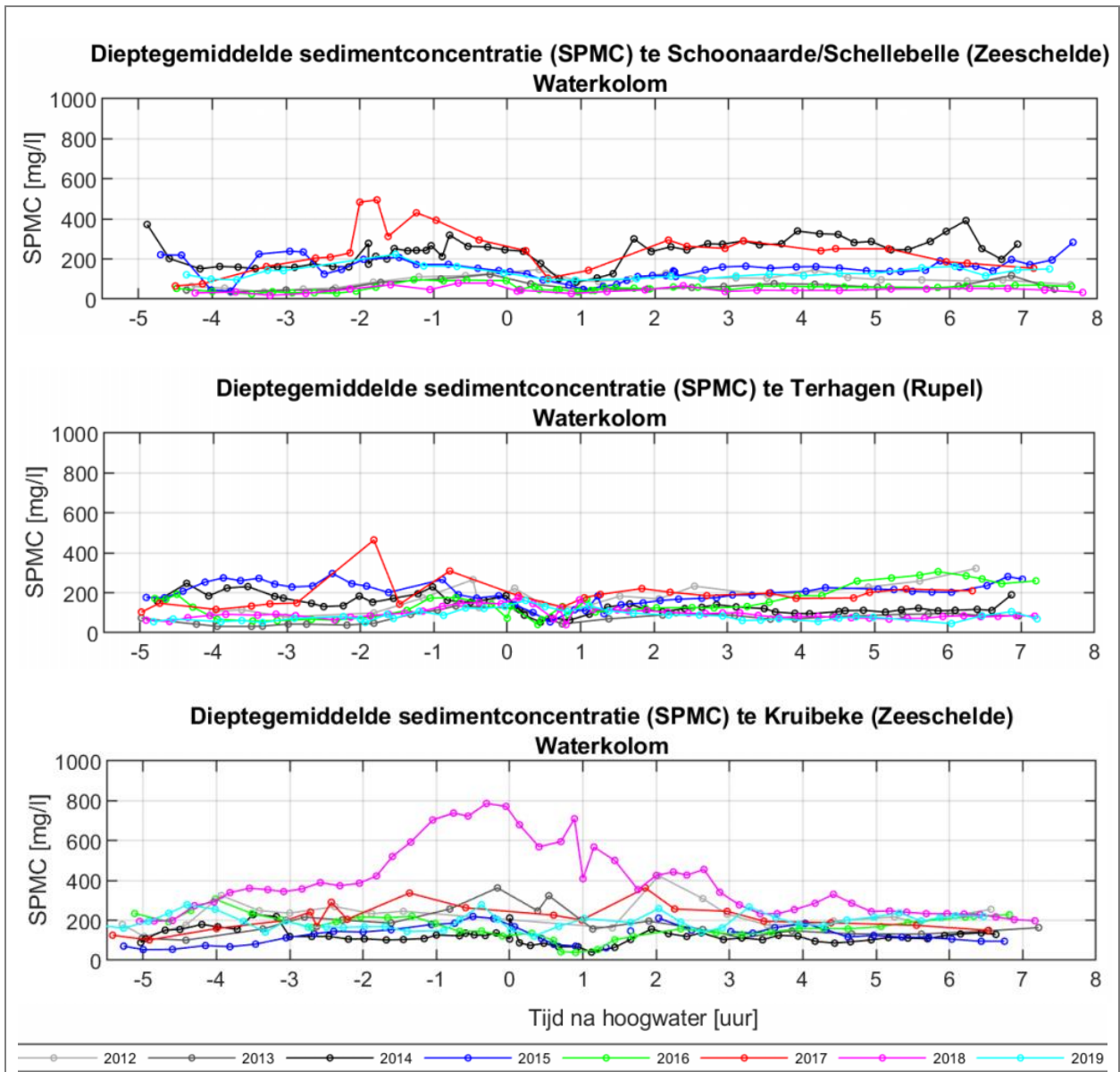
**Figuur 5.30** Waargenomen sedimentflux (bovenste plot), zwevende stof concentraties en gemiddelde snelheden (2<sup>e</sup> plot), debiet (3<sup>e</sup> plot) en getij (onderste plot) over het hele dwarstransect ter hoogte van Schellebelle op 6 juli 2020.



**Figuur 5.31** Waargenomen sedimentflux (bovenste plot), zwevende stof concentraties en gemiddelde snelheden (2<sup>e</sup> plot), debiet (3<sup>e</sup> plot) en getij (onderste plot) over het hele dwarstransect ter hoogte van Boom op 8 juli 2020.

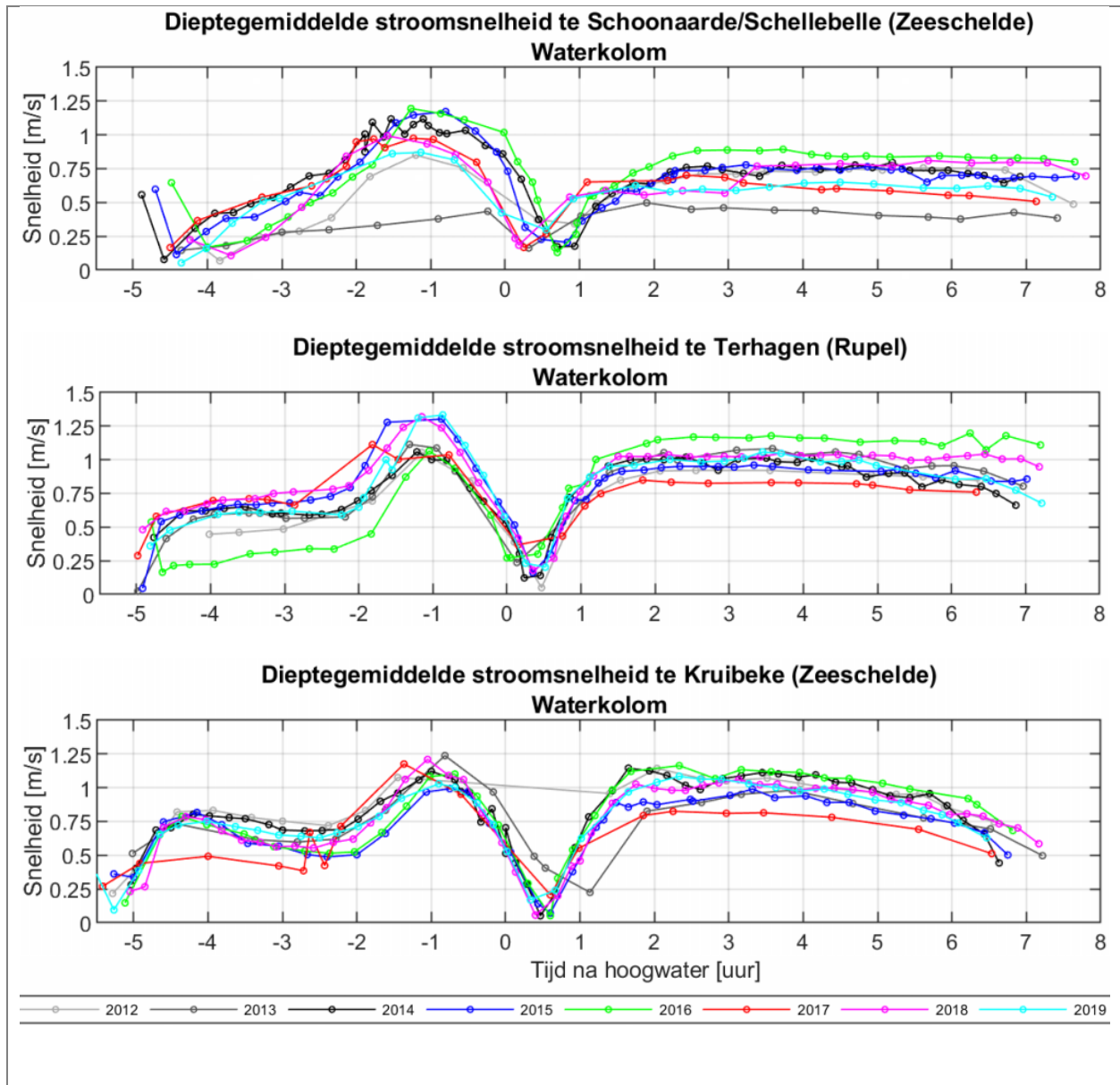


**Figuur 5.32** Waargenomen sedimentflux (bovenste plot), zwevende stof concentraties en gemiddelde snelheden (2<sup>e</sup> plot), debiet (3<sup>e</sup> plot) en getij (onderste plot) over het hele dwarstransect ter hoogte van Kruibeke op 9 juli 2020.



**Figuur 5.33** De evolutie van de dieptegemiddelde sedimentconcentratie gemeten ter hoogte van Schoonaarde/Schellebelle, Terhagen en Kruibeke tussen 2012 – 2019.



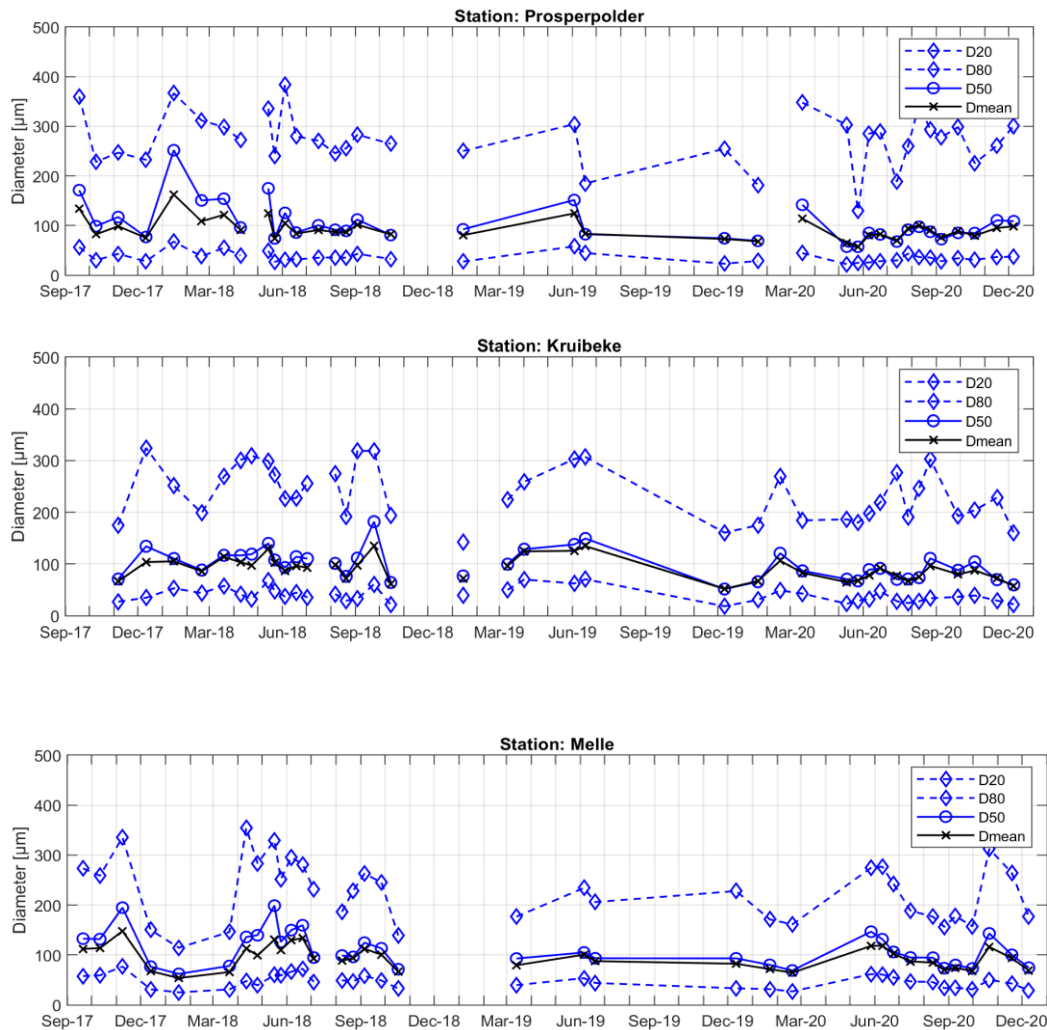


**Figuur 5.34** De evolutie van de dieptegemiddelde stroomsnelheden gemeten t.h.v. Schoonaarde/Schellebelle, Terhagen en Kruibeke tussen 2012 – 2019.

## 5.5 Vlokvorming

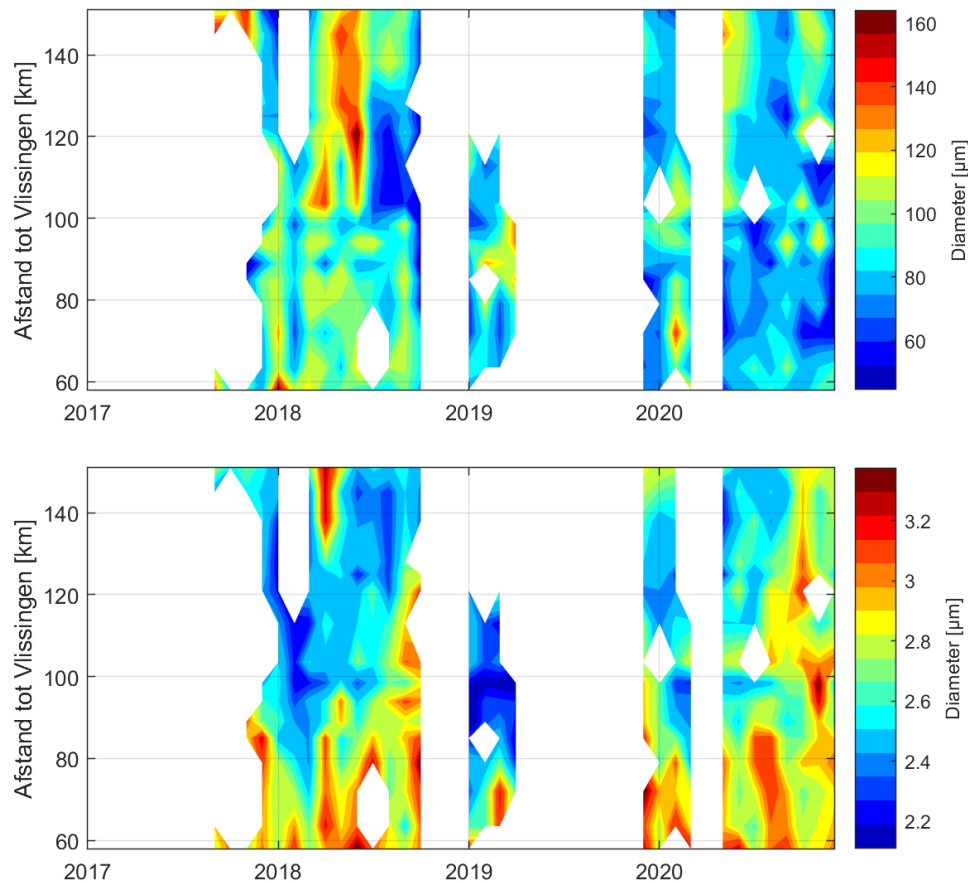
Om meer inzicht te krijgen in het vlokvormingsproces dat plaats vindt in de Schelde worden sinds het najaar van 2017 vlokgroottes gemeten binnen elke OMES campagne. Met behulp van een LISST 200x Sequoia instrument (in bruikleen van VLIZ) wordt de korrelgrootteverdeling (particle size distribution) gemeten over de diepte. Deze distributie wordt gebruikt om een gemiddelde vlokgrootte te berekenen (Dmean). Hierbij werd de methode gevolgd zoals beschreven op de officiële website van Sequoia. De LISST metingen werden op elk estuarien station uitgevoerd. Figuur 5.35 toont als voorbeeld de metingen te Grens (Prosperolder), Kruibeke en Melle vanaf het najaar van 2017 tot en met eind 2020. Hier observeren we dat de korrelgrootteverdeling relatief constant blijft gedurende de laatste jaren, met een gemiddelde vlokgrootte die schommelt rond de 100  $\mu\text{m}$  en een verdeling tussen de ca. 50  $\mu\text{m}$  en ca. 250  $\mu\text{m}$  voor D20 en D80, respectievelijk. De vlokgroottes lijken licht te dalen in 2020 te Kruibeke.





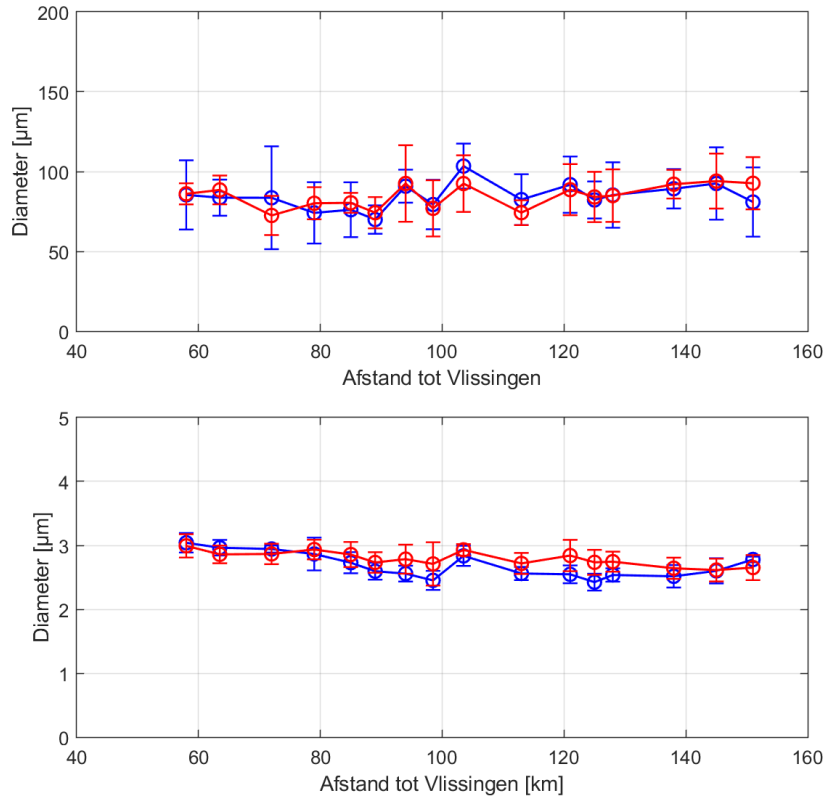
**Figuur 5.35** In situ korrelgrootte gemeten via een LISST 200x Sequoia voor het station Grens (Prosperpolder) (top), Kruibeke (midden) en Melle (onder). De verdeling van de korrelgrootte is weergegeven in percentielen.

De data van alle stations is verder verwerkt in geaggregeerde figuren verderop in dit hoofdstuk. In Figuur 5.36, is de gemiddelde korrelgrootte ( $D_{mean}$ ) weergegeven in functie van de afstand tot de moning (Vlissingen) en in functie van de tijd (Figuur 5.36). Ondanks dat deze tijdreeks niet geheel volledig is, is het echter duidelijk dat de gemiddelde korrelgrootte voornamelijk het grootst is in de zone tussen 100 en 130 km in de zomer (MTZ2a). De metingen van 2020 geven aan dat de jaargemiddelde korrelgroottes afnemen van het station Grens tot aan de Rupelmonding (station Bazel), verder opwaarts nemen de korrelgroottes terug toe (Figuur 5.37). De jaargemiddelde tussen verschillende stations schommelen echter tussen ca. 80 en 110 µm. De spreiding van de korrelgrootteverdeling wordt kleiner (of homogener) naarmate men zich verder van de monding begeeft (Figuur 5.36). Met andere woorden, de gemeten diameter voor D20 zal dichterbij de diameter voor D80 liggen. Bijvoorbeeld, in Figuur 5.35 bovenaan is de korrelgrootteverdeling voor het eerste meetpunt aan station Grens weergegeven. Hieruit blijkt dat de diameter voor D20 en D80 rond 300 µm en 50 µm schommelt. Figuur 5.35 onderaan toont de korrelgrootteverdeling voor het estuariene station het verst van de monding (Melle) aan dat de diameter van D20, mits enkele variaties, nog maar rond de 200 µm schommelt. De in situ korrelgrootteverdeling voor elk ander station is weergegeven in Appendix 9.6. In de laatste trimester van 2020 is de spreiding in de Boven-Zeeschelde meer toegenomen en vergelijkbaar met de Beneden-Zeeschelde. De verschillen blijven echter beperkt.

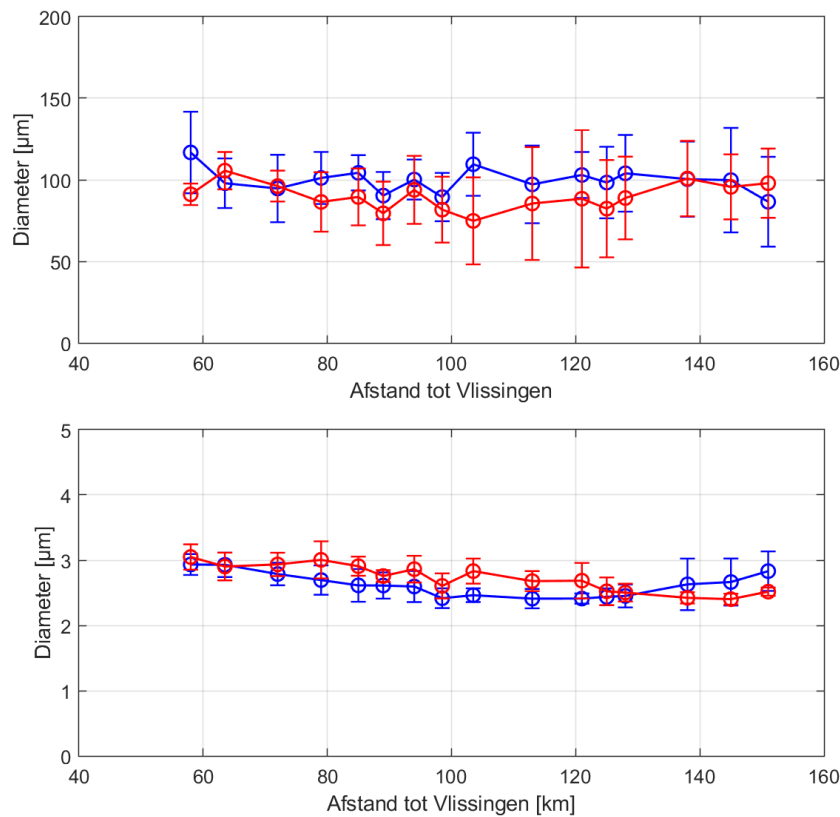


**Figuur 5.36** In situ gemiddelde korrelgrootte gemeten via een LISST 200x Sequoia in functie van afstand tot de moning (Vlissingen) en in functie van de tijd: Dmean (boven) en bijhorende spreiding (onder).

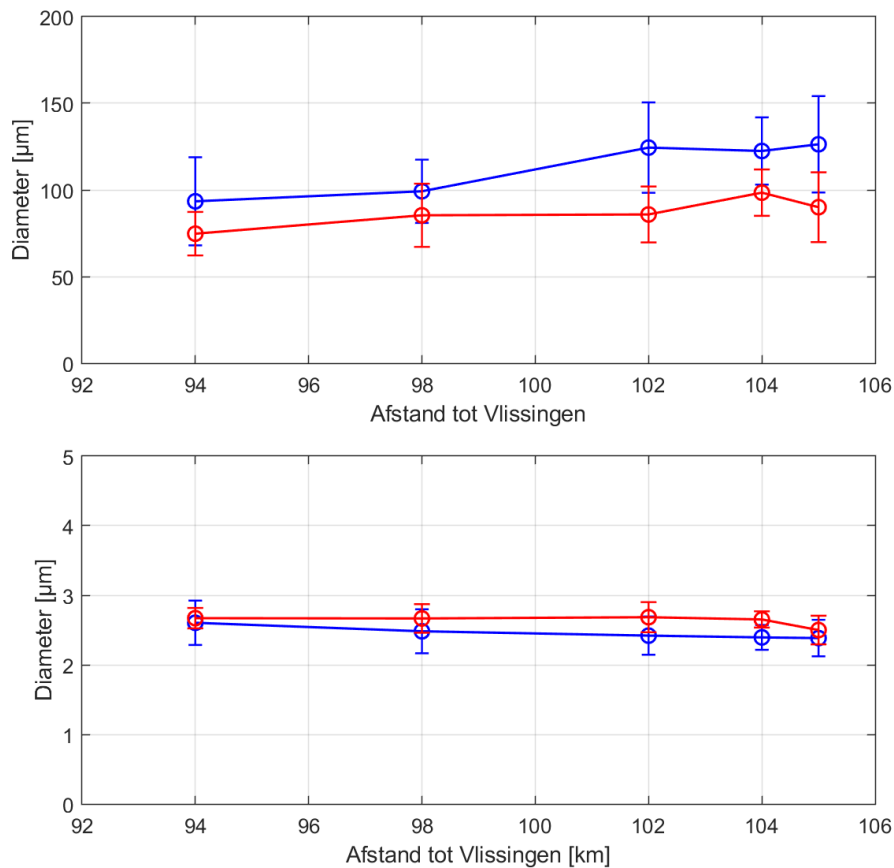
Figuur 5.37 toont de dieptegemiddelde en tijdsgemiddelde vloggroottes voor meetjaar 2020 in de zomer (rood) en winter (blauw). Zowel in winter- als zomer worden gemiddelde vloggroottes waargenomen van de orde 50-150 µm wat overeenkomt met waarnemingen uitgevoerd door Wartel en Francken (1998) en Chen et al. (2005) in de Schelde ongeveer twee decennia geleden. Het verschil tussen winter en zomer is relatief klein tot onbestaand in 2020 en toont dus aan dat er op vlak van vloggrootte weinig seizoenale variatie terug te vinden is (Figuur 5.37). Dit is een verandering ten opzichte van de voorgaande jaren. Ter illustratie zijn dezelfde parameters weergegeven voor het meetjaar 2018 (Figuur 5.38). Hierin zien we duidelijk dat een paar jaar geleden de seizoenale variatie in vloggrootte significant groter was voor de metingen tussen 100 en 130 km (MTZ2a). Gelijkaardig als in 2018 zien we voor deze specifieke zone in 2020 een nog iets kleinere vloggrootte in de zomer, maar het verschil tussen winter en zomer is duidelijk afgenomen. Ten slotte vindt men in 2020 geen significant verschil in vloggrootte tussen Beneden- en Boven-Zeeschelde in zowel zomer- als winterhalfjaar (Figuur 5.37). Dit kan een gevolg zijn van gebrek aan data in verschillende periode van de winter voor de respectievelijke jaren. Bijvoorbeeld in 2018 ontbreekt er data op het einde van het jaar en voor 2020 in het begin van het jaar (omwille van COVID). Op basis van Figuur 5.36 zien we een wel degelijk een toename van de spreiding in de laatste trimester. Op de Rupel nemen we wel verschil waar in de dieptegemiddelde korrelgrootte tussen winter en zomer (Figuur 5.39).



**Figuur 5.37: Tijds- en dieptegemiddelde vloggrootte in winter- (blauw) en zomerhalfjaar (rood) i.f.v. afstand tot de monding (Vlissingen) voor 2020: Dmean (boven) en bijhorende spreiding (onder).**



**Figuur 5.38: Tijds- en dieptegemiddelde vloggrootte in winter- (blauw) en zomerhalfjaar (rood) i.f.v. afstand tot de monding (Vlissingen) voor 2018: Dmean (boven) en bijhorende spreiding (onder).**

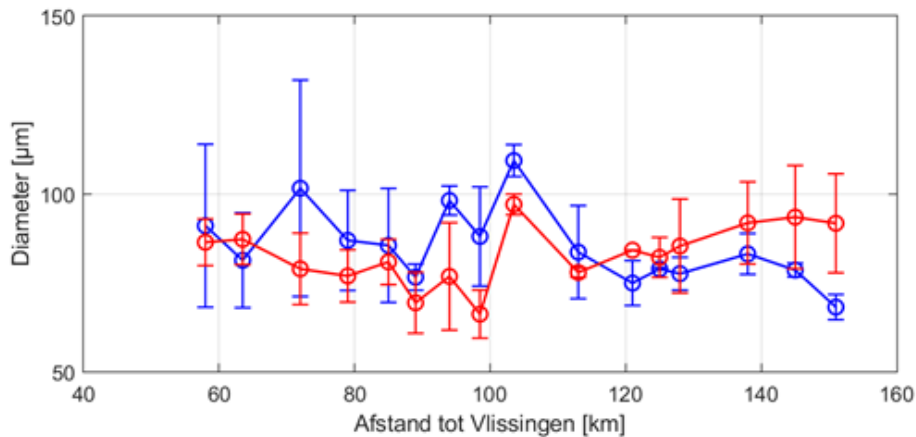


**Figuur 5.39: Tijds- en dieptegemiddelde vloggrootte in winter- (blauw) en zomerhalfjaar (rood) i.f.v. afstand tot monding (Vlissingen) voor 2020 in Rupel: Dmean (top) en bijhorende spreiding (onder).**

Beschouwen we niet het winter- en zomerhalfjaar, maar enkel de winter- en zomermaanden, krijgen we een ander beeld (Figuur 5.40). Een eerste verschil tussen winter en zomer zijn de significant hogere gemiddelde vloggroottes in de winter in de Beneden-Zeeschelde (p-waarde one-tailed t-test is 0.045).

In de zomer is de gemiddelde vloggrootte gelijk aan 84 µm, terwijl dit in de winter 95 µm is. Voorbij km 120 wordt bovendien significante seizoensaliteit gedetecteerd (p-waarde van one-tailed t-test < 10<sup>-3</sup>). De gemiddelde vloggrootte is kleiner in de winter (78 µm) dan in de zomer (91 µm). Ten slotte vindt men geen significant verschil in vloggrootte tussen Beneden- en Boven-Zeeschelde in de zomer (p-waarde two-tailed t-test is 0.46), wat wel het geval is in de winter (p-waarde one-tailed t-test is 0.045).

De magnitude van de vloggroottes komt overeen met waarnemingen uitgevoerd in 2019 en deze door Wartel en Francken (1998) en Chen et al. (2005) in de Schelde ongeveer twee decennia geleden. De vloggroottes zijn significant groter dan de primaire partikels waaruit de vlokken opgebouwd zijn. Dit toont duidelijk de aanwezigheid van het vlokformingsproces in de Schelde. Vergeleken met de waarnemingen uit 2019 vinden we in 2020 dat in de Beneden-Zeeschelde de gemiddelde vloggroottes in de winter significant groter zijn (84 µm versus 95 µm). In 2019 waren de vloggroottes groter in de zomer in de Beneden-Zeeschelde (109 µm versus 81 µm). De waarden voor de winter zijn dus toegenome terwijl deze voor de zomer zijn afgenomen. Zoals in 2019 vinden we significant lager vloggroottes in de winter vergeleken met de zomer voorbij km 140.



**Figuur 5.40** tijds- en dieptegemiddelde vlok grootte in de winter (blauw) en zomer (rood) 2020 als functie van de afstand tot de monding (Vlissingen).

In de literatuur worden verschillende factoren aangehaald die het vlok vormingsproces beïnvloeden. Een belangrijke en vaak vermelde factor is de SPM concentratie die ervoor zorgt dat de gemiddelde vlog groottes vergroot [Pejrup and Mikkelsen (2010), Tran et al., (2018)]. Daarnaast hebben ook andere processen een effect op het vlog vormingsproces. Belangrijke voorbeelden zijn turbulentie, saliniteit en biologische activiteit [Dyer (1989), van Leussen (1994), Lai et al. (2018)].

### 5.5.1 Vlog vorming en SPM concentratie

Zoals eerder aangehaald wordt de SPM concentratie vaak in verband gebracht met grotere vlog ken. Bij hoge SPM concentraties zullen partikels elkaar sneller ‘vinden’ en kunnen grotere vlog ken gevormd worden. De eerder gedocumenteerde stijging in SPM concentraties in de zone tussen 100 en 130km (MTZ2a) (5.4) kan dan ook deels een verklaring bieden voor de grotere vlog grootte in de Boven-Zeeschelde (Figuur 5.36).

Nabij km 80 vindt men echter een omgekeerde trend waar: de hogere SPM concentratie in de zomer komen overeen met significant lagere vlog groottes. Een belangrijke kantekening hierbij is dat het turbiditeitsmaxima nabij km 80 gelinkt wordt aan het storten van gebaggerd sediment [IMDC (2016), Horemans et al. (2021)]. De bijhorende vlog grootte zal dus mede bepaald worden door het type gestort materiaal en is dan ook in mindere mate afhankelijk van vlog vormingseigenschappen.

### 5.5.2 Vlog vorming 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 vlog grootte [Manning et al. (2007), Schwarz et al. (2017)]. Een toename in turbulentie vergroot immers de wrijvingsstress op de vlog ken wat afbraak van de vlog ken 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 vlog grootte. Turbulentie kan dus een verklaring bieden voor seizoenale verschillen in vlog grootte. In 2020 is er echter geen significant verschil in vlog grootte tussen winter en zomer.

### 5.5.3 Vlokvorming en saliniteit

Saliniteit heeft een positieve impact op het vlokvormingsproces [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.

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 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 vlokvormingsproces eerder beperkt is [Eisma et al. (1980) and Verney et al. (2009)].

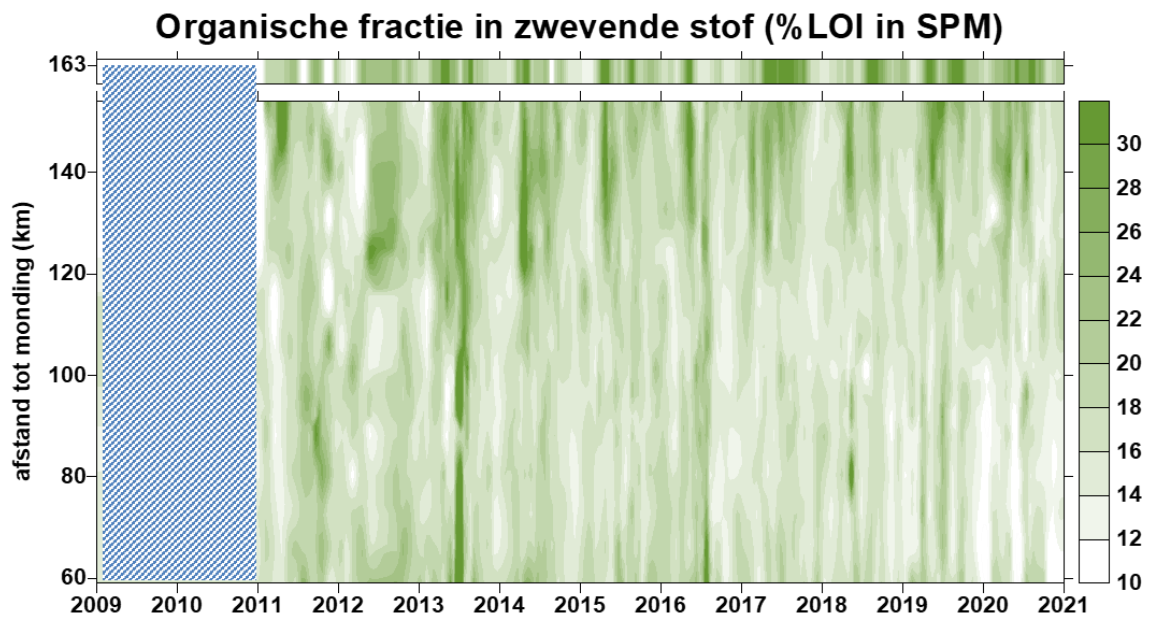
### 5.5.4 Vlokvorming en biologische factoren

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 vlokvormingsefficiëntie [Winterwerp and van Kesteren (2004)], de gemiddelde vloggrootte [Mietta et al. (2009)] en vlokafbraak [Allredge et al. (1990)]. Ten slotte tonen in situ observaties een positieve correlatie tussen chlorofyl a enerzijds en vlokvormingsefficiëntie [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 vlokvormende eigenschappen, sinds 2017 opgevolgd in de Schelde. Ten gevolge van de covid-19 pandemie is er helaas geen data beschikbaar om de seizoenaliteit in TEP te bestuderen voor 2020.

## 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 in het estuarium. Seizoenale patronen blijken maar beperkt aanwezig te zijn (Figuur 5.41). Enkel bij lage SPM concentraties kan tijdens perioden van algenbloei de LOI fractie hoger liggen, tot gemiddeld 30%. Zo ligt ook in het voorjaar 2020 de LOI duidelijk hoger in de zoete zone tijdens de periode van algenbloei.

Het aandeel N, P en Si in de zwevende stof werd reeds besproken bij de desbetreffende nutriënten.



**Figuur 5.41** 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 fytobenthos, dit zijn de op de bodem of sediment levende algen, worden opgevolgd en mee in dit hoofdstuk gerapporteerd.

## 6.2 Fytoplankton

### 6.2.1 Fytoplankton biomassa

De fytoplankton biomassa, benaderd via de chlorofyl a concentratie, kende de voorbije 25 jaar jaar sterke schommelingen, welke in de vorige OMES rapportages in detail werden toegelicht. Deze rapportage legt de focus op de periode 2009-2020.

Vanaf 2009 wordt een daling van de algenbloei waargenomen, 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 meest opwaartse zoete zone met korte verblijftijd (Figuur 6.1). Later op het jaar zorgt de toenemende SPM concentratie wellicht voor te sterke lichtlimitatie in deze zone, met sterk dalende chl a tot gevolg. Waterkwaliteit, met in het bijzonder ammonium, speelt hierbij wellicht geen rol meer (zie verder).

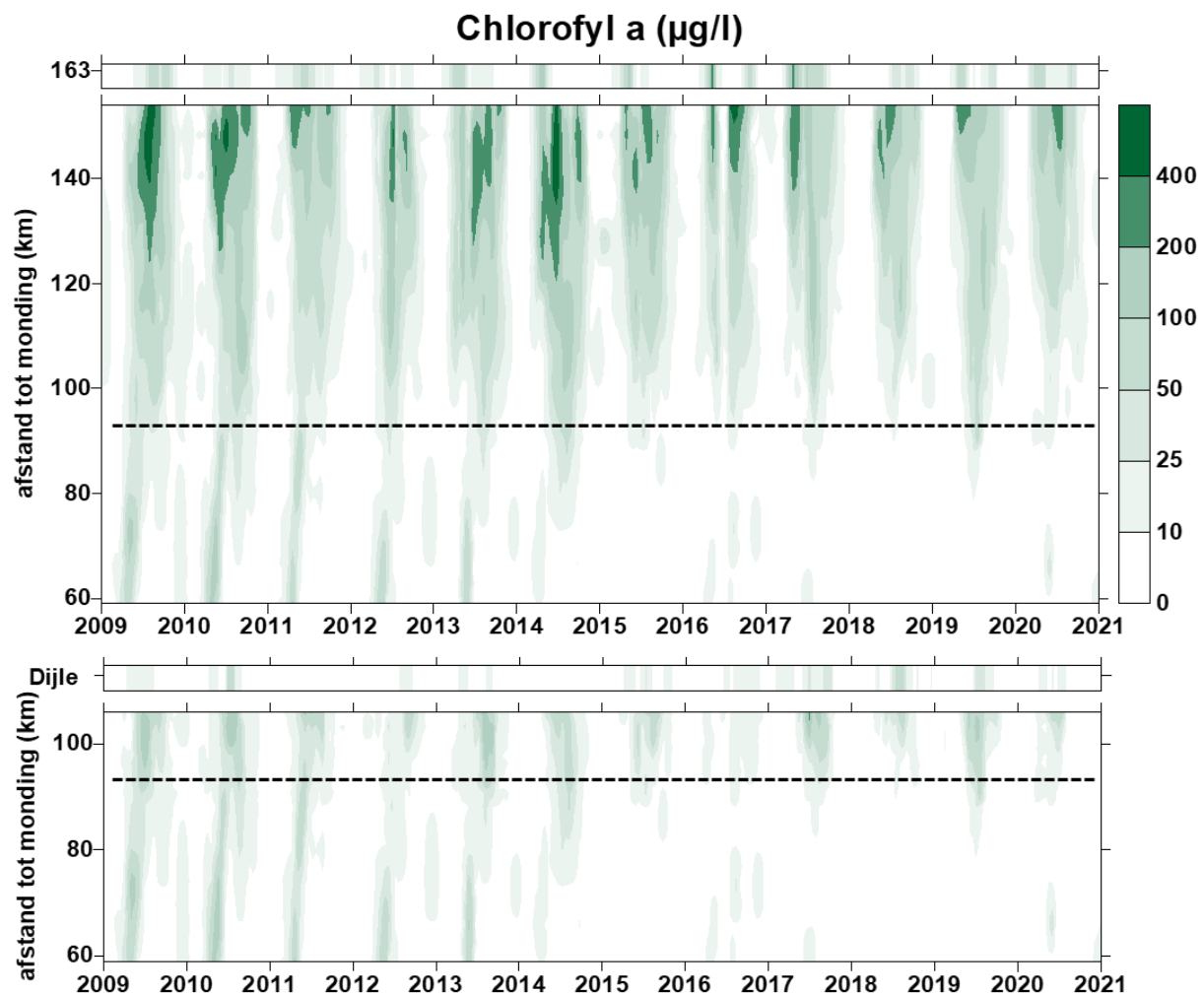
Andere vaststelling is dat de algenbloei ook vroeger op het jaar piekt in de zoete zone met korte verblijftijd (Figuur 6.1). Dit kan verklaard worden door de lage debieten in het voorjaar de laatste jaren. Na de hoge winterdebieten moet het debiet in het voorjaar eerst voldoende dalen in de zoete zone, 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 links de zomergemiddelde chl a waarde in functie van het zomergemiddelde debiet in de zoete zone met korte verblijftijd: deze blijken sterk negatief gecorreleerd ( $r = -0,84$ ;  $p < 0,01$ ). Droge zomers leidden tot gemiddeld grotere algenbloei. Vanaf 2009 verdwijnt de negatieve correlatie en leiden de droogste zomers net tot minder algenbloei in deze zone. Algen hebben dus 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

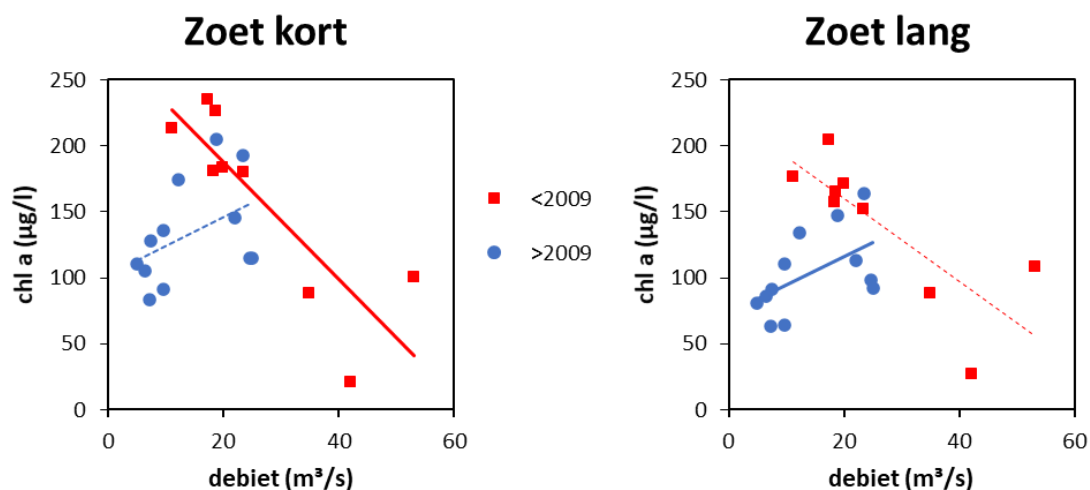
lichtklimaat. De sinds 2009 positieve correlatie tussen debiet en chl a is echter zwak en niet significant in de zoete zone met korte verblijftijd. In deze zone is de vertroebeling ook minder uitgesproken dan in de zone met lange verblijftijd, waarbinnen zich het MTZ2a bevindt.

De vertroebeling treedt het meest manifest op in de zoete zone met lange verblijftijd. Sinds 2009 is hier dan ook een significante, positieve correlatie ( $r = 0,60$ ;  $p < 0,05$ ) tussen debiet en chl a (Figuur 6.2 rechts). Lage debieten leiden tot beperktere algenbloei. Voor 2009 was dit omgekeerd: een negatieve correlatie tussen debiet en chl a, maar niet significant.

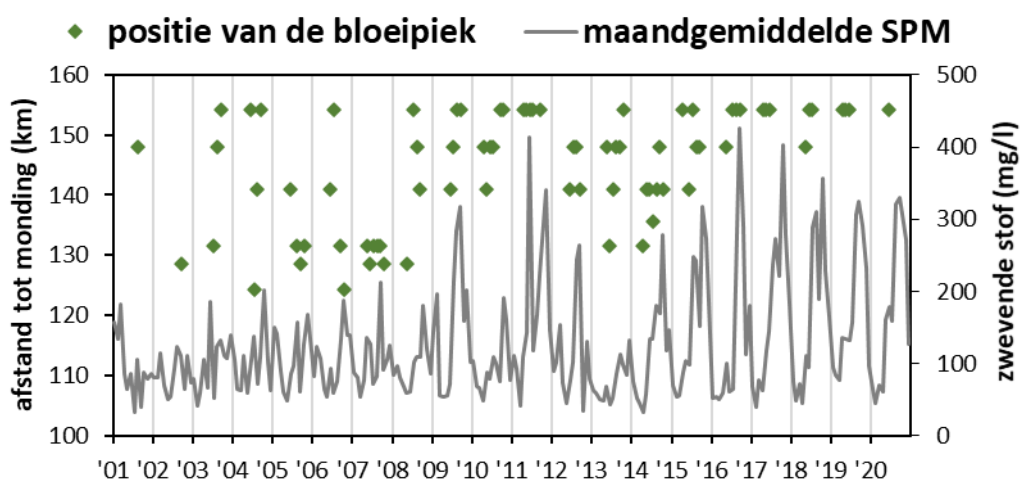
De vertroebeling in de zoete zones zorgt voor een verschuiving van de bloeipieken naar de meest opwaartse stations van het estuarium (Figuur 6.3). Voor 2009 kon de bloeipiek zich nog in de ganse zoete zone bevinden, na 2009 duwen hoge SPM waarden in MTZ2a de bloeipiek richting Melle.



**Figuur 6.1** 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 (tjonafhankelijk).



Figuur 6.2 Correlatie tussen debiet (gemiddelde zomerhalfjaar (mei-okt) te Melle) en chlorofyl a (gemiddelde zomerhalfjaar) in de zoete zone met korte en lange verblijftijd voor de periode 2000-2020. Volle lijnen duiden op significante correlatie.



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

## 6.2.2 Ammonium inhibitie

Zwevende stof en dus lichtklimaat blijken nu dus algenbloei te sturen. Voor 2009, en meer bepaald voor 2003, speelde ook de slechte waterkwaliteit een belangrijke rol in het onderdrukken van sterke bloei. Cox et al. (2009) toonden een regimeshift aan in de zoete Zeeschelde. Lage zuurstofconcentraties en/of hoge concentraties aan ammonium zorgden ervoor dat de zoete Zeeschelde niet alleen onleefbaar was voor de meeste hogere organismen (o.a. zoöplanktonsoorten, vis), maar dat ook sterke bloei van fytoplankton verhinderd werd. Algenbloei vond weliswaar plaats, maar kende niet de veel hogere pieken van na 2003. 2003 was een kantelpunt in de waterkwaliteit: deze liet nu wel sterkere algenbloei toe, waardoor er veel zuurstof kwam en ammonium versneld werd omgezet. Hiermee verdween de onderdrukking van algenbloei en kon chl a hoge pieken bereiken.

In de OMES rapportage 2015 werd de rol van ammonium in het onderdrukken van sterke algenbloei nader bestudeerd. Hoge concentraties  $\text{NH}_4^+$  kunnen schadelijk zijn voor algen. Diatomeeën blijken bovendien gevoeliger aan  $\text{NH}_4^+$  dan groenalgen (Collos & Harrison, 2014). Ammonium zelf kent een zekere toxiciteit, maar vooral de niet geïoniseerde vorm  $\text{NH}_3$  is schadelijk. Voor 2003 kwam deze stikstofvorm frequenter voor in de zoete Zeeschelde (zie Waterkwaliteit), en speelde waarschijnlijk ook voor algenbloei een onderdrukkende rol.

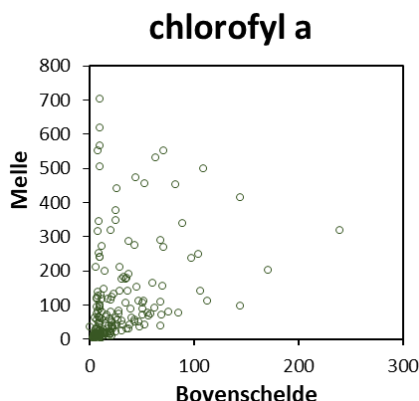
Zelfs in lage concentraties zou ammonium een onderdrukkende rol kunnen spelen volgens de  $\text{NH}_4^+$ -hypothese die Dugdale en Wilkerson beschrijven voor San Fransisco Bay. Algen kunnen zowel nitraat als ammonium gebruiken als stikstofbron. Algen zouden een voorkeur hebben voor  $\text{NH}_4^+$ , maar het metabolisme, de groei, zou trager zijn op deze stikstofbron. Als het aanwezige  $\text{NH}_4^+$  uitgeput geraakt (< 0.004 mM of 0.06 mg/l), schakelen algen over op  $\text{NO}_3$  volgens de auteurs, waarna een snellere groei mogelijk is. Daarom werd in de OMES 2015 rapportage voor de Zeeschelde de invloed van ammonium op algenboei nagegaan: ammonium kan een onderdrukkende rol gespeeld hebben.

In deze rapportage testen we deze hypothese nogmaals, en gaan na of ammonium mee een verklaring kan bieden voor de dalende chl a waarden van de laatste jaren.

Ammonium vertoont echter geen stijgende trend, maar ligt significant lager na 2009 dan ervoor. Ammonium toxiciteit lijkt niet aan de orde. De hoogste pieken in algenbloei blijken na 2009 nog wel steeds samen te gaan met lage ammoniumconcentraties (zie figuren Figuur 4.18 en Figuur 6.1). Maar dit wijst nog niet meteen op een oorzakelijk verband. Omdat bij sterke algenbloei veel zuurstof vrijkomt waardoor nitrificatie optimaal kan doorgaan, kan een lage  $\text{NH}_4^+$  evenzeer een gevolg zijn van hoge chl a concentraties, dan wel de oorzaak ervan. Sterke algenbloei kan eveneens door opname van het aanwezige  $\text{NH}_4^+$  zorgen voor lage ammonium concentraties. Sterke algenbloei induceert dan lage  $\text{NH}_4^+$  concentraties in plaats van omgekeerd.

Om dit na te gaan, is gekeken naar de input van ammonium vanuit de Bovenschelde. Ammonium in de Zeeschelde wordt grotendeels aangevoerd vanuit de Bovenschelde, maar algenbloei in de Zeeschelde kan geen invloed uitoefenen op  $\text{NH}_4^+$  in de Bovenschelde. Bovendien zijn algenbloei (chl a) in Zeeschelde en Bovenschelde niet gecorreleerd (Figuur 6.4), zodat een sterke algenbloei met lage  $\text{NH}_4^+$  in de Bovenschelde niet automatisch geïmporteerd wordt in de Zeeschelde.

Deze analyse focust voor de Zeeschelde enkel op station Melle: hier komt  $\text{NH}_4^+$  het estuarium binnen en kunnen dus de hoogste concentraties waargenomen worden. Bovendien is recent de chl a piek verschoven naar dit meest opwaartse station.

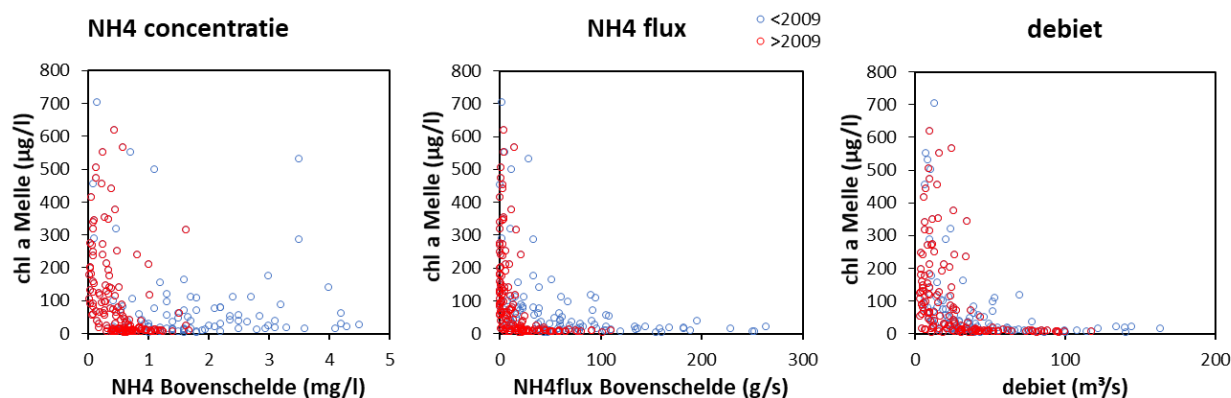


**Figuur 6.4 Scatterplot voor chlorofyl a in Zeeschelde (Melle) en Bovenschelde**

Wanneer chl a in de Zeeschelde (Melle) wordt uitgezet in functie van ammonium uit de Bovenschelde, blijkt dat meer hoge chl a waarden voorkomen bij de lage  $\text{NH}_4^+$  concentraties (Figuur 6.5), maar een sterke aanwijzing voor de  $\text{NH}_4^+$ -hypothese vormt dit niet. Er is immers nog steeds sterke algenbloei

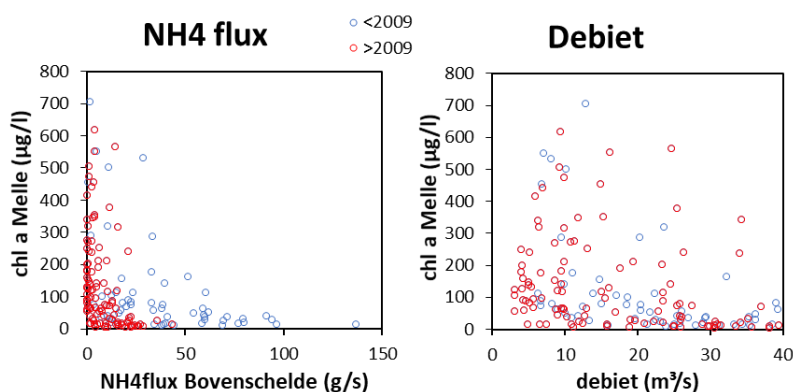
mogelijk bij instroom van  $\text{NH}_4^+$ -rijk water ( $> 1 \text{ mg/l}$ ) vanuit de Bovenschelde. Door echter te kijken naar de ammoniumflux die vanuit Bovenschelde het estuarium binnenkomt, is het wel duidelijk dat enkel bij lage  $\text{NH}_4^+$ -vrachten zeer hoge chl a waarden voorkomen (Figuur 6.5).

Echter, dit toont nog geen  $\text{NH}_4^+$ -hypothese aan: lage  $\text{NH}_4^+$ -vrachten komen voor bij lage debieten. Een plot van chl a ten opzichte van debiet geeft hetzelfde beeld: er zal enkel sterke algenbloei zijn als het debiet voldoende laag is. Sterke algenbloei ( $>200 \mu\text{g/l}$ ) komt te Melle enkel voor bij debieten onder  $40 \text{ m}^3/\text{s}$ .



**Figuur 6.5** chlorofyl a in de Zeeschelde (Melle) in functie van de ammoniumconcentratie in de Bovenschelde, de ammoniumflux vanuit de Bovenschelde en bovendebiet.

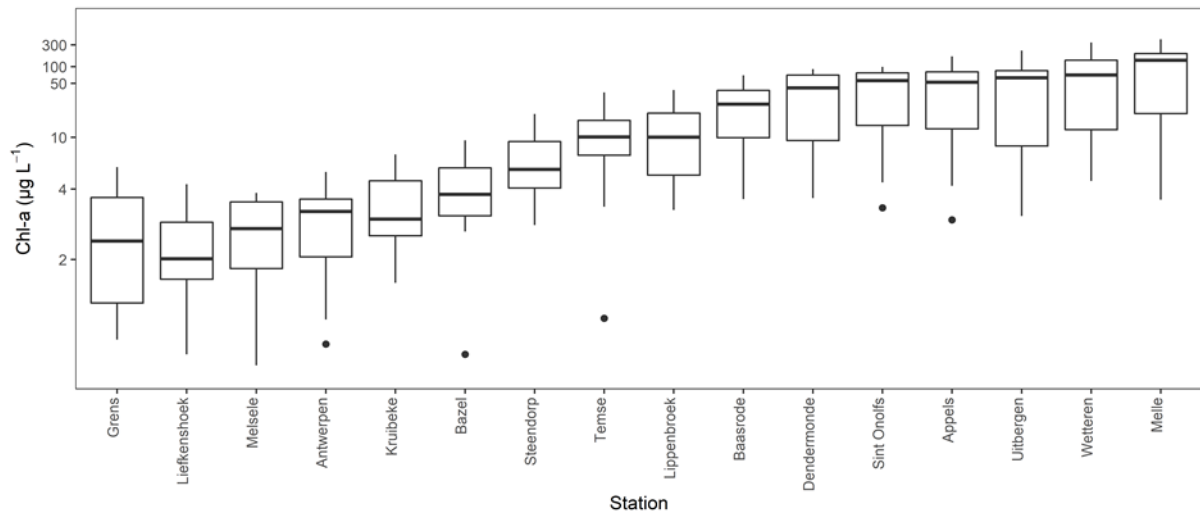
Wanneer enkel deze lage debieten ( $< 40 \text{ m}^3/\text{s}$ ) worden beschouwd, blijkt een hoge chl a in de Zeeschelde onafhankelijk te zijn van debiet, maar wel afhankelijk van de ammoniumvracht. Sterke algenbloei ( $>200 \mu\text{g/l}$ ) blijkt enkel voor te komen bij lage ammoniumflux ( $<40 \text{ g/s}$ ) (Figuur 6.6). Mogelijk inhibeert dus ook in de Zeeschelde de aanwezigheid van ammonium een sterke algenbloei. De hoge ammoniumfluxen bij lage debieten komen echter bijna allen voor in de periode voor 2009. Na 2009 had ammonium dus wellicht geen rol meer in het onderdrukken van algenbloei, en is de verklaring te zoeken bij het verslechterde lichtklimaat door toegenomen SPM.



**Figuur 6.6** Chlorofyl a in de Zeeschelde (Melle) bij lage debieten ( $< 40 \text{ m}^3/\text{s}$ ) in functie van de ammoniumvracht (links) en van debiet (rechts)

### 6.2.3 Fytoplankton biomassa in 2020

De fytoplankton biomassa, benaderd via de chlorofyl a concentratie, vertoonde in 2020 een stijgend verloop in opwaartse richting, met de hoogste waarden in de zoete zone met korte verblijftijd (Figuur 6.7). Dit chl a patroon is zeer gelijkend aan de periode 2015-2019.



**Figuur 6.7** Boxplot voor fytoplankton biomassa (chl a, log schaal) voor de stations op de Zeeschelde

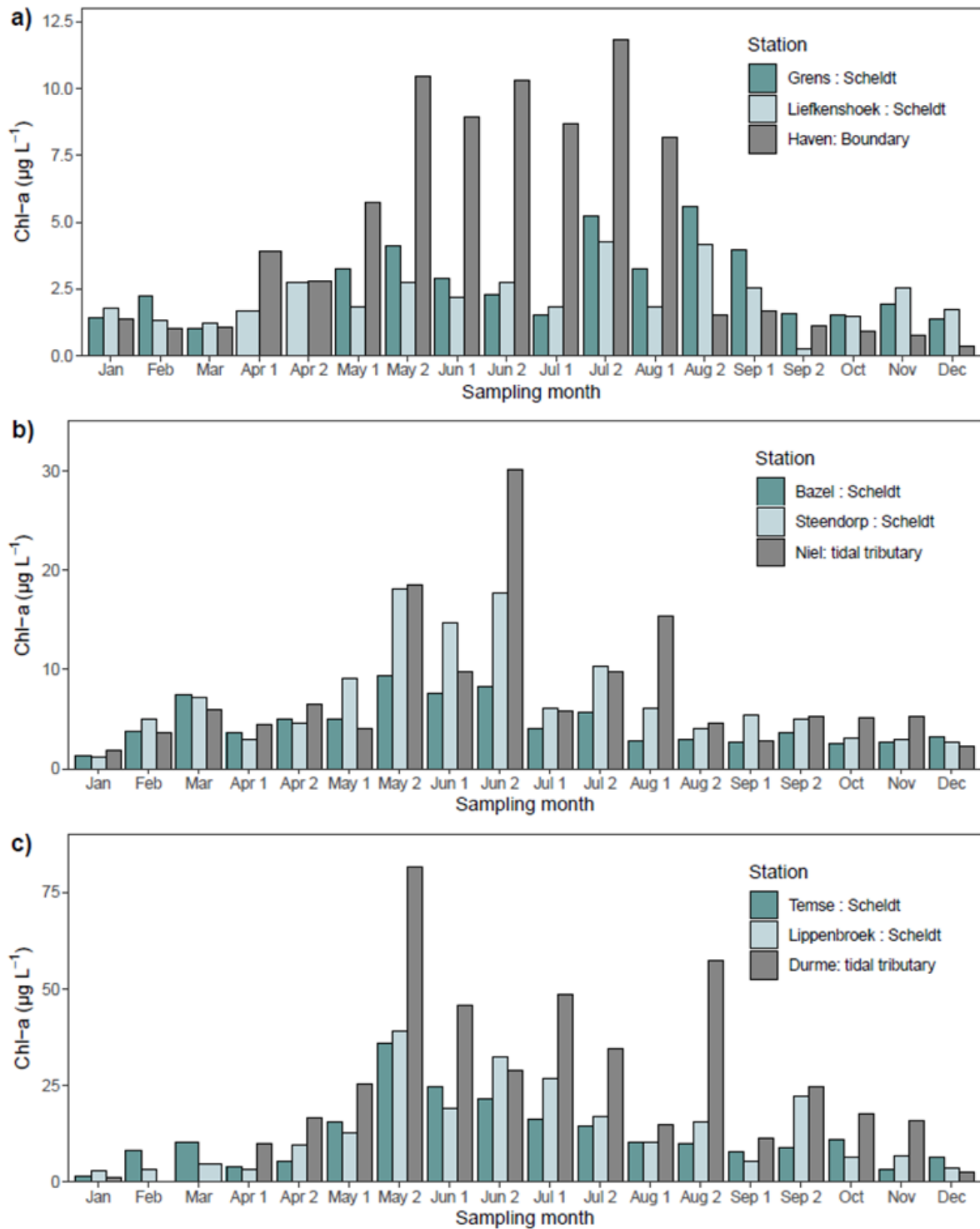
De bijdrage van de boundaries/zijrivieren aan de algenbloei in de Zeeschelde wordt vergeleken in Figuur 6.8. In de zone met sterke saliniteitsgradiënt mondt geen belangrijke zijrivier in de Schelde uit, maar vanuit de dokken (gevoed via Albertkanaal) kan ook een zeker debiet richting Schelde stromen. In 2020 lag de chl a concentratie in de boundary Haven in de periode april-augustus steeds hoger dan deze in de aanpalende stations Grens en Liefkenshoek, al bleven de waarden erg beperkt met maxima die niet veel hoger dan 10 µg/l lagen. Gezien de lage concentraties en het relatief beperkte debiet uit de dokken ten opzichte van het zeer grote volume van de Schelde ter hoogte van deze boundary, is de invloed van de Haven op de algpopulatie in het estuarium beperkt.

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 Figuur 6.1 is te zien hoe de algenbloei in de Beneden-Zeeschelde zich zowel in Boven-Zeeschelde als Rupel voortzet. De voorbije jaren was de chl a concentratie in de Rupel meestal wel hoger dan in de aanpalende stations in de Zeeschelde, waardoor de Rupel een bron aan plankton was voor de Zeeschelde. Dit is vooral het gevolg van de achteruitgang van de algpopulatie 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 toch nog beter dan in de Zeeschelde. In 2020 liggen de concentraties rond de Rupelmonding echter laag, waardoor de rol van de Rupel als fytoplankton bron beperkt was (Figuur 6.8b). Enkel eind juni zien we een duidelijke bloei tot 30 µg/l te Niel.

Ook Durme staat in open verbinding met de Zeeschelde, waardoor er sterke wisselwerking is tussen beide rivieren. De chl a waarden zijn in 2020 jaarrond meestal hoger in de Durme, waardoor de Durme vaak een bron aan fytoplankton vormde voor de Zeeschelde.

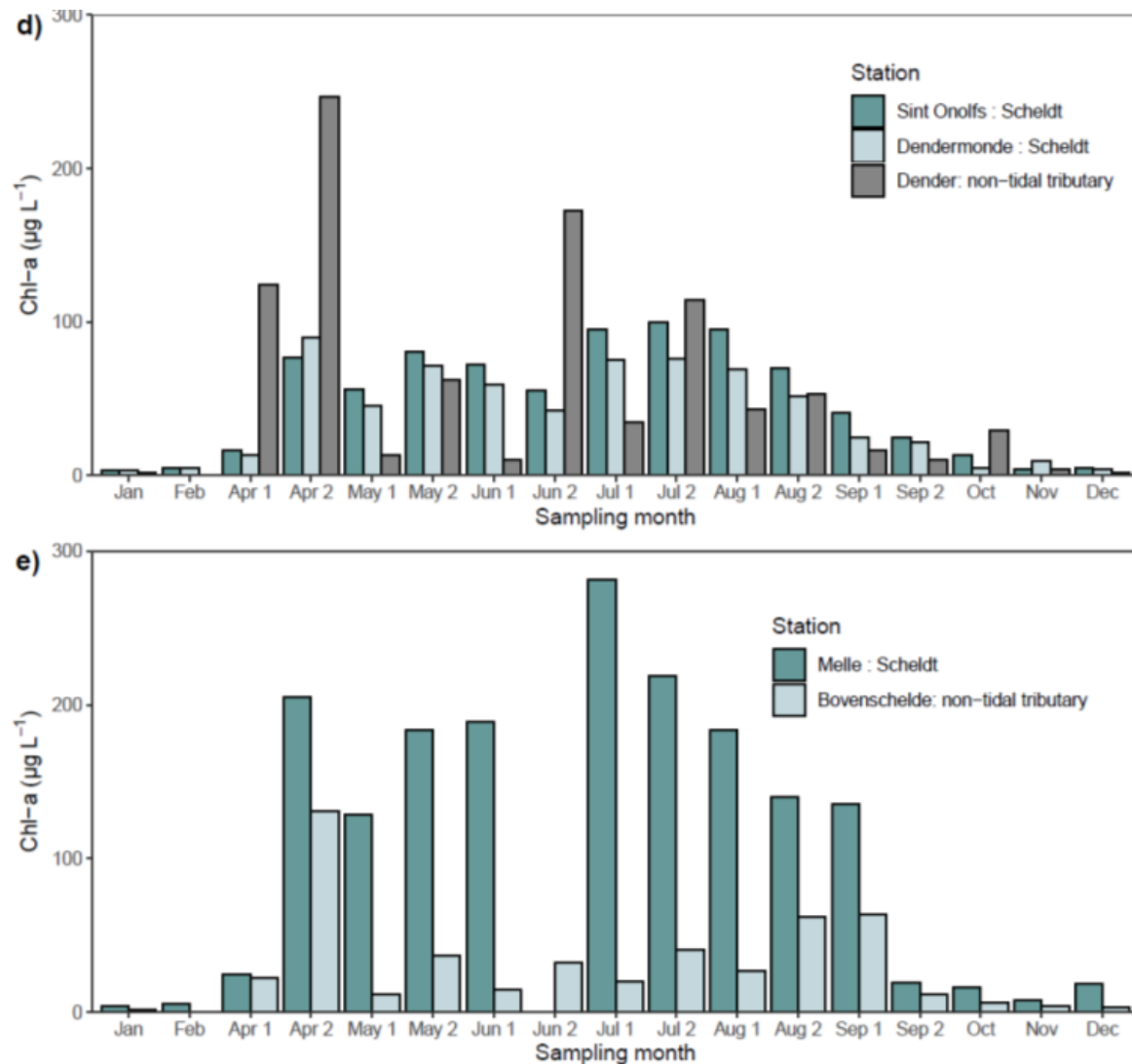
De Dender mondt uit in de Zeeschelde via een sluiscomplex; hier is geen wisselwerking mogelijk. Chl a lag de voorbije jaren doorgaans lager in de Dender dan in de aanpalende Zeeschelde. In 2020 kende de Dender echter verschillende perioden van algenbloei waarbij de concentraties hoger lagen dan in de Zeeschelde, en ze toen duidelijk een bron aan chl a voor het estuarium kon zijn.

De opwaartse boundary Bovenschelde tenslotte kende in 2020, net als in de voorgaande jaren, duidelijk lagere chl a concentraties dan de Zeeschelde, en fungeerde bijgevolg nooit als belangrijke bron voor fytoplankton.



**Figuur 6.8** a) Chl a concentratie in 2020 in de boundary Haven en de nabij gelegen estuariene stations Grens en Liefkenshoek; b) Chl a concentratie in 2020 te Niel, het meest afwaartse station op de Rupel en de meest nabij gelegen stations Steendorp en Bazel in de Zeeschelde; c) Chl a concentratie in 2020 te Tielrode op de Durme, en te Lippenbroek en Temse, de meest nabij gelegen stations in de Zeeschelde.





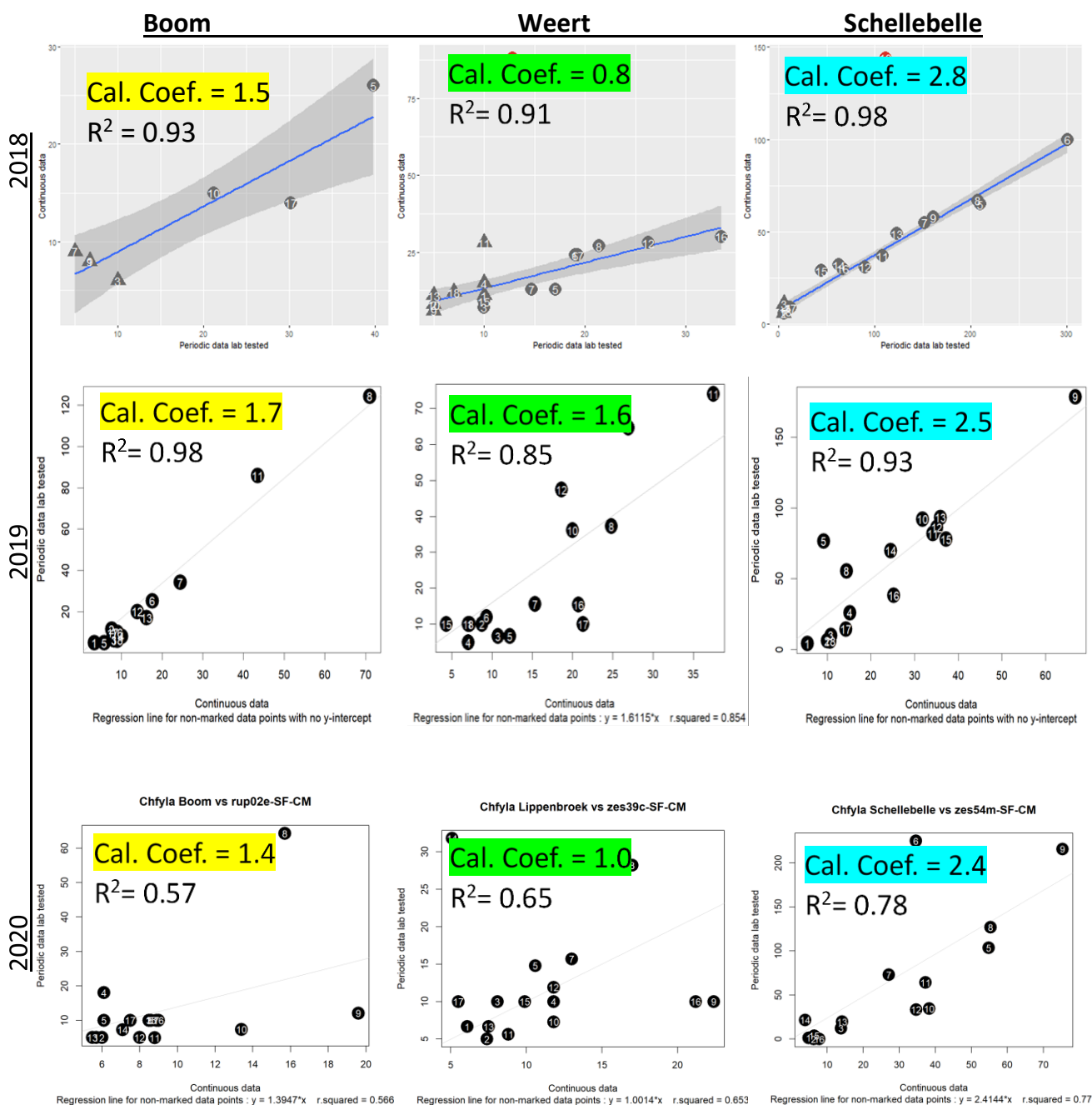
**Figuur 6.8 (vervolg) d)** Chl a concentratie in 2020 in de Dender, en te St Onolfs en Dendermonde, de meest nabij gelegen stations in de Zeeschelde; **e)** Chl a concentratie in 2020 in de Bovenschedde en te Melle, het meest opwaarts gelegen station in de Zeeschelde.

## 6.2.4 Chlorofyl a continue data

In 2020 zijn er voor het 3<sup>de</sup> jaar op rij 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>).

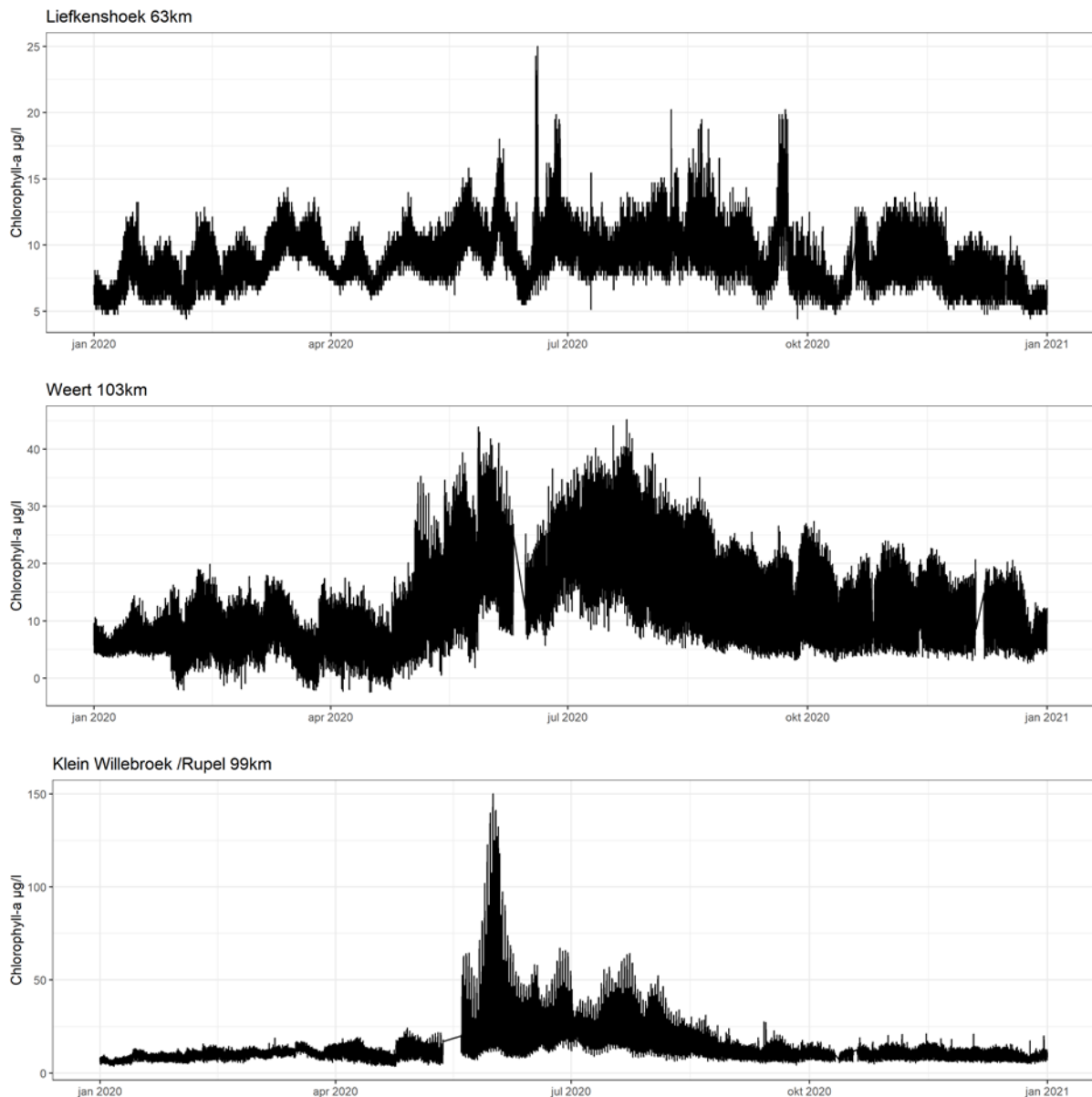
Net als de voorbije jaren, is de chl a concentratie zeer laag te Liefkenshoek. Hierdoor is de kalibratie minder betrouwbaar en zijn de data minder nauwkeurig. Maar de conclusie is wel duidelijk: sterke pieken in algenbloei, zoals deze jaarlijks voorkwamen in de lentes voor 2015, werden niet meer geregistreerd.

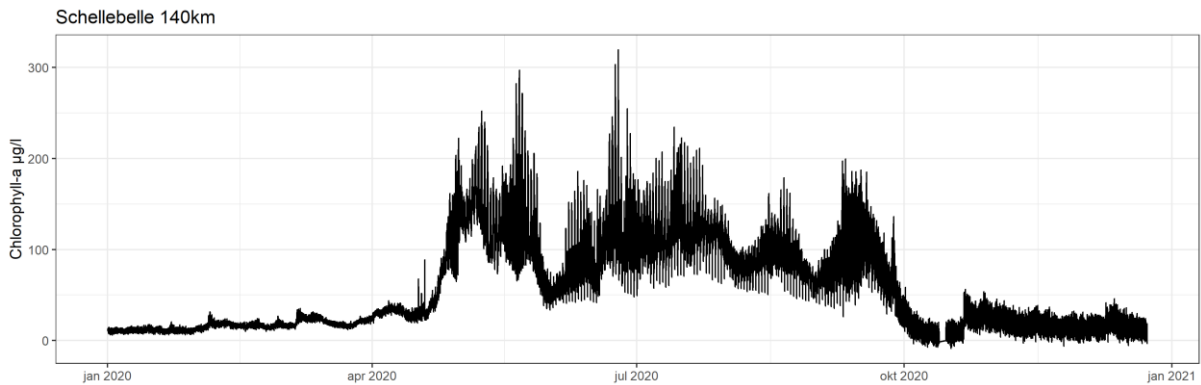
Voor de andere locaties konden wel goede kalibratiecurves opgesteld worden, al lagen de R<sup>2</sup> waarden een stuk lager dan vorige jaren (Figuur 6.9). Op basis van de kalibratiecurves werden voor elke locatie conversiefactoren (kalibratiecoëfficiënten) voor de omzetting van het sonde signaal naar chl a afgeleid. Deze kalibratiecoëfficiënten verschillen sterk, van 1,0 tot 2,4 in 2020, hoewel het telkens om dezelfde types meettoetsel gaat. De verschillen tussen de verschillende jaren zijn een stuk minder groot te Boom en Schellebelle, dan de verschillen tussen de lokaties. Welke lokatiespecifieke eigenschappen de verschillen verklaren, is voorlopig nog niet duidelijk.



**Figuur 6.9** Kalibratiecurves voor de jaren 2018, 2019 en 2020 voor de stations Boom, Lippenbroek en Schellebelle, met op de x-as chl a op basis van fluorescentie (continue data); op de y-as chl a op basis van labo-analyses (periodieke staalname OMES). De richtingscoëfficiënt van de trendlijn (kalibratiecoëfficiënt Cal. Coef.) en de R<sup>2</sup> ervan zijn telkens weergegeven.

Figuur 6.10 geeft de chl a weer op basis van de continue data. Voor het station Liefkenshoek bleven de chl a waarden op basis van de maandelijkse tot tweewekelijkse data onder 5 à 10  $\mu\text{g/l}$ . Op basis van continue data, zouden er toch enkele bloeipiekes geweest zijn, tot 20 à 25  $\mu\text{g/l}$ . Gezien de zwakke kalibratiecurve, is de betrouwbaarheid van dit resultaat wel laag. Voor Lippenbroek werden met de OMES campagnes verschillende bloeipiekes rond 30  $\mu\text{g/l}$  waargenomen. De continue data leren dat de maxima wellicht iets hoger lagen, tot 40  $\mu\text{g/l}$ , maar dat geen bloeipieken werden gemist. Voor de Rupel werden met de OMES campagnes bloeipieken tot ca 65  $\mu\text{g/l}$  waargenomen in juni en juli, wat overeenstemt met de continue data. Maar de sterke bloeipiek tot 150  $\mu\text{g/l}$  eind mei – begin juni, werd met de tweewekelijkse OMES campagne volledig gemist. Aan Schellebelle worden de bloeipieken wel redelijk goed gevat met de tweewekelijkse OMES campagnes in de zomer. De late bloei in september bleef wel onderbelicht bij de periodieke staalname.

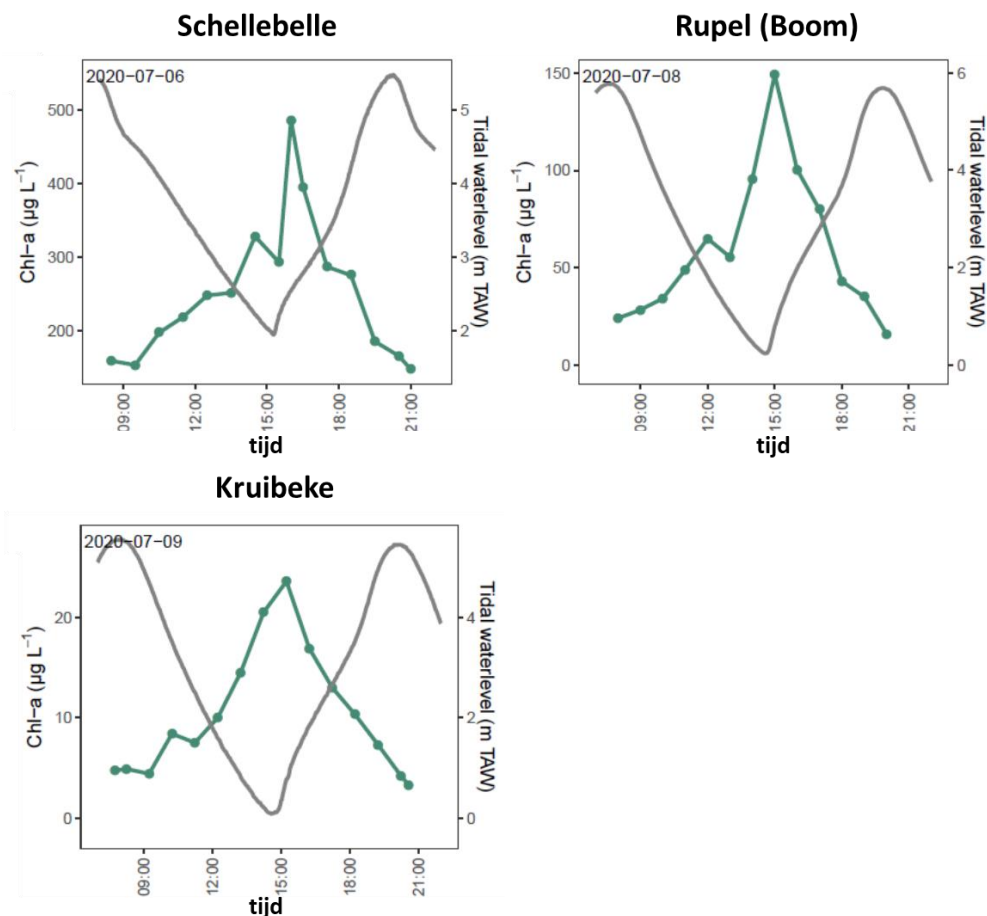




**Figuur 6.10** Chl a op basis van continue data voor de Rupel (Klein Willebroek nabij Boom) en Zeeschelde (Liefkenshoek, Weert (nabij Lippenbroek), Schellebelle).

## 6.2.5 Chl a patroon tijdens een tijcyclus

Tijdens dertiensuursmetingen wordt het volledige tijverloop opgevolgd. Chlorofyl a vertoont een duidelijk verband met het getij: bij laagwater worden op de 3 meetplaatsen (Schellebelle, Boom en Kruibeke) de hoogste chl a waarden waargenomen rond laagwater (Figuur 6.11). De maxima die bereikt worden, verschillen wel sterk, gaande van 24  $\mu\text{g/l}$  in Kruibeke tot 486  $\mu\text{g/l}$  in Schellebelle.



**Figuur 6.11** chlorofyl a en waterstand tijdens de 13uursmetingen aan de stations Schellebelle, Boom en Kruibeke.

Het waargenomen tijpatroon is het gevolg van de chl a gradiënt die aanwezig is in het estuarium. De sterkste algenbloei situeert zich opwaarts in de Zeeschelde en Rupel. Bij laagwater passeren dus de hogere chl a waarden komende van opwaarts, bij hoogwater de lagere waarden van afwaarts. Dit patroon wordt reeds enkele jaren waargenomen, maar is niet steeds zo geweest. Voor 2015 bijvoorbeeld, kon een sterkere afwaartse bloei te Kruikeke soms zorgen voor de hoogste chl a waarden bij hoogwater.

## 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. Voor een beschrijving van de methodiek, verwijzen we naar Hoofdstuk 2. Materialen en methoden (2.6.4.). De methode kan wel enkel toegepast worden in zones waar significante fytoplankton biomassa verwacht wordt en waar geen meerdere POC-bronnen worden verwacht. Voor 2020 is dit in het zoetwater gedeelte met korte verblijftijd, maar ook in de Dender en in de Bovenschelde.

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

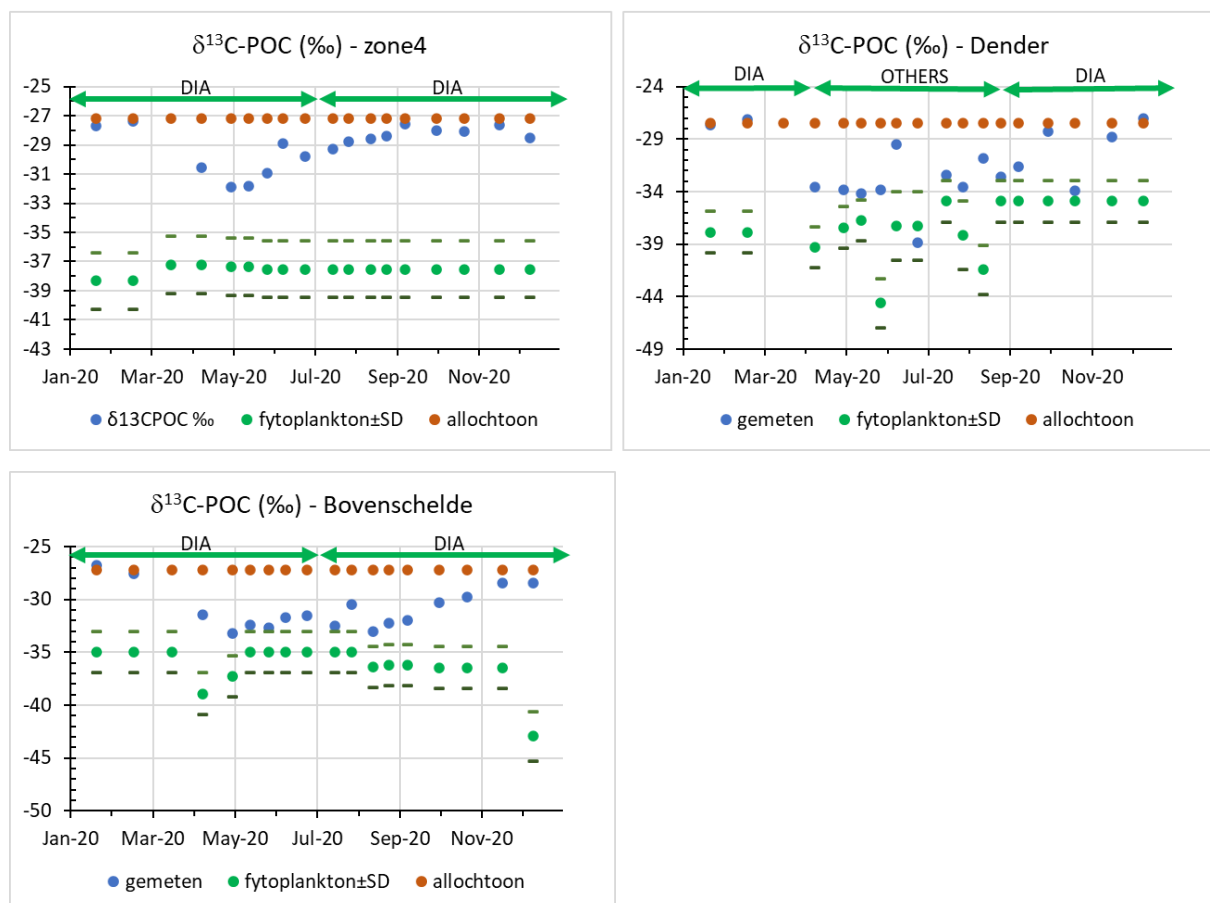
**Tabel 6.1 Gemiddelde winter isotopische samenstelling van POC ( $\delta^{13}\text{C-POC}_{\text{all}}$ ) in Bovenschelde en Dender monding.**

Winter gemiddelde:	jaar	$\delta^{13}\text{C-POC}_{\text{all}}$ (‰)
<b>Bovenschelde</b>	2020	-27.17
<b>Dender</b>	2020	-27.45

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 Hoofdstuk 4, Figuur 4.12 en Figuur 4.13). Dit wordt in rekening gebracht. Voor elke zone (zoete zone met korte verblijftijd, Dender en Bovenschelde) en observatieperiode (dus elke meetcampagne) wordt eerst de dominante fytoplankton soort geïdentificeerd om de juiste fractionatie factor te bepalen. Dan wordt fytoplankton  $\delta^{13}\text{C-POC}$  berekend via eq.1 (zie 2.6.4.). Hierbij maken we de hypothese dat (1) instromend DIC van zoet kort gelijk is aan de DIC van de Bovenschelde voor dezelfde periode; (2) dat instromend DIC van Dender en Bovenschelde gelijk zijn aan DIC van Dender en Bovenschelde van de periode ervoor (bv voor fytoplankton  $\delta^{13}\text{C-POC}$  van april, gebruiken we  $\delta^{13}\text{C-DIC}$  van maart), en (3) dat wanneer Chla metingen dalen, er geen fytoplankton groei meer is en dat  $\delta^{13}\text{C-POC}_{\text{phy}}$  constant blijft.

Figuur 6.12 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.

Merkwaardig in 2020 is dat in de Dender de dominante fytoplankton populatie tijdens de bloeipieken zeer variabel is; ze bestaat uit euglenophyta (april-Mei) en cryptophyta (juni-juli) maar ook soms groenalgen en diatomeeën in tussen periodes. De fractionatie factor voor deze algen groepen is zeker verschillend en weinig gekend. Om toch over een geschatte range te kunnen beschikken, zijn we ervan uitgegaan dat de fractionatie factor voor deze groepen ergens tussen deze van diatomeeën en groenalgen ligt:  $28.5 \pm 3.2\%$ . Dit is natuurlijk uiterst speculatief en resultaten voor de Dender zullen voorzichtig bekeken moeten worden.

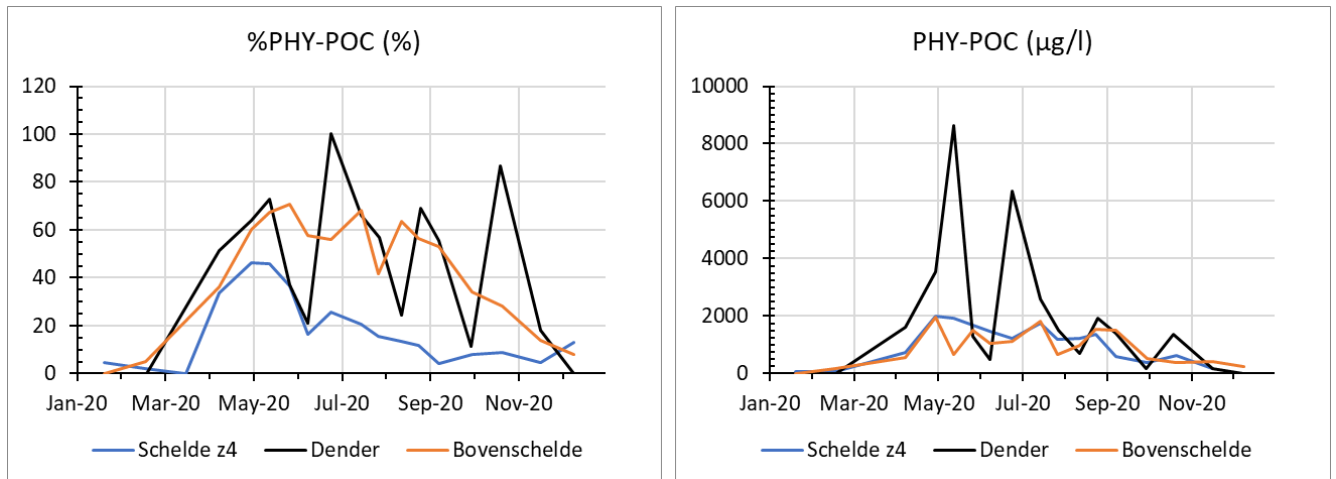


**Figuur 6.12** Variatie van de gemeten  $\delta^{13}\text{C-POC}$ , en de geschatte  $\delta^{13}\text{C-POC}$  van fytoplankton (met standard deviatie – SD - gelinkt aan de variabiliteit van de fractionatie factor) en van allochtoon materiaal in 2020 voor de zoete zone met korte verblijftijd (zone 4), Dender en Bovenschelde. DIA: diatomeeën, GROEN: groenalgen.

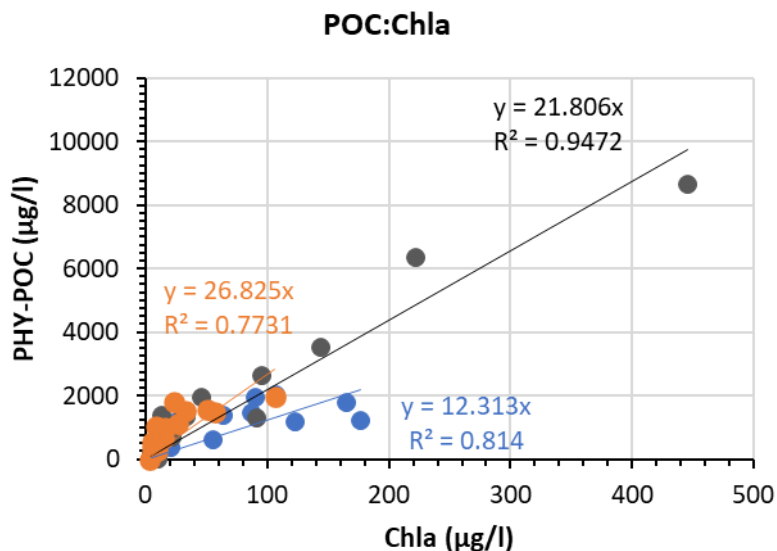
De waarden worden vervolgens gebruikt om het percentage fytoplankton koolstof in de POC (%PHY in POC) en de fytoplankton koolstof biomassa (PHY-POC) te bepalen voor elke campagne van het jaar 2020 (Figuur 6.13).

In de drie zones zien we dat de %PHY in POC stijgt tijdens de bloeiperiode met een maximum van 100% in de Dender, 70% in de Bovenschelde en 45% in de zoetwater zone van het estuarium (Figuur 6.13). Algemeen is er meer allochtoon organisch koolstof materiaal in het estuarium dan in de Dender of de Bovenschelde. In absolute waarden zien we dat de fytoplankton biomassa in Bovenschelde en Zeeschelde zeer gelijkaardig zijn in de lente (tot 2000  $\mu\text{gC/l}$ ) maar dat de twee pieken in de Dender tot meer dan 8000  $\mu\text{gC/l}$  fytoplankton biomassa bedragen! Dit is een record waarde voor onze monitoring van POC (sinds 2005) maar moet toch kritisch bekeken worden gezien de grote onzekerheid omtrent de fractionatie factor tijdens de boei periode.

Deze biomassa's berekend uit de isotoop samentelling kunnen vergeleken worden met Chl<sub>a</sub> metingen. We zien wel degelijk een verband tussen gemeten Chl<sub>a</sub> en berekende fytoplankton koolstof biomassa – ook in de Dender - met een groot verschil tussen Bovenschelde of Dender en de Schelde (Figuur 6.14): 12.3  $\mu\text{gC}/\mu\text{gChl}_a$  in de Schelde tegen 21.8 en 26.8  $\mu\text{gC}/\mu\text{gChl}_a$  in de Dender en Bovenschelde respectievelijk.



**Figuur 6.13 Gemiddelde percentage fytoplankton koolstof in het particulier organisch koolstof (%PHY-POC) en koolstof fytoplankton biomassa berekend uit de isotoopsamenstelling (PHY-POC) in de Dender, Bovenschelde en in het zoetwater gedeelte van de Schelde met korte verblijftijd (Schelde z4), in 2020**



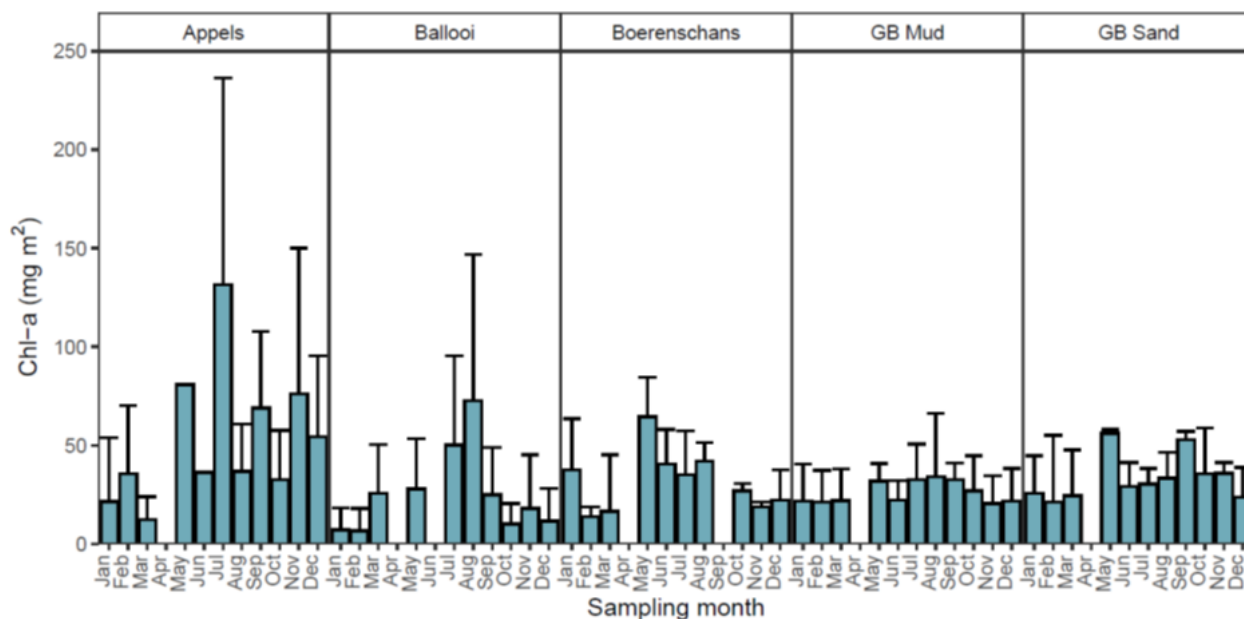
**Figuur 6.14 Gemiddelde koolstof fytoplankton biomassa berekend uit de isotoopsamenstelling (PHY-POC) in functie van Chlorofyl a (Chla) in de Dender (zwart), Bovenschelde (oranje) en in de zoete zone met korte verblijft (blauw) in 2020.**

Alle waarden liggen in de lagere range van wat er in de literatuur gevonden wordt (bv Cloern et al., 1995). C:Chla ratio's zijn zeer variabel en worden bepaald door meerdere factoren zoals fytoplankton samenstelling, lichtklimaat, temperatuur en nutriënten. Wat betreft lichtklimaat zijn de verschillen duidelijk: SPM concentraties liggen altijd hoger in de Zeeschelde dan in de 2 zijrivieren. Meer SPM en dus minder licht betekent lagere C:Chla (bv Geider, 1987), en zou dus de lagere ratio van de Zeeschelde ten opzichte van de Bovenschelde en Dender kunnen verklaren (zoals ook vorig jaar). Een hogere turbiditeit in de Zeeschelde zorgt er immers voor dat fytoplankton meer Chl a pigment gaat aanmaken voor eenzelfde biomassa, om toch aan fotosynthese te kunnen doen met het weinige aanwezige licht. Andere factoren kunnen natuurlijk ook een rol spelen, maar licht is zeker één van de belangrijkste.



## 6.3 Microfytobenthos

De microfytobenthos biomassa op de slikken in de Zeeschelde vertoonde in 2020, net zoals in 2019, voor de 5 onderzochte stations grote ruimtelijke en temporele verschillen (Figuur 6.15). Gemiddeld genomen lagen de chl a concentraties lager op alle stations. 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 de zomermaanden. Boerenschans en Groot Buitenschoor kenden weinig seizoenale verschillen.

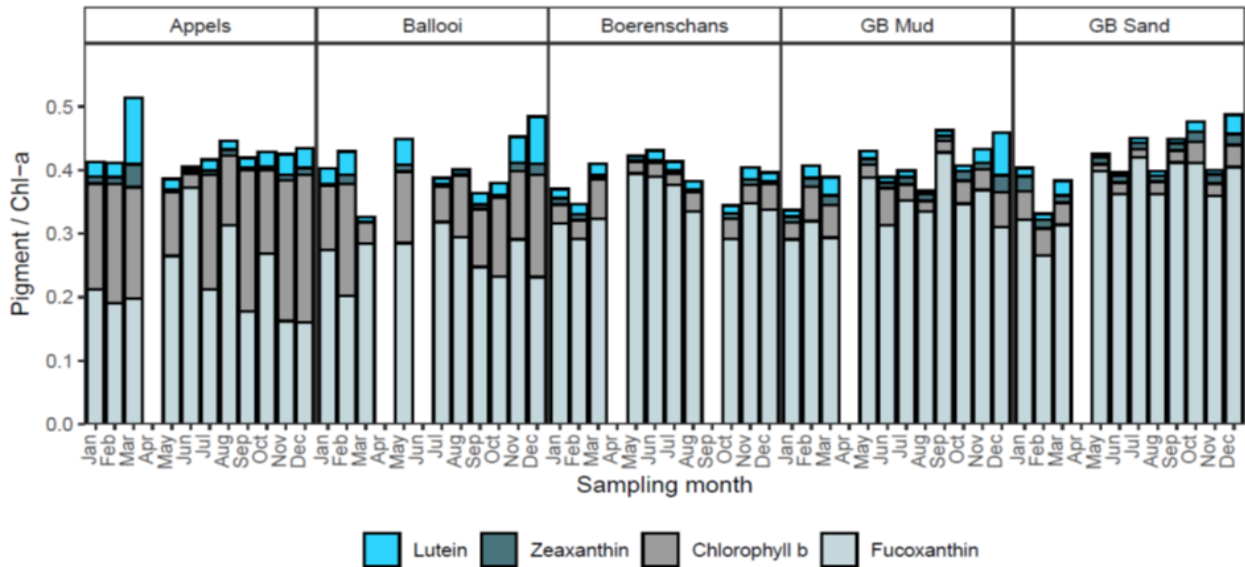


**Figuur 6.15** Maandgemiddelde microfytobenthos biomassa voor de verschillende stations in 2019 (GB Mud: Groot Buitenschoor, slibrijke slikzone; GB sand: zandige slikzone).

Om een beeld te krijgen van de soortensamenstelling van het microfytobenthos, kan gekeken worden naar de auxiliaire pigmenten. De verhouding van deze pigmenten is karakteristiek voor bepaalde algengroepen. Daarom wordt in Figuur 6.16 de ratio van verschillende auxiliaire pigmenten versus chl a weergegeven, als indicatie voor de aanwezige soorten. Let wel op, deze ratio's worden niet enkel door de soortensamenstelling bepaald, ze kunnen ook beïnvloed worden door omgevingsfactoren (Lionard *et al.*, 2008).

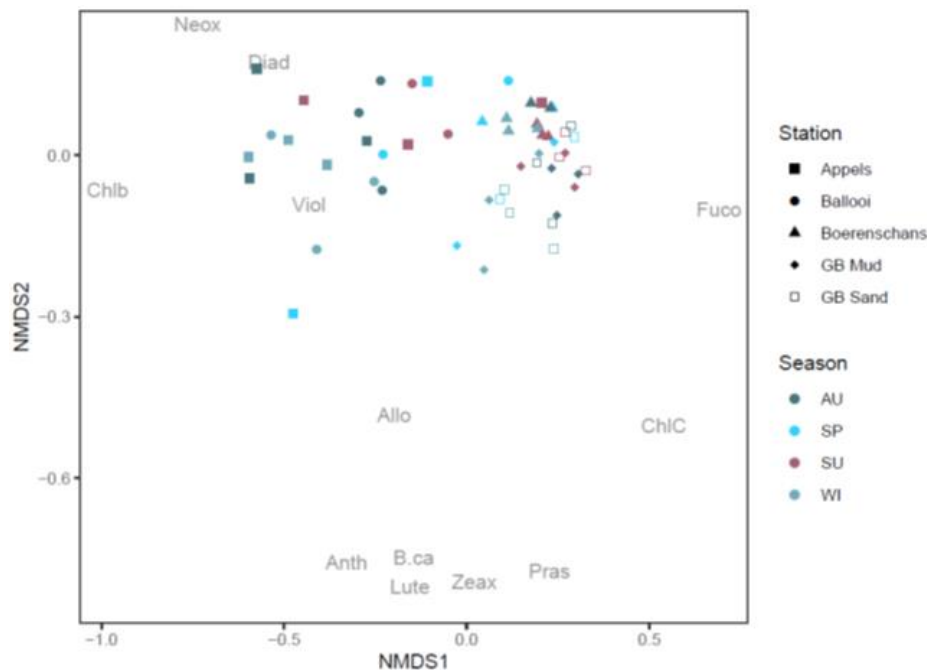
De grote verschillen in relatieve abundantie van de auxiliaire pigmenten wijst op duidelijke verschillen in de taxonomische samenstelling van het fytoebenthos. Er is een duidelijke scheiding tussen de zoete stations Appels en Ballooi en de brakke stations Boerenschans en Groot Buitenschoor. Bij toenemende saliniteit zien we de relatieve concentratie van fucoxanthine toenemen, terwijl chlorofyl b daalt. Dit wijst op een afname van de abundantie van groenalgen en/of euglenoiden ten voordele van diatomeeën, van de zoete zones naar de meer brakke delen.

In de meeste stations, maar meest uitgesproken in Appels, zien we fucoxanthine beperkt stijgen in de zomer, wat kan wijzen op een relatieve toename van de diatomee abundantie.



**Figuur 6.16** Maandelijke ratio van auxiliaire pigment versus chl a voor de verschillende stations in 2019 (GB Mud: Groot Buitenschoor, slibrijke slikzone; GB sand: zandige slikzone).

Een NMDS vat grotendeels de waargenomen variatie tussen de verschillende stations (Figuur 6.17). De eerste NMDS as scheidt de stations met hoge relatieve fucoxanthine concentraties (Groot Buitenschoor) van de stations met hoge chl b (Appels). In 2020 wordt geen duidelijke seizoenale trend waargenomen. Hierdoor kunnen geen significante verschillen in soortensamenstelling doorheen het jaar aangetoond worden. In 2018 was dit wel mogelijk, maar voor 2019 en nu ook 2020 zijn deze seizoenale patronen minder duidelijk.



**Figuur 6.17** NMDS ordinatie van de ratio maandelijke auxiliaire pigment versus chl a voor de verschillende stations en seizoenen. Enkel de pigmenten met significante bijdrage aan de NMDS zijn weergegeven. 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: Prasinolaxanthin.

## 6.4 Zoöplankton

### 6.4.1 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 2020 lag de focus van de OMES zoöplankton monitoring op:

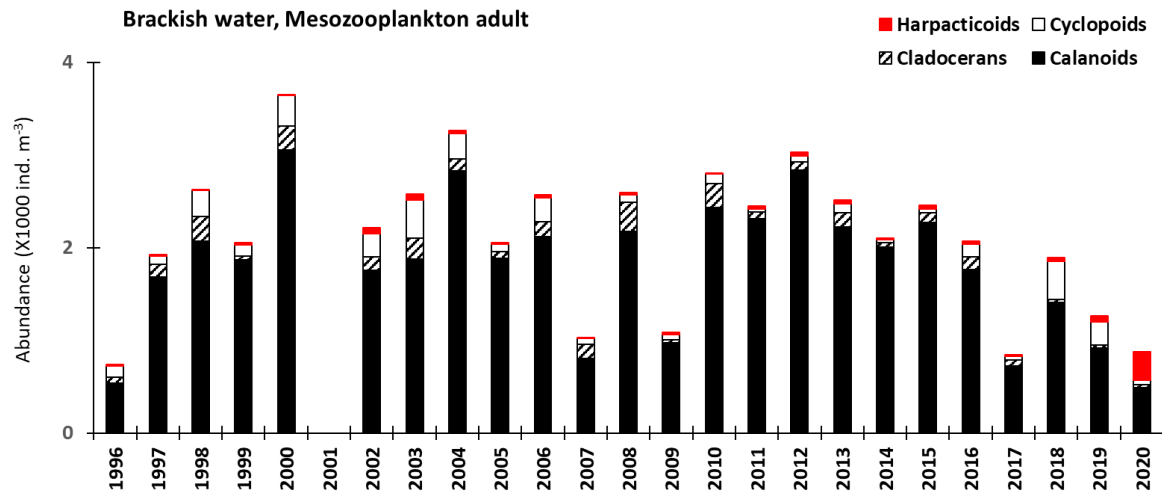
- Het opvolgen van de abundantie en compositie van de zoöplankton gemeenschap in het brakwater en het zoetwater traject van de Zeeschelde
- Het achterhalen van de oorzaken van de dalende abundantie van *E. affinis* in het brakwatertraject
- Het verder analyseren van de abundantie en compositie van de zoöplankton gemeenschap in de zijrivieren van de Schelde, en het verifiëren van het voorkomen van een tweede *Eurytemora* soort, *E. velox*.

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. Multivariate analyses (RDA, GLM) zijn uitgevoerd met CANOCO 4.5.

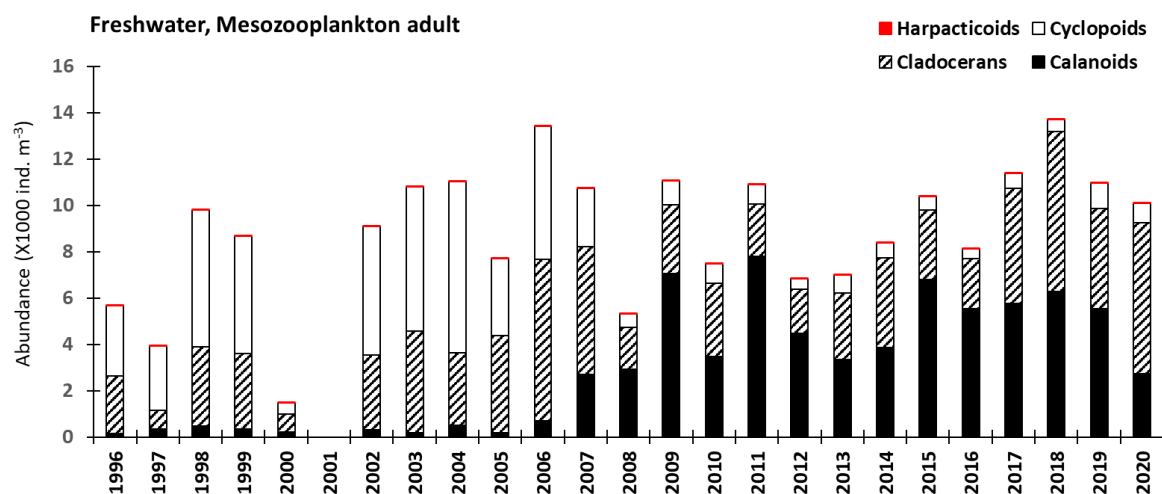
### 6.4.2 Abundantie en samenstelling zoöplankton gemeenschap in de Zeeschelde

In het brakwater traject wordt de copepoden gemeenschap - wat betreft adulten en copepodiet 5 stadia (C5) - sinds het begin van de waarnemingen gedomineerd door calanoïde copepoden (Figuur 6.18). Sinds 2017 worden lagere abundanties van deze dominante groep waargenomen dan in de vorige jaren, met uitzondering van 2007 en 2009. In 2018 en 2019 werd een lichte stijging van cyclopoïde copepoden waargenomen, maar niet in 2020. Wel worden meer harpacticoiden waargenomen. Cladoceren blijven zeer weinig abundant. Het gevolg is dat de totale meso-zoöplankton brakwater populatie significant in abundantie afneemt sinds 2012 ( $p < 0.001$ )



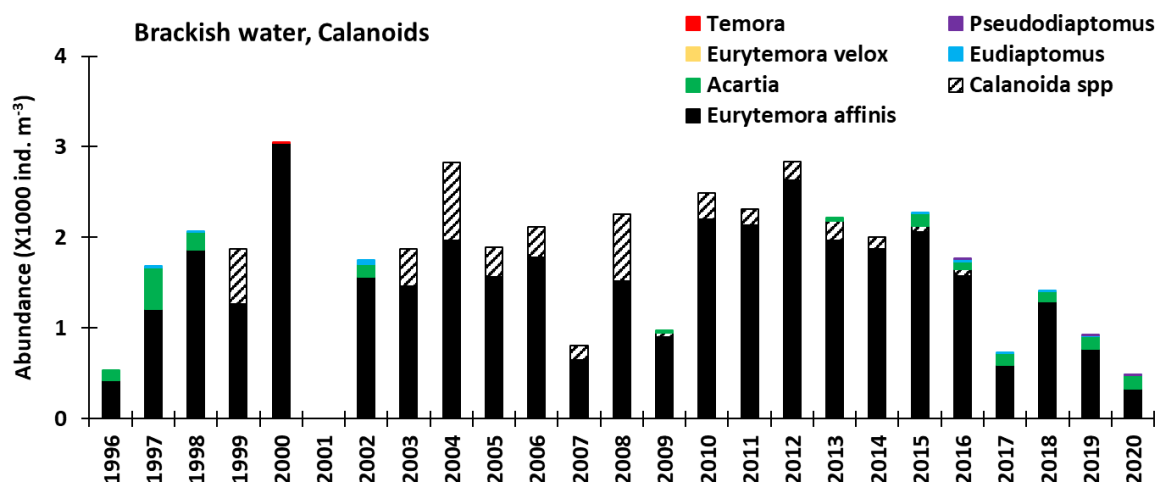
**Figuur 6.18** Jaargemiddelde abundantie van copepoden (Harpacticoiden, Cyclopoiden en Calanoiden; adulten en C5 stadia) en van cladoceren in de brakwater zone (stations Grens en Antwerpen) tussen 1996 en 2020.

In het zoetwatertraject wordt in 2020 de laagste abundantie van calanoïde adulten en C5 stadia waargenomen sinds 2009 ( $2,3 \cdot 10^3 \text{ ind. m}^{-3}$ ). (Figuur 6.19). Cladoceren maken nu 64 % van de abundantie van deze groepen uit. De abundantie van cyclopoïde 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 procent van de abundantie uit.



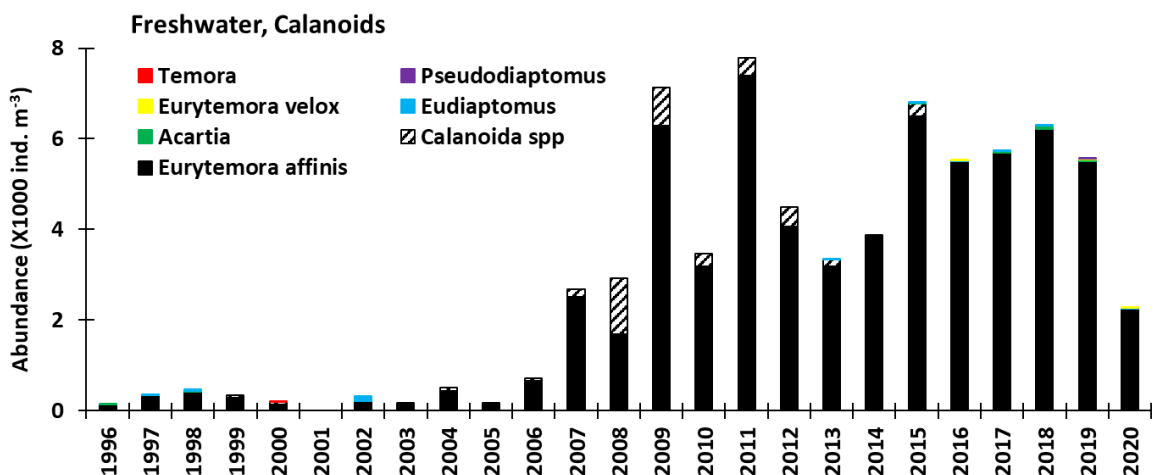
**Figuur 6.19** Jaargemiddelde abundantie van copepoden (Harpacticoiden, Cyclopoiden en Calanoiden; adulten en C5 stadia) en van cladoceren in de zoetwaterzone (Z5-Z7) tussen 1996 en 2020. In 2000 werd enkel gedurende het voorjaar bemonsterd

Binnen de meest abundante groep, de calanoïde copepoden (Figuur 6.20), zet de significante daling in *E. affinis* abundantie waargenomen in het brakke sinds 2016 zich verder in 2020 ( $p < 0.05$ ). Tegelijkertijd worden sinds 2015 meer calanoiden van het genus *Acartia* waargenomen, maar *E. affinis* blijft de copepode- en de zoöplankton gemeenschap domineren. Deze waarnemingen worden verder besproken in de volgende rubriek.



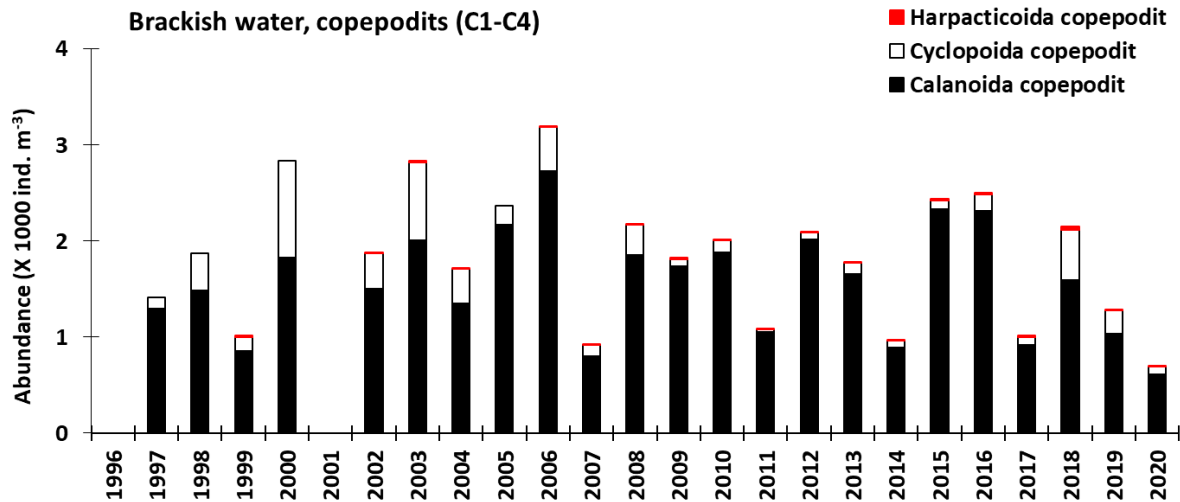
Figuur 6.20. Jaargemiddelde abundantie van de verschillende calanoiden-taxa (adulten en C5 stadia) in de brak waterzone (stations Grens en Antwerpen) tussen 1996 en 2020. In 2000 werd enkel gedurende het voorjaar bemonsterd

In het zoetwatertraject is *E. affinis* sinds 2009 zeer dominant, en de soort vertoont hoge abundanties van ongeveer 5000 ind. m<sup>-3</sup> in de periode 2015-2019 (Figuur 6.21). In 2020 echter treedt ook hier een sterke daling tot 2200 ind.m<sup>-3</sup> op. Er wordt geen noemenswaardige ontwikkeling van andere taxa waargenomen in recente jaren.



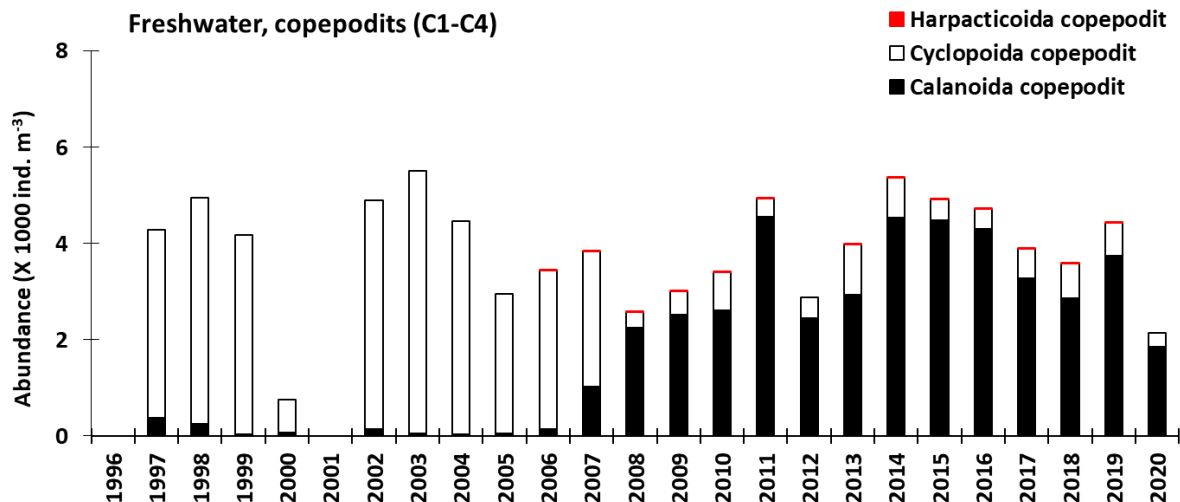
Figuur 6.21 Jaargemiddelde abundantie van de verschillende calanoiden - taxa (adulten en C5 stadia) in de zoetwaterzone (Z5-Z7) tussen 1996 en 2020. In 2000 werd enkel gedurende het voorjaar bemonsterd

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 6.22 en Figuur 6.23). In het brakwater (Figuur 6.22) neemt de abundantie van copepodieten af sinds 2018, maar zijn sinds het begin van de waarnemingen af en toe jaren met abundanties <math>1 \cdot 10^3</math> ind. m<sup>-3</sup> waargenomen.



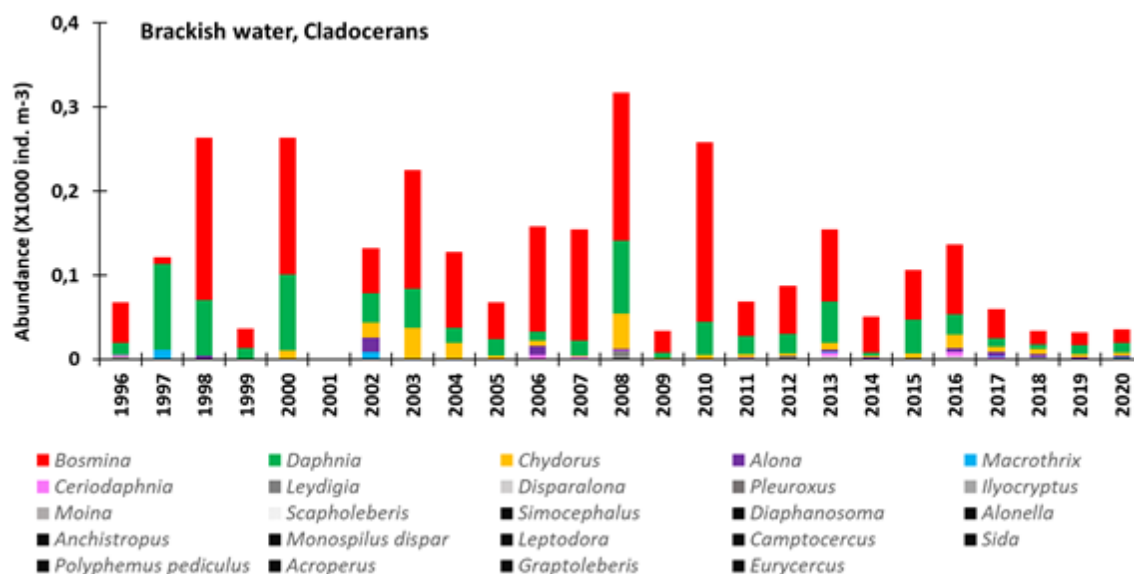
**Figuur 6.22** Jaargemiddelde abundantie van copepodiet stadia van de verschillende copepoden-taxa in de brak waterzone (stations Grens en Antwerpen) tussen 1996 en 2020. In 2000 werd enkel gedurende het voorjaar bemonsterd.

In het zoetwater (Figuur 6.23), ligt de abundantie van calanoide copepodieten in 2020 op het laagste niveau sinds 2008. *E. affinis* blijft ook hier dominant.



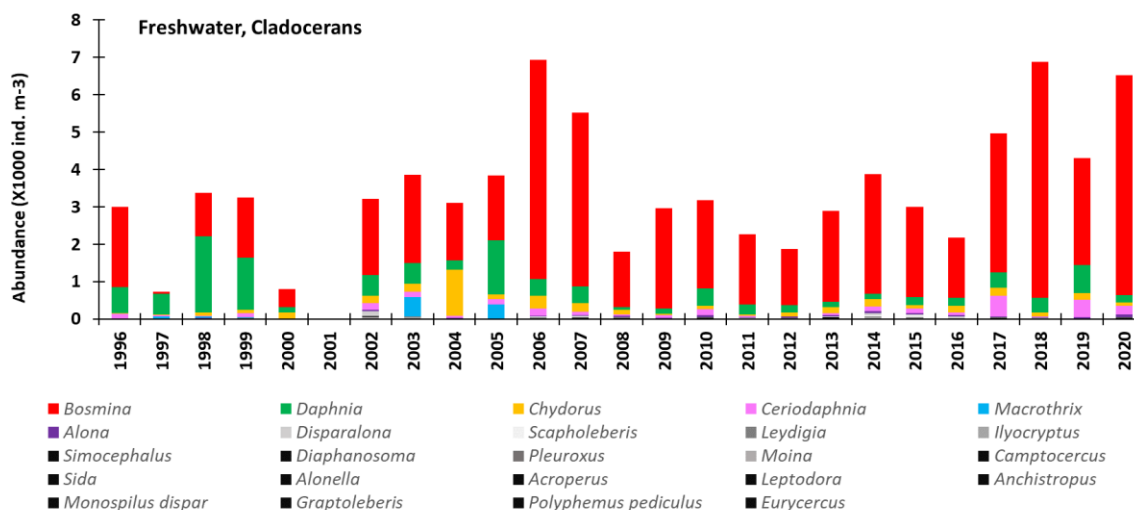
**Figuur 6.23** Jaargemiddelde abundantie van copepodiet stadia van de verschillende copepoden-taxa in de zoetwaterzone (Z5-Z7) tussen 1996 en 2020. In 2000 werd enkel gedurende het voorjaar bemonsterd

De abundantie van cladoceren in de brakwaterzone vertoont sinds het begin van de waarnemingen sterke schommelingen, maar blijft  $< 0,3 \cdot 10^3$  ind  $m^{-3}$  (Figuur 6.24). Sinds 2018 worden lagere abundanties waargenomen dan voorheen, met uitzondering van de jaren 1999 en 2009. De dominante genera zijn over de hele periode *Bosmina* en *Daphnia*.



**Figuur 6.24** Jaargemiddelde abundantie van de verschillende cladoceren - taxa (adulten) in de brakwater zone (stations Grens en Antwerpen) tussen 1996 en 2020. In 2000 werd enkel gedurende het voorjaar bemonsterd.

De abundantie van cladoceren in het zoetwatertraject (Figuur 6.25) is veel hoger (1 à 6 \*10<sup>3</sup> ind. m<sup>-3</sup>) dan in het brakwatertraject (Figuur 6.24). Hier zien we een toename in abundantie sinds 2017 t.o.v. de periode 2008-2016. In 2020 werden abundanties > 6000 ind. m<sup>-3</sup> bereikt, wat enkel in 2006 en 2018 ook het geval was. *Bosmina* blijft het dominante genus.



**Figuur 6.25** Jaargemiddelde abundantie van de verschillende cladoceren - taxa (adulten) in de zoetwaterzone (Z5-Z7) tussen 1996 en 2020. In 2000 werd enkel gedurende het voorjaar bemonsterd.

### 6.4.3 De afname van *E. affinis* in het brakwatergebied

Om een indicatie te krijgen van de oorzaken van de afname in abundantie van de dominante soort *E. affinis* in het brakwater, is een RDA analyse uitgevoerd op de data vanaf 2007 tot en met 2020. Aansluitend is getest met welke omgevingsvariabelen *E. affinis* significant gerelateerd is via een GLM



analyse. Voor Chl *a* werden de waarden gemeten via HPLC door het Laboratorium voor Protistologie en Aquatische Ecologie (UGent) gebruikt.

De positie van *E. affinis* adulten in de resulterende biplot van taxa en omgevingsvariabelen (Figuur 6.26) toont dat deze soort geassocieerd is met hoge concentraties aan stikstof nutriënten, zuurstof en Chl *a*, en zich volledig tegenover de conductiviteits- vector, die samengaat met temperatuur en concentratie aan sulfaat, en in mindere mate fosfaat, bevindt. Calanoïde copepodieten bevinden zich in hetzelfde kwadrant als *E. affinis* adulten, maar dicht bij de oorsprong van de ordinatie. Aan dezelfde rechterzijde van de plot vinden we de cladoceren *Chydorus*, *Daphnia* en *Bosmina*. De overige copepoden (de calanoïde *Acartia*, cyclopoïde adulten en copepodieten, harpacticoiden adulten en copepodieten) bevinden zich in het boven paneel van de biplot, tegenover *E. affinis*, meer geassocieerd met conductiviteit, SO<sub>4</sub>, temperatuur en PO<sub>4</sub>.

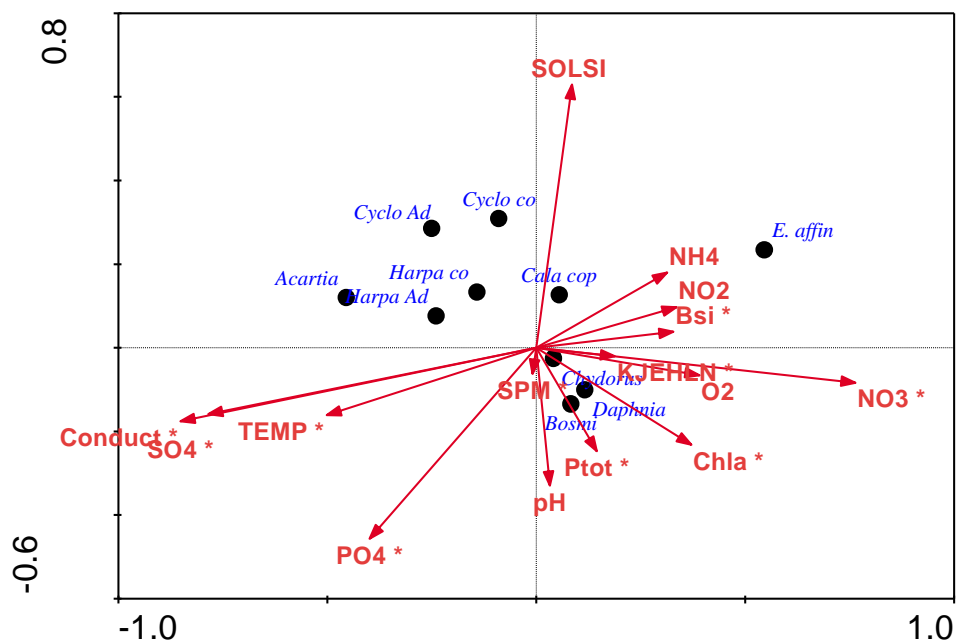
*E. affinis* is significant positief gerelateerd aan Chl *a*, BSi, Kjeldahl-stikstof en NO<sub>3</sub> concentratie en negatief aan conductiviteit, SO<sub>4</sub> en temperatuur.

Eenzelfde analyse voor het station Antwerpen toont gelijklopende resultaten (Figuur 6.27), met een nog sterker uitgesproken oppositie tussen *E. affinis* t.o.v. de conductiviteit en samenhangende factoren SO<sub>4</sub> en PO<sub>4</sub>. De positie van de overige taxa in relatie tot *E. affinis* adulten is vergelijkbaar met de situatie bij Grens, maar de calanoïde *Acartia* is duidelijker geassocieerd met de conductiviteit, en bevindt zich in diagonale oppositie met *E. affinis*. *E. affinis* is hier significantief ( $p < 0.05$ ) positief en negatief gerelateerd met dezelfde omgevingsfactoren als op station Grens, behalve de Chl *a* concentratie.

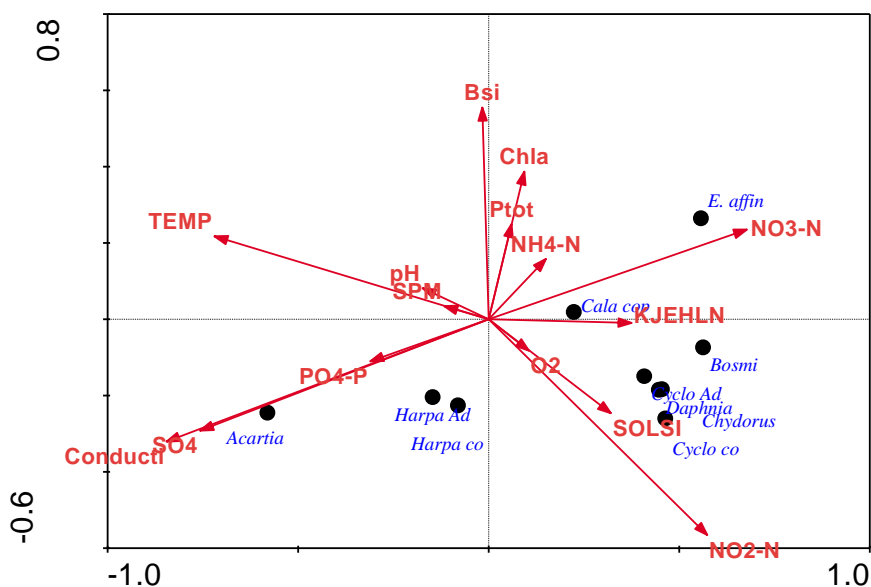
De daling van de abundantie van *E. affinis* gaat dus duidelijk samen met de toenemende saliniteit (conductiviteit) in het brakwatergebied. De saliniteit van de Zeeschelde is inderdaad de laatste jaren toegenomen (zie hoofdstuk 3). Het lijkt verwonderlijk dat deze soort, die zich, in parallel met de verbetering van de waterkwaliteit, vanuit de Westerschelde stroomopwaarts heeft ontwikkeld sinds eind 1990 (Appeltans et al., 2003), en vooral vanaf 2007 in hoge abundanties voorkomt in het zoetwatertraject (Mialet et al., 2010, 2011, Chambord et al., 2016), sterk zou benadeeld worden door een lichte toename van de saliniteit.

Daarom is de correlatie met de Chl *a* concentratie (maat van fytoplankton biomassa) ook belangrijk om verder te onderzoeken. Amadei-Martinez et al. (in prep.), hebben aan de hand van de 2002-2018 Omes data analyse aangetoond dat hogere saliniteiten in de Schelde gepaard gaan met lagere Chl *a* concentraties, en ten dele ook met lage debieten. *E. affinis* is een sterk herbivore soort, die een uitgesproken selectie vertoont voor diatomeeën (Tackx et al., 2003). Dit zou ook verklaren waarom *E. affinis* abundantie afneemt met dalende fytoplanktonabundantie en ook gecorreleerd is aan biogeen silicium, dat in grote mate door diatomeeën wordt vertegenwoordigd. Waarom een significant verband tussen *E. affinis* en Chl *a* alleen bij grens wordt teruggevonden is niet duidelijk. De gemiddelde jaar abundanties van *E. affinis* voor de brakwaterzone (Grens en Antwerpen samen) tonen een significante toename van *E. affinis* met toenemende Chl *a* concentratie, (Figuur 6.28b) terwijl met conductiviteit wel een afnemende trend, maar geen significante negatieve correlatie wordt waargenomen (Figuur 6.28a).

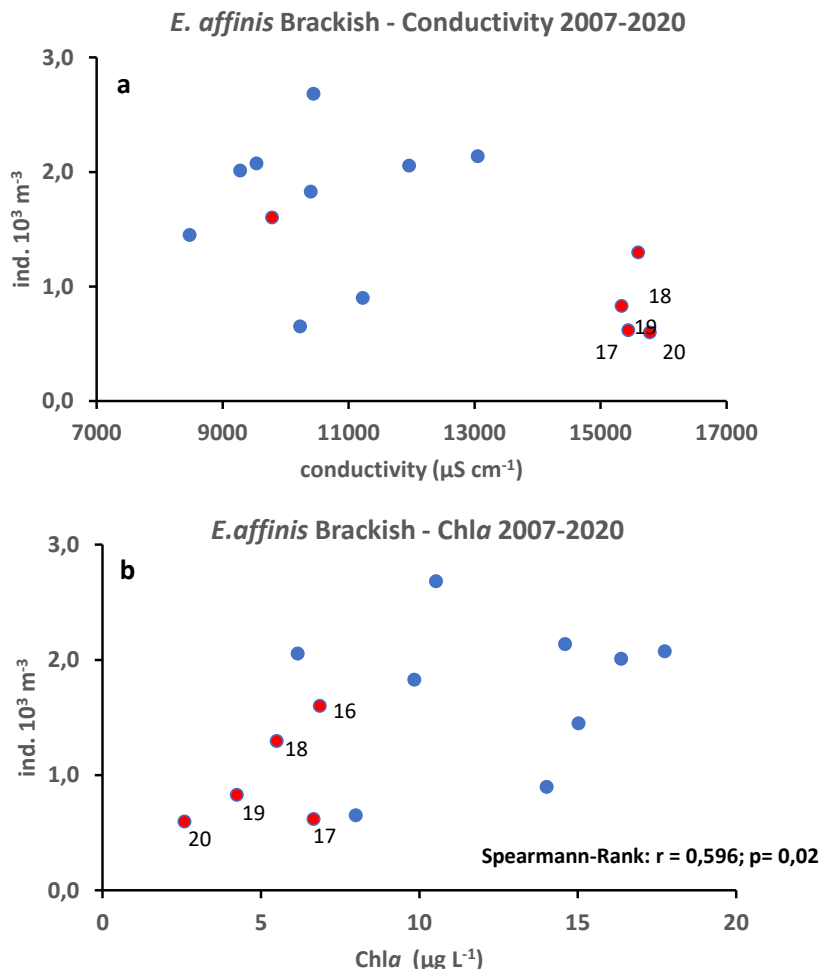
Opmerkelijk is het opduiken - zij het beperkte abundanties - van de calanoïde *Acartia*, sinds de afname van de abundantie van *E. affinis* (Figuur 6.20). Het gaat om verschillende *Acartia* soorten (*A. clausi*, *A. tonsa* en *A. bifilosa*), die niet in routine analyse van elkaar kunnen worden onderscheiden, maar alle drie vooral voorkomend in kustzones. *A. clausi* is typisch voor de Noordzee (Van Ginderdeuren et al., 2014), en zoute lagunes. *A. tonsa* wordt bv. gevonden in het Veerse meer en de Spuikom te Oostende (Bakker & Vegter, 1978; Tackx & Polk, 1986). Alle drie komen ze ook voor in de Westerschelde, met een zeker seizoen gebonden patroon (Soetaert en Van Rijswijk, 1993). Het is dus niet verbazend dat deze soorten baat hebben bij een toenemende saliniteit.



Figuur 6.26 Taxa-omgevingsvariabelen biplot resulterend uit de RDA analyse met zoöplankton gegevens tussen 2007 en 2020 voor het station Grens. De omgevingsvariabelen waaraan *E. affinis* significant is gerelateerd aangeduid met \*.



Figuur 6.27 Taxa- omgevingsvariabelen biplot resulterend uit de RDA analyse met zoöplankton gegevens tussen 2007 en 2020 voor het station Antwerpen. De omgevingsvariabelen waaraan *E. affinis* significant is gerelateerd aangeduid met \*.



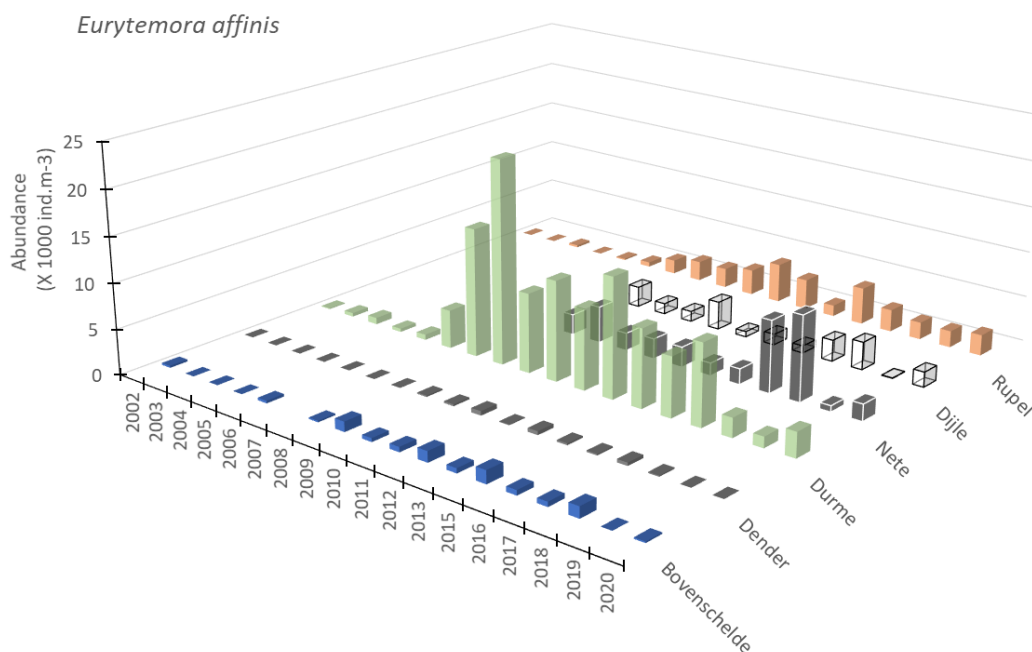
**Figuur 6.28** Jaargemiddelde abundantie van *E. affinis* in het brakwatergebied als functie van a) conductiviteit en b) Chl a concentratie. De rode punten duiden de jaren 2016 t.e.m. 2020 aan.

Na een lange periode van vrij stabiele abundanties rond de 1500 à 2000  $\text{ind m}^{-3}$  tussen 2002 en 2015 (Figuur 6.20), waarbij *E. affinis* de dominante soort was in het brakwatergebied, blijken er nu veranderingen op te treden die het succes van deze soort verminderen. Tot en met 2019 nam de soort alleen af in het brakwatergebied en bleef de abundantie in het zoetwatertraject constant (Figuur 6.21). Maar in 2020 merken we ook hier een duidelijke afname, van ongeveer 5000  $\text{ind m}^{-3}$  in de periode 2015-2019 naar 2200  $\text{ind m}^{-3}$  in 2020. Gezien het om een dominante soort gaat, die belangrijk is in de voedselketen (Fockedey & Mees, 1999; Maes et al., 2006; Winkler et al., 2007) is dit mogelijk belangrijk voor de evolutie van het systeem. Toekomstige data-analyses zullen er dan ook op gericht zijn om meer precies te achterhalen welke factoren aan de basis van deze evolutie liggen. Naast conductiviteit en Chl a kan ook afvoer een belangrijke rol spelen. Ook zal meer specifiek de lenteperiode, tijdens de welke *E. affinis* zijn piek ontwikkeling kent, worden onderzocht.

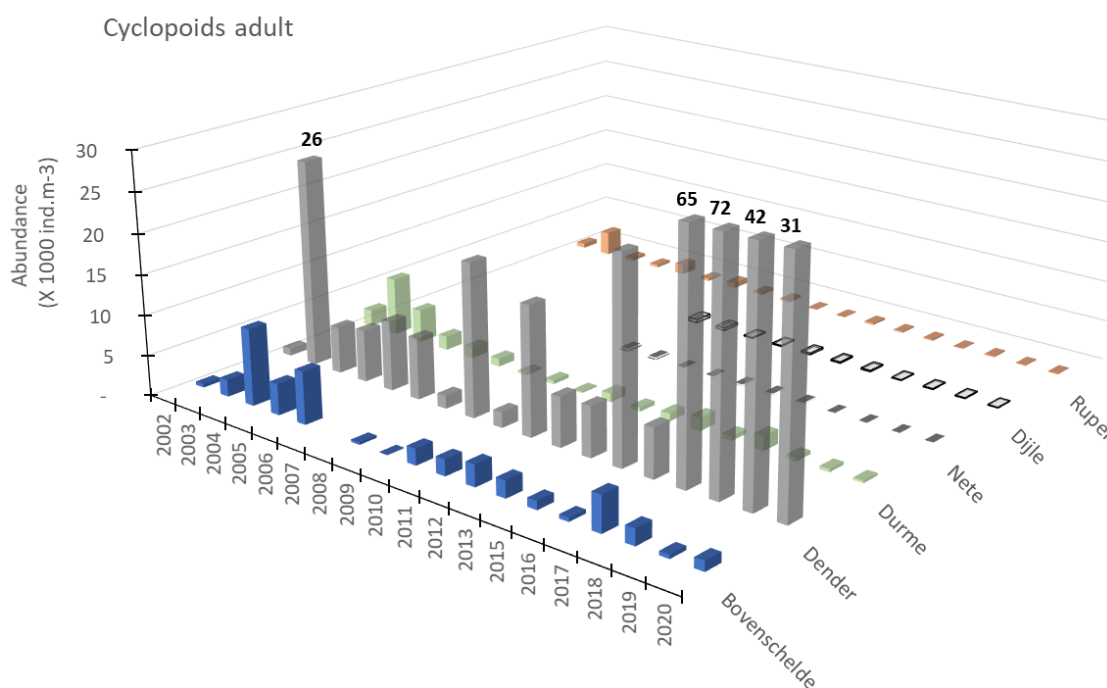
#### 6.4.4 Zoöplankton in de zijrivieren van de Schelde

Het reeds eerder gerapporteerde patroon (Tackx et al., 2018, 2019) in samenstelling van de zoöplankton gemeenschap in de zijrivieren zet zich ook in 2020 voort. In de Durme, de Rupel de Nete en de Dijle domineert *E. affinis* de copepoden gemeenschap, net zoals in de Zeeschelde (Figuur 6.29). In 2020 liggen de abundanties van *E. affinis* in de Durme iets hoger dan in 2018 en 2019, maar nog steeds aanzienlijk lager dan in de periode 2009-2017. Ook in Nete, Dijle en Rupel zijn de abundanties in 2020 iets hoger dan in 2019. Cyclopoiden zijn in deze *Eurytemora* gedomineerde zijrivieren bijna afwezig, terwijl ze in de

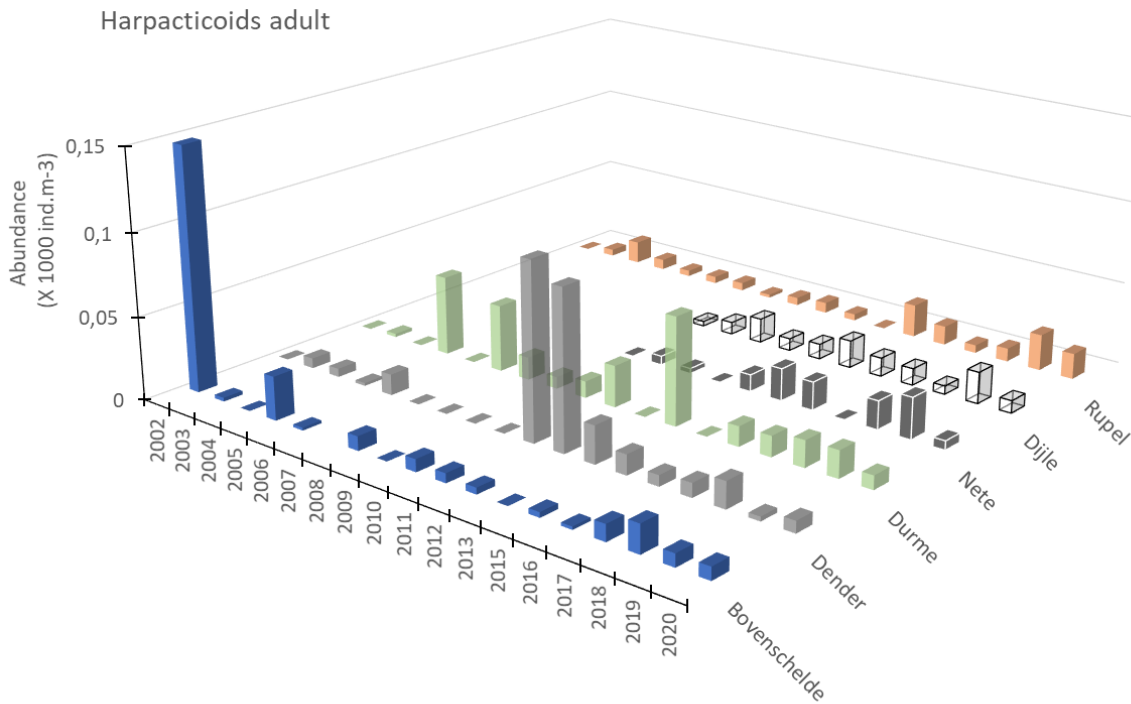
Bovenschelde en vooral in de Dender overheersen (Figuur 6.30). Harpacticoiden volgen een meer gevarieerd patroon en zijn niet specifiek abundant voor één of andere zijrivier (Figuur 6.31). Cladoceren (Figuur 6.32) komen vooral voor in de Bovenschelde en de Dender voor, en blijken dus geassocieerd met cyclopoiden, 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 > 200 \*10<sup>3</sup> ind. m<sup>-3</sup>. Ook in 2020 werd een hoge abundantie (219\*10<sup>3</sup> ind. m<sup>-3</sup>) bereikt.



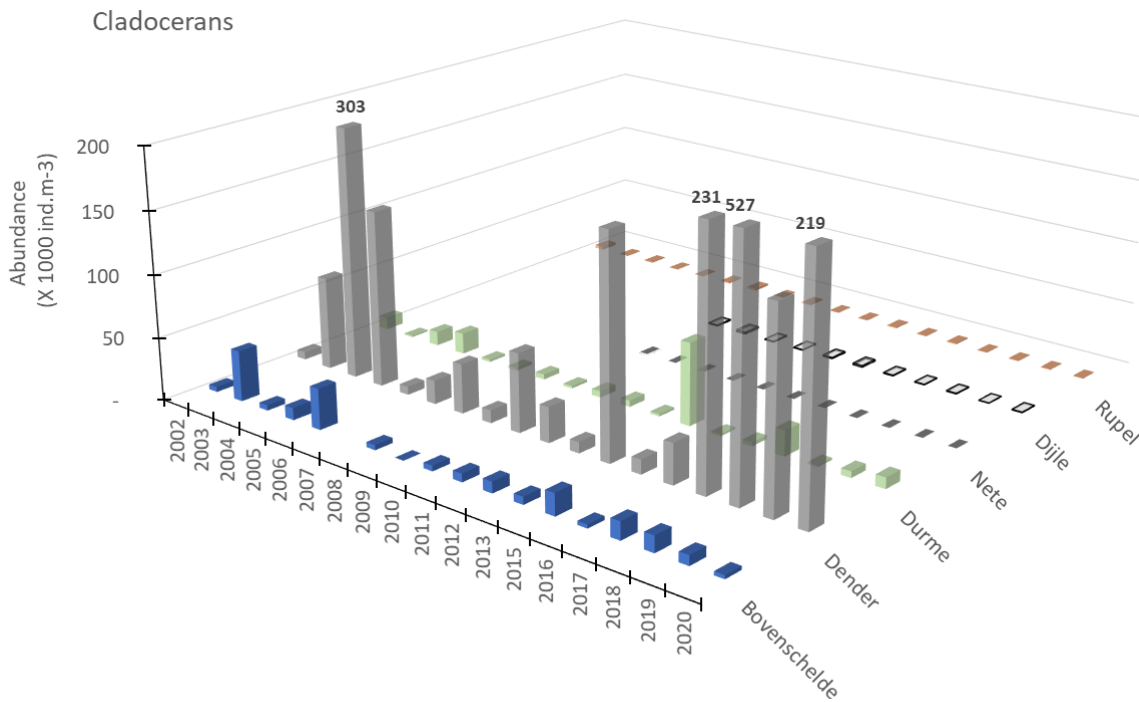
**Figuur 6.29** Abundantie van *E. affinis* in de zijrivieren.



**Figuur 6.30** Abundantie van cyclopoide copepoden in de zijrivieren.



**Figuur 6.31** Abundantie van harpacticoide copepoden in de zijrivieren.



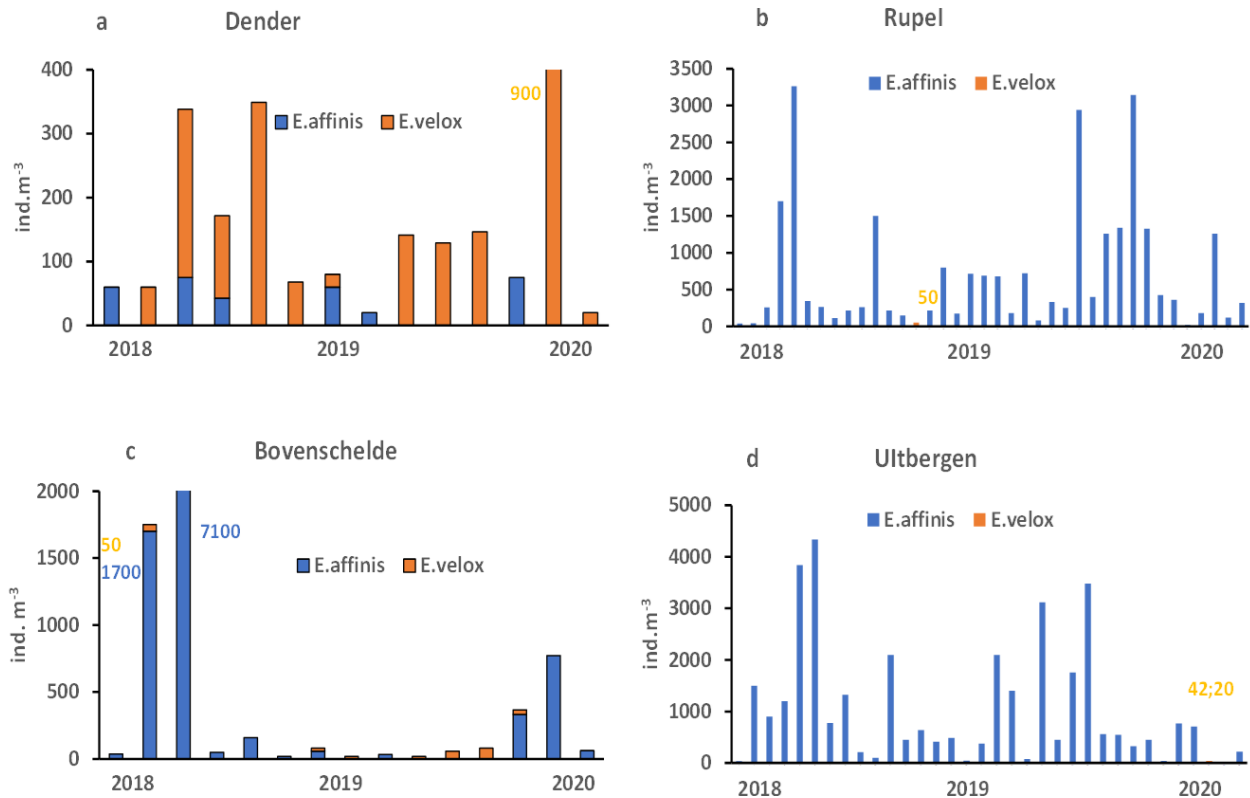
**Figuur 6.32** Abundantie van cladoceren in de zijrivieren.

In het OMES rapport 2019 (Tackx et al., 2020) hebben we aandacht besteed aan de omstandigheden waarin *E. affinis* de zoöplankton gemeenschap domineert. Ter herinnering: uit de gegevens van de Schelde is gebleken dat het al dan niet ontwikkelen van een abundante *E. affinis* populatie (> 3000 ind. m<sup>-3</sup>) afhangt van een drempel effect: de O<sub>2</sub> concentratie moet > 5 mg L<sup>-1</sup>, en de NH<sub>4</sub>-N concentratie <0.8 mg L<sup>-1</sup> (Tackx et al., 2019). In de zijrivieren bleek dit drempel effect minder duidelijk.

In de Rupel bijvoorbeeld tekent zich globaal 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 observeren we lage *E. affinis* abundanties en hoge cyclopoiden bij omstandigheden die in de Schelde en de Rupel overeenkomen met *E. affinis* dominantie.

In 2020 is verder onderzoek verricht naar de mogelijke oorzaak van deze verschillen. Zoals gerapporteerd in Tackx et al., (2019), zijn in 2018 stalen bekeken uit de collectie 'Van Oyen' (1928-1960) in het Koninklijk Museum voor Natuurwetenschappen te Brussel. De bedoeling was toen om na te gaan of *E. affinis* reeds in die periode voorkwam in de Schelde, wat zijn 'invasief karakter' zou tegenspreken. Jammer genoeg waren in deze collectie niet genoeg stalen uit het Schelde estuarium aanwezig om de hypothese van een niet-invasief karakter te bevestigen of te ontkennen. Wel werd in een serie van 20 Dender stalen uit 1947 een andere *Eurytemora* soort, *Eurytemora velox* aangetroffen. Dit heeft ons aangezet om dieper in detail te gaan bij de determinatie van *Eurytemora*. Probleem is dat het morfologisch onderscheid tussen *E. affinis* en *E. velox* onder binoculaire observatie enkel mogelijk is bij de vrouwelijke individuen, en dan nog een behoorlijke observatiecapaciteit vergt. Bepaling van de M/V ratio van de *Eurytemora* populaties voor de jaren 2016-2019 heeft aangetoond dat deze ratio in de Schelde zeer variabel is, met mediane waarden naargelang het station tussen 1,44 en 5,11 (Tackx et al., 2019). Er zal dus moeten worden bekeken hoe representatief de gegevens op enkel vrouwtjes zijn voor de gehele populatie.

Uit de zover beschikbare resultaten blijkt dat de *Eurytemora* populatie in de Dender hoofdzakelijk uit *E. velox* bestaat (Figuur 6.33a), terwijl in de Rupel (Figuur 6.33b), Nete, Dijle en Durme (niet getoond) beide soorten voorkomen, maar *E. affinis* > 95 % vertegenwoordigt. Dit laatste is ook het geval in het Schelde estuarium zelf. Bij het station Uitbergen bijvoorbeeld werd enkel in 2020 tweemaal *E. velox* aangetroffen in lage abundanties van 42 en 20 ind. m<sup>-3</sup> (Figuur 6.33d). In de Bovenschelde is de dominantie van *E. affinis* iets minder sterk (Figuur 6.33c). De *Eurytemora* populatie is dus verschillend tussen de Dender en de rivieren van het Rupel bekken en het Schelde estuarium. Logisch dat de Durme, hoofdzakelijk getij-gevuld door de Schelde, dezelfde samenstelling vertoont als het estuarium.



**Figuur 6.33** Abundantie van *E. affinis* en *E. velox* zoals bepaald op vrouwelijke individuen in a) de Dender b) de Rupel c) de Bovenschelde end) de Schelde (vb. station Uitbergen). Oranje cijfers: abundanties van *E. velox* die moeilijk zichtbaar zijn in de grafiek.

Hoe dan ook ligt in dit verschil in *Eurytemora* soort waarschijnlijk een belangrijke reden voor de verschillende respons op O<sub>2</sub> en NH<sub>4</sub> concentraties. A priori blijkt dat *E. velox* beter bestand is tegen lage zuurstof en hoge NH<sub>4</sub> concentraties dan *E. affinis*, maar nooit zeer hoge abundanties bereikt. Mogelijk is dit te verklaren door het feit dat *E. velox* samen voorkomt met hoge abundanties aan cyclopoiden en cladoceren, de soort wordt immers vooral in de 'cyclopoiden gedomineerde' Dender aangetroffen (Figuur 6.30). *E. affinis*, daarentegen, éénmaal de omstandigheden voor zijn ontwikkeling voldaan, wordt snel sterk dominant in de zoöplanktongemeenschap.

## 6.4.5 Besluit en perspectieven

Sinds het begin van de OMES waarnemingen was er weinig verandering in de abundantie en taxonomische samenstelling van het zoöplankton in het brakwatergebied. *E. affinis*, was er de dominante soort, aangevuld met hooguit 15 % cyclopoide copepoden en cladoceren. In het zoetwater traject, veranderde de zoöplankton gemeenschap drastisch in parallel met de verbetering van de waterkwaliteit, met een snel dominant worden van *E. affinis* en een daling van de eerder abundante cyclopoide copepoden. Nadien, in de periode 2008 -2017, bleef de totale abundantie en samenstelling vrij stabiel. Voor het eerst zien we nu een verandering in deze situatie, sinds 2017 in het brakwater en sinds 2020 in het zoetwatertraject. In beide gevallen gaat het om een afname van het belang van *E. affinis*, en ten gevolge hiervan van de totale abundantie van de meso-zoöplankton gemeenschap. De uitgevoerde analyses duiden naar saliniteits verhoging en daling van de fytoplankton biomassa als oorzaken van deze verandering. Verder onderzoek zal erop gericht zijn om de aan de gang zijnde veranderingen in een breder hydro-ecologisch kader te analyseren, door o.a. afvoergegevens en seizoenen in de analyses te betrekken.



Het voorkomen van een andere *Eurytemora* soort, *E. velox*, naast *E. affinis* in het Scheldebekken vertoont een specifieke distributie: *E. velox* domineert sterk in de Dender, *E. affinis* in de Schelde en alle andere onderzochte zijrivieren. Verdere multivariate analyse zal toegepast worden om uit te maken wat precies de factoren zijn die een de ene of de andere soort bevoordelen. Hoewel analytisch moeilijk, loont het de moeite om het onderscheid te blijven maken tussen deze beide soorten, gezien ze andere affiniteiten vertonen met de omgevingsvariabelen. Het belang van deze gedetailleerde determinaties voor het Schelde - beleid is tweevoudig. Ten eerste helpt de precieze kennis van de soorten bij het modelleren van de relatie omgevingsvariabelen – zoöplankton abundantie- en dus trofisch functioneren van het systeem. Ten tweede, leiden *E. affinis*-tolerante omstandigheden tot een sterk *E. affinis* gedomineerde zoöplankton gemeenschap, terwijl *E. velox* in een meer diverse zoöplankton gemeenschap leeft. Ook het biodiversiteits aspect komt hier dus duidelijk aan bod.

In 2021 zullen de micro-en meso-zoöplankton gemeenschap volledig op soort worden gedetermineerd en samen met bestaande gegevens op dit taxonomisch niveau geanalyseerd. Dit zal toelaten de reactie van de zoöplankton gemeenschap op de verhogende saliniteit meer in detail in kaart te brengen, met specifieke aandacht voor de biodiversiteit. Ook zijn grazing experimenten met *E. affinis* in het zoetwatertraject voorzien. Hierdoor kan nagegaan worden in hoeverre afnemende fytoplankton concentraties het trofisch gedrag van deze soort beïnvloeden, en dus mogelijk de directe oorzaak zijn van haar afname.

Het zal interessant zijn om het feit dat beide *Eurytemora* soorten in de Schelde voorkomen – zij het met een sterke dominantie van *E. affinis* in verband te brengen met de resultaten van het genetisch onderzoek dat aan deze soort werd gedaan. Gasmi et al. (2014) hebben, aan de hand van Simple Sequence Repeat (ISSR) techniek op Schelde stalen van 2012 het voorkomen van genetisch verschillende *E. affinis* subpopulaties aangetoond. Verder onderzoek uitgevoerd op stalen van 2014 heeft een geleidelijke hybridisering van des subpopulaties aangetoond (Minguez et al., 2020). In hoeverre het hier gaat om een hybridisering tussen *E. affinis* en *E. velox* of wel degelijk om verschillende genetische entiteiten van het species complex *E. affinis* is momenteel niet duidelijk. Een hybridisering tussen *E. affinis* en *E. velox* is niet uitgesloten, want een exemplaar dat kenmerken van beide soorten vertoont, werd reeds opgemerkt. Dit werd ook in de literatuur reeds vermeld (Van Höffen, 1917).



---

## 7 Conclusie

---

2020 was net als de voorbije 3 jaar zeer droog, vooral in de zomerperiode waren de debieten zeer laag. Sinds 2009 vertalen lage debieten er zich in sterk toegenomen gehalten zwevende stof. De lage debieten zijn uiteraard het gevolg van weinig neerslag. Het is echter niet zozeer de lage neerslag in de zomer die bepalend is voor de lage zomerdebieten, maar wel de beperkte neerslag in lente en winter de voorbije jaren. Optimaal bufferen van neerslag in die seizoenen is dus de boodschap.

Lage debieten leiden sinds 2009 in de zoete zones van de Zeeschelde tot een stijging van het zoutgehalte. De stijging in de zoete zones is gemiddeld genomen zeer klein, maar vormt wel een belangrijk signaal: sinds 2009 is de verhouding tussen opwaarts transport door getij, en afwaarts transport door debiet structureel gewijzigd. Ook in de oligohaliene zone stijgt het zoutgehalte. Dit wordt slechts gedeeltelijk verklaard door lage debieten: de laatste jaren leiden lage debieten tot hogere zoutgehaltenes dan voorheen. De stijging van het zoutgehalte in de meest afwaartse zone van de Zeeschelde kan wel volledig verklaard worden door de lage debieten.

Qua zuurstof scoort de Zeeschelde in 2020 behoorlijk goed. Zelfs het incident met de lozing van bietenpulp in Noord-Frankrijk, werd dankzij een adequaat optreden in het bekken, zonder problemen verteerd in het estuarium. Het Rupelbekken daarentegen scoort nog steeds ondermaats, met als grootste boosdoener de zeer slechte kwaliteit van het Zennewater.

De zuurstofvraag (C-BOD en NOD) is al enkele jaren in dalende lijn, maar voldoet nog net niet aan de criteria voor een goede kwaliteit. Het niet voldoen aan deze criteria vormt echter geen probleem voor het ecosysteem.

Stikstof (TDIN) blijft in dalende lijn en krijgt dus een positieve evaluatie. Ook ammoniak voldoet steeds aan het EMSE criterium. Nitriet, aangevoerd vanuit de Bovenschelde, overschrijdt nog wel de norm in de meest opwaartse zones, maar daalt snel in afwaartse richting.

Fosfaat daarentegen steeg in 2020 quasi overal met negatieve evaluatie tot gevolg. De te hoge fosfaat is een probleem dat geïmporteerd wordt vanuit de Bovenschelde, en daar wordt de laatste jaren geen verbetering waargenomen.

In 2020 waren er beperkte silicium tekorten, in de meest opwaartse zone van de Zeeschelde, ten gevolge van de sterk gedaalde import vanuit het bekken. Door interne cyclering, in combinatie met slechts een beperkt consumptie, neemt het silicium gehalte in afwaartse richting snel toe, zodat de tekorten beperkt blijven tot de zoete zone met korte verblijftijd.

Zwevende stofgehaltenes (SPM), die sinds 2009 sterk toegenomen zijn, blijven ook in 2020 erg hoog, vooral in de zoete zones. Deze hoge SPM waarden liggen aan de basis van de dalende algenbloei. Sterke algenbloei, die in de periode 2003-2009 voorkwam in een brede zone tussen Dendermonde en Gent, en aanhield tot ver in het najaar, is nu beperkt tot de zomermaanden in de meest opwaartse stations waar de vertroebeling minder uitgesproken is.

De toename aan zwevende stof uit zich in de chlorofyl a inhoud van de algenpopulatie. Chlorofyl a (chl a) is het belangrijkste pigment in algen en essentieel voor fotosynthese. Een hogere turbiditeit in de Zeeschelde zorgt er voor dat fytoplankton in de Zeeschelde de laatste jaren meer Chl a pigment gaat aanmaken voor eenzelfde biomassa, om toch aan fotosynthese te kunnen doen met het weinige aanwezige licht.

Bij het zoöplankton zien we sinds 2017 een significante daling in de afwaartse zones van de Zeeschelde, vooral ten gevolge van de daling van de dominante soort *Eurytemora affinis*. In de zoete zones kende deze soort, met de verbeterde waterkwaliteit, eerst een steile opmars, maar daalt de abundantie in 2020 er ook sterk. De uitgevoerde analyses duiden naar saliniteits verhoging en daling van de fytoplankton biomassa als oorzaken van deze verandering.

## 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
- Amadei Martínez L, Dasseville R., Daveloose I., Verstraete T., Azémar F., Sossou A.C., Tackx M., Maris T., Meire P., Sabbe K. & Vyverman W., In prep. Long-term phytoplankton dynamics in the Zeescheldt estuary (Belgium) reflect the interactive effects of de-eutrophication and altered hydrodynamics.
- Appeltans W., Hannouti A., K. Van Damme S., Soetaert K., Van Thomme R. & Tackx M., 2003. Zooplankton in the Schelde estuary (Belgium, The Netherlands). The distribution of *Eurytemora affinis*: Effect of oxygen? *J. Plankton Res.* 25: 1441–1445.
- Bakker C & Vegter F, 1978. General tendencies of phyto-and zooplankton development in two closed estuaries (Lake Veere and Lake Grevelingen) in relation to an open estuary (Eastern Scheldt) (SW Netherlands). *Hydrol. Bull.*12: 226-245.
- 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 de visgemeenschap in het Zeeschelde-estuarium. Ankerkuilcampagnes 2019. Rapporten
- 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.
- Chambord S., Maris T., Colas F., Van Engeland T., Sossou A.C., Azémar F., Le Coz M., Cox T., Buisson L., Souissi S., Meire P & Tackx M., 2016. Mesozooplankton affinities in a recovering freshwater estuary. *Est. Coast. Shelf Sci.*177: 47-59.
- 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.
- Cox, T.J.S.; Maris, T.; Soetaert, K.; Conley, D.J.; Van Damme, S.; Meire, P.; Middelburg, J.J.; Vos, M.; Struyf, E. (2009). A macro-tidal freshwater ecosystem recovering from hypereutrophication: the Schelde case study. *Biogeosciences* 6(12): 2935-2948
- 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.

- Fockedeij N. & Mees J., 1999. Feeding of the hyperbenthic mysid *Neomysis integer* in the maximum turbidity zone of the Elbe, Westerschelde and Gironde estuaries. *Journal of Marine Systems* 22: 207-228.
- 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.
- Gasmi S., Ferval M., Pelissier C., D'Amico F., Maris T., Tackx M. & Legal L., 2014. Genetic diversity among the *Eurytemora affinis* species complex in the Scheldt estuary and its tributaries using ISSR-PCR marker assay. *Est. Coast. Shelf Sci.* 145: 22-30.
- 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, Kiørboe T., 2010. Does predation control adult sex ratios and longevities 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
- Kiørboe T & Bagøien E., 2005. Motility patterns and mate encounter rates in planktonic copepods. *Limnol. Oceanogr.* 50: 1999-2007.
- Kiørboe 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.

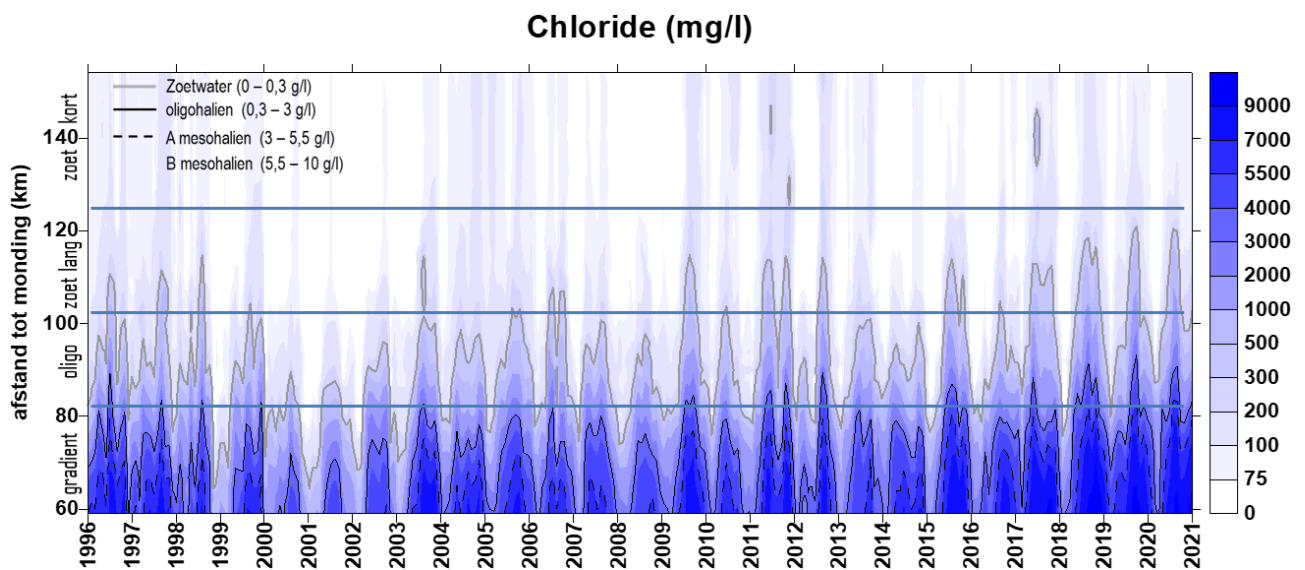
- M. Lionard, K. Muylaert, A. Hanoutti, T. Maris, M. Tackx, W. Vyverman 2008. Inter-annual variability in phytoplankton summer blooms in the freshwater tidal reaches of the Schelde estuary (Belgium). *Estuar. Coast Shelf Sci.*, 79: 694-700
- Maes J., Tackx M. & Soetaert K. 2005. The predation impact of juvenile herring *Clupea harengus* and sprat *Sprattus sprattus* on estuarine zooplankton. *Hydrobiologia* 540: 225-235.
- 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.
- Maris, T., D. Horemans & Meire P., 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 019-R244. Universiteit Antwerpen, 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.
- Mialet B., Azémar F., Maris T, Sossou C., Ruiz P., Lionard M., Van Damme S. Lecerf A., Muylaert K., Toumi N. & Tackx M., 2010. Spatial spring distribution of the copepod *Eurytemora affinis* (Copepoda, Calanoida) in a restoring estuary, the Scheldt (Belgium). *Est. Coast. Shelf Sci.* 88: 116-124.
- Mialet B., Gouzou J., Azémar F., Maris T., Sossou C. Toumi N., Van Damme S., Meire P. & Tackx M., 2011. Response of zooplankton to improving water quality in the Scheldt estuary (Belgium). *Est. Coast. Shelf Sci.* 93:47-57.
- Minguez J., Maris T., Tackx M., Gers C., Meire P & Legal L., 2020. Genetics of the estuarine copepod *Eurytemora affinis* with regard to improving water quality. *Est. Coast. Shelf Sci.* 246: 107037.
- Soetaert K. & Van Rijswijk P., 1993. Spatial and temporal patterns of the zooplankton in the Westerschelde estuary. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 97: 47-59.
- 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. & Polk P., 1982. Feeding of *Acartia tonsa* Dana (Copepoda, Calanoida) on nauplii of *Canuella perplexa* T&A Scott (Copepoda, Harpacticoida) in the sluice dock at Ostend. *Hydrobiologia* 94: 131-133.
- Tackx M. L. M., Herman P. J. M, Gasparini, S, Irigoien X., Billiones R., Daro M. H., 2003. Selective feeding of *Eurytemora affinis* (Copepoda, calanoida) in temperate estuaries: model and field observations. *Est. Coast. Shelf Sci.* 56: 305-311.
- Tackx M., Sossou C., Amblas W., Azémar F. & Ovaert J., 2020. Rapport Perceel nr 6 : micro- en mesozoöplankton. In: Maris, T., 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 019-R244. Universiteit Antwerpen, Antwerpen.
- 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.
- Tackx M., Sossou, C., Amblas, W., Azémar, F. & Ovaert, J., 2019. Rapport Perceel nr 6 : micro- en mesozoöplankton. In: Maris, T., D. Horemans & P. Meire, 2019. Onderzoek naar de gevolgen van het Sigmaplan, baggeractiviteiten en havenuitbreiding in de Zeeschelde op het milieu.



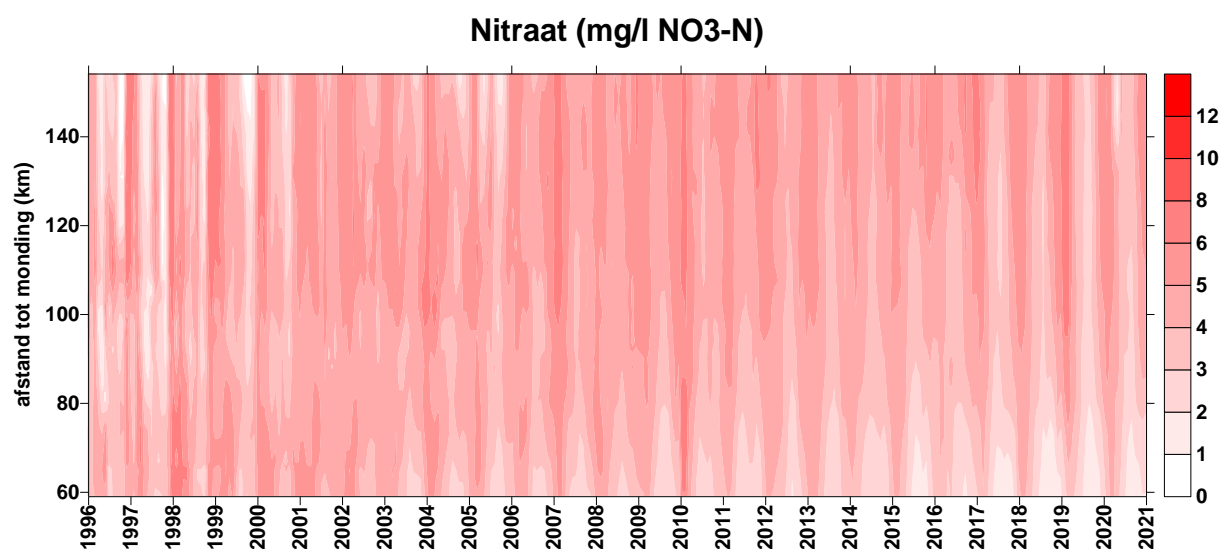
- Geïntegreerd eindverslag van het onderzoek verricht in 2018. ECOBE 019-R244. Universiteit Antwerpen, Antwerpen.
- Utermöhl, H. (1958). Zur vervollkommnung der quantitativen phytoplankton-methodik: mit 1 Tabelle und 15 abbildungen im Text und auf 1 Tafel. Internationale Vereinigung für theoretische 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 onder 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 Ginderdeuren K, Van Hoey G., Vincx M. & Hostens K., 2014. The mesozooplankton community of the Belgian shelf (North Sea) *Journal of Sea Research* 85: 48–58.
- 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.
- Van Höffen E, 1917. Die niedere Tierwelt des frieschen Haffs. *Sber. Ges. naturf. Freunde Berl.* 73: 113-223.
- 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.
- Winkler G., Martineau C., Dodson J.J., Vincent W.F., Johnson L.E., 2007. Trophic dynamics of two sympatric mysid species in an estuarine transition zone. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 332: 171-187.

## 9 Appendix

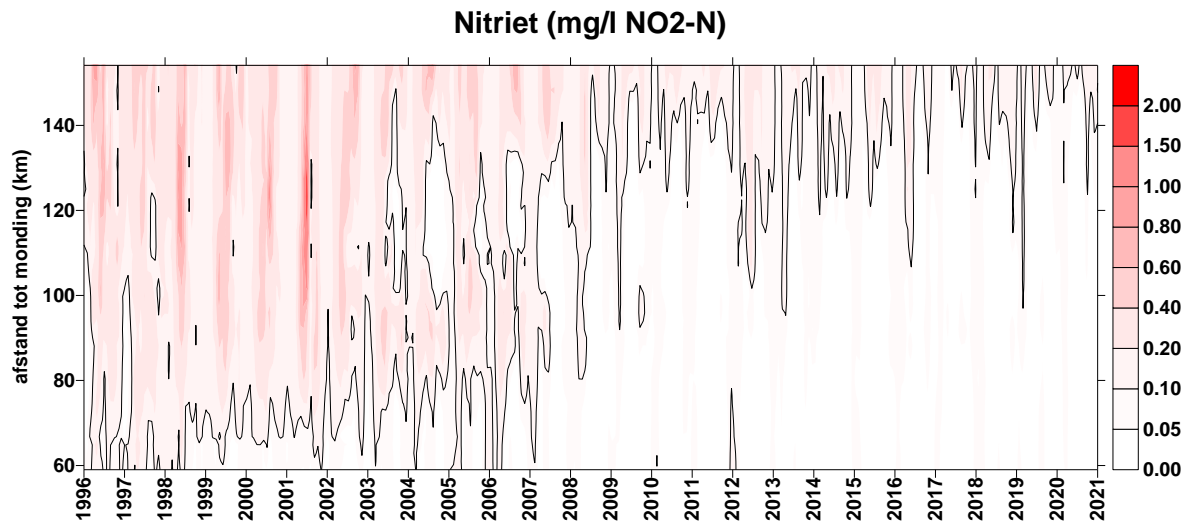
### 9.1 Chloride



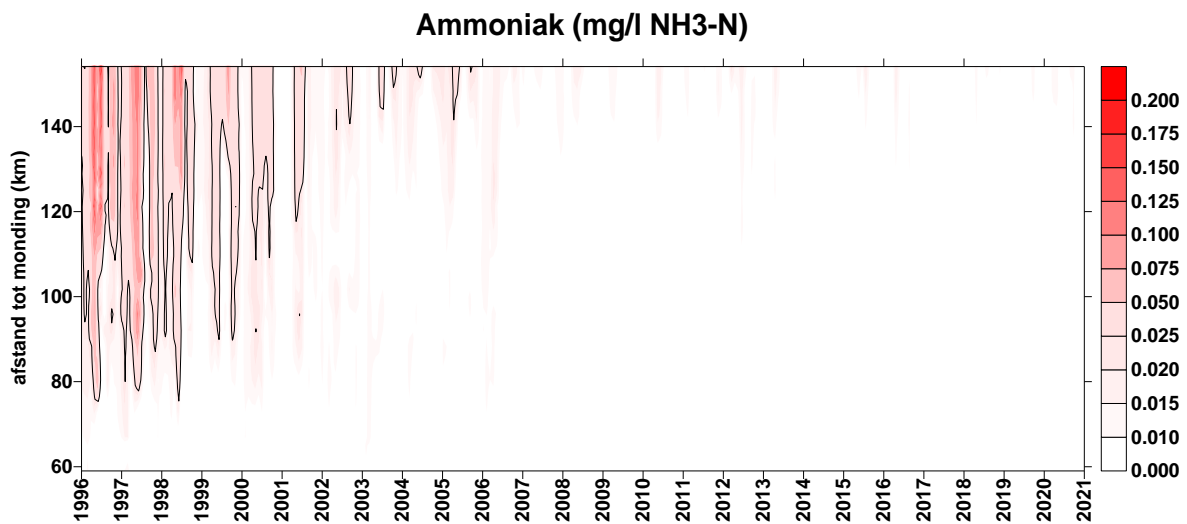
**Figuur 9.1** Surface plot voor chloride, met aanduiding van de vaste Scheldezones (zone met sterke saliniteitsgradiënt; oligohaliene zone; zoete zone met lange verblijftijd; zoete zone met korte verblijftijd). De contouren op de plot tonen de indeling in zoutklassen volgens het Venice systeem.



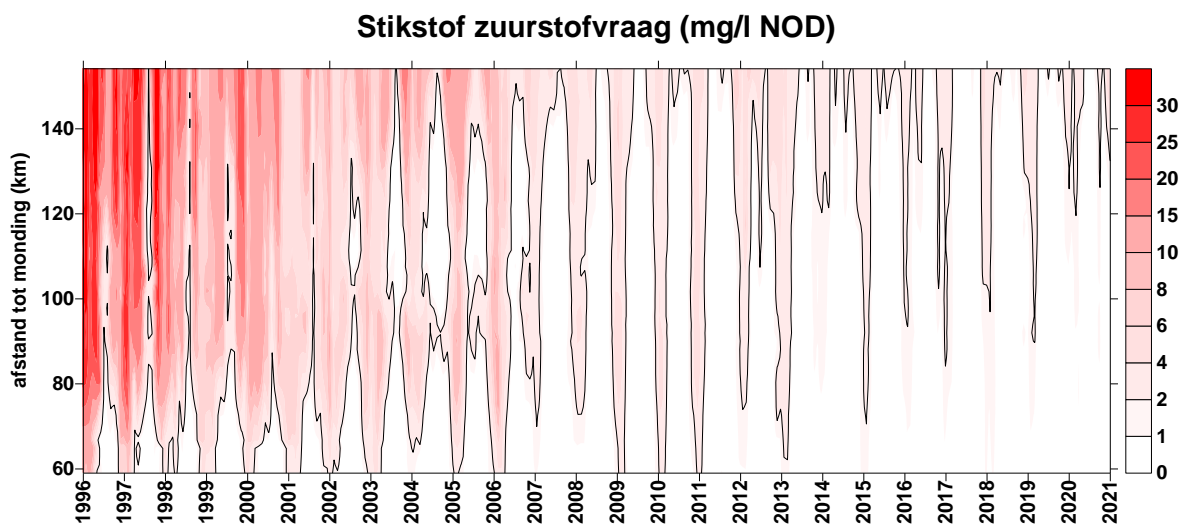
**Figuur 9.2** Surface plot voor nitraatstikstof



**Figuur 9.3** Surface plot voor nitrietstikstof



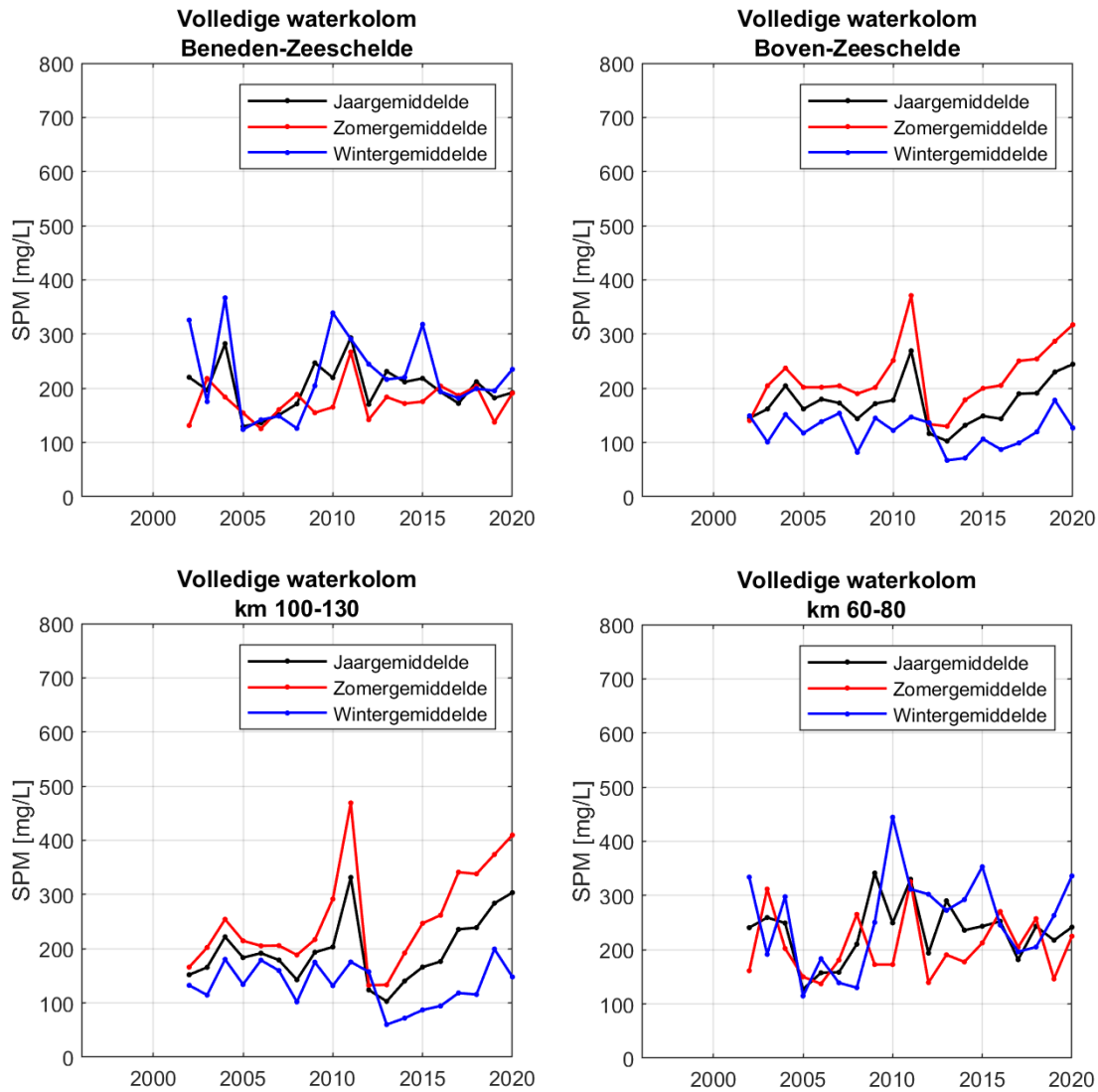
**Figuur 9.4** Surface plot voor ammoniakstikstof

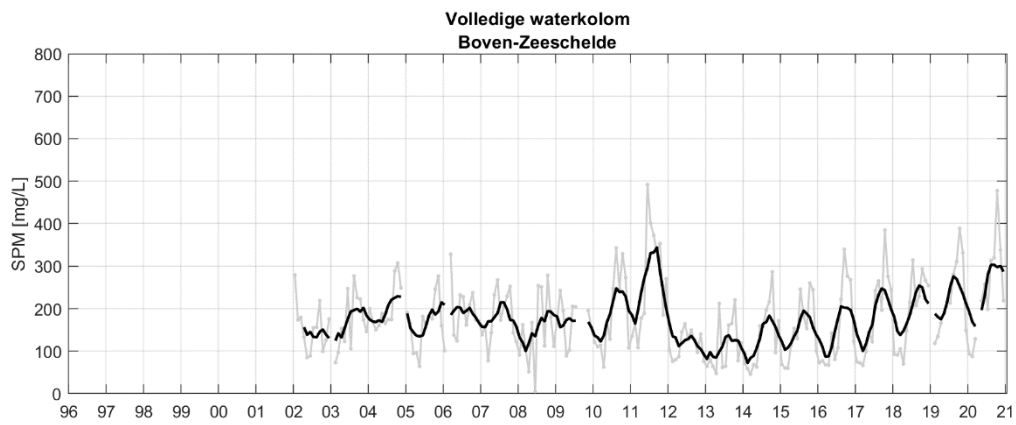
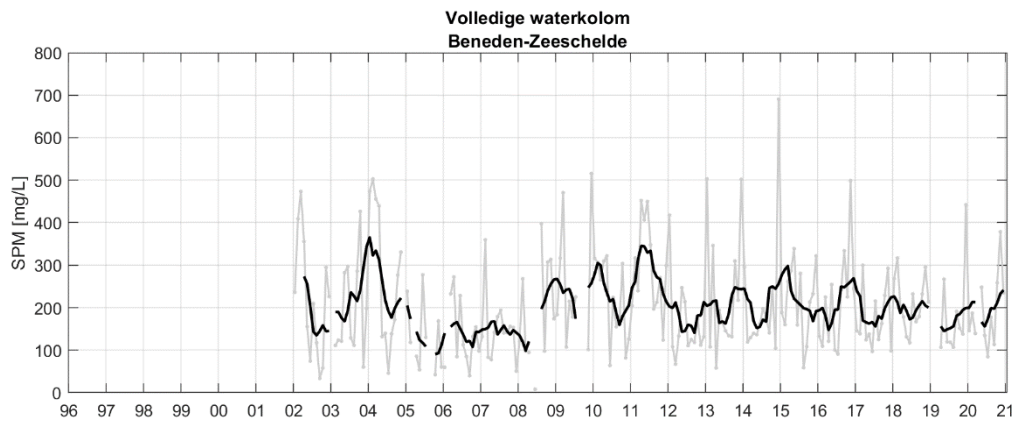
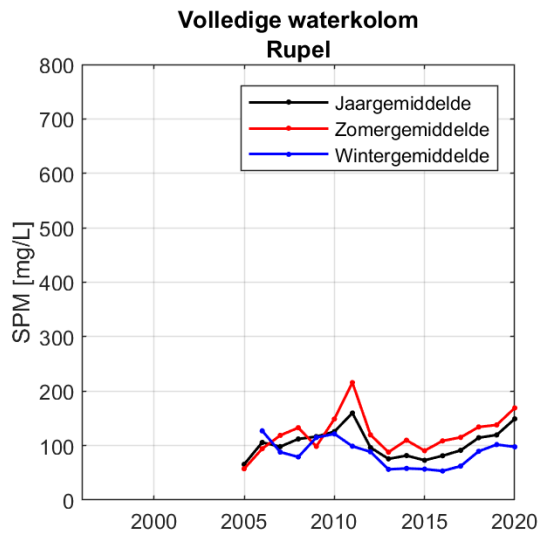


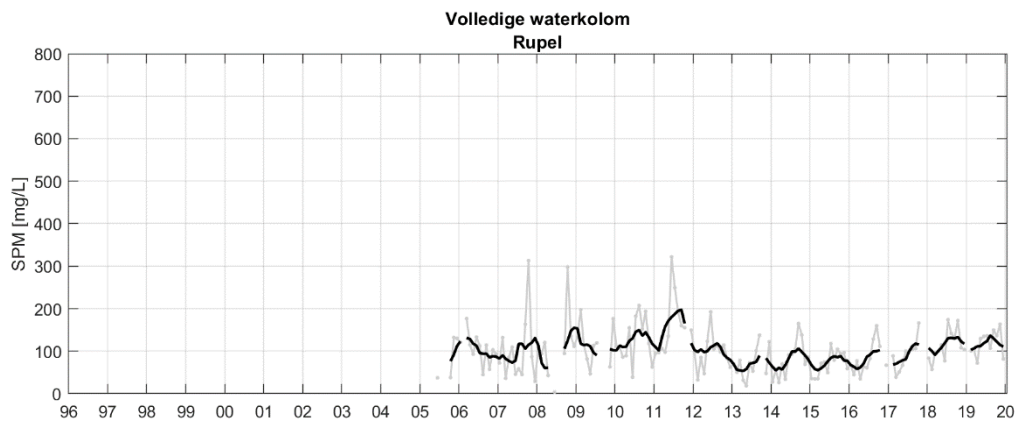
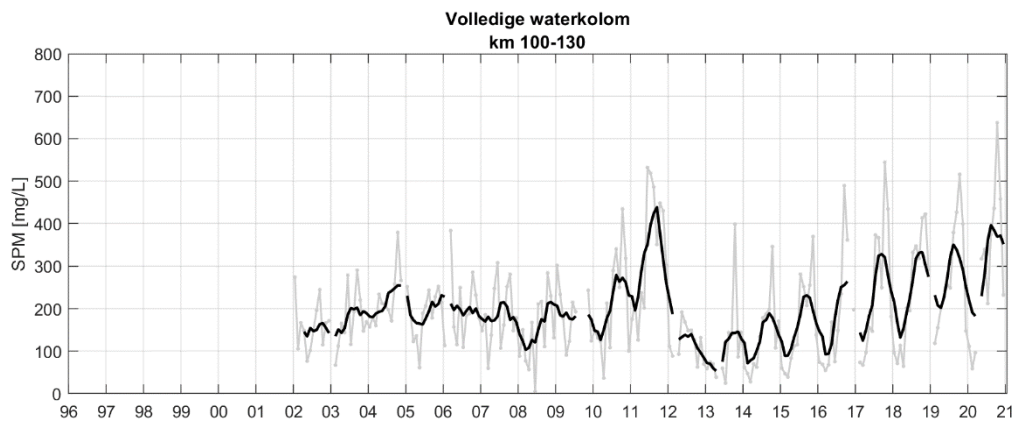
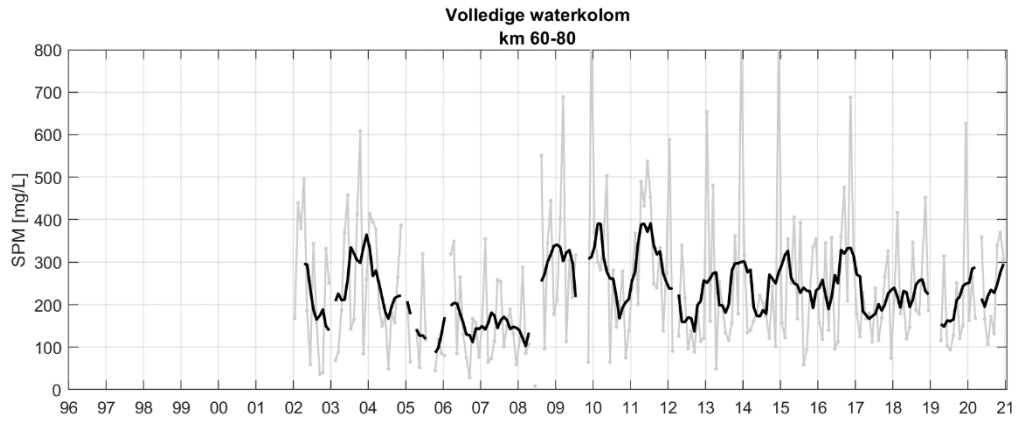
**Figuur 9.5** Surface plot voor stikstofzuurstofvraag

## 9.2 SPM over de volledige waterkolom

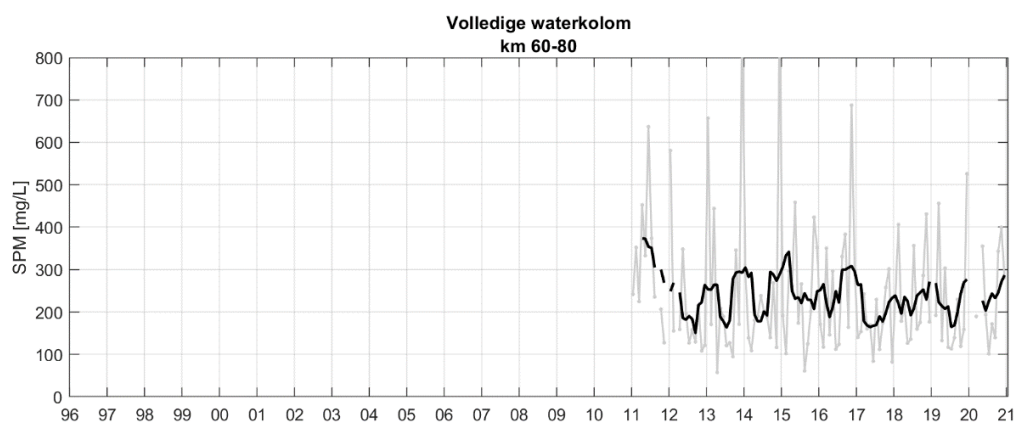
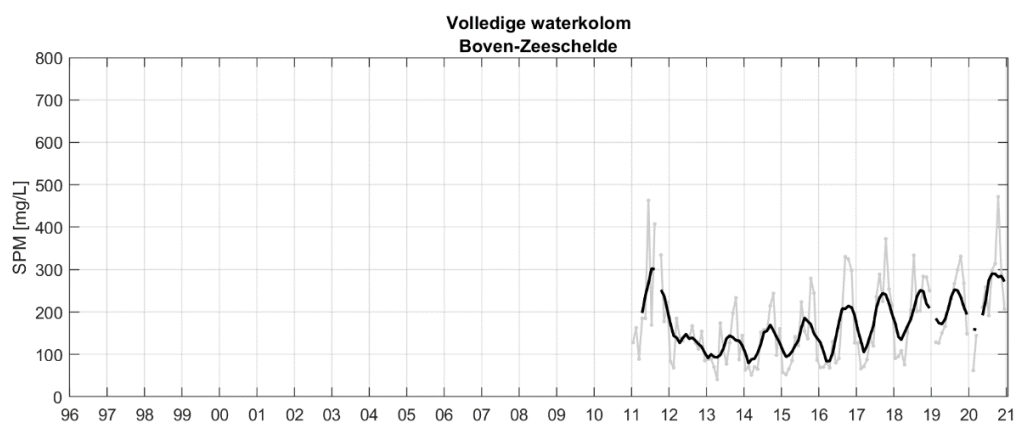
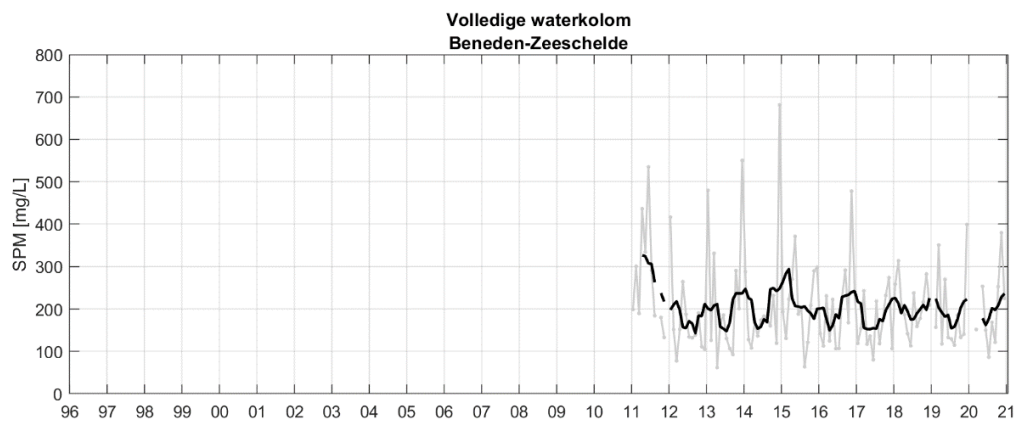
### 9.2.1 SPM op basis van dieptestalen genomen



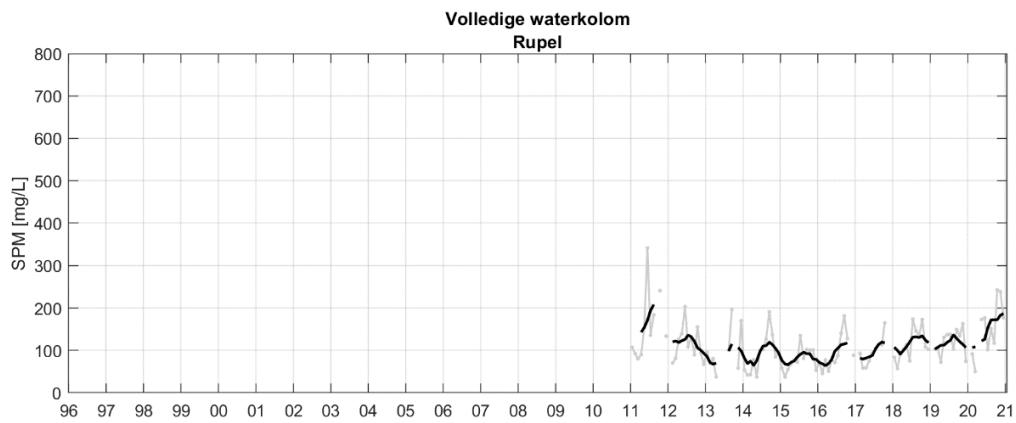
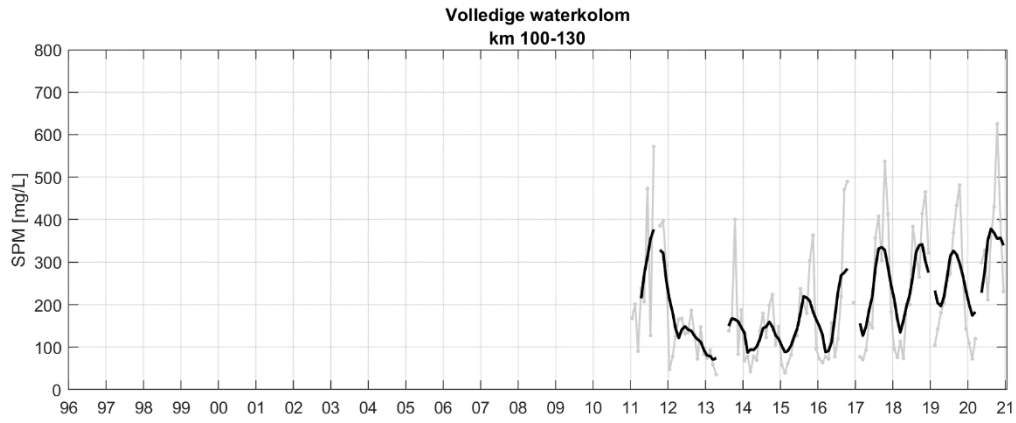




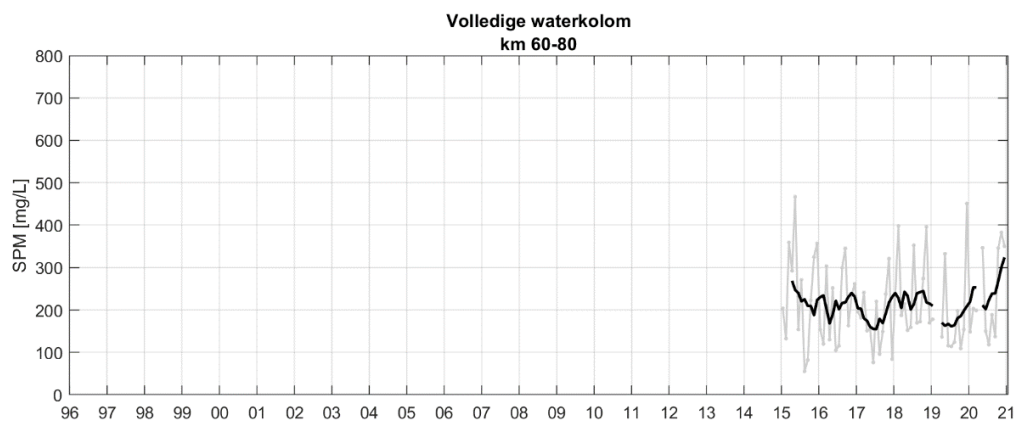
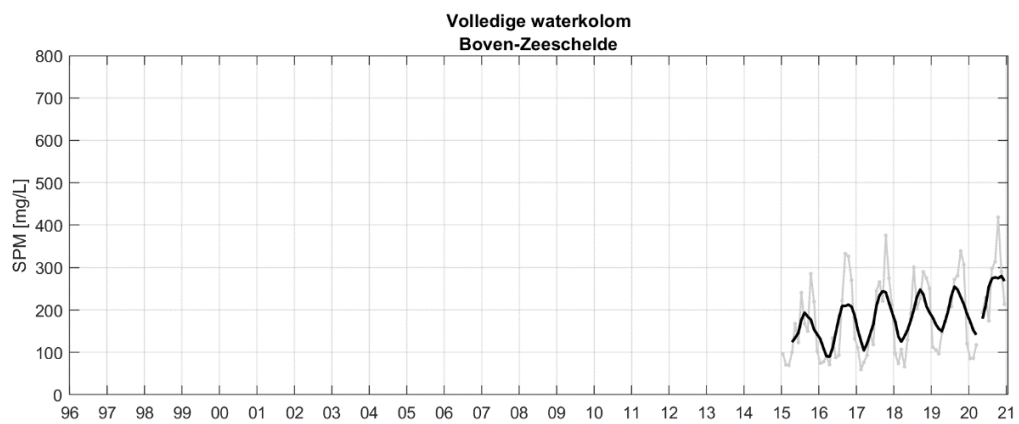
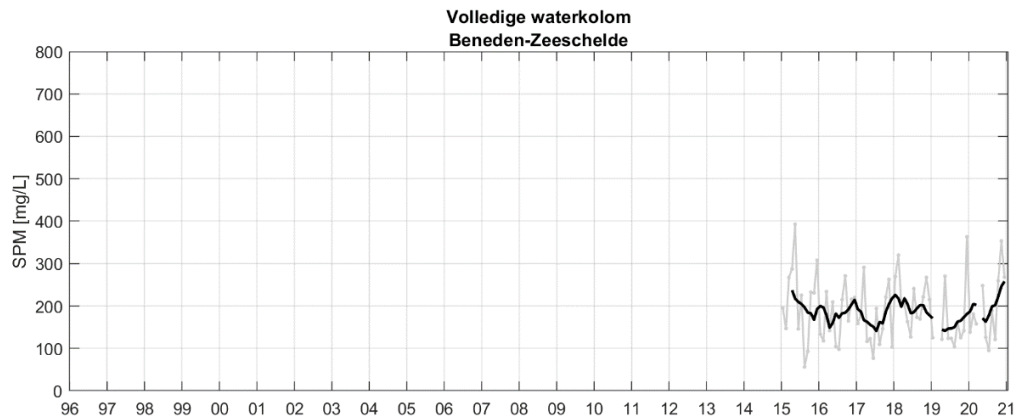
## 9.2.2 SPM op basis van ADCP metingen

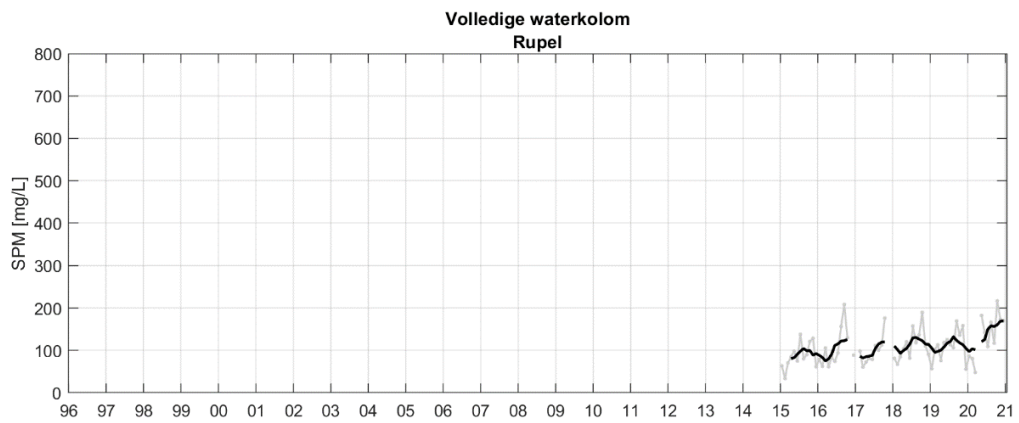
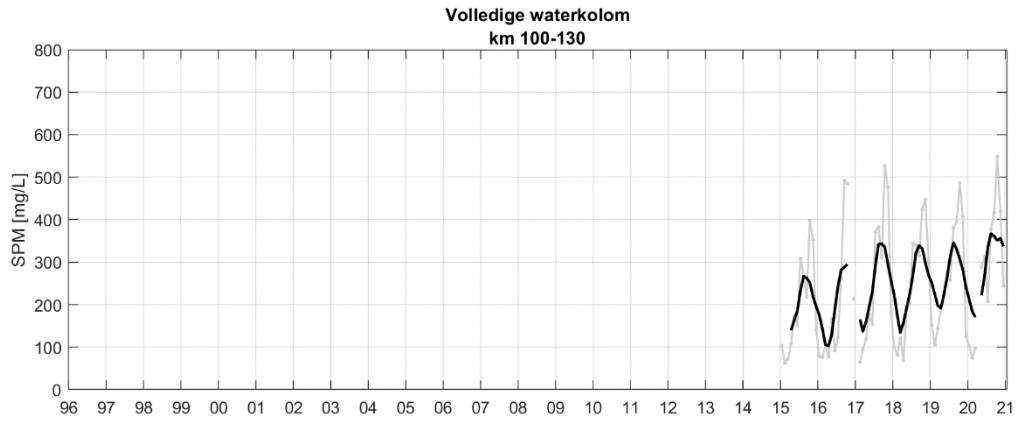






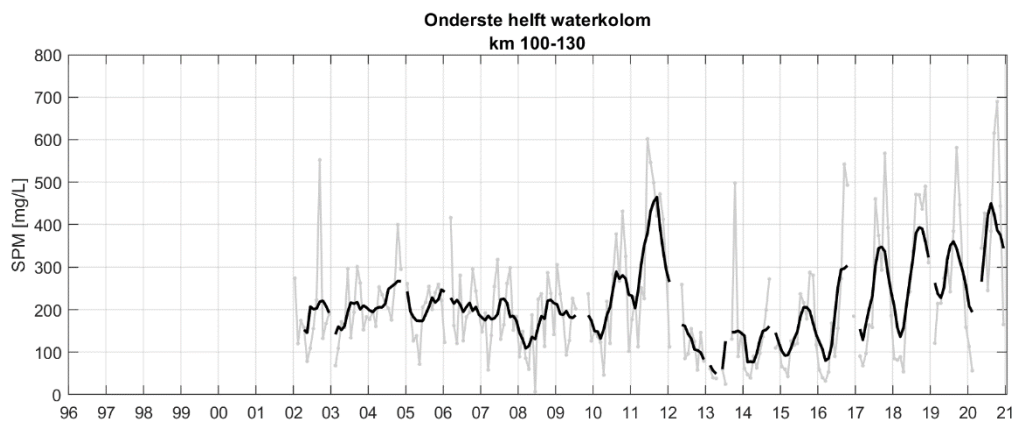
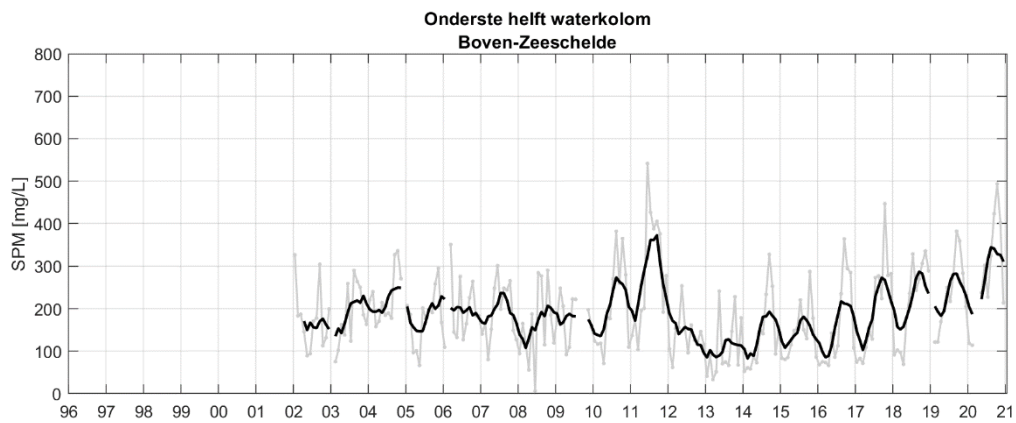
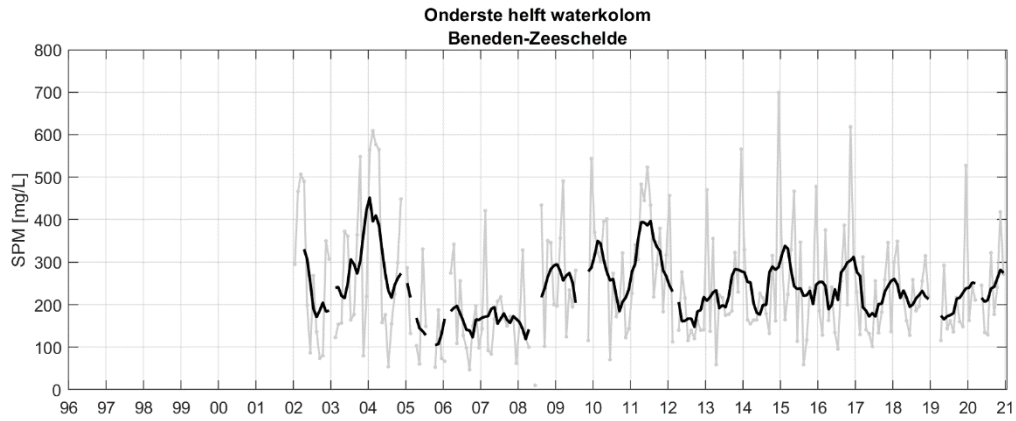
### 9.2.3 SPM op basis van OBS metingen

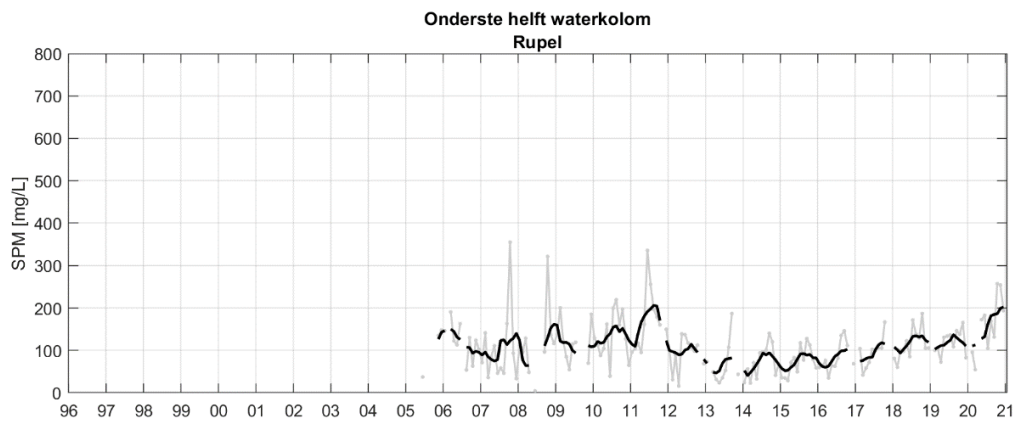
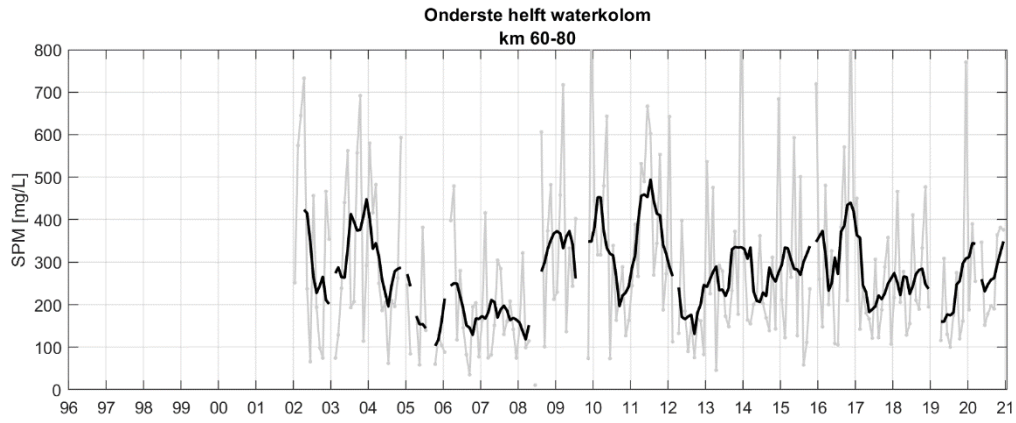




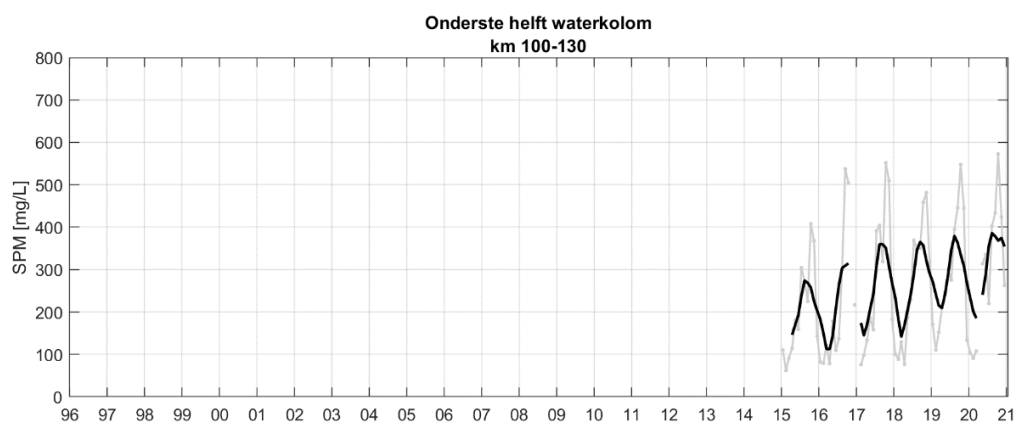
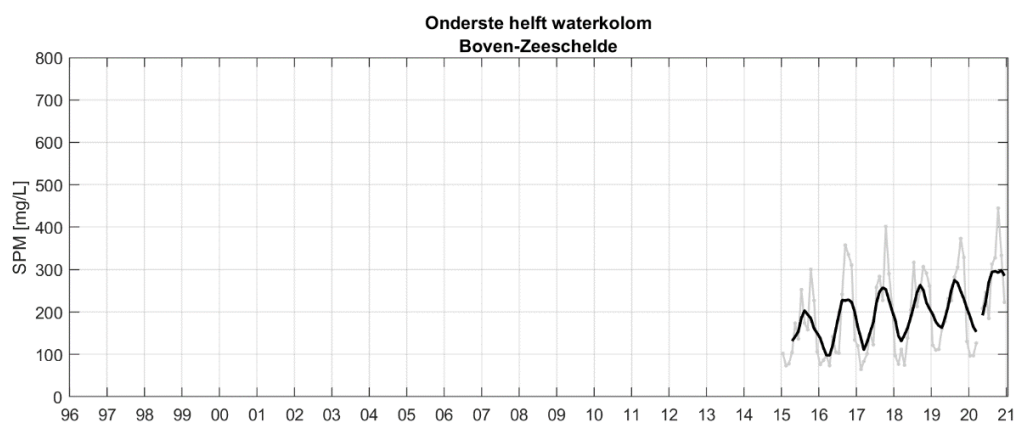
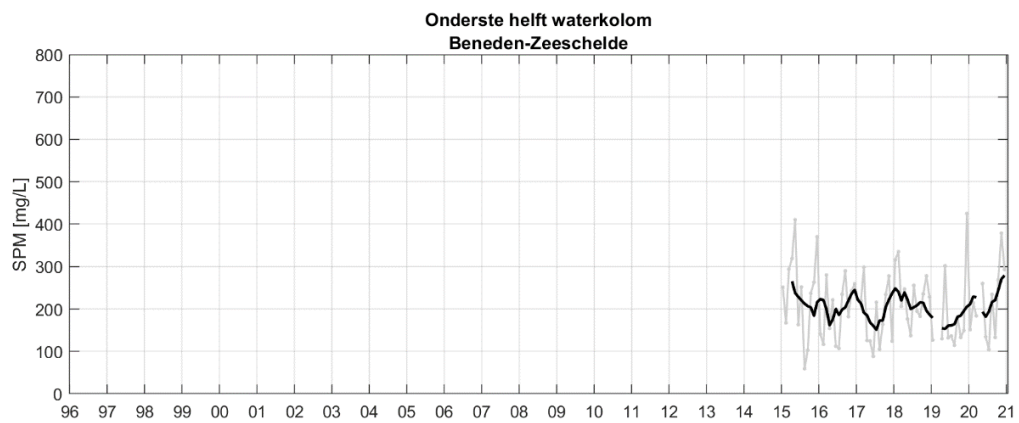
## 9.3 SPM in de onderste helft waterkolom

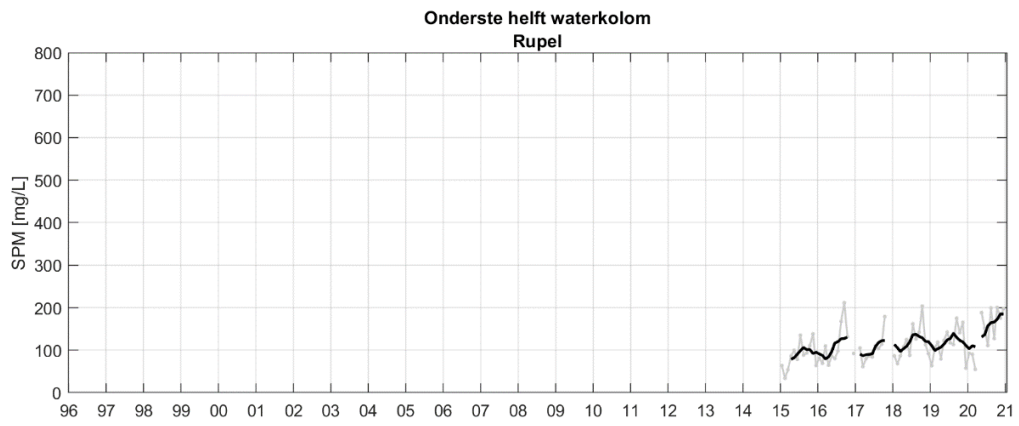
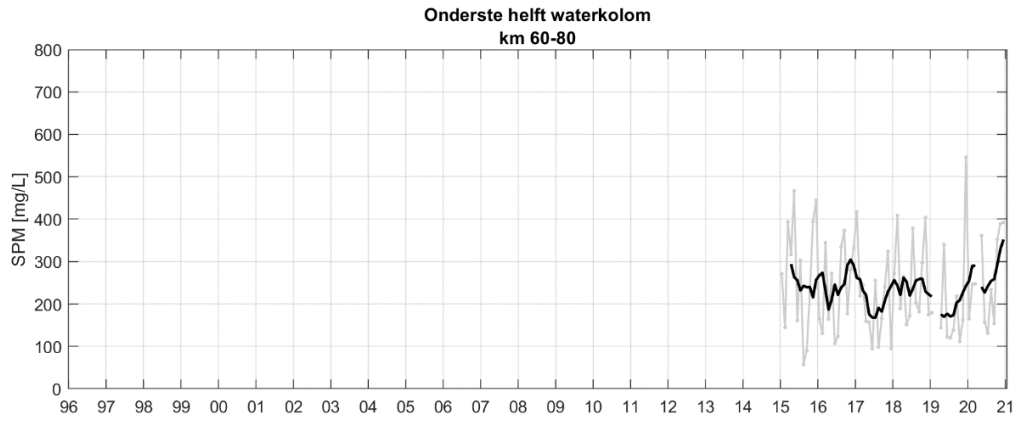
### 9.3.1 SPM op basis van dieptestalen





### 9.3.2 SPM op basis van OBS metingen

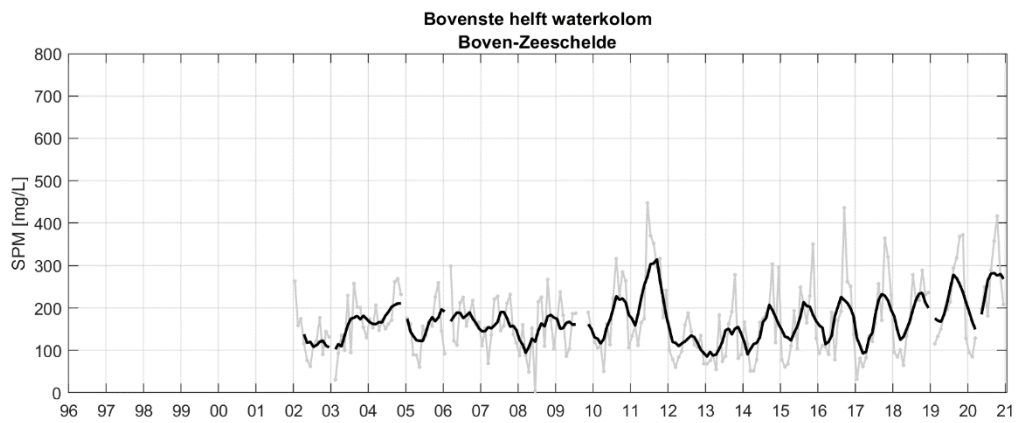
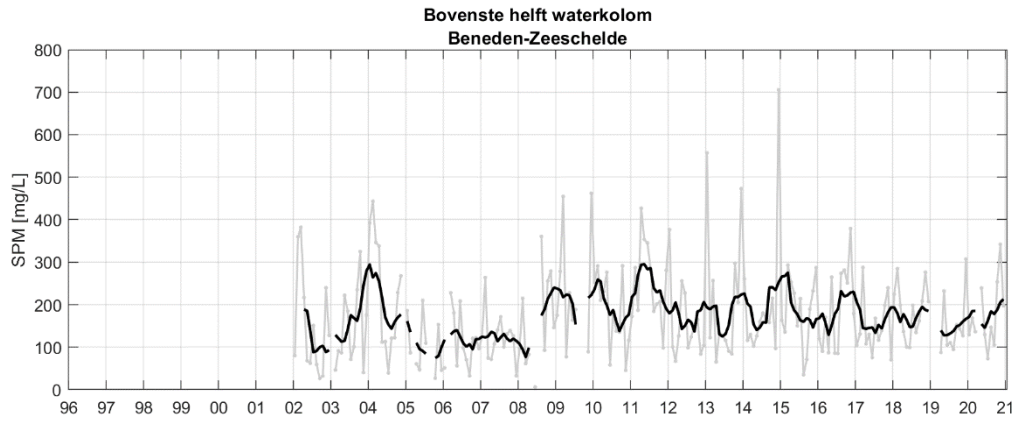


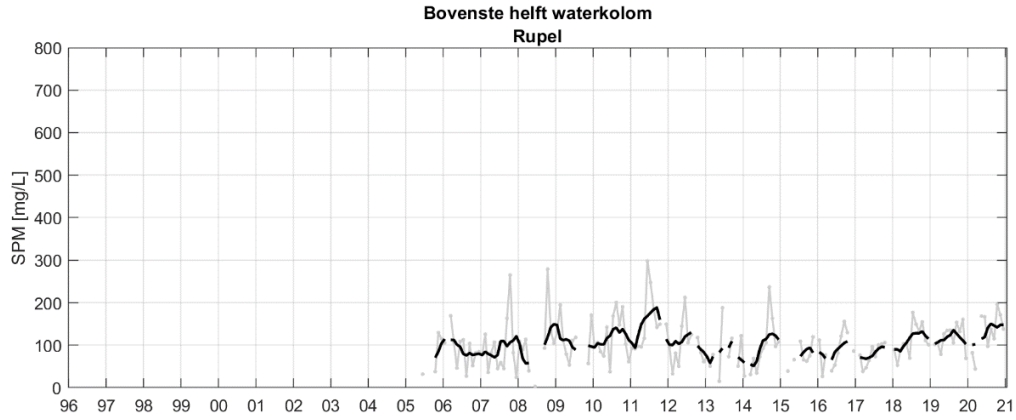
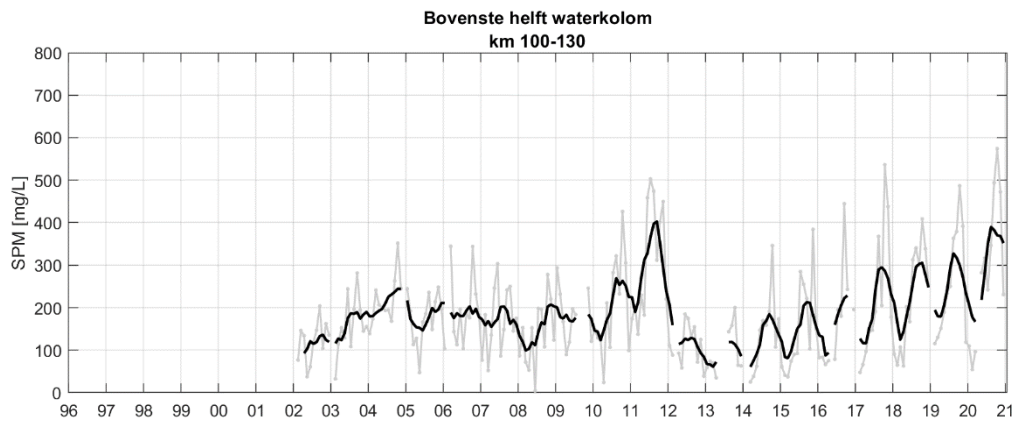
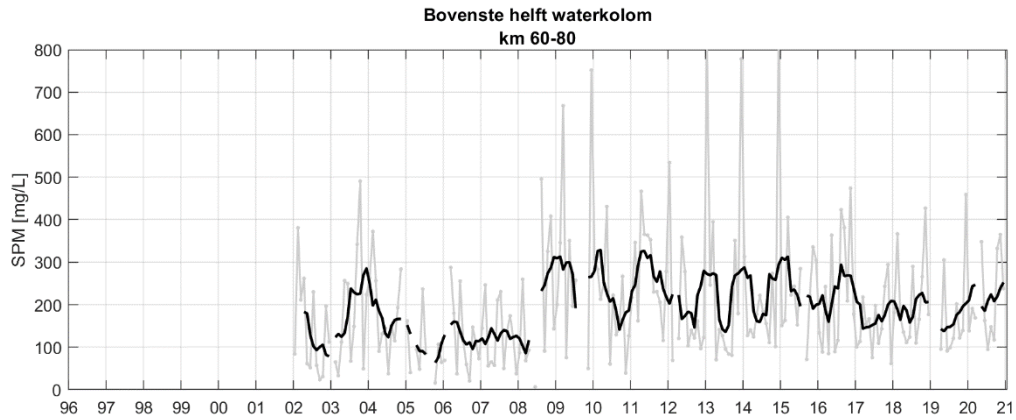




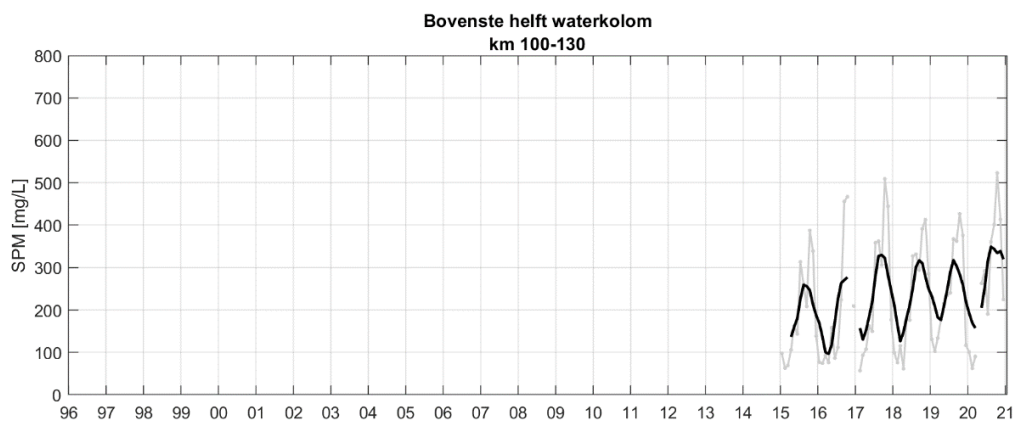
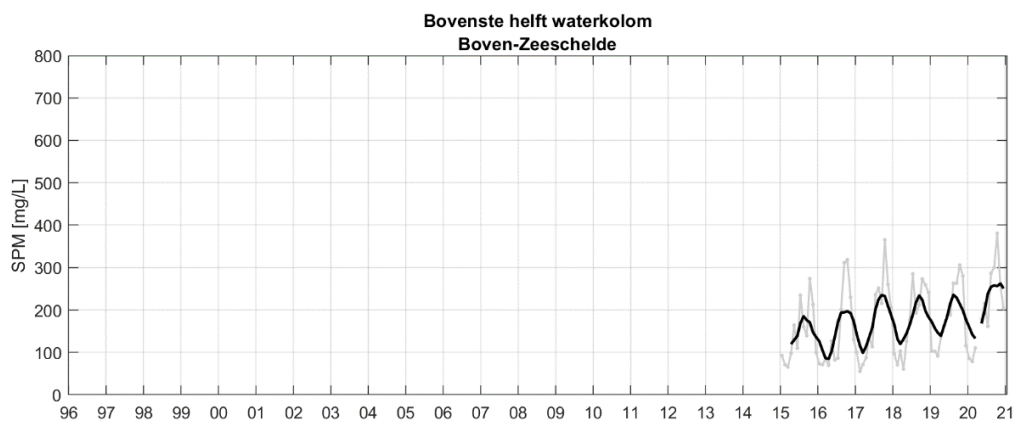
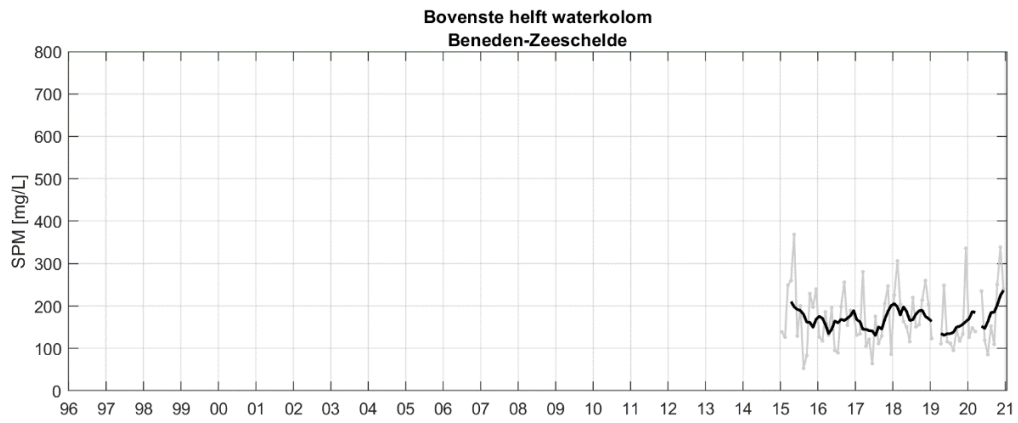
## 9.4 SPM in de bovenste helft waterkolom

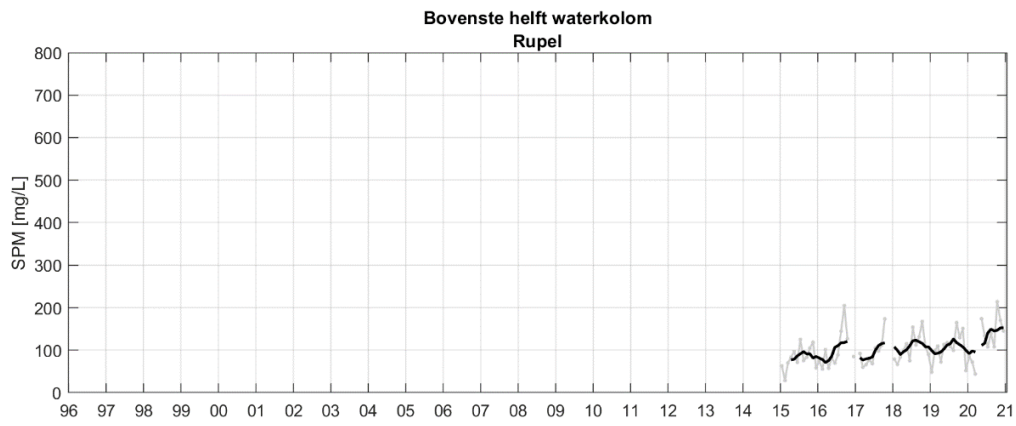
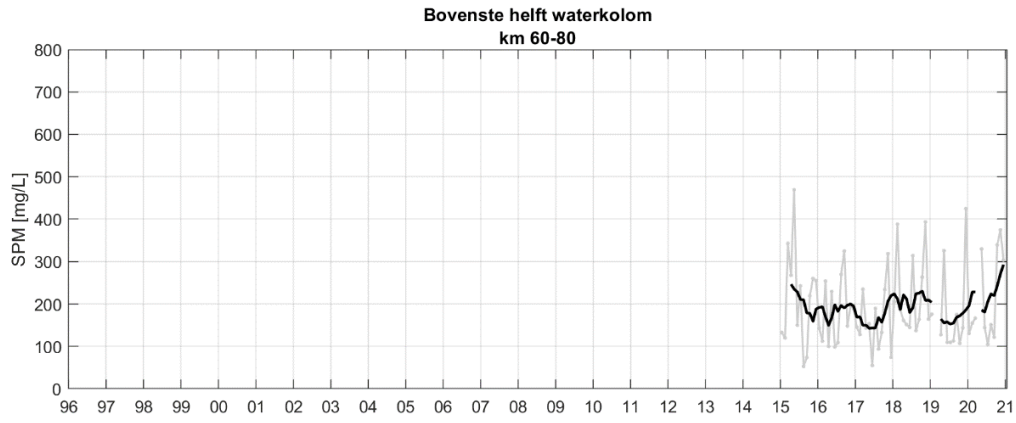
### 9.4.1 SPM op basis van dieptestalen





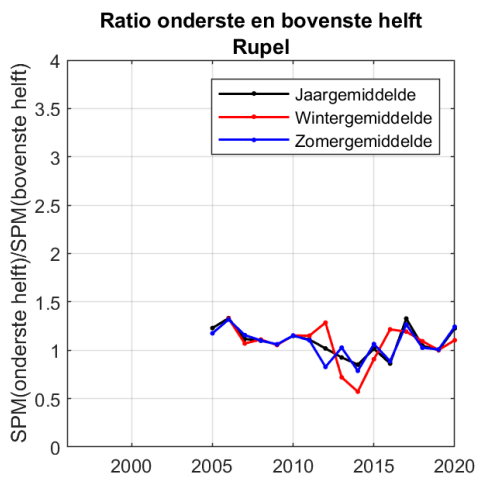
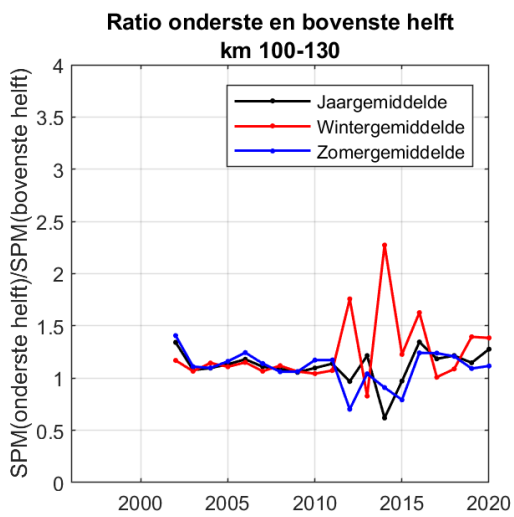
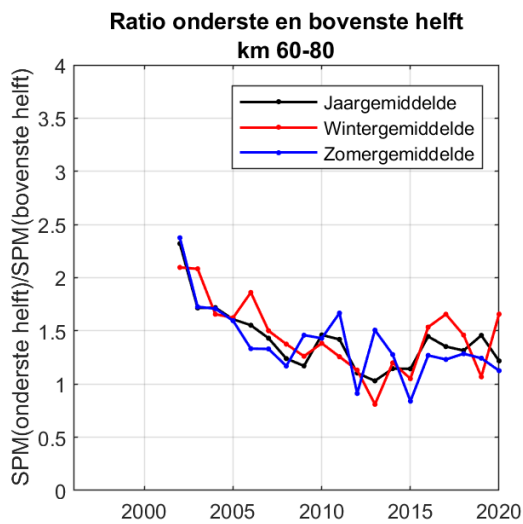
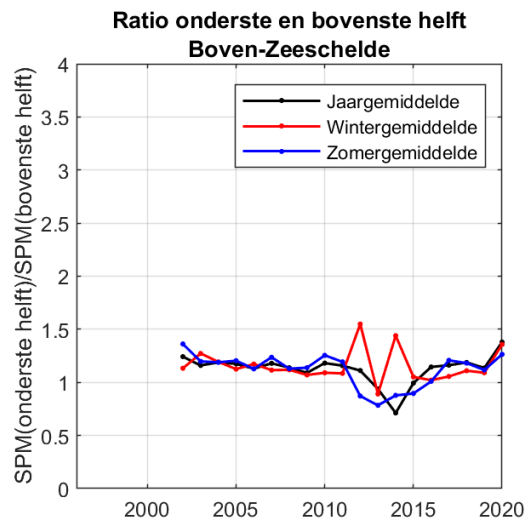
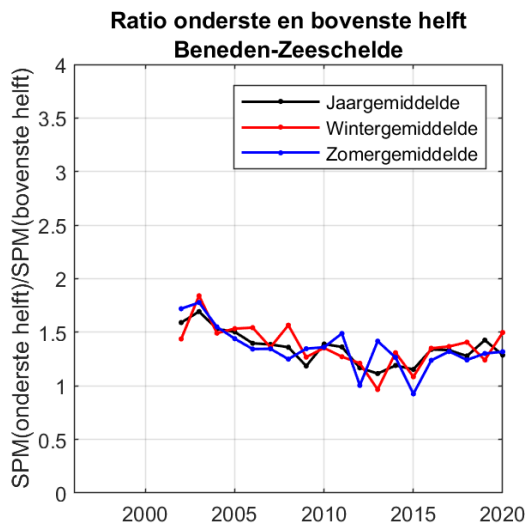
## 9.4.2 SPM op basis van OBS metingen

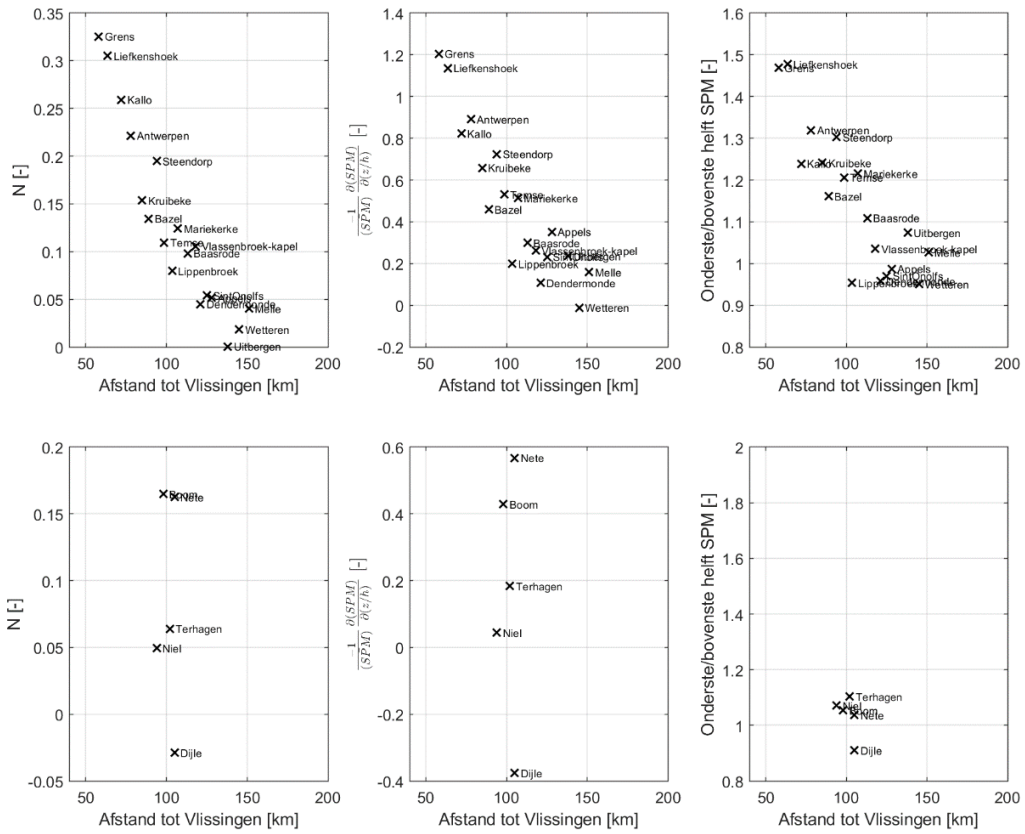




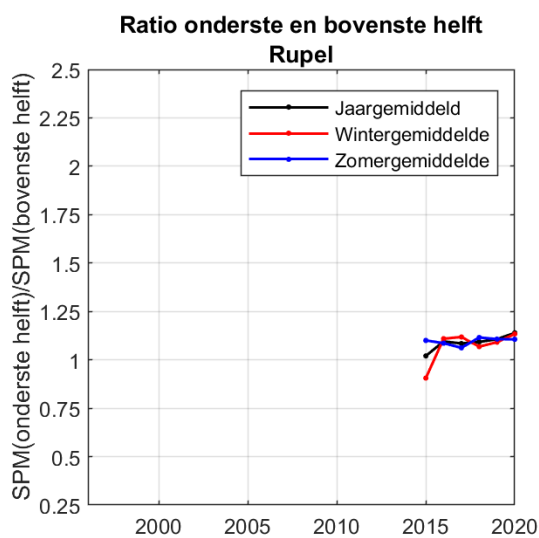
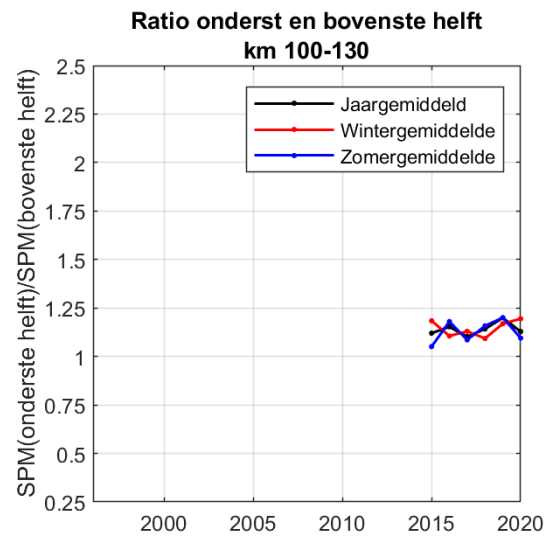
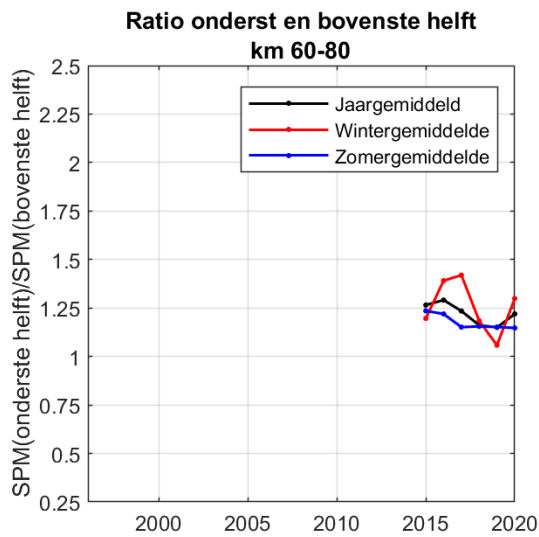
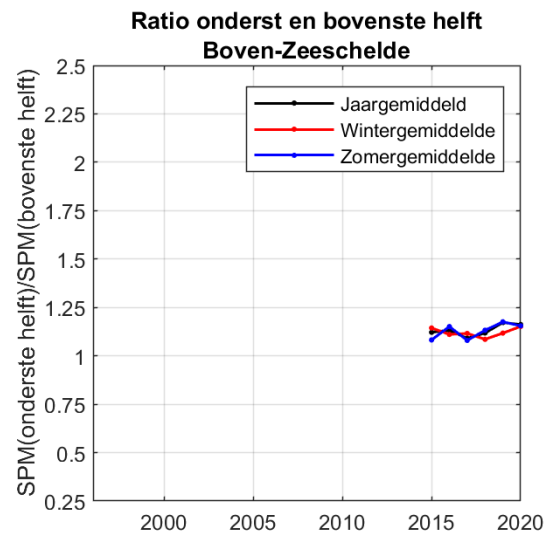
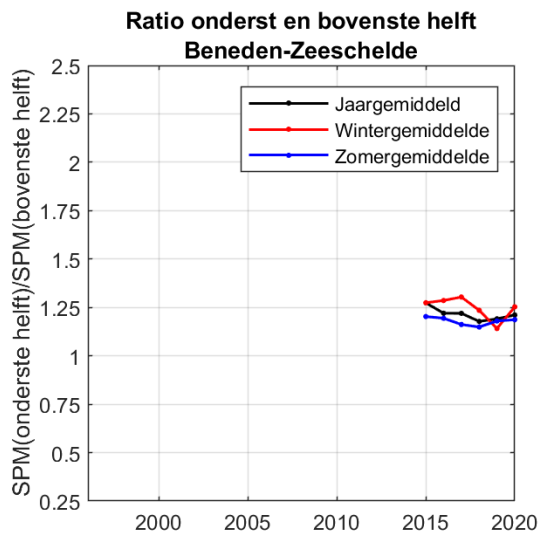
## 9.5 Dieptegradient SPM

### Dieptestalen





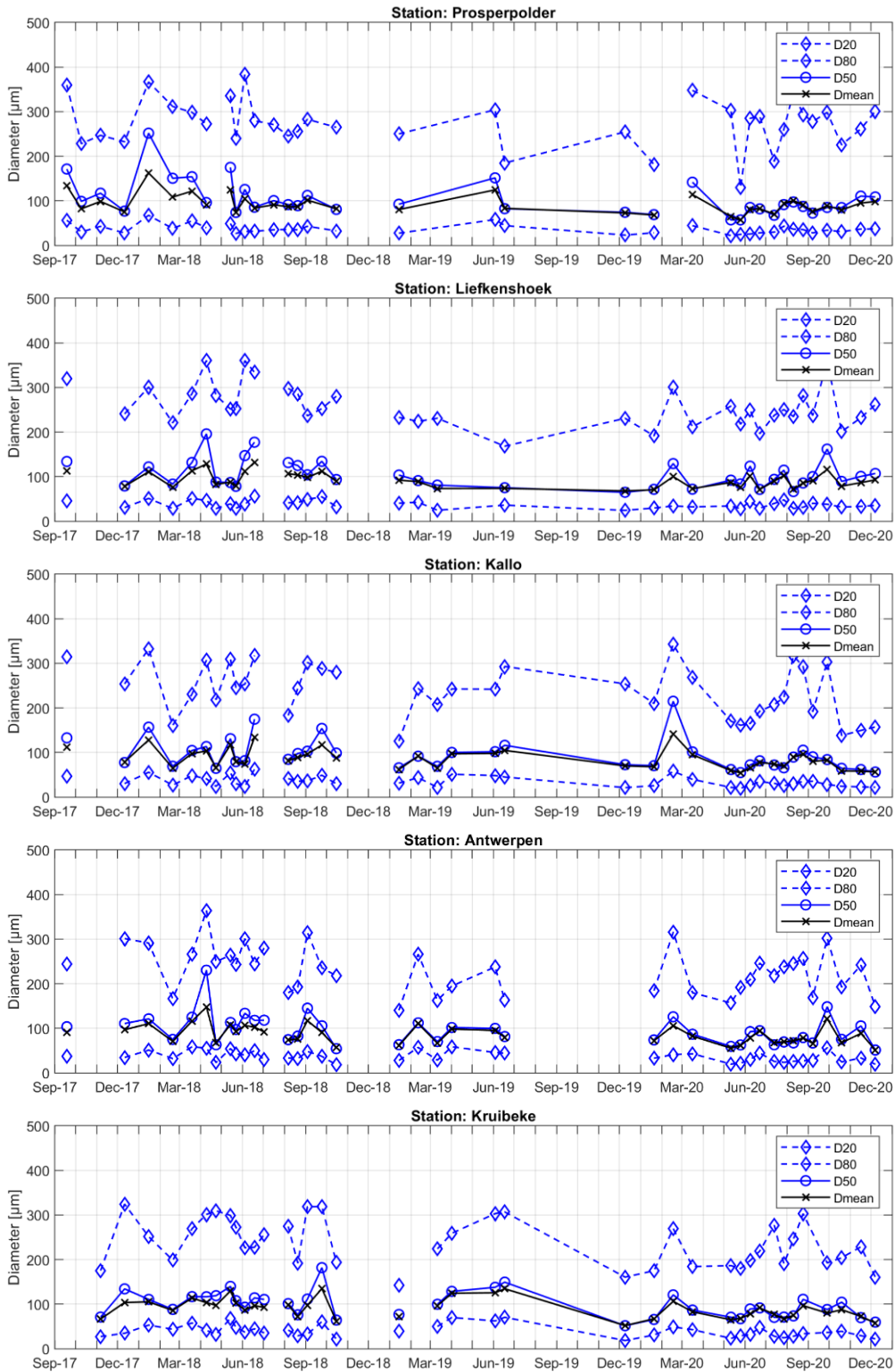
OBS

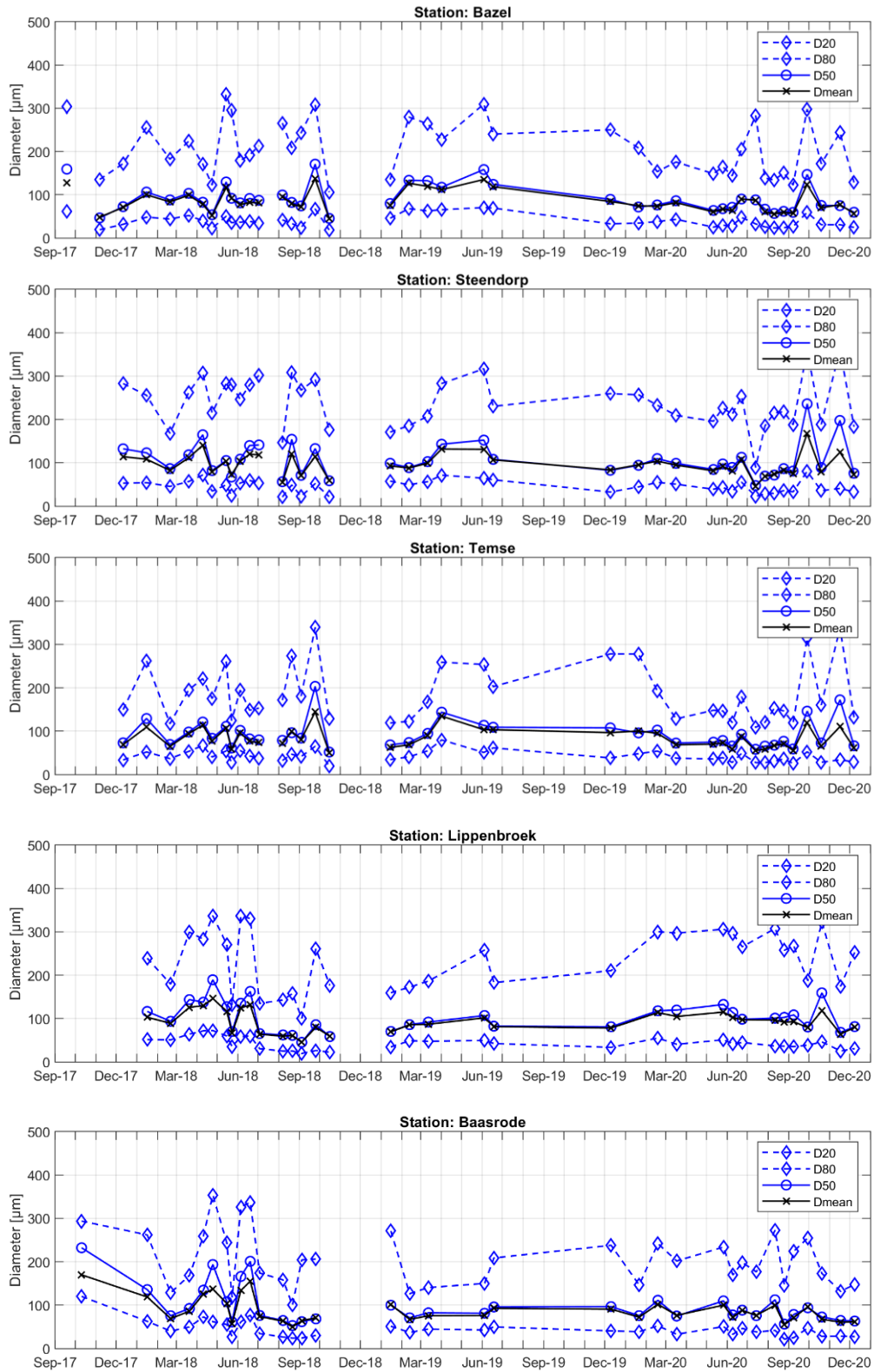


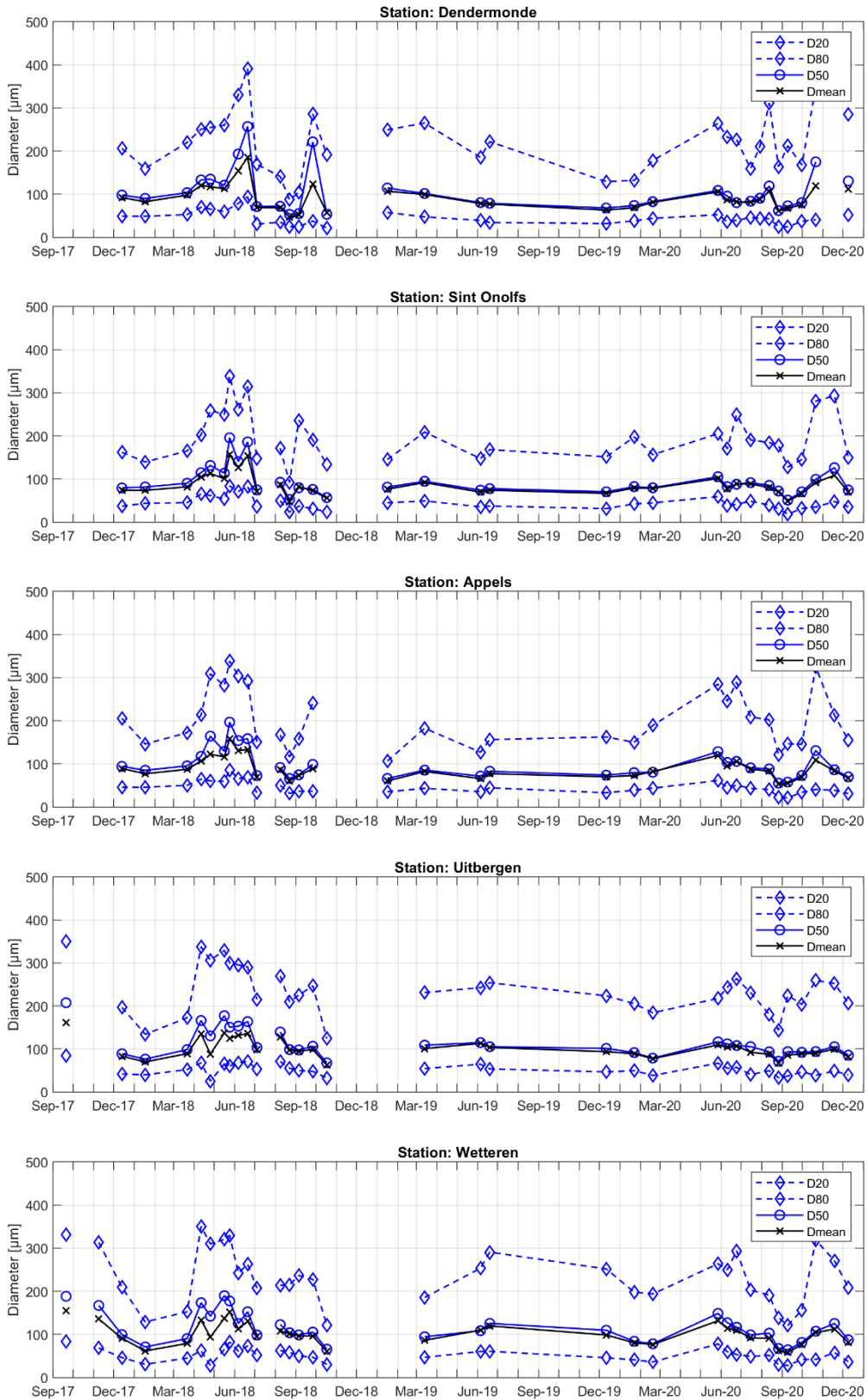


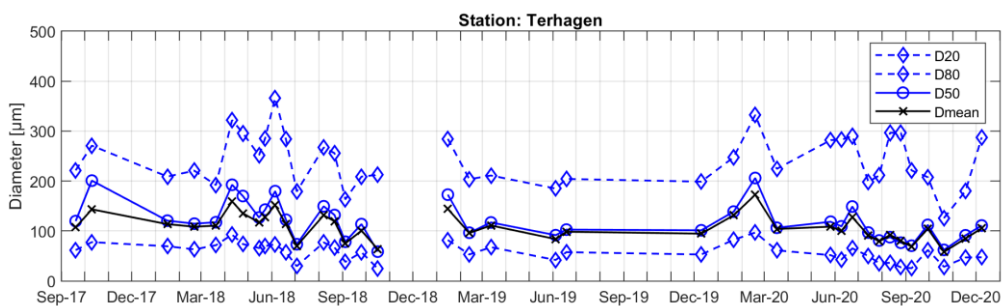
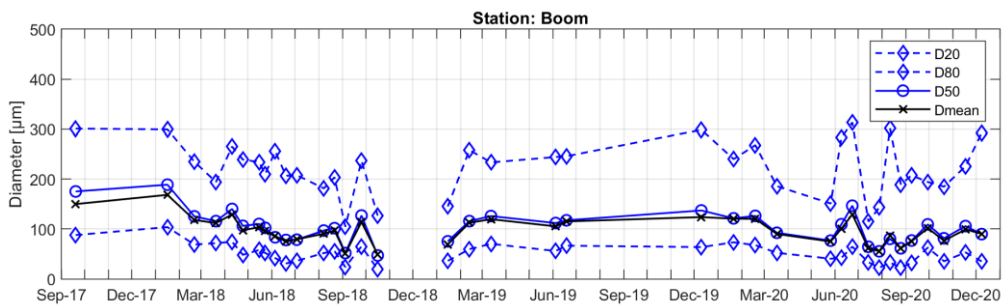
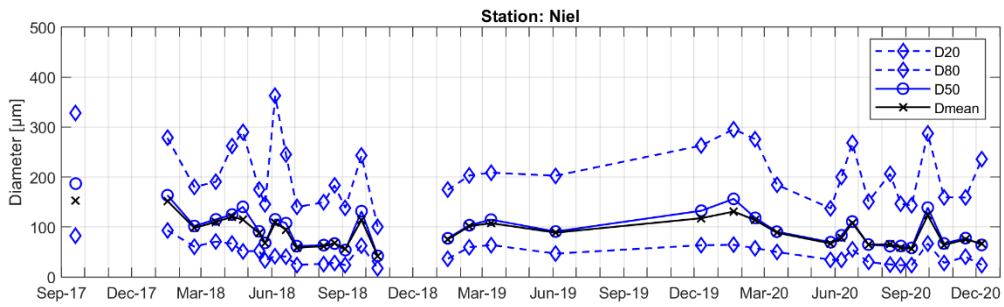
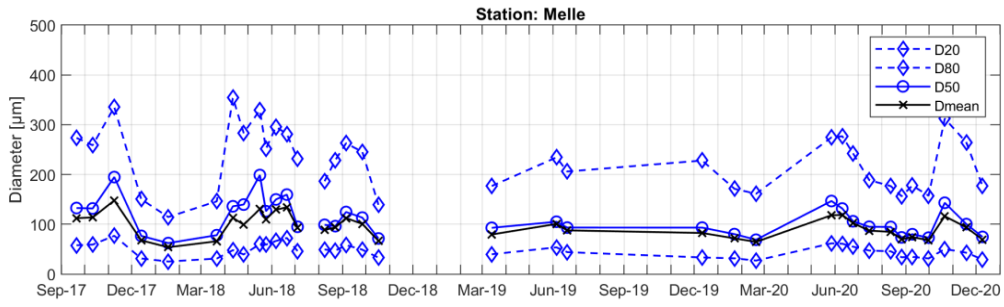
# 9.6 LISST

In situ korrelgrootte gemeten via LISST 200x Sequoia voor alle stations sinds eind 2017

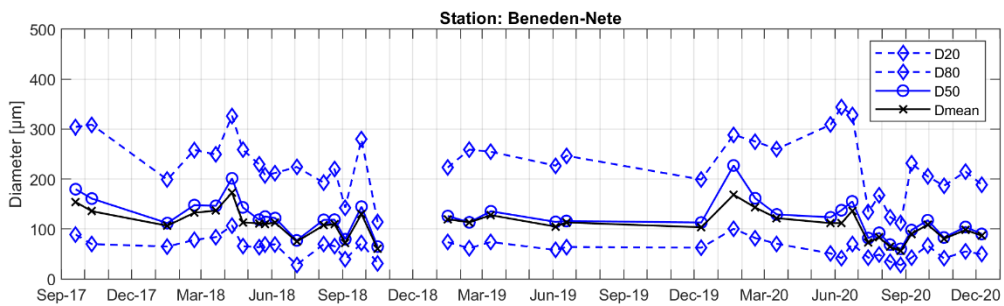


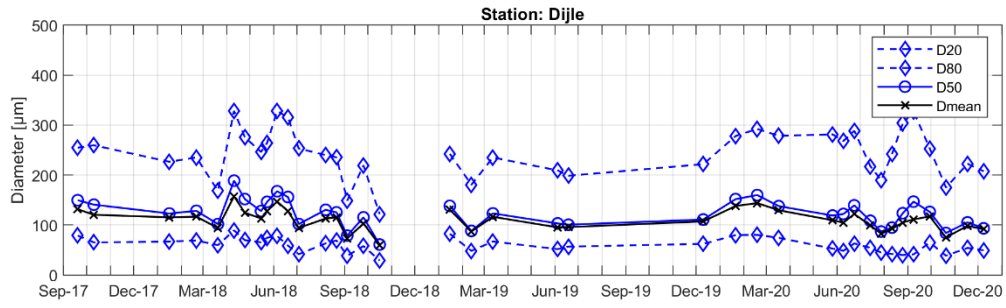




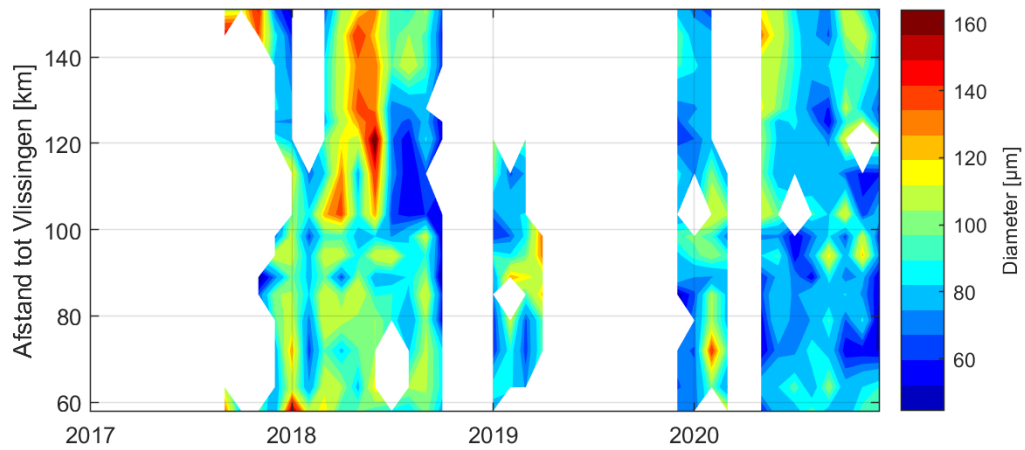


ok

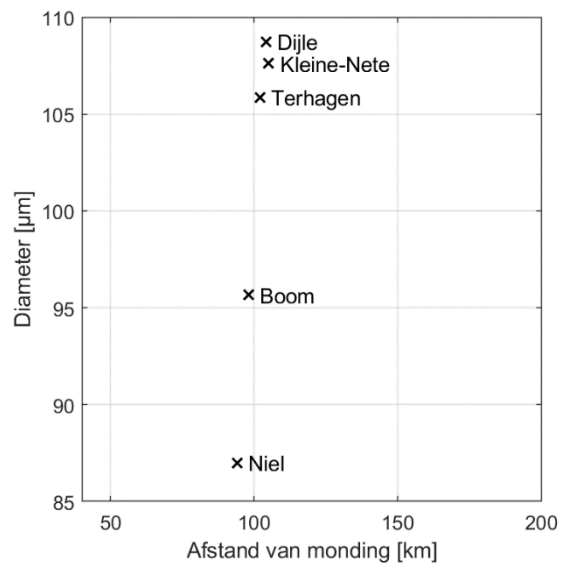
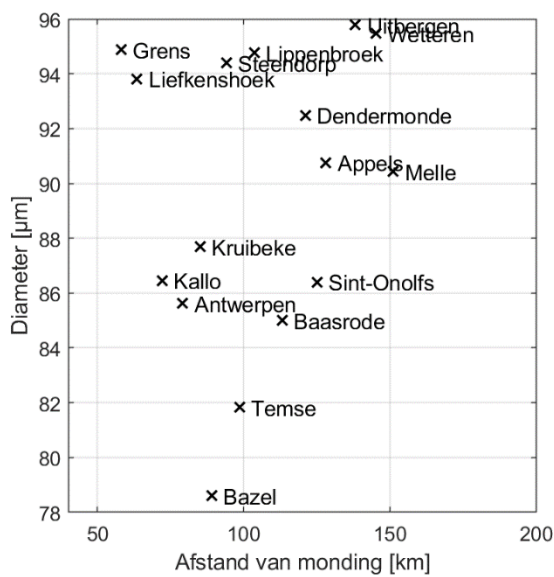
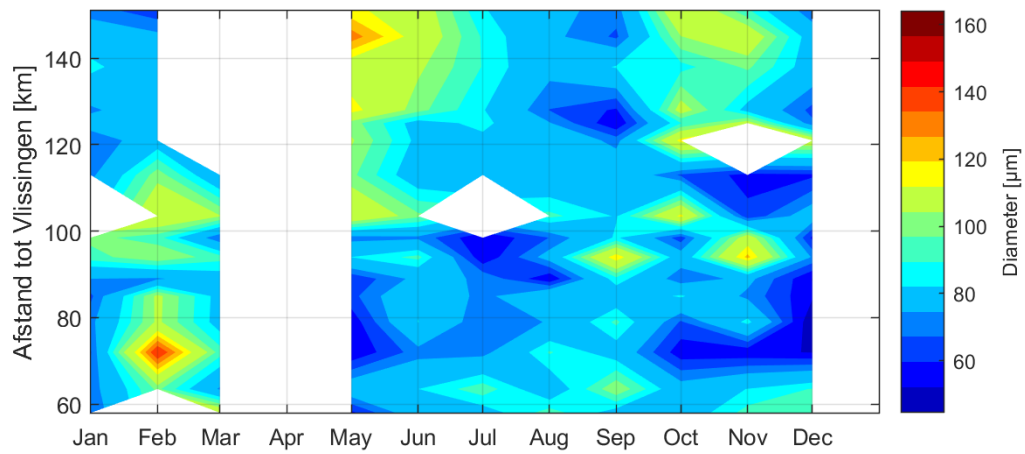


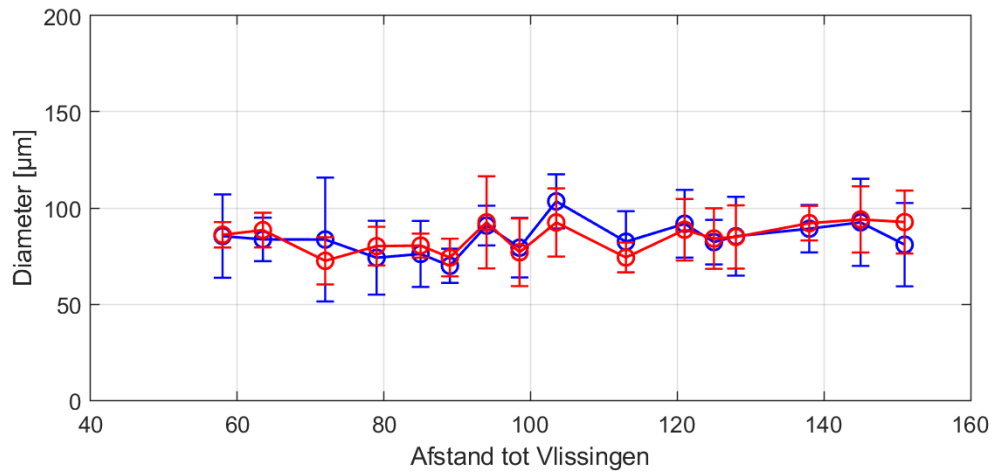


**In situ korrelgrootte gemeten via LISST 200x Sequoia voor alle stations sinds eind 2017**

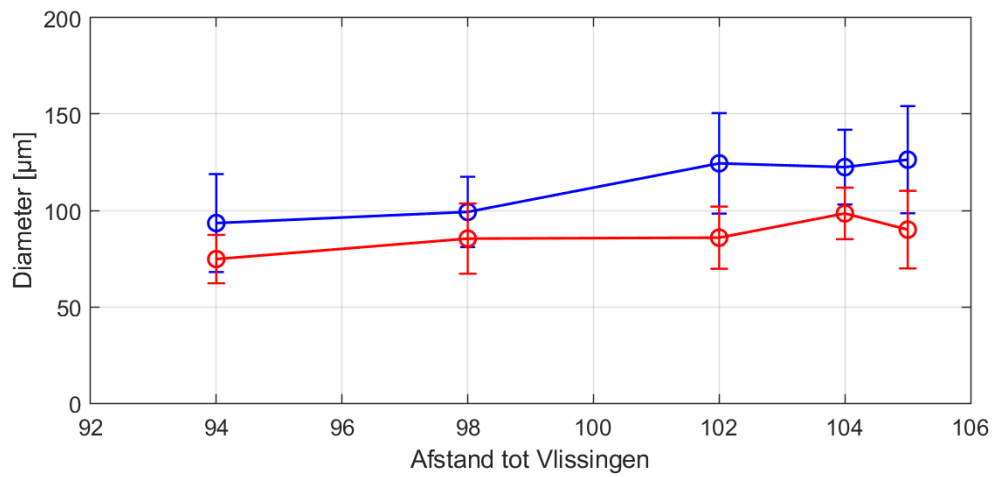


**Dmean voor het meetjaar 2020**





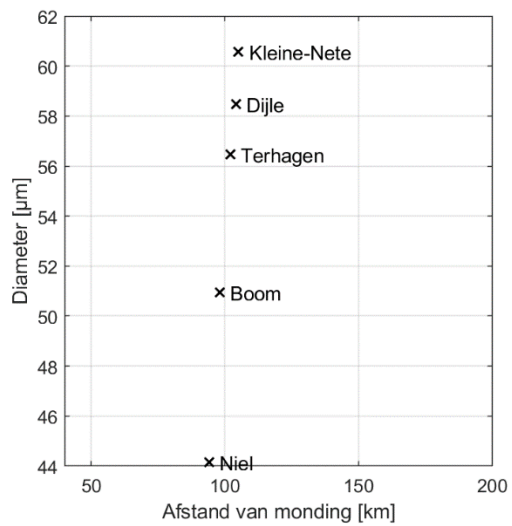
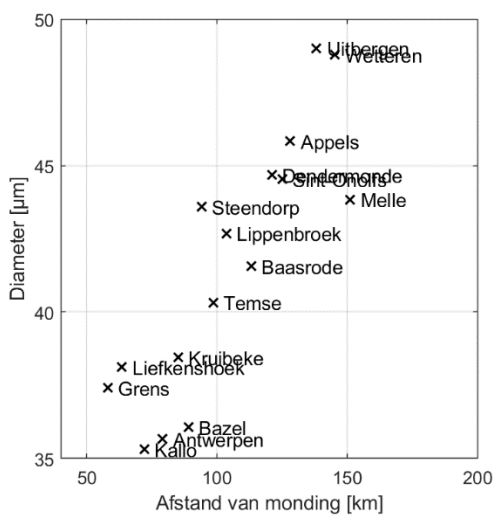
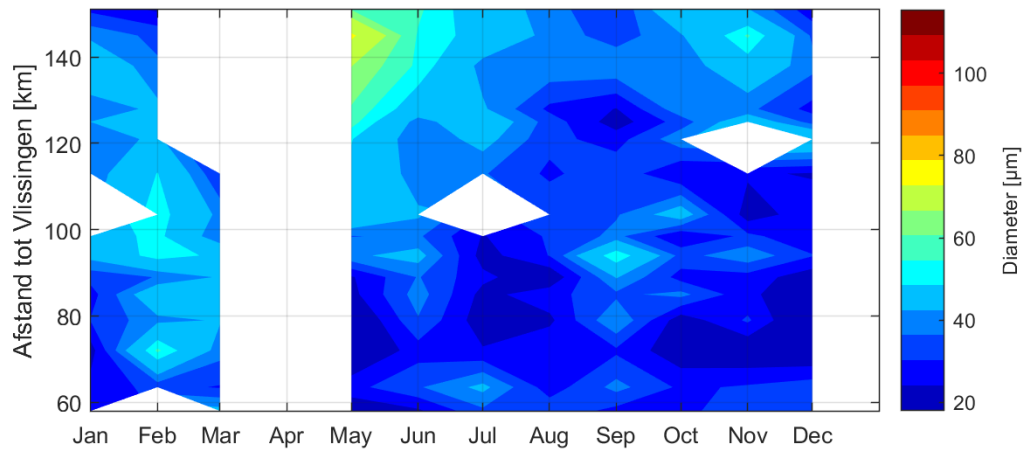
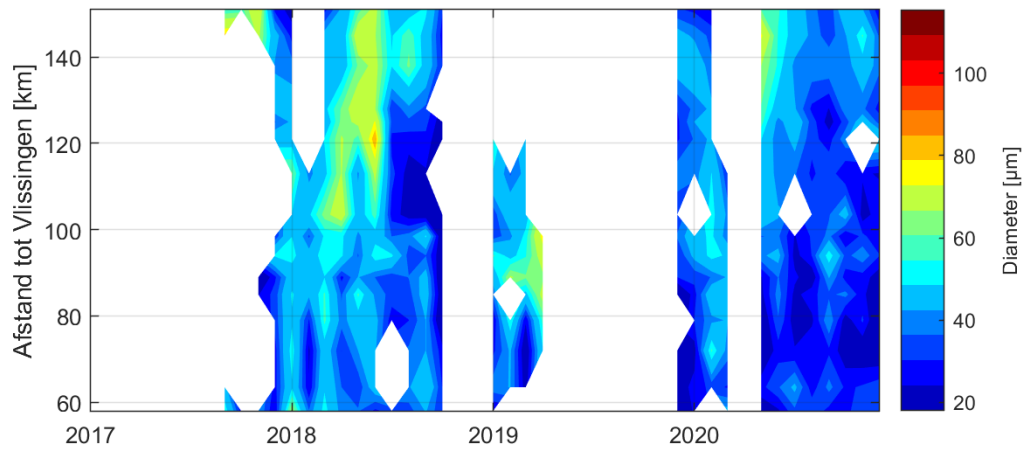
[Schelde]

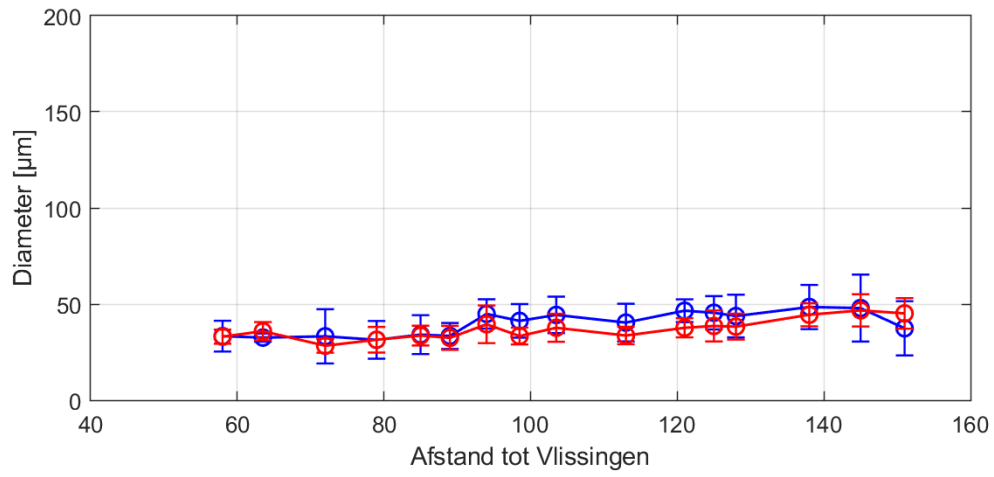


[Rupel]

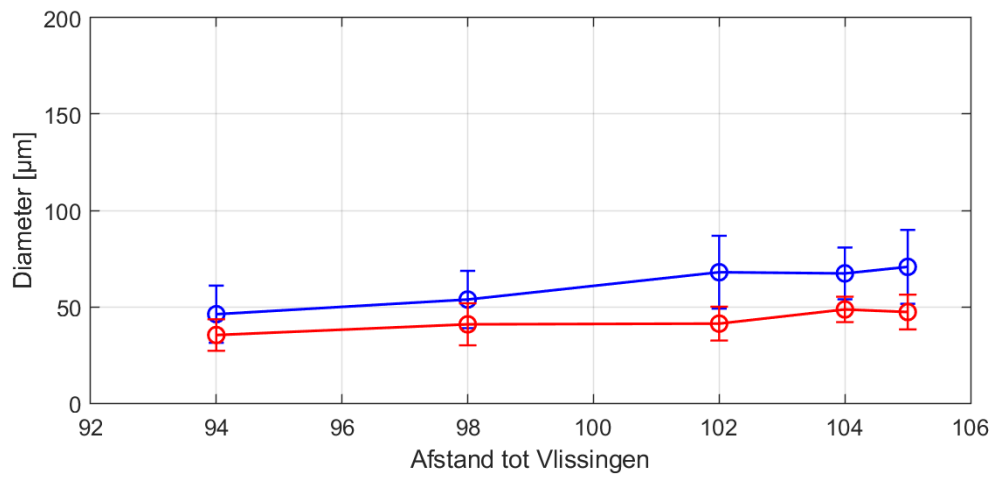


**D20 voor het meetjaar 2020**



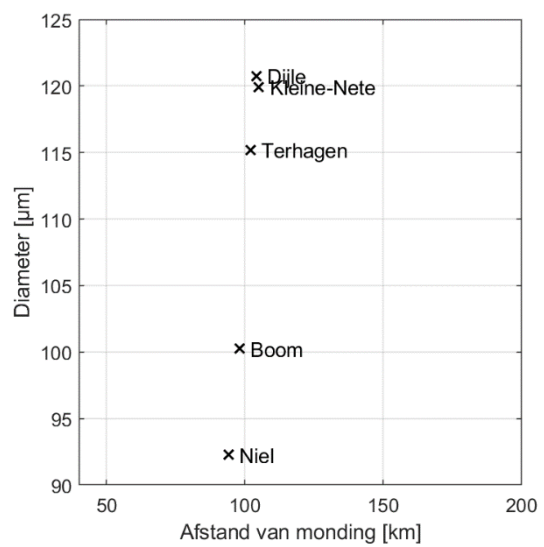
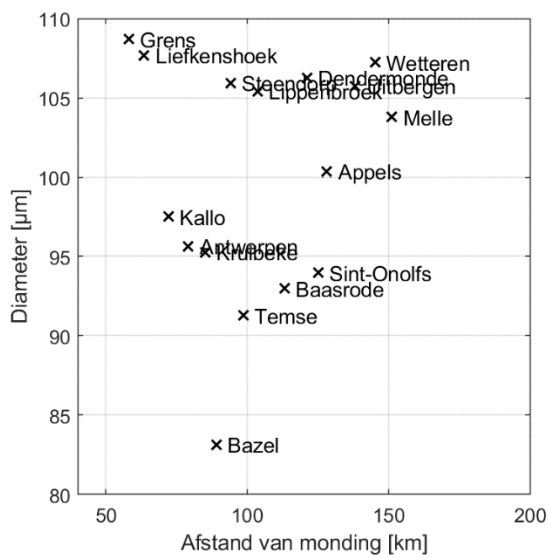
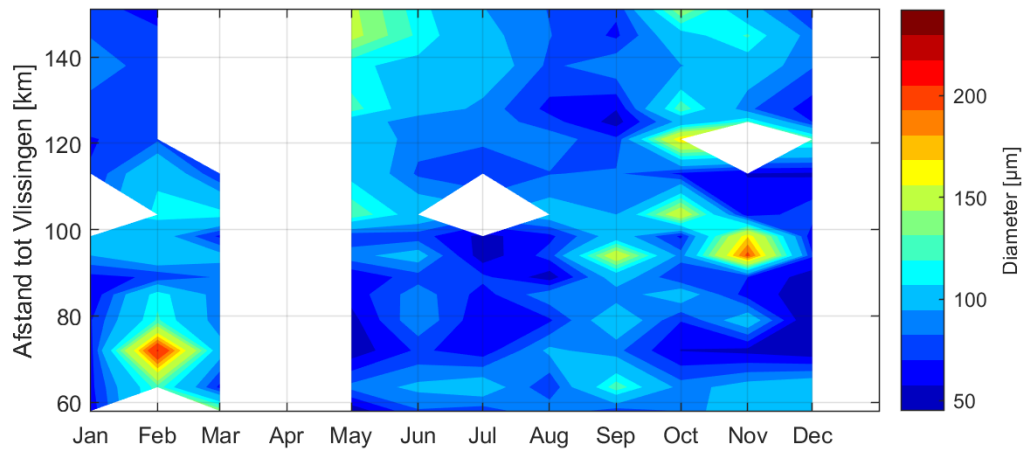
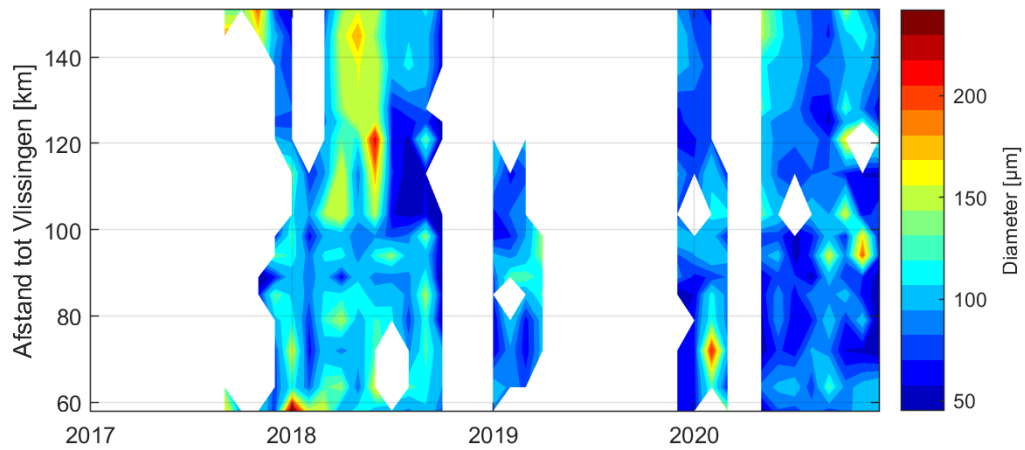


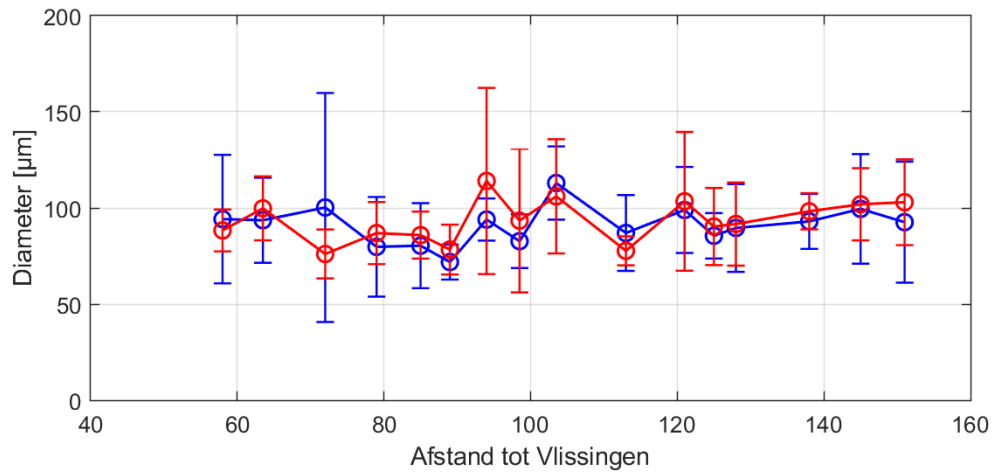
**[Schelde]**



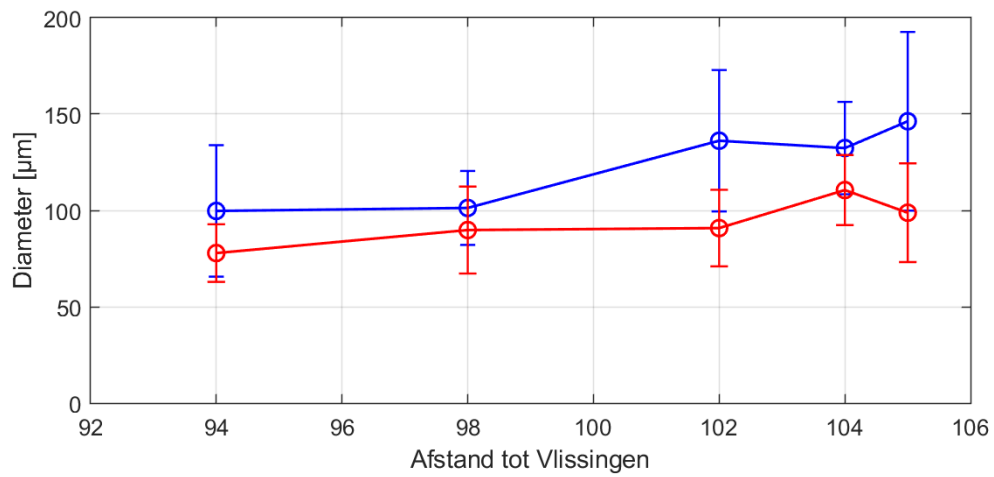
**[Rupel]**

**D50 voor het meetjaar 2020**



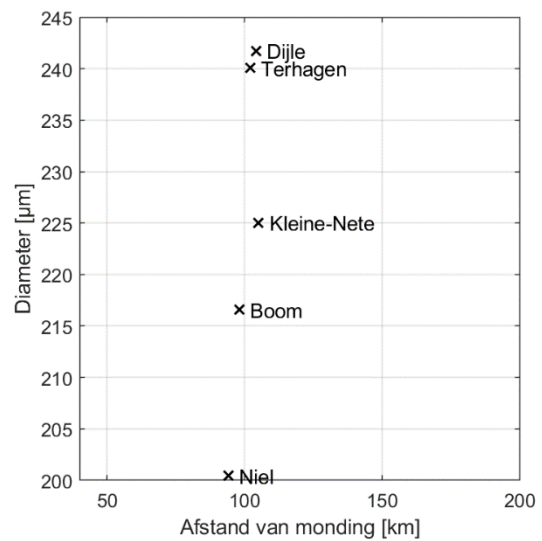
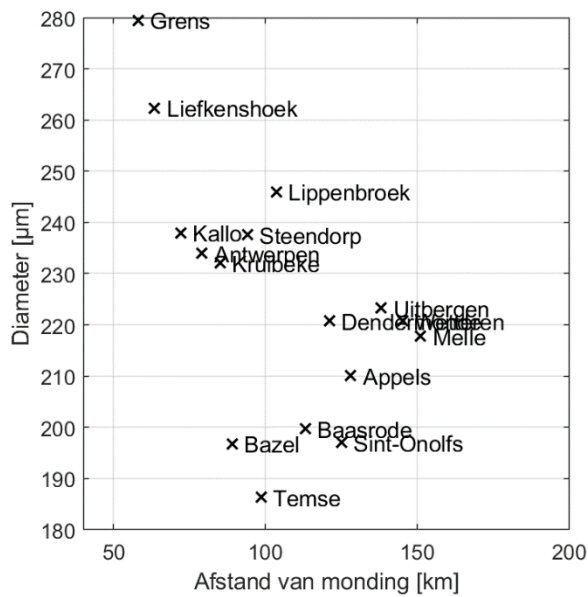
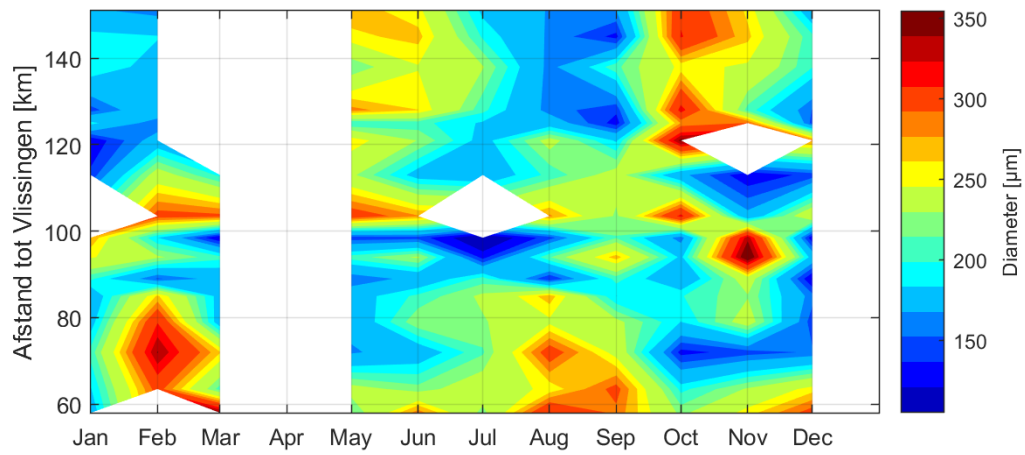
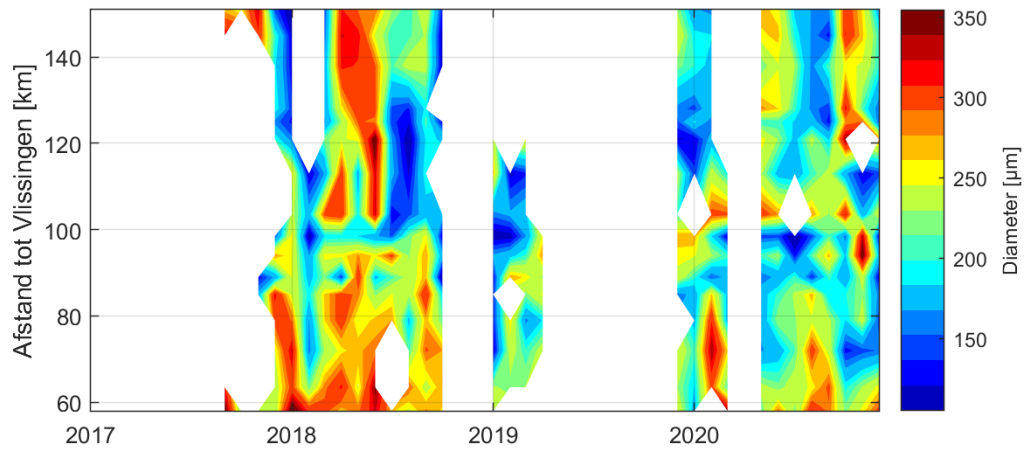


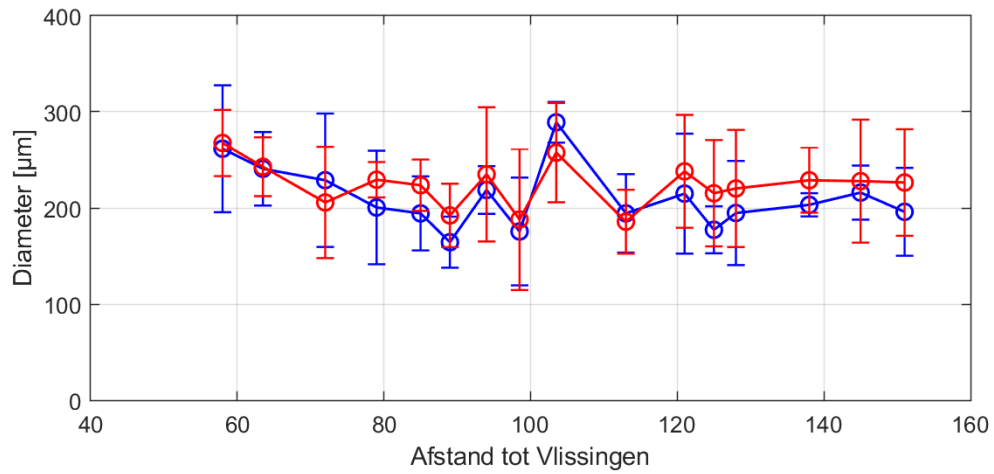
[Schelde]



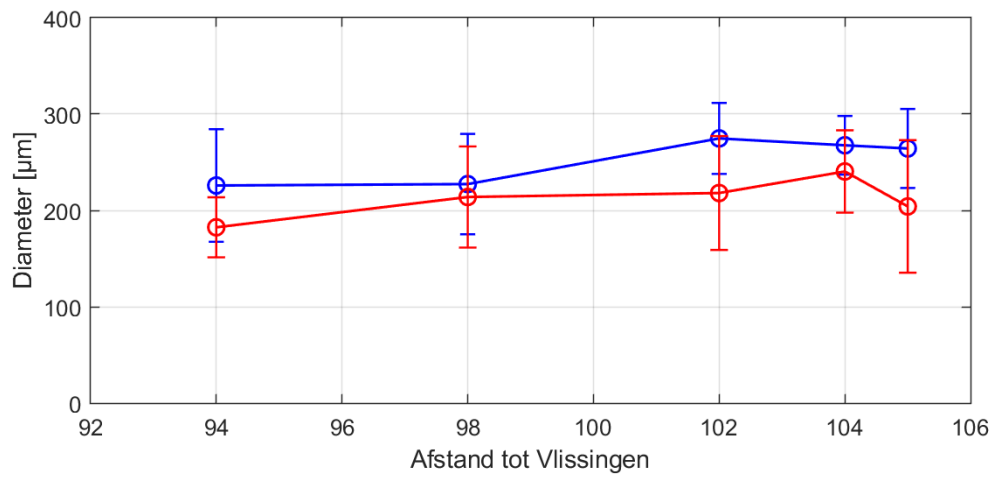
[Rupel]

**D80 voor het meetjaar 2020**





[Schelde]



[Rupel]