

De invloed van de waterbodem op de waterkwaliteitsdoelen van het Noordzeekanaal

met specifieke aandacht voor de dioxine-problematiek

J. Postma, M.J.C. Rozemeijer, J.H.M. Schobben
Rapport C092/13



IMARES Wageningen UR

Institute for Marine Resources & Ecosystem Studies

Opdrachtgever: Rijkswaterstaat Dienst WVL
E. Evers
Postbus 17
8200 AA Lelystad

Publicatiedatum: 04-07-2013

IMARES is:

- een onafhankelijk, objectief en gezaghebbend instituut dat kennis levert die noodzakelijk is voor integrale duurzame bescherming, exploitatie en ruimtelijk gebruik van de zee en kustzones;
- een instituut dat de benodigde kennis levert voor een geïntegreerde duurzame bescherming, exploitatie en ruimtelijk gebruik van zee en kustzones;
- een belangrijke, proactieve speler in nationale en internationale mariene onderzoeksnetwerken (zoals ICES en EFARO).

P.O. Box 68

1970 AB IJmuiden

Phone: +31 (0)317 48 09 00

Fax: +31 (0)317 48 73 26

E-Mail: IMARES@wur.nl

www.IMARES.wur.nl

P.O. Box 77

4400 AB Yerseke

Phone: +31 (0)317 48 09 00

Fax: +31 (0)317 48 73 59

E-Mail: IMARES@wur.nl

www.IMARES.wur.nl

P.O. Box 57

1780 AB Den Helder

Phone: +31 (0)317 48 09 00

Fax: +31 (0)223 63 06 87

E-Mail: IMARES@wur.nl

www.IMARES.wur.nl

P.O. Box 167

1790 AD Den Burg Texel

Phone: +31 (0)317 48 09 00

Fax: +31 (0)317 48 73 62

E-Mail: IMARES@wur.nl

www.IMARES.wur.nl

© 2013 IMARES Wageningen UR

IMARES, onderdeel van Stichting DLO.
KvK nr. 09098104,
IMARES BTW nr. NL 8113.83.696.B16.
Code BIC/SWIFT address: RABONL2U
IBAN code: NL 73 RABO 0373599285

De Directie van IMARES is niet aansprakelijk voor gevolgschade, noch voor schade welke voortvloeit uit toepassingen van de resultaten van werkzaamheden of andere gegevens verkregen van IMARES; opdrachtgever vrijwaart IMARES van aanspraken van derden in verband met deze toepassing.

Dit rapport is vervaardigd op verzoek van de opdrachtgever hierboven aangegeven en is zijn eigendom. Niets uit dit rapport mag weergegeven en/of gepubliceerd worden, gefotokopieerd of op enige andere manier gebruikt worden zonder schriftelijke toestemming van de opdrachtgever.

A_4_3_1-V13.1

Samenvatting

De waterbodem in het Noordzeekanaal is in het verleden ernstig verontreinigd geraakt met dioxines, onder andere door een explosie van een reactorvat bij Philips Duphar in 1963 bij de Jan van Riebeeckhaven. Een aanvankelijk geplande waterbodemsanering is in 2009 vanwege een bezuinigingstaakstelling komen te vervallen als KRW-maatregel voor het BPRW 2009 – 2015. Daaropvolgend is Rijkswaterstaat West-Nederland Noord in 2010 als beheermaatregel begonnen met monitoring van het gebied om na te gaan in hoeverre er verspreiding optreedt van dioxines naar de omliggende waterbodem en biota. De verkregen data zijn aangevuld met andere beschikbare monitoringgegevens en verwerkt tot een totaaloverzicht van het Noordzeekanaal van de waterbodem- en zwevend-stofkwaliteit en van bioaccumulatie van verontreinigingen.

In de voorliggende studie is geanalyseerd welke functies en doelen in het Noordzeekanaal mogelijk worden bedreigd door de in de waterbodem aanwezige verontreinigingen. Het onderzoek heeft zich primair gericht op de dioxines en PCB's. Aanvullend hierop is ook gekeken naar eventuele bedreigingen voor andere KRW-doelstellingen en de vraag of verontreinigingen in de waterbodem hieraan bijdragen. Hierbij is met name gelet op stoffen die de interventiewaarde in de waterbodem overschrijden. Dit betreft zowel enkele doelen binnen de KRW als doelen voor de beroeps- en sportvisserij, namelijk:

- Dioxine in vis
- PCB-gehalte in zwevende stof
- TBT-concentratie in water en/of zwevende stof
- Koper-concentratie in het water
- Kwik-gehalte in biota
- Ecologisch KRW doel Macrofauna

Dioxine

De waterbodem rond het Jan van Riebeeckhavengebied en het westelijk deel van het Noordzeekanaal overschrijdt de voorlopige interventiewaarde voor dioxine. Ook de KRW-biotanorm en de voedselveiligheidsnorm voor dioxines en dioxine-achtige PCB's worden in aal zeer regelmatig overschreden. Dit is vooral het geval in grotere alen. Reden voor de overheid om de vangst van alen in een groot deel van het Noordzeekanaal te verbieden. De oorzaak van de normoverschrijdingen is vooral gelegen in de verontreinigde waterbodem van het Noordzeekanaal. Dit blijkt uit het zeer specifieke congeneerpatroon van dioxine en PCB's in wolhandkrab, aal en zwevend stof wat duidelijk anders is dan het patroon in de rest van Nederland.

Een ingreep in de waterbodem zal tot een verlaging van de concentraties in vis leiden. Voor kleinere vis (inclusief aal) zullen de concentraties door het nemen van voldoende maatregelen onder de normen komen. Of de concentraties in grote vis op termijn onder de KRW-biotanorm komen, is onzeker. De herverontreiniging uit het Amsterdam-Rijnkanaal is significant, met name voor dioxine-achtige PCB's. Het areaal van de waterbodem met verhoogde dioxine-concentraties is relatief groot. Het gericht ingrijpen in een tweetal 'hot spots' (Jan van Riebeeckhaven en de ingang van de Amerikahaven) zal de meest kosten-effectieve reductie van de gehalten in aal opleveren. De sterke vervuiling rond de ingang van de Amerikahaven duidt er op dat de verspreiding van dioxines nog steeds door gaat en de bron daarmee steeds diffuser wordt.

PCB's

De PCB-concentraties in de toplaag van het sediment zijn in vrijwel het gehele kanaal, maar zeker in en om Amsterdam, hoog genoeg om bij opwerveling door scheepvaart tot een normoverschrijding in zwevend stof te leiden. In de laatste twee decennia zijn de PCB-gehalten in het zwevende stof meer dan verdubbeld. Er is daarmee sprake van een achteruitgang in de waterkwaliteit. De PCB-concentraties in

het zwevende stof worden echter meer beïnvloed door de wateraanvoer uit het Amsterdam-Rijnkanaal, dan door de waterbodem. De toename van de PCB-concentratie wordt verklaard door de afname van aanvoer uit het (schonere) IJmeer, waardoor de relatieve bijdrage van het (verontreinigde) Amsterdam-Rijnkanaal groter wordt. Maatregelen om de PCB-concentratie in het Noordzeekanaal te verlagen dienen buiten het Noordzeekanaal genomen te worden.

TBT

In de westelijke delen van het IJ zijn in het sediment zeer sterk verhoogde TBT-gehalten aangetroffen, waarbij de interventiewaarde met meer dan een factor 5-10 wordt overschreden. Opwerveling van dit sediment zal lokaal tot een ernstige normoverschrijding in het oppervlaktewater leiden. Een significant effect van deze lokale bron op het TBT-gehalte in het waterlichaam als geheel is met de huidige gegevens niet aantoonbaar, maar tegelijkertijd niet onwaarschijnlijk. De gehalten in zwevende stof moeten een factor 10 dalen om de KRW-doelstelling te realiseren. Om dit proces te versnellen zou er zoveel mogelijk vracht aan TBT uit het kanaal verwijderd moeten worden. Een gerichte ingreep in het westelijk deel van het IJ (vakken IJ01-03 en IN01-02) is daarbij een kansrijke maatregel. Tevens wordt aanbevolen om TBT op te nemen bij de vergunningverlening voor baggerstorten in het kader van Bbk (hergebruik).

Koper

Hoewel lokaal het kopergehalte in de waterbodem hoog kan zijn, is er geen sprake van een aantoonbaar effect op het waterlichaam als geheel. Uitbreiding van de momenteel beschikbare tweede fase toetsing naar brakwater en mariene systemen is echter nodig voor een formele toetsing. Maatregelen worden niet zinvol geacht.

Kwik

De kwikgehalten in vis (aal en snoekbaars) en wolhandkrab laten in het gehele kanaal overschrijdingen van de KRW-biotanorm zien. In de waterbodem worden lokaal ook geregeld overschrijdingen van de interventiewaarde aangetroffen en zullen daar met grote zekerheid tot een ernstige overschrijding van de biotanorm leiden (factor > 10). Het doelgericht verlagen van de kwikgehalten in het sediment van het Noordzeekanaal als geheel, om zo de kwikgehalten in biota aan de doelstelling te laten voldoen, is niet zinvol omdat het herverontreinigingsniveau hoger ligt. Op een meer lokale schaal kan een ingreep bij ernstige bodemverontreiniging zoals bij het van Hasseltkanaal de situatie wel verbeteren.

Ecologisch doel macrofauna

Op een groot deel van het oppervlak van het Noordzeekanaal kunnen de in het sediment aanwezige verontreinigingen leiden tot matige effecten op de macrofauna. Potentieel ernstige effecten zijn op een meer beperkte schaal aangetroffen en betreffen eigenlijk alleen sedimentmonsters met een interventiewaarde overschrijding voor metalen en/of PAK's. Deze zijn vooral aanwezig rond IJmuiden en in delen van Amsterdam. Een gerichte ingreep in de waterbodem kan deze lokale effecten op de macrofauna laten afnemen.

Inhoudsopgave

1	Inleiding	9
1.1	Aanleiding	9
1.2	Doelstellingen	9
1.2.1	Wettelijk kader	10
1.2.2	KRW/Bkmw	11
1.2.3	Beroepsvisserij.....	11
1.3	Aanpak en leeswijzer.....	11
2	Het waterlichaam Noordzeekanaal	13
2.1	Afbakening van het waterlichaam.....	13
2.2	Waterkwantiteitsbeheer en zoutgehaltes	14
2.2.1	Debieten	14
2.2.2	Stroming en zoutgehaltes	16
2.3	Waterbodembeheer en slibhuishouding	17
2.3.1	Resuspensie en sedimentatie	17
2.3.2	Zwevende stof	20
2.3.3	Baggerspecie depots / putten	22
2.4	Toekomstige ontwikkelingen.....	23
3	Aan het Noordzeekanaal toegekende functies en huidige toestand.....	25
3.1	KRW (Basisfunctie "Schoon en gezond oppervlaktewater")	25
3.1.1	Prioritaire stoffen.....	26
3.1.2	Overige relevante stoffen	26
3.1.3	Fysisch-chemische parameters	27
3.1.4	Biotanormen KRW	27
3.1.5	Ecologische doelstellingen.....	27
3.2	Beroepsvisserij en normen voor voedselveiligheid.....	29
3.3	Menselijk medegebruik in de vorm van sportvisserij en/of recreatie.....	29
3.3.1	Sportvisserij	29
3.3.2	Recreatie	30
3.4	Andere gebruiksfuncties.....	30
3.5	Te beoordelen functies en doelen	30
4	Verontreinigingstoestand	33
4.1	Gebruikte gegevens	33
4.1.1	Waterkwaliteit.....	33
4.1.2	Waterbodem.....	33
4.1.3	Zwevende stof	35
4.1.4	Biota	36
4.2	Verontreinigingen in de waterbodem.....	37
4.2.1	Aard van het sediment en Bbk-eindoordeel per waterbodenvak	37
4.2.2	Bbk-oordelen per stof	46
4.2.3	Dioxines rond de Jan van Riebeeckhaven	52
4.3	Verontreinigingen in het zwevende stof	55
4.4	Verontreinigingen in biota	61
4.4.1	HCB, HCBd en kwik	61
4.4.2	Dioxine en som-TEQ	63
4.5	Te toetsen stoffen en deelgebieden	67
4.5.1	Een nadere toelichting per stof	67

5	Beoordelen waterbodem cf. Handreiking.....	69
5.1	Tributyltin (TBT)	69
5.2	Koper.....	74
5.3	PCB	78
5.4	Kwik	80
5.5	Ecologische doel macrofauna	84
5.6	Conclusies	86
6	Relatie som-TEQ in biota en in de waterbodem.....	89
6.1	Vergelijking congenerpatroon met landelijk beeld.....	89
6.1.1	Data beschikbaarheid en statistische aanpak	89
6.1.2	Resultaten nMDS.....	90
6.2	Relatie met het zwevend stof en sediment.....	96
6.3	Mate van herverontreiniging	97
6.4	De ruimtelijke verdeling in het Noordzeekanaal	98
6.4.1	Ruimtelijke verdeling dioxine in aal	99
6.4.2	Ruimtelijke verdeling dioxine in de waterbodem.....	99
7	Conclusies en aanbevelingen	105
7.1	Conclusies	105
7.1.1	KRW-doelen	105
7.1.2	Beroeps- & Sportvisserij	106
7.2	Aanbevelingen.....	107
8	Literatuur	109
	Kwaliteitsborging	113
	Verantwoording	115
	Bijlage A. Notitie Rijkswaterstaat (2010) betreffende Stand van zaken (voormalige) waterbodemsaneringen	117
	Bijlage B. Kaarten en codes met de karakterisering van de waterbodenvakken in de ruimte.....	121
	Bijlage C. Overzicht normen KRW en voedselveiligheid	127
	Bijlage C.1. Normen	127
	Bijlage C.2. Biotanormen voor levensmiddelen	129
	zeewolf (<i>Anarhichas lupus</i>).....	134
	Bijlage C.3. Biotanormen tav milieu	137
	Bijlage C.4. Literatuur.....	141
	Bijlage D. Nadere toelichting op het verwerken van de waterbodem data	143
	Bijlage D.1. Gegevens verwerking.....	143
	Bijlage D.2. Werkwijze voor de dataverwerking.....	143
	Bijlage D.3. Samenvoegen van Bbk-oordelen per waterbodenvak	144
	Bijlage D.4. Nadere analyses gericht op de dioxines, furanen en dioxineachtige PCB's	145
	Bijlage E. Memo Rijkswaterstaat Verspreidingsrisico's dioxines in putten Noordzeekanaal	149
	Bijlage F. Overzicht beschikbare biotamonsters Noordzeekanaal	167
	Bijlage G. Achtergrond informatie over de soorten biota.....	177
	Bijlage G.1. Driehoeksmossel en Quaggamossel.....	177
	Bijlage G.2. <i>Rangia cuneata</i>	179
	Bijlage G.3. Chinese wolhandkrab	180
	Bijlage G.4. Aal	181
	Bijlage G.5. Snoekbaars	182

Bijlage G.6.	Baars.....	183
Bijlage G.7.	Brasem.....	184
Bijlage G.8.	Blankvoorn.....	185
Bijlage G.9.	Literatuur.....	185
Bijlage H.	Opname en accumulatie van PCDD/Fs en PCB's in vis.....	187
Bijlage H.1.	Plaats in de voedselketen	187
Bijlage H.2.	Overeenkomsten wat betreft blootstellingroutes en accumulatie	187
Bijlage H.3.	Accumulatie.....	188
Bijlage I.	Achtergrond informatie over dioxines en dioxine-achtige PCB's.....	191
Bijlage I.1.	Chemie	191
Bijlage I.2.	Milieu gedrag.....	192
Bijlage I.3.	Giftigheid	192
Bijlage I.4.	Toxische equivalent	193
Bijlage I.5.	Referenties.....	193
Bijlage J.	Kd-waarden van verschillende stoffen afgeleid voor het brakke tot zoute milieu	195
Bijlage J.1.	Berekening van partiticoëfficiënten van zware metalen in de aerobe toplaag van het sediment in het Noordzeekanaal	195
Bijlage J.2.	Hoe is deze kennis over Kp-waarden in het Noordzeekanaal toegepast in de berekening van msPAF-waarden?.....	201
Bijlage K.	De methodiek voor het verrekenen van punt concentraties naar vlakken.....	205
Bijlage K.1.	Inleiding.	205
Bijlage K.2.	Doorlopen stappen	205
Bijlage K.3.	Stap 1: Opschonen aangeleverd bestand met punt en mengmonsters in het Noordzeekanaal en aanliggende havens.	205
Bijlage K.4.	Stap 2: genereren puntmonsters uit mengmonsters	205
Bijlage K.4.	Stap 3: toevoegen nulwaarden aan de oevers.....	206
Bijlage K.5.	Stap 4: interpoleren gemeten en gestandaardiseerde gehalten dioxine	207
Bijlage K.6.	Stap 5: verwijderen geïnterpoleerde waarden buiten het gebied.....	208
Bijlage K.7.	Stap 6: omzetten berekende rasterwaarden naar een ESRI grid	208

1 Inleiding

1.1 Aanleiding

De waterbodem in het Noordzeekanaal ter hoogte van de Jan van Riebeeckhaven, delen van de Jan van Riebeeckhaven, het Zijkanaal G en de monding van de Voorzaan zijn in het verleden ernstig verontreinigd geraakt met gechloreerde dibenzodioxines en gechloreerde dibenzofuranen (hierna kortweg dioxines genoemd). Belangrijke bronnen waren een explosie van een reactorvat met het ontbladeringsmiddel 2,4,5-trichloorfenol (2,4,5-T) bij Philips Duphar in 1963 - dat daar geproduceerd werd tot 1969 - en de lozing van verontreinigd afvalwater dat vrijkwam bij de productie van andere organochloor-bestrijdingsmiddelen (tot 1983). Na enkele inventariserende onderzoeken in de periode 1984-1993 is de ernst en urgentie van deze verontreiniging onder de Wet bodembescherming (Wbb) in kaart gebracht en beoordeeld (RWS, 1985; 1993). De locatie is naar aanleiding daarvan opgenomen in het Landelijk Saneringsprogramma Rijkswateren. Nieuw onderzoek na 2000 heeft onder meer geleid tot de publicatie van een Triade-onderzoek (TNO, 2002), een Nader Onderzoek (Arcadis 2008), een Saneringsonderzoek (Haskoning 2008) en een saneringsvisie (Rijkswaterstaat 2009). Van een waterbodemingreep is het echter niet gekomen. In 2009 is vanwege een bezuinigingstaakstelling besloten om de geprioriteerde sanering te laten vervallen als Kaderrichtlijnwater-maatregel (KRW) voor het BPRW 2009 – 2015. Daaropvolgend is Rijkswaterstaat West-Nederland Noord (voorheen RWS Noord-Holland) in 2010 als beheermaatregel begonnen met een monitoring van het gebied om na te gaan in hoeverre er verspreiding optreedt van dioxines naar de omliggende waterbodem en biota.

Na de inwerkingtreding van de Waterwet in 2009 is de wijze waarop met verontreinigde waterbodems wordt omgegaan gewijzigd (zie Bijlage A). Als voor de inwerkingtreding van de Waterwet geen beschikking was afgegeven op ernst en urgentie conform de Wet Bodembescherming dan valt de locatie onder de Waterwet. Onder de Waterwet wordt afgewogen of met een ingreep in de waterbodem of oever van een oppervlaktewaterlichaam de (water)kwaliteitsdoelen (GEP, GET) gehaald kunnen worden en of dit een kosteneffectieve maatregel is.

Momenteel voert Rijkswaterstaat een verkenning uit binnen de rijkswateren over welke waterbodems onder de Waterwet een potentiële belemmering vormen voor het behalen van de waterkwaliteitsdoelen. Dit zal uiteindelijk gaan leiden tot een overzicht van ingrepen en kosten. Deze informatie zal vervolgens worden gebruikt in het vervolgproces om te komen tot een KRW-maatregelenpakket voor de periode 2016-2021 (RWS, 2013).

Voor het Noordzeekanaal heeft Rijkswaterstaat West-Nederland Noord, met behulp van de monitoringgegevens vanaf 2005, een totaaloverzicht opgesteld van de waterbodemkwaliteit in het gebied, alsmede van de gehalten in zwevend stof van verontreinigende stoffen en bioaccumulatie. Vervolgens is beoordeeld of dioxines, dioxine-achtige PCB's of andere interventiewaarde-overschrijdende stoffen in de waterbodem een belemmering vormen voor het behalen van de KRW-doelen en zo ja, of een waterbodemingreep zinvol is als mogelijke KRW maatregel voor het tweede of derde Stroomgebiedbeheerplan.

1.2 Doelstellingen

De hoofdvraag van het huidige project is daarmee:

“Welke aan het waterlichaam Noordzeekanaal toegekende functies en doelen worden bedreigd door de in de waterbodem aanwezige verontreinigingen?”

Het onderzoek heeft zich primair gericht op de dioxines en PCB's en de consequenties die dit kan hebben voor de doelen "som-TEQ in biota" en "PCB's in zwevende stof". Een nevendoelstelling daarbij is het opstellen van een overzichtelijke rapportage over de monitoringsresultaten rond de Jan van Riebeeckhaven.

Aanvullend hierop is voor het Noordzeekanaal ook gekeken naar eventuele bedreigingen voor andere KRW-doelstellingen en de vraag of verontreinigingen in de waterbodem hieraan bijdragen. Hierbij is met name gelet op stoffen die de interventiewaarde in de waterbodem overschrijden. Ten slotte wordt nagegaan welke (plaatselijke) maatregelen de geconstateerde bedreigingen mogelijk kunnen reduceren.

1.2.1 Wettelijk kader

Met het inwerking treden van de Waterwet (22-12-2009) is de Wbb niet langer van toepassing op waterbodemonverontreinigingen. Hiermee is ook de wijze waarop met een verontreinigde waterbodem wordt omgegaan gewijzigd (Bijlage A). De Waterwet beschouwt de waterbodem als een integraal onderdeel van het watersysteem. Bescherming van de milieuhygiënische kwaliteit van de waterbodem is niet langer een op zichzelf staand doel. Uitgangspunt bij de Waterwet is dat het watersysteem moet voldoen aan de gestelde gebruiksfuncties en bijbehorende (water)kwaliteitsdoelen. Als hieraan niet voldaan wordt kan volgens het toetsingskader van de Waterwet worden vastgesteld of de waterbodem hiervan (mede) de oorzaak kan zijn. De eerste stap is daarom de gestelde gebruiksfuncties te bezien en te beoordelen of de daaraan gekoppelde doelen gerealiseerd worden. Voor die functies waar én de doelen niet gerealiseerd worden én mogelijk sprake is van een beïnvloeding door de verontreinigde waterbodem, wordt de beoordeling vervolgd.

Het toetsingskader van de Waterwet is uitgewerkt tot een 'Handreiking beoordeling waterbodems' (RWS 2010). In de Handreiking is per gebruiksfunctie een beoordelingscriterium uitgewerkt waarmee kan worden vastgesteld in hoeverre de waterbodem oorzaak kan zijn van de overschrijding van de betreffende normen. De toetsing wordt uitgevoerd met het bijbehorende rekenprogramma Sedias. Eén van de belangrijke wijzigingen ten opzichte van de Wet Bodembescherming is dat het resultaat van deze toetsing niet automatisch leidt tot een verplichting om de normoverschrijding aan te pakken. Binnen de Waterwet wordt de invloed van de waterbodem beoordeeld in het bredere kader van het "verbeteren van het functioneren van het watersysteem en de gebiedskwaliteit". In het BPRW wordt uiteindelijk vastgelegd welke maatregelen daadwerkelijk worden getroffen om aan de waterkwaliteitsdoelstellingen te voldoen.

De doelen waaraan primair is getoetst zijn vastgelegd in de KRW, EU (2013) en het Bkmw (2009)¹. Daarnaast is in §1.2 aangegeven dat in dit project twee doelstellingen specifiek worden beoordeeld vanuit de dioxine-problematiek in en rond de Jan van Riebeeckhaven. Dit zijn de doelen "som-TEQ in biota" en "PCB's in zwevende stof". De norm voor PCB's in zwevende stof is vastgelegd in het Bkmw. De normen voor Som 6 indicator PCB's (28, 52, 101, 138, 153, 180 ook wel ndl-PCB's genoemd) en "som-TEQ in biota" (dioxines en dioxine-achtige PCB's) werden lopende het project binnen de KRW-kaders vastgelegd middels de EU Directive - 2011/0429 (2013)². De normen voor Som 6 indicator PCB's, "som-TEQ in biota" (dioxines/furanen en dioxine-achtige PCB's) en dioxine-TEQ (alleen dioxines/furanen) hebben ook een juridische status als norm voor de voedselveiligheid/beroepsvisserij³.

¹ Bkmw = Besluit Kwaliteitseisen en monitoring water.

² EU-Directive of the European parliament and of the council pe-cons No/YY - 2011/0429 (COD) (2013).

³ Levensmiddelen Verordening 1259/2011 EU 02/12/2011

1.2.2 KRW/Bkmw

Middels EU (2013) heeft de Europese Commissie milieunormen o.a. voor dioxines gesteld. In aanvulling op de drie bestaande KRW-biotanormen (voor Hg, HCB en HCBD) wordt in EU (2013) bijvoorbeeld voor dioxines en dioxine-achtige PCB's een biotanorm voorgesteld en wel van 6,5 pg som-TEQ/g versgewicht⁴. Deze norm geldt voornamelijk voor alle vissen (ook aal) en is gelijk gesteld met de EC-norm voor visserijproducten (zie hieronder, zie Bijlage C).

1.2.3 Beroepsvisserij

De normen voor visserijproducten zijn vastgelegd in verordening EC1259/2011, die op 1 januari 2012 is ingegaan. Met deze wijziging zijn onder meer de normen voor dioxines en dioxine-achtige PCB's aangepast ten opzichte van de oude normering voor visserijproducten uit 2006 (EC1881/2006). De reden van deze aanpassing is een gewijzigde beoordeling van de toxiciteit van bepaalde dioxines en dioxine-achtige PCB's (Toxicity Equivalent Factors; TEFs). Met name de TEFs voor een bepaalde klasse dioxine-achtige PCB's (de mono-ortho-PCB's) zijn sterk verlaagd. Deze aanpassing heeft uiteraard ook consequenties voor de norm voor de som-TEQ. De norm voor visserijproducten bedraagt nu 6,5 pg som-TEQ/g, waarbij specifiek voor Aal een uitzondering is gemaakt (10 pg som-TEQ/g). Ook de norm voor alleen de dioxines is gewijzigd en bedraagt momenteel 3,5 pg TEQ/g. Tenslotte zijn in deze nieuwe normstelling (EC 1259/2011) ook normen vastgesteld voor het totaal van de 6 NDL-PCB's⁵ in wildvang zoetwatervis. Deze norm bedraagt 125 ng/g voor vis, met wederom voor Aal een uitzondering (300 ng/g vis) (zie Bijlage C).

1.3 Aanpak en leeswijzer

In hoofdstuk 2 is allereerst een karakterschets van het waterlichaam Noordzeekanaal gegeven. Deze schets is primair gericht op de kenmerken, die van belang zijn bij het beoordelen van de invloed van de waterbodem op de waterkwaliteitsdoelen. Hoofdstuk 3 geeft een beschrijving van de aan het Noordzeekanaal toegekende functies en huidige toestand. Vervolgens wordt in hoofdstuk 4, conform de Handreiking Beoordelen Waterbodems (RWS 2010), als eerste stap nagegaan welke waterkwaliteitsdoelen momenteel niet worden gerealiseerd en op welk van deze functies en doelen de waterbodemkwaliteit een nadelige invloed kan hebben. Voor ieder van deze mogelijk bedreigde functies wordt in hoofdstuk 5 beoordeeld of de verontreinigingen in de waterbodem hierin een rol spelen. Hierbij is gebruik gemaakt van bestaande gegevens zoals die in hoofdstuk 4 zijn toegelicht. Vanwege het belang van de twee eerder genoemde doelen "som-TEQ in biota" en "PCB's in zwevende stof", worden de bedreigingen voor deze twee doelen in hoofdstuk 6 nader uitgewerkt en waar mogelijk geprioriteerd tussen deelgebieden. De belangrijkste conclusies en aanbevelingen zijn samengevat in hoofdstuk 7.

⁴ Som-TEQ: de mate van giftigheid (toxiciteit) van de verschillende dioxines en dioxine-achtige PCB's uitgedrukt in nanogram per kilogram (= ppt). Deze Toxische equivalenten worden berekend ten opzichte van de meest giftige dioxine 2,3,7,8 TCDD.

⁵ NDL-PCB's = Non dioxin-like polychlorinated biphenyls (PCB's 28, 52, 101, 138, 153 en 180).

2 Het waterlichaam Noordzeekanaal

Inhoud van dit hoofdstuk

Om de mogelijke invloed van een verontreinigde waterbodembodem op waterkwaliteitsdoelen te kunnen beoordelen is inzicht in de aard en werking van het watersysteem nodig. Deze gegevens zijn in dit hoofdstuk samengevat, waarbij aandacht wordt besteed aan:

- Afbakening van het waterlichaam (§2.1)
- Waterkwantiteitsbeheer zoals debieten, stroming en zoutgehalten (§2.2)
- Waterbodembodembeheer en slibhuishouding, zoals zwevende stof, erosie en sedimentatie (§2.3)
- Toekomstige ontwikkelingen (§2.4)

In de tweede helft van de negentiende eeuw werd het Noordzeekanaal aangelegd tussen Amsterdam en de Noordzee. Een deel werd gegraven, maar het grootste deel ontstond door inpoldering van het Oer-IJ. Het kanaal geeft binnen- en zeescheepvaart toegang tot Amsterdam en het achterland, en is tegelijk een belangrijke afvoerroute voor overtollig water uit Midden- en West-Nederland. Ten oosten van de sluisen in IJmuiden is het kanaal circa 16m diep en 270m breed op de waterlijn. De bodembreedte is 170m. Het IJ bij Amsterdam is een stuk breder en reikt in de vaargeul tot een diepte van 12m. Zeeschepen met de grootste diepgang gaan niet verder dan de zijhavens in het Westelijk Havengebied van Amsterdam.

2.1 Afbakening van het waterlichaam

Het waterlichaam Noordzeekanaal omvat het kanaal zelf, het IJ en een aantal zijhavens en zijkanalen. Het staat in open verbinding met het Amsterdam-Rijnkanaal en de stadswateren van Amsterdam. Het nat oppervlak van het kanaal en de zijkanalen en havens bedraagt 2060 ha. De boezem van Amstelland en de Vecht staan respectievelijk via de stadswateren van Amsterdam en via het Amsterdam-Rijnkanaal in openverbinding met het IJ. Door het sluiten van het IJ-front kan de open verbinding met de Amsterdamse stadswateren worden gesloten. De open verbinding met het Amsterdam-Rijnkanaal kan sinds 2001 niet meer worden gesloten (Zindler 2004). De grenzen van het KRW-waterlichaam Noordzeekanaal zijn op grond van het chloridegehalte (op een diepte van 1 meter onder het oppervlakte) vastgesteld. In het oosten vormen de Oranjesluisen bij de Schellingwouderbrug de verbinding tussen het IJsselmeer en het Noordzeekanaal. Na de schutsluis bij de Amsterdamse brug behoren de eerste 5 km van het Amsterdam-Rijnkanaal nog tot het waterlichaam. Hier is geen harde scheiding aanwezig. In het westen wordt de begrenzing gevormd door het sluisencomplex in IJmuiden. Vlak ten oosten van de Coenhaven ligt bij kilometer 20,6 de grens tussen het Noordzeekanaal en het IJ. Daarnaast maken zowel aan de noord- als zuidzijde meerdere zijhavens en/of zijkanalen onderdeel uit van het waterlichaam (zie Figuur 1). In dit rapport wordt, tenzij anders vermeld, de term "Noordzeekanaal" gebruikt om dit gehele waterlichaam aan te duiden. In Zindler *et al* (2004) is een overzicht gegeven van meerdere kwantitatieve aspecten van het kanaal, de zijkanalen en de havens zoals breedte, lengte, diepte en oppervlakte van de diepe bodem.



Figuur 1 Geografische ligging van het waterlichaam Noordzeekanaal (overgenomen uit RWS Brondocument).

2.2 Waterkwantiteitsbeheer en zoutgehaltes

De doelen van het waterkwantiteitsbeheer op het Noordzeekanaal zijn (Zindler 2004):

- Afvoeren van overtollig water
- Handhaven streefpeil van NAP -0,40m (toegestane variatie: NAP -0,30 tot -0,55m)
- Doorspoelen van het Markermeer
- Handhaven van een minimum daggemiddeld debiet van $10\text{m}^3/\text{s}$ op het Amsterdam-Rijnkanaal (noordwaarts gericht)

De twee laatste doelstellingen zorgen tevens voor het handhaven van een maximaal toegestaan chloridegehalte op het IJ en het A'dam Rijnkanaal van 200 mg/l . Naast het spuien van water in IJmuiden wordt bij hoogwatersituaties soms ook water op het IJmeer ingelaten. Om het zoutgehalte op het IJmeer laag te houden, probeert men dit echter zoveel mogelijk te vermijden. Via het complex bij Schellingwoude wordt daarentegen wel regelmatig water vanuit het IJmeer ingelaten (gem. $3\text{ m}^3/\text{s}$) om verzilting van de randmeren tegen te gaan. Dit wordt vereenvoudigd doordat het IJmeer in het zomerhalfjaar circa 20cm hoger staat dan het Noordzeekanaal. Voor het waterkwantiteitsbeheer spelen daarnaast de boezemgemalen van Hoogheemraadschap Hollands Noorderkwartier (Zaandam) en van het Hoogheemraadschap van Rijnland (Spaarndam, Amerikahaven) een rol.

2.2.1 Debieten

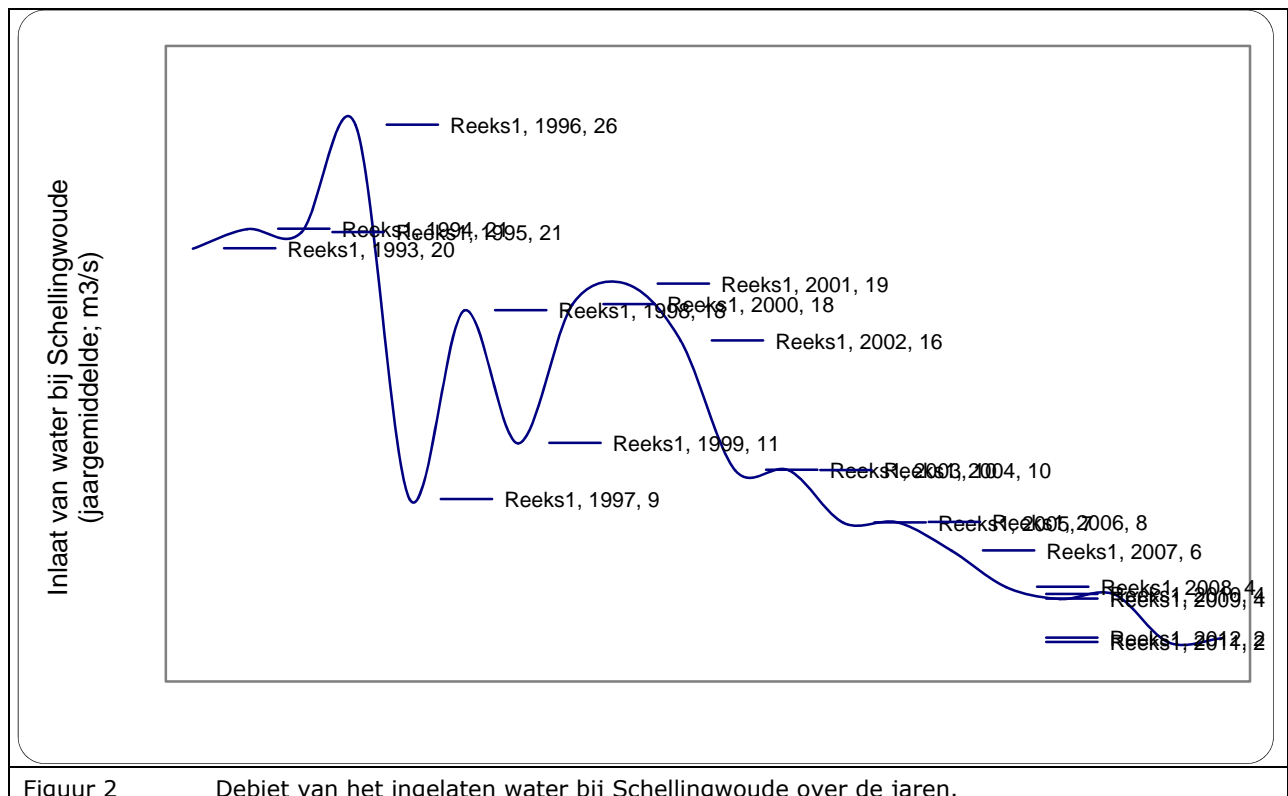
Het waterpeil in het kanaal wordt gestuurd door het spui- & maalcomplex in IJmuiden en is gemiddeld NAP -0,40m. In IJmuiden wordt het water via spuisluizen en het gemaal op zee geloosd. Gemiddeld bedraagt dit debiet circa $90\text{-}100\text{ m}^3/\text{s}$ (RWS, 2009b). Onder normale omstandigheden is het maximale debiet tijdens het spuien ingesteld op $500\text{ m}^3/\text{s}$ en bij een hoogwatersituatie op het kanaal kan dit verder worden verhoogd tot $700\text{ m}^3/\text{s}$ (Zindler 2004). De maximale pompcapaciteit bedraagt $260\text{ m}^3/\text{s}$ en in

extreme situaties kan ook het omloopriool bij de Noordersluis voor de waterafvoer worden ingezet (max. zo'n 150 m³/s). Bij het werken met het bestaande 3D-model van het Noordzeekanaal werden door Alkyon (2005) de debieten gehanteerd als genoemd in Tabel 1. Dit zijn debieten bij IJmuiden, Amsterdam-Rijnkanaal en de Schellingwouderbrug, maar tevens die van de belangrijkste gemalen.

Locatie	Debieten (m ³ /sec)	
	Gemiddeld	Maximaal
IJmuiden	-95	-150
Spaarndam	10	30
Halfweg	10	30
Zaandam	10	30
Schellingwoude	35	0
Weesp	30	60

Het is hierbij van belang om te realiseren dat het debiet bij Schellingwoude de laatste jaren sterk is verminderd en momenteel zo'n 3 m³/s bedraagt (zie Figuur 2). Het verminderen bij de inlaat Schellingwoude is een bewuste keuze geweest. Rond 2000 is het beleid veranderd; minder inlaten als het mogelijk is. Tussen 2006 en 2008 is het Beslissend Ondersteunend System (BOS) gestart en ingeregeld. Dit heeft ook weer geleid tot een verminderde inlaat (mondelinge mededeling P. Beuse, RWS West-Nederland Noord).

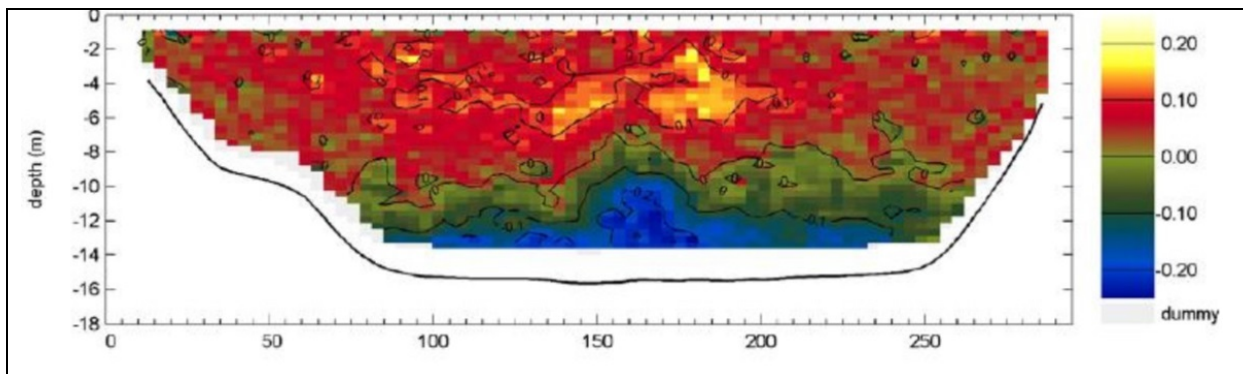
In de nabije toekomst wil Rijkswaterstaat niet alleen het zoutgehalte van het IJ bepalend laten zijn, maar ook van het Amsterdam-Rijnkanaal. Dat kan tot een lichte toename van de inlaat leiden. De grootste toename zal echter geschieden door de aanleg van de nieuwe zeesluis bij IJmuiden in 2019, waardoor de zoutlast op het Noordzeekanaal sterk toeneemt.



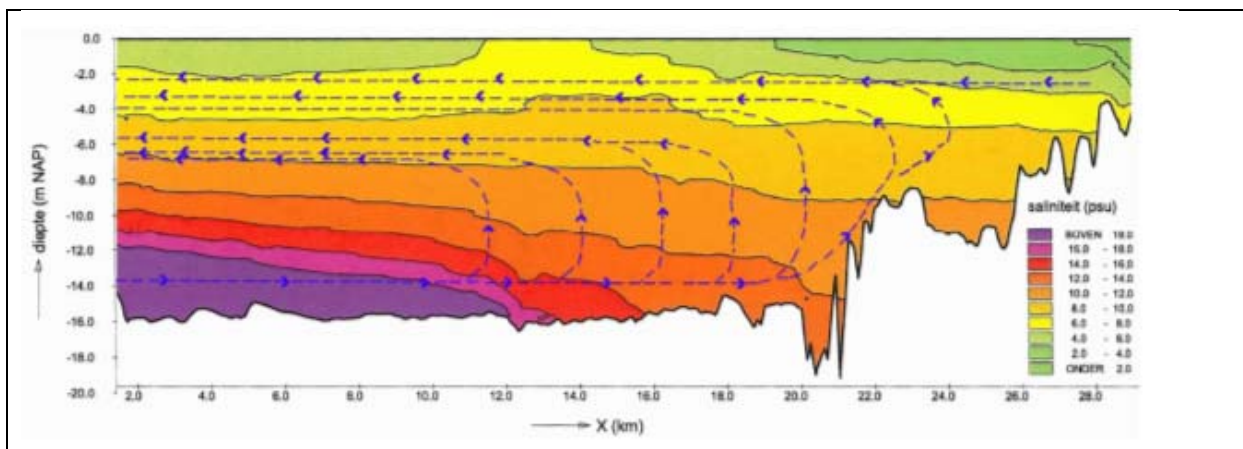
Figuur 2 Debiet van het ingelaten water bij Schellingwoude over de jaren.

2.2.2 Stroming en zoutgehaltes

Door het schutten van schepen in de sluizen van IJmuiden wordt het Noordzeekanaal belast met zout water. In het Noordzeekanaal treedt hierdoor gedurende het gehele jaar stratificatie op en ontstaat een verticale zoet-zoutgradiënt. In de diepere lagen (vanaf ongeveer 13 meter) treedt een stroming op van relatief zout water in oostelijke richting, terwijl in de bovenste lagen (6 à 8 meter) een stroming in westelijke richting aanwezig is. De stroomsnelheden zijn echter gering; gemiddeld genomen ca. 4 cm/s maar de snelheid aan het oppervlak varieert met de spuisituatie tussen 0 en 25 cm/s (bij 500 m³/s; (Zindler 2004)). De overgangslaag bevindt zich ongeveer tussen de 7 en 12 meter (Rijkswaterstaat 2009). De menging van beide lagen treedt in beperkte mate op als gevolg van wind en vooral scheepvaart. Ter illustratie van de complexe hydrologische situatie in het Noordzeekanaal zijn hieronder twee illustraties uit AquaVision (2010) en Kikkert (2012) overgenomen. Figuur 3 (AquaVision 2010) illustreert de stroomsnelheid in het kanaal op een dwarsdoorsnede bij kilometer 8. De kleuren rood/geel en blauw geven tegengestelde stromingsrichtingen aan. De beide waterlagen in het Noordzeekanaal blijven echter niet voortdurend volledig gescheiden. Menging van de zoete bovenlaag en de zoute onderlaag vindt geleidelijk plaats. In Figuur 4 (Kikkert, 2012) is de waterbeweging met pijltjes weergegeven. Het feit dat menging optreedt, kan worden afgeleid uit het breder worden van de "brakke" lagen (oranje) in oostelijke richting. Figuur 4 illustreert daarbij ook de waterdiepte, waarbij met name de overgang van het Noordzeekanaal naar het minder diepe IJ opvalt (vanaf kilometer 20,6).



Figuur 3 Stroomsnelheid op een dwarsdoorsnede van het kanaal bij kilometer 8 (oktober 2010). Overgenomen uit AquaVision, 2010.



Figuur 4 Stromingspatronen in het kanaal en het zoutgehalte van de verschillende lagen. Overgenomen uit Kikkert, 2012.

Deze ruimtelijke variatie in zoutgehalten is een bepalende factor voor het aquatisch ecosysteem. In het oostelijke deel van het kanaal worden vooral zoet- en brakwatersoorten aangetroffen, terwijl in het westelijke deel meer brakwater en mariene soorten aanwezig zijn. Typische voorbeelden van deze brakwatersoorten zijn het Zuiderzeekrabje, de brakwatermossel en de brakwaterpissebed. Daarnaast zorgt de verticale gelaagdheid voor een beperkte verversing van de onderste waterlaag, waardoor er periodiek minder gunstige omstandigheden voor het bodemleven aanwezig kunnen zijn. Met name in de zomerperiode kan het zuurstofgehalte in diepe havens nabij de bodem dalen tot beneden de 2 mg/l.

2.3 Waterbodembeheer en slibhuishouding

In 2008 heeft Rijkswaterstaat West-Nederland Noord onderhoudsbaggerwerk in het gehele Noordzeekanaal uitgevoerd, waarmee de diepte van de vaargeul en de onderste delen van het talud zijn teruggebracht op de huidige onderhoudsdiepte van 16,25m –NAP. De hogere delen van de taluds zijn niet gebaggerd. Ook is niet gebaggerd in de Voorzaan, Zijkanaal G en de Jan van Riebeeckhaven. Op deze lokaties kan nog achterstallig onderhoud aan de bodem voorkomen. Het overzicht van de waterbodemkwaliteit, zoals dat in hoofdstuk 4 wordt beschreven, is daarom uitsluitend gebaseerd op waterbodemmonsters, die

- i) zijn genomen na voltooiing van dit onderhoudsbaggerwerk,
- ii) zijn genomen op plaatsen waar geen onderhoudswerk werd uitgevoerd of
- iii) afkomstig zijn uit diepere bodemlagen die, na voltooiing van het onderhoudsbaggerwerk, de toekomstige toplaag zijn geworden.

2.3.1 Resuspensie en sedimentatie

Door Eelkema (2006) is onderzocht of en in welke mate resuspensie van de waterbodem in het Noordzeekanaal kan optreden. Hij constateert hierbij dat het water in de havens continu wordt verversd door het pseudo-getij⁶, de dichtheidsstromingen en de koelwaterlozingen (met een gem. verblijftijd van uren tot aan een dag), maar tevens dat deze stroming (vrijwel overal <10cm/s) nergens groot genoeg is om zelfstandig erosie te veroorzaken. Als resuspensie door andere factoren optreedt zal deze stroming echter wel voor verdere verspreiding zorgen. De meest waarschijnlijke oorzaak van erosie is volgens Eelkema de scheepvaart. Hij concludeert hierover: *“In het kanaal zelf zal in het deel ten westen van de Coentunnel de diepte groot genoeg zijn om geen resuspensie ten gevolge van retourstroom of schroefstraal te veroorzaken. In de havens echter is opwerveling wel waarschijnlijk door de lage snelheid van het schip ten opzichte van zijn eigen schroefstraal. Door deze lage snelheid is er daarentegen geen risico voor opwerveling als gevolg van retourstroom of boeggolven. Toch zal door de combinatie van scheepvaart en het ingewikkelde stromingspatroon dit systeem veel verplaatsing van sediment kennen. De eindpunten van deze verplaatsing zijn hoogstwaarschijnlijk de bodem achter in de bekkens direct naast de kades, of de diepe zandwinputten in de havens”*. Deze conclusie verschilt echter van onderzoek uit 1998 uitgevoerd in het Noordzeekanaal door Frederic R. Harris (aangehaald in Osté et al, 2007), waarin uit metingen blijkt dat in de waterzone dieper dan 8m sterke vertroebeling optreedt van 10 keer de achtergrondconcentratie na passage van zeeschepen.

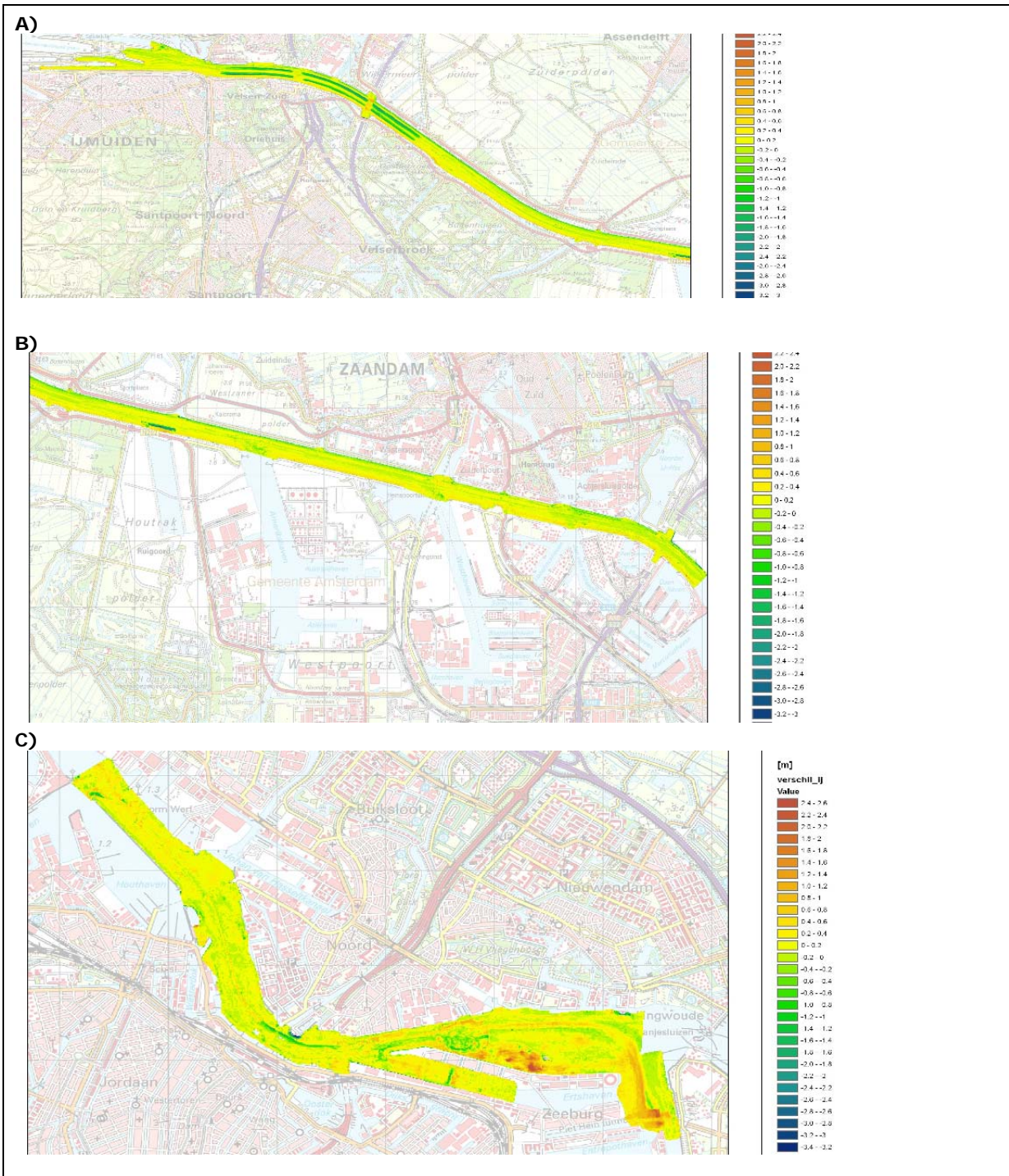
Ook in het najaar van 2004 is onderzoek gedaan naar de opwerveling van slib (Kraaijeveld & Fioole, 2005). In dit onderzoek is gekeken naar de invloed van baggerwerkzaamheden met een sleepopperzuiger, maar ook naar de referentiesituatie en de passage van een diepstekend schip. De metingen zijn uitgevoerd tussen de kilometers 3 – 6,5. Om de invloed van een diepstekend schip vast te stellen, is gekeken vóór en direct ná de passage van een bulkcarrier van 13,5m diep, die met een

⁶ Op het kanaal is door de sluizen geen sprake van getij. Doordat de sluizen doorgaans alleen bij laag water spuien ontstaat er wel een pseudo-getij.

gemiddelde snelheid van ± 10 km/h richting Amsterdam voer. De gegevens laten zien dat de zwevende stof concentratie vóór de passage van de bulkcarrier tussen de 0 -10 mg/l variëren. Opvallend hierbij is dat deze concentratie zwevende stof juist in de overgangslaag van zoet naar zout (tussen -8 en -10m) gemiddeld het laagst is. Dit illustreert dat de menging tussen de verschillende lagen beperkt is. Direct na de passage van de bulkcarrier lopen de zwevende stof concentraties sterk op tot waarden van max. 350 mg/l aan de bodem en 50 mg/l op circa 10m diepte. In de minder diepe waterlagen (tot ca. 8 m diep) veranderde er weinig in de zwevende stof concentratie, wederom een illustratie van de beperkte verticale menging van de waterlagen. Eén uur na de passage zijn vooral de concentraties op 10m diepte gezakt (rond de 20 mg/l). Nabij de bodem worden echter nog steeds concentraties tussen de 50 – 300 mg/l gemeten. De speling tussen de kiel van dit schip en de bodem was ca. 2,5m.

De resultaten van Kraaijeveld en Fioole (2005) komen goed overeen met die van Frederic en Harris, die ook in Kraaijeveld en Fioole (2005) worden aangehaald. Deze twee praktijkproeven tonen daarmee aan dat de passage van diepstekende schepen leidt tot de opwerveling van slib vanuit toplaag van het sediment. Dit slib bezinkt langzaam (>1 uur) en zal zich tijdens het telkens repeterende proces van opwerveling en sedimentatie langzaam in de richting van Amsterdam verplaatsen als gevolg van de oostwaartse stroming.

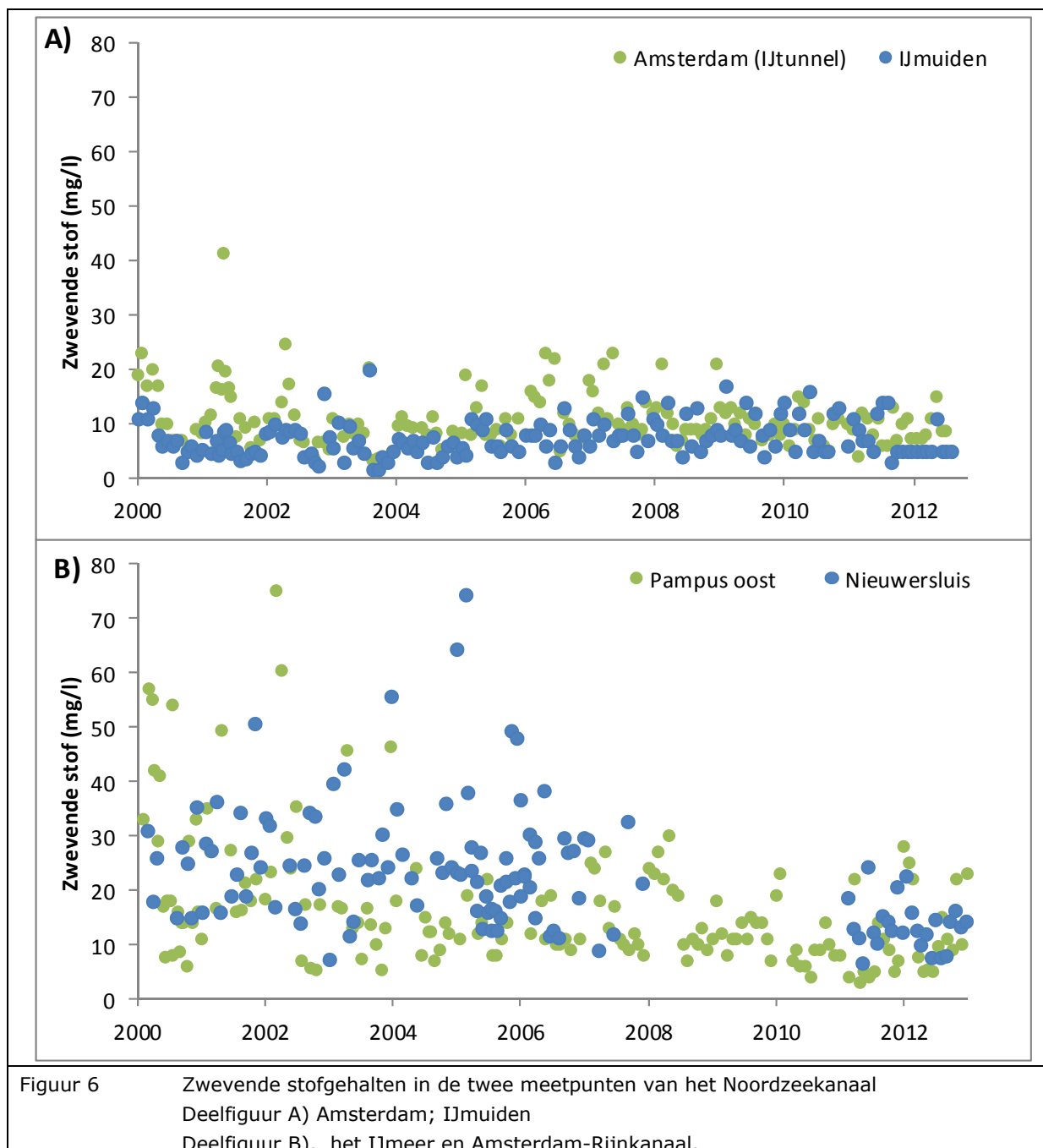
Bestaande kennis over de aanslibbing is samengevat in Zindler *et al* (2004): In de buitenhaven van IJmuiden vindt vooral in de vaargeulen een aanzienlijke aanslibbing plaats. Dit slib komt hoofdzakelijk vanuit zee, vooral met stormen. Qua hoeveelheden gaat het hier om meters/jaar (in de Voorhaven) tot enige centimeters/jaar nabij de sluisen. In het Noordzeekanaal zelf vindt hooguit een aanslibbing van 2 á 3 cm/jaar plaats. Dit slib wordt aangevoerd vanuit het Amsterdam-Rijnkanaal, het Markermeer, de omliggende boezemwateren of de Noordzee en bezinkt vooral langs de oevers/taluds van het systeem. Ook in de zijhavens en zijkanalen zal de aanslibbing in de orde grootte van 2 á 3 cm/jaar liggen. In de Velserkom sedimenteert wat meer als gevolg van de schutsluisen van IJmuiden. Ook het doorspoelen van zout zand met zoeter water tijdens het zandtransport door het Noordzeekanaal heeft zijn invloed. Zo is er lokaal (met name bij de Middensluis) op de al aanwezige sliblaag een zanddek ontstaan. De invloed van de zouttong op het sedimentatiegedrag in het kanaal is onbekend. Tevens geeft Zindler *et al* (2004) inzicht in de frequentie en planning van de onderhoudsbaggerwerk. Daarnaast zijn er verschilkaarten beschikbaar over de periode 2001-2005. Deze zijn hieronder opgenomen en laten met name groene strepen zien waar recent baggerwerk is uitgevoerd. De gele tot licht groene kleur in de andere delen geeft aan dat het verschil in de bodemligging over deze 4 jaar over het algemeen tussen de -0,2 tot +0,2m ligt. Verder valt op dat er bij de monding van het Amsterdam-Rijnkanaal duidelijk meer sedimentatie plaatsvindt (orde grootte 1-2m/5 jaar). Het door het Amsterdam-Rijnkanaal meegevoerde slib kan hier bezinken door een verlaging van de stroomsnelheden. Flocculatie door hogere zoutgehalten lijkt hierbij geen rol van betekenis te spelen (Osté 2007) mede omdat het DOC-gehalte hier juist stijgt t.o.v. het Amsterdam-Rijnkanaal tot waarden gelijk aan het Markermeer. Het gebied noordelijk van het KNSM-eiland betreft een baggerdepot van de Haven van Amsterdam.



Figuur 5 Verschilkaarten over de diepte van de waterbodembodem in de periode 2001-2005.
 A) Westelijk gedeelte Noordzeekanaal
 B) Midden gedeelte Noordzeekanaal
 C) Oostelijk gedeelte Noordzeekanaal

2.3.2 Zwevende stof

De kwaliteit van het zwevende stof wordt in het MWTL-programma van RWS op twee lokaties gemonitord namelijk IJmuiden en Amsterdam (Figuur 6). Voor het reguliere programma wordt dit gedaan op een diepte van 1 meter onder het wateroppervlak. Uit deze metingen blijkt dat de hoeveelheid zwevende stof in Amsterdam sinds 2010 niet significant hoger is dan in IJmuiden, terwijl dat in de periode daarvoor wel het geval was (Figuur 6A). De veranderende debieten vanuit het IJmeer zouden hiermee te maken kunnen hebben (zie §2.2). Tegelijkertijd wordt zowel het IJmeer (meetpunt Pampus-Oost) als het Amsterdam-Rijnkanaal (meetpunt Nieuwersluis) sinds het begin van deze eeuw gekenmerkt door dalende zwevende stof gehalten (Figuur 6B).



Figuur 6 Zwevende stofgehalten in de twee meetpunten van het Noordzeekanaal
Deelfiguur A) Amsterdam; IJmuiden
Deelfiguur B). het IJmeer en Amsterdam-Rijnkanaal.

Voor een goed begrip van deze monitoringsgegevens rond Amsterdam is het van belang om te realiseren dat dit monitoringspunt op kilometer 25, nabij de IJ-tunnel, is gelegen. Met name in het oosten van de stad waren de waarden in het begin van deze eeuw hoger. Zo vermeldt Senhorst *et al* (2005) dat het zwevend stofgehalte afneemt van ca. 25 mg/l in het Amsterdam-Rijnkanaal tot 7 mg/l bij IJmuiden. Ook het water in het IJmeer kende toen een hoog zwevende stofgehalte (20-60 mg/l). Een groot deel van dit zwevende stof sedimenteerde meteen bij Amsterdam, waar nog ca. 11 mg/l werd gemeten. Senhorst *et al.* (2005) hebben ook vrachtberekeningen gemaakt. Tabel 2 toont dat er netto 40 kton zwevende stof per jaar sedimenteerde op de overgang van IJmeer en Amsterdam-Rijnkanaal met het Noordzeekanaal. Dit resulteerde in ca. 50.000 m³ baggerspecie en een afname van de vracht aan bijvoorbeeld PCB's met zo'n 50%. Daarna was de zwevende stof concentratie stabiel. Nu de zwevende stofgehalten in de laatste jaren in zowel het IJmeer als het Amsterdam-Rijnkanaal zijn afgenomen, zal ook dit sedimentatiepatroon zijn gewijzigd. Meer recente inschattingen van hoeveelheden sedimenterend materiaal zijn echter niet voorhanden.



Figuur 7 De meetpunten van het regionale meetnet RWS-DNH in het Noordzeekanaal. De twee reguliere monitoringsmeetpunten zijn Amsterdam (kilometer 25, IJtunnel) en IJmuiden (kilometer 2). Daarnaast zijn op een meer incidentele en/of projectmatige basis gegevens verzameld bij Westzaan (kilometer 13).

Tabel 2 Vrachtberekeningen in het Noordzeekanaal ten aanzien van zwevende stof (overgenomen uit Senhorst et al., 2005).	
Locatie	Passerende vracht zwevende stof (kton/jaar)
Voorbelasting Amsterdam-Rijnkanaal + IJmeer	59,9
Amsterdam	19,3
Westzaan	18,4
IJmuiden	17,7

Dit wil tevens zeggen dat de aanvoer van zwevende stof vanuit gemalen (45 kton/jaar; Oste, 2007) geen merkbaar effect op de slibstromen en -budgetten langs het gehele kanaal heeft (Tabel 2). Het merkbaar hogere zwevende stofgehalte in dit aangevoerde water (24-63 mg/l) neemt namelijk vrij snel na

binnenkomst in het Noordzeekanaal door sedimentatie. Later wordt de afweging gemaakt of deze sedimentatie van belang is voor de waterkwaliteit.

Het lutumgehalte van het zwevende stof (50%, 41% en 39% voor Amsterdam, Westzaan en IJmuiden resp., Zindler *et al*, 2004) komt redelijk overeen met het percentage in "standaard zwevende stof" van 40%. Het percentage organisch materiaal in het zwevende stof laat een seizoensvariatie zien en ligt gemiddeld op 17, 26 en 31% (voor Amsterdam, Westzaan en IJmuiden resp.; Zindler *et al*, 2004).

Gegevens over de kwaliteit van dit zwevende stof zijn op hoofdlijn samengevat door Osté *et al.* (2007), die aangeeft dat de kwaliteit van het zwevende stof over het algemeen als NW4-klasse 2 werd beoordeeld. MTR-overschrijdingen werden aangetroffen voor enkele PAK's, PCB's, heptachloorepoxide en TBT. Verder geeft Zindler (2004) aan dat de kwaliteit van het zwevende stof bij de gemalen voor wat betreft de PAK's over het algemeen beter is dan in het Noordzeekanaal en dat de gehalten aan PCB's in het zwevend stof bij gemaal Halfweg opvallend lager zijn dan bij de andere gemalen. Het zwevende stof bij gemaal Spaarndam is juist relatief sterker verontreinigd. Verder wijst Zindler (2004) er op dat qua organotinverbindingen aanzienlijke MTR-overschrijdingen zijn vastgesteld in het zwevende stof bij de drie grootste gemalen. De indicatieve jaarvrachten zijn echter klein ten opzichte van de berekende bijdrage vanuit de scheepvaart op het Noordzeekanaal.

2.3.3 Baggerspecie depots / putten

In het Noordzeekanaal liggen meerdere locaties waar baggerspecie werd of wordt gestort. Dit betreft:

- *Amerikahaven en Australiëhaven*
In de Amerikahaven wordt door Haven Amsterdam bagger gestort die vrijkomt bij het nautisch baggeren van de vaargeul en havens van Amsterdam. Zie ook AKWA (2007). De Australiëhaven wordt alleen gebruikt voor het storten van dioxine-houdende specie, waarna het wordt afgedekt.
- *Het IJ ten noorden van het KNSM eiland*
Ook deze locatie wordt door Haven Amsterdam gebruikt als stortplaats van baggerspecie.
- *Twee putdepots in het Noordzeekanaal zelf*
Deze zijn in 2008 gegraven en gebruikt voor het onderhoudsbaggerwerk in de vaargeul van het Noordzeekanaal. De grootste locatie, specieput 2, ligt globaal tussen de Amerika- en Afrikahaven in (KM 11.125 – KM 12.900). De tweede, specieput 1, ligt bij de Coenhaven (KM 20,0 – KM 20,5) (zie Figuur 42 in Bijlage B en afbeelding 1 in Bijlage E). Onderin het putdepot tussen de Afrika- en Amerikahaven is ook dioxine-verdachte baggerspecie terecht gekomen. Een monster van de bovenste sliblaag na het vullen bleek ook daadwerkelijk vrij hoge dioxinegehalten te bevatten. Dit monster was echter niet volledig representatief omdat de bemonsterde specie nog niet geconsolideerd was. Verder zijn voor beide depots verschillende lodingen uitgevoerd. Deze laten zien dat vlak na het vullen (december 2008) de toplaag in de twee putdepots op circa 18 en 20m -NAP diep lagen (respectievelijk bij de Coenhaven en de Afrikahaven). In februari 2009 was het slib aanzienlijk geconsolideerd en lag de toplaag 1-2m lager en in maart 2009 was daar nog eens zo'n 30 cm bijgekomen.
- *IJhaven*
Achter de Jan Schaeferbrug is de IJ-haven opgevuld met grond die vrijkwam bij de aanleg van de Noordzuidlijn.
- *Zijkanaal G*
Ten westen van de monding van de Dirk Metselaarshaven ligt een voormalige zandwinput. Dit is een verdieping die is ontstaan bij de zandwinning ten behoeve van de aanleg van de Coentunnel snelwegen, die in de jaren zeventig is gevuld met (deels) dioxine-verontreinigde bagger en grond die vrijkwam bij de verbreding van het kanaal. Over de periode sept 2008 – mei 2009 zijn lodingen en

een verschilkaart beschikbaar voor de monding van het zijkanaal G (vaknrs. ZG-01, -02 en -05). Deze laten geen netto aanwas of erosie zien (minder dan 10cm verschil), wat gezien de periode van slechts 8 maanden geen verbazing wekt.

2.4 Toekomstige ontwikkelingen

Op en rond het Noordzeekanaal spelen allerlei ontwikkelingen. Zo wordt de Zaan mogelijk opgewaardeerd tot hoofdvaarweg met CEMT⁷ klasse V-a (binnenvaartschepen met een maximale diepgang van 4,5 m), is Tweede Coentunnel aangelegd en wordt gekeken naar de meest geschikte ontwikkeling (uitbreiding) voor het sluizencomplex in IJmuiden. De invloed van deze ontwikkelingen op de huidige beoordeling is beperkt. Zo staat de onderhoudsdiepte niet ter discussie (huidige toplaag blijft liggen) en zijn geen grote veranderingen voorzien in de zoetwateraanvoer. Een grotere zeesluis in IJmuiden kan wellicht wel gevolgen hebben voor het zoutgehalte in het kanaal. Waar deze factoren een bepalende rol in de beoordeling hebben zal bepaald worden of deze toekomstige ontwikkelingen moeten worden meegewogen.

⁷ CEMT staat voor: Conference Européenne des Ministres des Transports. Als uitgangspunt bij de CEMT-indeling zijn de afmetingen gebruikt van vijf "standaard" sloopstypen, voorkomend in West-Europa.

3 Aan het Noordzeekanaal toegekende functies en huidige toestand

Inhoud van dit hoofdstuk

Een beoordeling van de mogelijke effecten van een verontreinigde waterbodembodem is alleen zinvol voor functies en doelen die én momenteel niet worden gehaald én waarvoor een beïnvloeding logischerwijs verondersteld kan worden. Deze afleiding is in dit hoofdstuk verwoord waarbij achtereenvolgens is gekeken naar:

- Doelen vanuit de KRW, waaronder de prioritairere stoffen (§3.1.1), overig relevante stoffen (§3.1.2), fysisch-chemische parameters (§3.1.3), biotnormen (§3.1.4) en ecologische doelen (§3.1.5)
- Doelen vanuit de beroepsvisserij (§3.2)
- Doelen vanuit menselijk medegebruik zoals sportvisserij en/of recreatie (§3.3)
- Andere gebruiksfunctie (§3.4)

Ten slotte wordt in §3.5 samengevat voor welke functies en doelen de beoordeling moet worden vervolgd.

Aan het waterlichaam Noordzeekanaal zijn meerdere functies toegekend die in het teken staan van het maatschappelijk gebruik van het kanaal, zoals waterberging en -afvoer, koel- en proceswater en scheepvaart. Deze gebruiksfuncties zijn beschreven in het BPRW 2010-2015. Veel van deze gebruiksfuncties worden niet beïnvloed door de al dan niet verontreinigde waterbodembodem en worden hieronder verder niet besproken. Daarnaast zijn er aan het Noordzeekanaal ook meerdere functies en doelen toegekend die mogelijk wel door de aanwezige verontreinigingen worden bedreigd. Deze worden hieronder toegelicht. Dit betreft allereerst de doelen vanuit de Europese Kaderrichtlijn Water (KRW). Daarnaast zijn er doelen vanuit de beroepsvisserij en vanuit menselijk medegebruik zoals bij sportvisserij of (lokaal) oeverrecreatie.

Per functie wordt ook ingegaan op de vraag of de bijbehorende doelen in het Noordzeekanaal momenteel worden gehaald. Alleen voor functies waar én de doelen niet gerealiseerd worden én mogelijk sprake is van een beïnvloeding door de verontreinigde waterbodembodem, is het zinvol om de invloed vanuit een verontreinigde waterbodembodem nader te beoordelen.

3.1 KRW (Basisfunctie “Schoon en gezond oppervlaktewater”)

Binnen de KRW zijn voor een groot aantal stoffen normen opgesteld op basis van een jaargemiddelde of maximale concentratie in het water. Voor een drietal stoffen is besloten dat een dergelijke norm vooralsnog onvoldoende zekerheden biedt. Voor deze stoffen (kwik, hexachloorbenzeen [HCB] en hexachloorbutadieen [HCBd]) zijn daarom normen opgesteld op basis van de gehalten in organismen zoals vis of schelpdieren. Dit zijn de zogeheten biotnormen. Voor de aquatische ecologie zijn doelen opgesteld voor fytoplankton, macrofauna en vissen. In het Brondocument Noordzeekanaal (Waterdienst 2009) is een overzicht opgenomen en is aangegeven welke doelen op grond van gegevens uit de periode 2006 – 2008 al dan niet worden gehaald. Dit overzicht is hieronder samengevat en aangevuld met de resultaten van de laatste toetsingen, zoals die in 2012 zijn uitgevoerd over de jaren 2009-2011 (Excel data bestanden van RWS West Nederland Noord).

Het waterlichaam Noordzeekanaal is getypeerd als een zwak brak meer (M30) met als status “kunstmatig”. De typering als zwak brak meer is de best passende, maar ook deze past in de praktijk niet goed op de situatie van het kanaal vanwege de longitudinale en verticale zoet-zout gradiënten. Feitelijk zou het Noordzeekanaal in drie aparte waterlichamen moeten worden opgesplitst omdat het zoutgehalte een onderscheidende fysische eigenschap is (WFD CIS guidance doc 3). In het verleden is

echter gekozen voor een zo groot mogelijk "uniform" waterlichaam. Bij de beoordeling van de ecologische toestand worden de bij het type M30 behorende maatlatten gebruikt en die geven daarmee een beperkt representatief beeld van de ecologische toestand. Rijkswaterstaat Noord-Holland voert de ecologische toetsing daarom uit op de drie afzonderlijke delen, op grond waarvan een meer representatieve beoordeling wel mogelijk is. Alhoewel de formele toetsing dus uitgaat van een uniform watertype M30, levert deze aanvullende toetsing een meer realistisch beeld van de werkelijke ecologische toestand.

3.1.1 Prioritaire stoffen

De concentraties van prioritaire stoffen zijn bepalend voor het oordeel over de chemische toestand binnen de KRW. De overige relevante stoffen (§3.1.2) en fysisch-chemische parameters (§3.1.3) zijn ondersteunend aan de biologische kwaliteitselementen. In het Brondocument (Waterdienst 2009) zijn de monitoringsgegevens uit 2006-2008 getoetst en zijn op de meetpunten Amsterdam (Km 25) en IJmuiden normoverschrijdingen geconstateerd voor de som norm van twee PAK's, benzo(ghi)peryleen en indeno(123cd)pyreen, in totaal water. Dit betreft een jaargemiddelde waarde waarbij de norm met een factor 1,2 – 2,4 wordt overschreden. Door Senhorst (2006) is in meer detail gekeken naar de trends in PAK-gehalten in het zwevende stof en water van het Noordzeekanaal. Hij constateerde dat in IJmuiden een opvallende stijging heeft plaatsgevonden in 2004, waarbij de PAK-gehalten in zwevende stof meer dan verdubbeld zijn. De meest waarschijnlijke verklaring voor deze toename is volgens Senhorst gelegen in een incident op 10 september 2004 in cokesfabriek 2 en vervolgens oppervlakkige afspoeling van in de directe omgeving neergeslagen emissies van Corus. De waterkwaliteitsgegevens over de meetjaren 2009-2011 laten zien dat de overschrijding in deze jaren niet meer optrad. In het huidige project zijn de PAK's daarom niet in de beoordeling opgenomen.

In het Brondocument wordt verder vermeld dat aan de doelstelling voor tributyltin op basis van het gehalte in zwevende stof werd voldaan. Dit is vrij opmerkelijk en de toetsingen over 2009-2011 laten ook een ander beeld zien, aangezien in deze toetsing wel een overschrijding werd geconstateerd (voor zowel Amsterdam als IJmuiden). Voor TBT dient de relatie met de waterbodem daarom nader onderzocht te worden. De concentraties van dibutyltin, trifenyltin en tetrabutyltin voldeden in 2009-2011 overigens wel aan de norm.

3.1.2 Overige relevante stoffen

Van de overige relevante stoffen voldoen over de jaren 2006-2008 (Waterdienst 2009) ammonium, boor, kobalt, koper, thallium, uranium, zink en som PCB's niet aan de norm. In de meeste gevallen is de overschrijding van de jaargemiddelden een factor 1 tot 3. Voor zink en ammonium wordt ook de MAC-waarde⁸ overschreden. Na correctie op basis van achtergrondgehalten vormen de metalen kobalt en thallium geen knelpunt meer voor het Noordzeekanaal. Voor koper, uranium, boor en zink kon deze 2^{de} lijntoetsing door het ontbreken van gegevens niet worden uitgevoerd. Deze stoffen zijn daarmee aandachtstoffen. Daarnaast zijn er ook andere stoffen als aandachtstof aangemerkt, veelal door analytische beperkingen (detectielimiet > norm). Dit betreft bijvoorbeeld dichloorvos, heptachloor en zilver. De toetsing over de jaren 2009-2011 geeft op hoofdlijn eenzelfde beeld met overschrijdingen voor ammonium, barium, boor, kobalt, koper, seleen en uranium. Zink voldeed over deze jaren wel aan de norm. Voor een deel van deze stoffen zijn analyses in de waterbodem overigens te beperkt voorhanden om in de beoordeling te worden meegenomen. Dit geldt bijvoorbeeld voor boor, seleen en uranium.

⁸ Maximaal aanvaardbare concentratie

3.1.3 Fysisch-chemische parameters

Dit betreft parameters als doorzicht, zuurstofverzadiging en nutriëntgehalten. De parameters worden in 5 klassen getoetst aan de GEP doelstelling voor het watertype M30. Van deze fysisch-chemische parameters voldoen fosfaat, stikstof en chloride niet aan het GEP en worden allen geclassificeerd als matig. Deze overschrijdingen gelden voor zowel IJmuiden als Amsterdam. Hoge chloridewaarden worden echter niet als een ecologisch probleem beschouwd in het Noordzeekanaal (Waterdienst 2009).

3.1.4 Biotanormen KRW

Binnen de KRW zijn biotanormen opgesteld voor kwik, hexachloorbenzeen (HCB) en hexachloorbutadieen (HCBD), van respectievelijk 20, 10 en 55 µg/kg versgewicht. Deze normen zijn niet getoetst in het Brondocument voor het waterlichaam Noordzeekanaal (Waterdienst, 2009). Voor het beantwoorden van de vraag of het Noordzeekanaal momenteel aan deze biotanormen voldoet, zijn in het kader van onderhavige studie gegevens uit enkele onderzoeken uitgewerkt (zie voor meer details hoofdstuk 4). De kwik-norm van 20 µg/kg natgewicht wordt in alle snoekbaars- en aalmonsters ruim overschreden. De gehalten in de schelpdieren blijven net onder de norm. De norm voor HCB wordt niet in schelpdieren overschreden. Voor aal is soms een lichte overschrijding te zien in het Noordzeekanaal. Verder blijkt dat de HCBD gehalten in schelpdieren en aal ver onder de biotanormen blijven.

Naast deze al bestaande KRW biotanormen zijn lopende het project ook nieuwe biotanormen gesteld voor de KRW, namelijk voor de som-TEQ⁹, gebromeerde difenylethers (PBDE's), enkele PAK's, perfluorverbindingen en heptachloor(+epoxide) (EU, 2013). De KRW biotanorm voor de som-TEQ is 6.5 pg/g versgewicht (= 6.5 ng/kg = 0.065 µg/kg WHO2005 TEF). In deze studie zijn de normen voor TEQ (zowel de dioxine-TEQ als de som-TEQ) in filet, geheel organisme en varianten daarvan getoetst. De gehalten in aal en wolhandkrab overschrijden de som-TEQ norm vaak. Een uitgebreid overzicht van de biotanormen staat in Bijlage C.

De KRW biotanormen zijn gebaseerd op bescherming van het ecosysteem en/of de mens, en dienen getoetst te worden aan de hand van gehalten in het hele dier dan wel de filet (EU, 2010). Het beschermingsdoel voor kwik en HCBD is doorvergiftiging van predatoren, waarbij gehalten in het gehele dier dienen te worden beschouwd. Voor HCB gaat het om het humaan risico bij de consumptie van zeevruchten (vis, schaaldieren etc.), waarbij het gaat om filet of schelpdier vlees. Voor de overige stoffen geeft EU (2010) nog geen richtlijnen.

In voorliggende rapportage zijn gehalten in filet, geheel organisme en varianten daarvan getoetst (keuze gebaseerd op de beschikbaarheid van gegevens). Het toetsen op normoverschrijding aan de hand van de beschikbare gegevens (filet, geheel organisme, in plaats van de gewenste matrix) blijkt geen consequenties te hebben voor de uitkomsten en conclusies van de studie.

3.1.5 Ecologische doelstellingen

In het Brondocument is aangegeven dat de ecologische KRW-doelen momenteel niet allemaal gerealiseerd worden. De waterplanten werden hierbij als 'slecht' beoordeeld. Dit heeft vooral te maken met het vrijwel ontbreken van geleidelijk dieper wordende oeverzones in het Noordzeekanaal (alsmede met de hogere zoutgehalten in het westelijke deel ten opzichte van de typering als "zwak brak"). Door deze hydromorfologische aanpassingen is het waterlichaam dermate kunstmatig dat het niet aan de habitateisen van macrofyten kan voldoen. Het aanpassen van de hydromorfologie van het waterlichaam

⁹ = dioxines en dioxine-achtige PCB's

is als disproportioneel beoordeeld. De macrofyten worden dan ook niet langer in de KRW-beoordeling meegenomen.

De toetsing van de macrofauna aan het watertype M30 leidt voor het gehele kanaal tot het oordeel "ontoereikend", vis wordt als "matig" beoordeeld maar het fytoplankton voldoet wel aan het GEP. Binnen deze kwaliteitselementen mag verwacht worden dat de bentische macrofauna (zoals allerlei wormen, muggenlarven en schelpdieren) als eerste een relatie zal vertonen met de in het sediment aanwezige verontreinigingen. Effecten op het fytoplankton kunnen ook aan sediment zijn gerelateerd, maar hiervoor zal met name de nutriënten problematiek een rol spelen. Vanuit de problematiek van milieuvreemde stoffen wordt daarom in de Handreiking Beoordelen Waterbodems vooral een link met de macrofauna gezocht. De parameter die hiervoor wordt gebruikt is de msPAF (zie voor toelichting §5.5), die gezamenlijke effecten van alle aanwezige verontreinigingen in één waarde integreert.

Overigens wijst het brondocument (Waterdienst 2009) nogmaals op de gekozen typering als "zwak brak meer, M30": *"de beoordeling van de ecologische toestand gaat bij voorbaat mank, doordat de typering onvoldoende aansluit bij de praktijk van het Noordzeekanaal"*. Binnen RWS West-Nederland Noord is daarom ook een alternatieve beoordeling uitgevoerd, die meer rekening houdt met de specifieke karakteristieken van het kanaal. Hierbij wordt het Noordzeekanaal in drie delen opgesplitst zoals in Figuur 8 is geïllustreerd. Op basis hiervan wordt de macrofauna als "matig" beoordeeld. Vooral de macrofauna in deel A krijgt hierbij een positiever oordeel.

Noot. Zoals hierboven aangegeven kan ook het fytoplankton een nadelige invloed van de waterbodem ondervinden, namelijk als de waterbodem sterk met nutriënten is verrijkt. In de huidige situatie voldoet het fytoplankton echter aan de KRW-doelstelling. Dit effect is daarom niet nader onderzocht, ondanks de geconstateerde overschrijdingen voor stikstof en fosfaat in het oppervlaktewater.



Figuur 8 Opdeling van het Noordzeekanaal in drie delen om zo een meer accurate KRW-beoordeling van de macrofauna mogelijk te maken.

3.2 Beroepsvisserij en normen voor voedselveiligheid

Op het Noordzeekanaal is het commerciële visrecht aan meerdere beroepsvissers gegund. Dit betreft het visrecht op aal, snoekbaars en wolhandkrab. Voor deze (en andere) soorten gelden voedselveiligheidsnormen. Voor de som-TEQ varieert deze norm naar gelang de soort en/of het orgaan. Voor de dioxine-TEQ is de voedselveiligheidsnorm 3,5 pg/gram versgewicht. Uiteraard gaat het hierbij alleen om de eetbare delen van de organismen (filet). Een uitgebreid overzicht van de voedselveiligheidsnormen is opgenomen in Bijlage C.

Per 1 april 2011 is het iedereen (dus ook voor deze beroepsvissers) wettelijk verboden om in het Noordzeekanaal (plus de zijkanalen A t/m H) op aal en wolhandkrab te vissen. Dit in verband met de dioxine-problematiek. Deze maatregel is gebaseerd op som-TEQ gehalten in aal, die de Europese voedselveiligheidsnorm voor de som-TEQ overschrijden. Uit de jaarlijkse monitoring van aal (IMARES/RIKILT, in opdracht van Ministerie EZ (Kotterman 2011)) is gebleken dat de aal in bepaalde rivieren en kanalen de som-TEQ norm (ruim) overschrijdt. Ook wolhandkrab bevat hoge tot zeer hoge som-TEQ gehalten in de gebieden waar de aal de norm overschrijdt (Kotterman 2011). Deze vangstverboden gelden alleen voor aal en wolhandkrab, aangezien andere, vetarme vissoorten als Brasem, Blankvoorn en de commercieel interessante Snoekbaars de normen niet overschrijden (van der Lee 2012a). Opvallend genoeg betreft dit vangstverbod alleen het genoemde Noordzeekanaal en de zijkanalen A t/m H. In meerdere Amsterdamse havens, waaronder de Afrikahaven, Amerikahaven, Westhaven en de Jan van Riebeeckhaven, mag wel commercieel worden gevestigd. Gemeente Amsterdam geeft hier de visrechten uit. Daarnaast is de gemeente Zaanstad gerechtigd het visrecht te verlenen voor de Voorzaan.

Ook voor andere stoffen als kwik, cadmium en lood zijn er voedselveiligheidsnormen opgesteld. De normen voor cadmium en lood worden niet overschreden in vis of wolhandkrab uit het Noordzeekanaal noch in enig andere bemonsterde locatie in de Nederlandse wateren (Van de Lee 2012; van der Lee 2012a).

Aan de doelen voor de functie beroepsvisserij wordt momenteel dus niet voldaan voor de dioxines en dioxine-achtige PCB's (zie voor een uitgebreid overzicht van deze toetsing hoofdstuk 4). De toetsing wordt vervolgd door na te gaan in welke mate de verontreinigingen in de waterbodem daaraan bijdragen (zie hoofdstuk 6).

3.3 Menselijk medegebruik in de vorm van sportvisserij en/of recreatie

Het Noordzeekanaal is een geliefde plek voor sportvissers, mede dankzij haar grote verscheidenheid aan vissoorten en goede visstand. Visrechthebbende is de Sportvisserij Noordwest Nederland. Daarnaast treedt op enkele locaties (met name de Voorzaan) oeverrecreatie op. Binnen de kaders van de Waterwet moet daarom worden beoordeeld in hoeverre de verontreinigingen in de waterbodem een bedreiging voor deze functies vormen.

3.3.1 Sportvisserij

Bij het vissen op een locatie door sportvissers kunnen humane risico's optreden als gevolg van de consumptie van vis uit eigen vangst. Conform de Handreiking Beoordelen Waterbodems worden deze risico's beoordeeld met het programma Sedisoil. De oorzaak van deze risico's is, net zoals bij de functie beroepsvisserij, gelegen in de bioaccumulatie van vooral hydrofobe verbindingen als dioxines en PCB's. De toetsing is echter wezenlijk anders. Bij de toetsing van vis afkomstig van beroepsvisserij wordt

gekeken naar het werkelijke gehalte in visvlees, dat vervolgens direct met de norm kan worden vergeleken. Sedisoil toetst daarentegen aan het MTR_{humaaan} en maakt daarbij een schatting van de "Daily Intake" door ook te kijken naar de hoeveelheid vis die gemiddeld door een individu geconsumeerd wordt. Wel wordt bij zowel Sedisoil als de beroepsvisserij onderscheid gemaakt tussen vette vis (zoals aal) en minder vette vis (zoals snoekbaars), waarbij de risico's bij de consumptie van vette vis het hoogst zijn.

Sportvisserij Nederland heeft op 7 juni 2008 besloten, dat het met ingang van 1 januari 2009, voor alle leden die zijn aangesloten bij een hengelsportvereniging, verboden is om gevangen aal mee te nemen uit de binnenwateren. De gevangen aal dient direct en onbeschadigd te worden teruggezet. Deze maatregel is genomen om het herstel van de lage aalstand te ondersteunen¹⁰. De kans dat het beschreven scenario "consumptie van aal uit eigen vangst" optreedt, is daarmee verkleind. In de praktijk blijkt echter dat nog steeds een aanzienlijke vangst van aal door sportvissers plaatsvindt. Een groot deel van deze aal, ook uit de gesloten gebieden, wordt ondanks deze besluitvorming evengoed voor consumptie meegenomen (rapport IMARES/Sportvisserij Nederland). Risico's bij het gebruik van de locatie door sportvisserij worden daarom beoordeeld door uit te gaan van de consumptie van vette vis uit eigen vangst.

3.3.2 Recreatie

Op de oevers van het Noordzeekanaal vindt veel recreatie plaats. Door de inrichting en onder andere de steile wanden vindt echter vrijwel nergens direct contact met het mogelijk verontreinigde sediment plaats. De risico's van oeverrecreatie hoeven daarom in de meeste gevallen niet beoordeeld te worden. Omdat in de Voorzaan ook woningen langs de oever staan, dient voor dit gebied ook gekeken te worden naar de risico's bij oeverrecreatie. De hiervoor benodigde beoordeling is in het Nader Onderzoek (Arcadis 2008) uitgevoerd, waarbij werd geconcludeerd dat "risico's veroorzaakt door recreatie niet verder beschouwd hoeven te worden". Dit komt omdat de risico's bij recreatie met name bepaald worden door het "hand-mond gedrag" van spelende kinderen in combinatie met een PAK-verontreiniging in het sediment en de PAK's zijn in dit gedeelte van het Noordzeekanaal niet klassebepalend.

3.4 Andere gebruiksfuncties

Naast bovengenoemde worden in de Handreiking Beoordelen Waterbodems nog enkele andere gebruiksfuncties genoemd, die mogelijk bedreigd kunnen worden door verontreinigingen in de waterbodem. Dit zijn functies als de Natura 2000, de Zwemwaterrichtlijn en drinkwateronttrekking. Deze functies zijn echter niet aan het Noordzeekanaal toegekend en daarom niet van toepassing.

3.5 Te beoordelen functies en doelen

In bovenstaande paragrafen is een overzicht gegeven van de gebruiksfuncties van het Noordzeekanaal, die mogelijk nadelig door verontreinigingen in de waterbodem worden beïnvloed. Sommige van deze functies voldoen in de huidige toestand aan de doelen. In andere gevallen is nog extra aandacht nodig. In deze gevallen dient conform de Handreiking Beoordelen Waterbodems te worden nagegaan in welke mate de verontreinigingen in de waterbodem bijdragen aan het niet halen van de doelen. De mogelijk bedreigde functies en doelen zijn:

1) *KRW-doelen*

Binnen de KRW zijn er meerdere waterkwaliteitsdoelen die momenteel niet worden gehaald en

¹⁰ Dit advies heeft overigens geen wettelijke status. Ministerie van EZ bepaalt wat beschermde soorten zijn, en of deze gevangen mogen worden.

waarvoor een nadelige invloed van de waterbodem niet op voorhand kan worden uitgesloten. Dit betreft zowel prioritair stoffen als overig relevante stoffen, namelijk:

- PCB-gehalte in zwevende stof
- TBT-concentratie in water en/of zwevende stof
- Koper-concentratie in het water

Daarnaast zijn binnen de KRW ook doelen opgesteld voor gehalten in biota (EU Directive 2013, No/YY - 2011/0429 (COD)). Uit de gegevens blijkt dat in het Noordzeekanaal niet aan de biotanorm voor kwik wordt voldaan. Ook voor dit doel zal daarom moeten worden beoordeeld in welke mate de verontreinigde waterbodem hieraan bijdraagt

Ten slotte kan een verontreinigde waterbodem ook een negatieve invloed op enkele ecologische KRW-doelen hebben. Deze effecten zijn primair te verwachten bij de bentische macrofauna, aangezien deze groep het meest direct aan een verontreinigde waterbodem is blootgesteld. Deze zal daarom in de beoordeling worden opgenomen.

2) *Beroeps- & Sportvisserij*

Voor beide gebruiksfuncties speelt de som-TEQ een bepalende rol en zijn al wettelijke beperkingen opgelegd door de visserij op aal en wolhandkrab in het Noordzeekanaal en de zijkanalen A t/m H te verbieden. Deze beperkingen gelden echter niet voor het gehele gebied. Zo mag in een aantal havens, zoals de Jan van Riebeeckhaven en de Afrikahaven wel beroepsmatig worden gevestigd.

Om de beoordelingen te kunnen uitvoeren wordt gebruik gemaakt van al aanwezige gegevens vanuit de routinematige monitoring en de specifieke monitoring gericht op de omgeving van de Jan van Riebeeckhaven. Deze gegevens worden in hoofdstuk 4 beschreven voor de waterbodem, het zwevende stof en de biota. De eigenlijke beoordelingen zijn opgenomen in hoofdstuk 5 en 6.

4 Verontreinigingstoestand

Inhoud van dit hoofdstuk

Om de mogelijke effecten van een verontreinigde waterbodem te kunnen beoordelen is een actueel overzicht nodig in de mate waarin oppervlaktewater, waterbodem, zwevende stof en de daarin levende organismen zijn verontreinigd. Daarnaast wordt in dit hoofdstuk ingegaan op

- de herkomst van de gegevens en de uitgevoerde bewerkingen (§4.1)
- de kwaliteit van de waterbodem (Bbk-toetsingen voor de periode 2005-2011) (§4.2)
- verontreinigingen in het zwevende stof (§4.3) en
- verontreinigingen in de organismen (§0)

In §4.5 wordt ten slotte samengevat voor welke stoffen en in welke deelgebieden de beoordeling moet worden uitgevoerd. De feitelijke beoordeling is opgenomen in hoofdstuk 5 en 6.

In het Noordzeekanaal zijn de laatste jaren zeer veel gegevens verzameld over de aanwezige milieuverontreinigingen. Dit gaat om zowel gegevens verzameld bij routinematige monitoring als om gegevens die zijn verzameld bij project gerelateerd onderzoek. De analyseresultaten betreffen meerdere compartimenten, waaronder de waterbodem, het oppervlaktewater met het daarin aanwezige zwevende stof en verschillende organismen. In dit hoofdstuk wordt een overzicht van deze gegevens gepresenteerd. In §4.1 wordt allereerst samengevat uit welke projecten en databestanden de gegevens afkomstig zijn en welke bewerkingen al dan niet zijn uitgevoerd. Vervolgens gaan de §4.2-0 in op de verontreinigingssituatie van respectievelijk waterbodem, zwevende stof en biota.

4.1 Gebruikte gegevens

In onderstaande paragrafen wordt een overzicht gegeven van de beschikbare gegevens voor het oppervlaktewater, waterbodem (Tabel 3), zwevende stof (Tabel 4) en biota (Bijlage F). In de bespreking worden codes en namen voor waterbodenvakken gebruikt. Die worden uitgelegd in Bijlage B. Om tot uniforme databestanden te komen zijn meerdere bewerkingen op de aangeleverde gegevens uitgevoerd. De details hiervan zijn beschreven in Bijlage D.

4.1.1 Waterkwaliteit

Bij de beoordeling van de mogelijke invloed van een verontreinigde waterbodem (hoofdstuk 5 en 6) zal onder meer gebruik worden gemaakt van waterkwaliteitsgegevens. Deze zijn rechtstreeks afkomstig uit de monitoringsdatabase van Rijkswaterstaat (Donar). Verder is de waterkwaliteit van het Noordzeekanaal op hoofdlijn beschreven in hoofdstuk 4, waar is nagegaan welke (KRW) doelen momenteel al dan niet worden gehaald. De kwaliteit van het oppervlaktewater vormt daarmee een belangrijke bron van kennis over de verontreinigingstoestand van het Noordzeekanaal, maar omdat de KRW-doelen als leidend worden beschouwd, zullen deze in het huidige hoofdstuk niet verder worden toegelicht. Meer gedetailleerde analyses zijn onderdeel van hoofdstuk 5 en 6.

4.1.2 Waterbodem

De set met waterbodemgegevens is omvangrijk en omvat gegevens uit de periode 2005 - 2011. In 2008 is echter een grootschalig onderhoudswerk uitgevoerd in de vaargeul van het Noordzeekanaal. Voor het huidige doel ("relatie met de oppervlaktewater kwaliteit en doelen") zijn daarom alleen gegevens beschouwd die betrekking hebben op de toplaag van na dit onderhoud (veelal bovenste 20 cm), of uit een diepere laag, die na het uitvoeren van onderhoud de toplaag is geworden, of uit havens en zijkanalen waar geen onderhoud is uitgevoerd. Monsters uit de inmiddels verwijderde onderhoudslaag of

uit lagen die ook in de huidige toestand meer dan 50cm diep liggen, zijn niet meegenomen. Desondanks resteert nog steeds een aanzienlijke dataset met gegevens van in totaal ruim 800 sedimentmonsters. In Tabel 3 is een overzicht gegeven van de projecten, waarbinnen de gegevens zijn verzameld alsmede van de gebruikte analysepakketten. De ruwe gegevens zijn meer gedetailleerd beschreven in de oorspronkelijke rapportages:

Haven Amsterdam	2008, 2010	BK ingenieurs (ingenieurs, 2008; ingenieurs, 2010)
Waternet	2005	BCC (BCC, 2007)
Monitoring waterbodembodem NZK	2006	BCC (BCC, 2007)
	2007, 2008, 2009	Movares (2010a,b,c)
	2010, 2011	Poly (2011, 2012)
Monitoring thv Jan van Riebeeck	2011	Alleen data bestanden
Nader Onderzoek	2005	Arcadis (Arcadis, 2008)
Jan van Riebeeckhaven e.o.		
OO ⁺	2006	TAUW (TAUW, 2008)

Project	Jaar	Totaal aantal monsters	Type monster ¹⁾	Basis pakket ²⁾	Organotins	Dioxines furanen	Ftalaten	DR-Calux	Organisch stof
Haven Amsterdam	2008	21	Meng	21	0	0	0	0	gloeirest
	2010	30	Meng	30	0	0	0	0	gloeirest
Waternet ³⁾	2005	14	Meng	14	0	0	0	0	gloeirest
Monitoring NZK	2006	126	Meng	126	118 alleen TBT 68 ook andere	0	50 alleen DEHP	17	76 gloeirest 50 TOC
	2007	53	Meng	53	53 alleen TBT 14 ook andere	0	53 alleen DEHP 38 ook andere	22	TOC
	2008	59	Meng	59	59	6	59	28	TOC
	2009	61	Meng	61	61	0	61	22	TOC
	2010	74	Meng	45	45	20	45	48	45 gloeirest 29 TOC
	2011	43	Meng	43	43	30 ⁵⁾	43	0	TOC
Monitoring thv Jan van Riebeeck	2011	95	Steek	95	95	36 ⁵⁾	0	84	TOC
Nader Onderzoek	2005	196	Steek	19	10 alleen TBT	12	0	191	19 gloeirest 54 TOC 123 niets ⁴⁾
OO ⁺	2006	44	Steek	44	8	0	8	8	TOC

¹⁾ Meng= meerdere steekmonsters (meestal 10) zijn per vak gepoold; Steek=monster bestaat uit de toplaag van één boring.

²⁾ Bestaat meestal uit 8-17 metalen, 10 of 16PAK's, ca. 23 OCB's, 7 PCB's, minerale olie en enkele ondersteunende parameters als lutum en organisch stof (als gloeirest of TOC).

³⁾ Opgenomen in rapportage Monitoring Noordzeekanaal 2005-2006 (BCC 2007).

⁴⁾ Monsters alleen gebruikt voor DR-Calux-analyse (en soms andere bioassays).

⁵⁾ Inclusief de dioxine-achtige PCB's.

Alle gebruikte gegevens zijn door RWS West-Nederland Noord aangeleverd. Dit betrof meestal database en Excel bestanden (zoals iBever export files en/of .csv bestanden). Daarnaast zijn vrijwel alle oorspronkelijke analysecertificaten van de uitvoerende laboratoria meegestuurd alsmede de verschillende rapportages. Deze gegevens zijn gecontroleerd, geüniformeerd en vervolgens samengebracht in één databestand, om zo alle waterbodemonsters aan het huidige Bbk te kunnen toetsen (toepassen in oppervlaktewater). Hiermee is een uniform bestand samengesteld dat als basis heeft gediend voor alle in dit rapport opgenomen beschrijvingen, toetsingen en beoordelingen van de waterbodemkwaliteit. De details van deze gegevensverwerking zijn opgenomen in Bijlage D.

Om tot een samenvattend beeld van de waterbodemkwaliteit te komen zijn alle Bbk-toetsingen handmatig op het niveau van de waterbodenvakken samengevoegd (zie Figuur 12 tm Figuur 20). Het eindoordeel per waterbodenvak is meestal gebaseerd op de gegevens van de laatste monsternamen. Soms is hiervan afgeweken, bijvoorbeeld vanwege een verschil tussen mengmonsters en steekmonsters dan wel als gevolg van een verschil in de analysepakketten. De samenvoeging is in meer detail beschreven in Bijlage D, waarbij de gemaakte keuzes zijn gericht op het huidige doel, namelijk het geven van een samenvattend beeld van de waterbodemkwaliteit van het gehele waterlichaam. Voor meer specifieke vraagstellingen, bijvoorbeeld gericht op de waterbodemkwaliteit van een enkele haven, wordt aangeraden om ook het achterliggende, complete databestand te raadplegen.

4.1.3 Zwevende stof

De gegevens van de zwevende stof analyses zijn aangeleverd door Rijkswaterstaat. Voor gegevens van in het verleden uitgevoerde bemonsteringen is gebruik gemaakt van de online database Waterbase. Daarnaast heeft Rijkswaterstaat meer recente gegevens uit 2012 aangeleverd. Aanvullend zijn ook enkele zwevende stof analyses uitgevoerd als onderdeel van het Saneringsonderzoek. Ook deze resultaten zijn opgenomen en verwerkt. Waar nodig zijn de meetgegevens geüniformeerd (bijv. inzake de eenheid van organotins) en vervolgens gestandaardiseerd.

Tabel 4 Overzicht van de beschikbare zwevende stof analyses, opgesplitst per locatie en jaar.					
Locatie	Jaar	Hoogte monstername	Basis pakket ¹⁾	Organotins	Dioxines furanen
IJmuiden (km 2)	2005	1m onder	0	0	5
	2009	wateropp	12	12	0
	2010		12	12	0
	2011		12	12	0
	2012		12	12	0
	2009	1m boven waterbodem	4	4	0
Westzaan (km 13)	2009	1m onder wateropp	4	4	0
	2009	1m boven waterbodem	4	4	3
Amsterdam (km 25)	2005	1m onder	0	0	6
	2009	wateropp	4	4	0
	2010		4	4	0
	2011		4	4	0
	2012		4	4	0
	2009	1m boven waterbodem	4	4	3
Zaangemaal	2007	Halverwege diepte	1 ²⁾	0	1
Halverwege Voorzaan	2007	Halverwege diepte	1 ²⁾	0	1
Oosten van Jan van Riebeeck	2007	1m onder wateropp	0	0	1
	2007	1m boven waterbodem	1 ²⁾	0	1
Westzaan SO	2007	1m onder wateropp	0	0	1

SO=Saneringsonderzoek

¹⁾ Bestaat meestal uit min 17 metalen, 10 of 16PAK's, ca. 23 OCB's, 7 PCB's, minerale olie en enkele ondersteunende parameters als lutum, organisch koolstof, ijzer, kalium, natrium.

²⁾ Bestaat uit 8 metalen en 7 PCB's.

4.1.4 Biota

In het Noordzeekanaal ligt slechts één structureel monitoringpunt voor biota-monitoring; in het IJ bij Amsterdam worden eens per drie jaar in het kader van het MWTL-programma schelpdieren uitgehangen en geanalyseerd op microverontreinigingen. Bij de laatste monitoring op dat punt zijn de schelpdieren echter verloren gegaan (vandalisme) en zijn dus geen monitoringdata aanwezig.

In het landelijk meetnet voor de Sportvisserij, zoals door IMARES en RIKILT in opdracht van het ministerie van EZ wordt uitgevoerd, worden jaarlijks op ongeveer 20 locaties alen bemonsterd. De locaties zijn deels vast en deels wisselend. Aanvullend zijn ook alen in het Noordzeekanaal gevangen (op andere locaties.).

Daarnaast heeft Rijkswaterstaat diverse studies laten verrichten naar de verontreiniging in organismen in het Noordzeekanaal. Dat betreft aal, snoekbaars, baars, schelpdieren (*Rangia cuneata*) en wolhandkrab. De studies waren vooral gericht op dioxines en PCB's.

Ook voor het ministerie van EZ worden projectstudies verricht in het kader van de voedselveiligheid. IMARES en RIKILT hebben met name ten behoeve van de dioxine-problematiek diverse keren wolhandkrab en aal gevangen in het Noordzeekanaal en geanalyseerd op dioxines en PCB's. Ook snoekbaars is in 2011 bemonsterd (net ten westen van Zijkanaal C).

In de periode 2006 tot en met 2012 zijn in totaal 13 onderzoeken uitgevoerd naar de concentraties van microverontreinigingen in het Noordzeekanaal. Ten behoeve van het voorliggend rapport zijn alle data van deze 13 onderzoeken verzameld, geüniformeerd en in een database gezet. In totaal gaat het om 57 monsters. Deze monsters bestaan uit de eerder genoemde soorten. Ze verschillen echter ook in de doorgemeten weefsels; de ene keer is het filet, dan weer lever of het hele organisme. Ook is er verschil in grootte. De grootte van een vis is van belang voor de mate van contaminant-ophoping (voor bv kwik en ook dioxine- en PCB); vaak geldt hoe groter de vis, hoe hoger de concentratie (Kotterman et al., 2011). In Bijlage F is een overzicht opgenomen van deze 57 monsters waarbij is aangegeven welke stofgroepen zijn gemeten en uit welk rapport de gegevens afkomstig zijn.

In dat overzicht zijn de monsters van 15 wolhandkrabben niet opgenomen omdat ze gedurende de trekperiode zijn gevangen (Kotterman et al., 2012). Kotterman heeft deze 15 wolhandkrabben individueel doorgemeten op dioxines en PCB's. De monsters in Bijlage F bestaan op een enkele uitzondering na allemaal uit mengmonsters van verschillende individuen.

4.2 Verontreinigingen in de waterbodem

In alle ruim 800 geanalyseerde waterbodemmonsters zijn in totaal 395 interventiewaarde-overschrijdingen aangetroffen. De helft hiervan (49,4%) betreft de DR-Calux test, die is getoetst aan de voorlopige inschatting van de interventiewaarde van 105 ng TEQ/kg. Een aanvullende 20% van deze overschrijdingen is gebaseerd op chemisch geanalyseerde dioxines en furanen. Deze resultaten voor dioxines, furanen en dioxine-achtige PCB's worden meer gedetailleerd besproken in §4.2.2. In §4.2.1 wordt eerst een algemeen overzicht van de sedimentkwaliteit gegeven (eindoordelen cf. Bbk) en wordt ingegaan op de aard van het sediment (organisch stofgehalte; lutum). In §4.2.1.2 zijn de Bbk-oordelen opgenomen van alle andere stoffen, die in gehalten boven de interventiewaarde zijn aangetroffen.

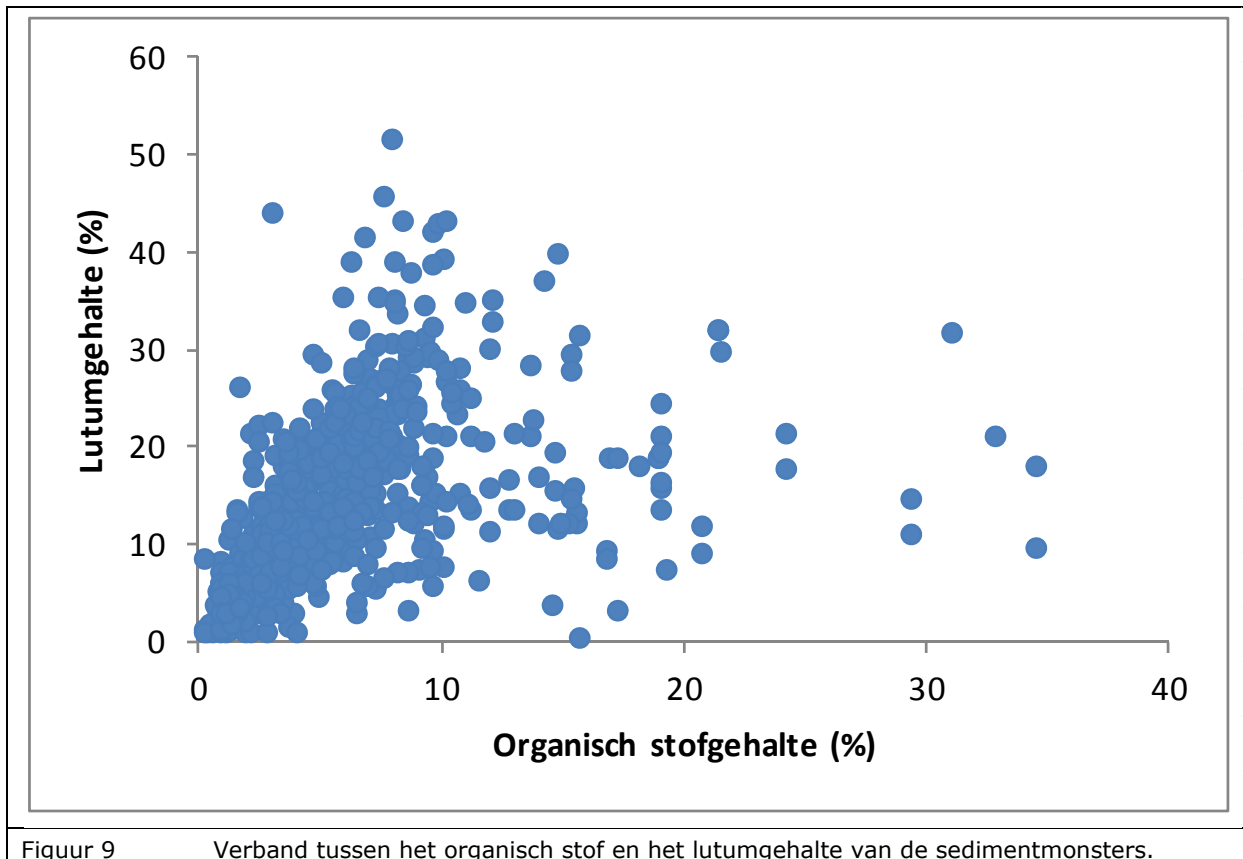
4.2.1 Aard van het sediment en Bbk-eindoordeel per waterbodenvak

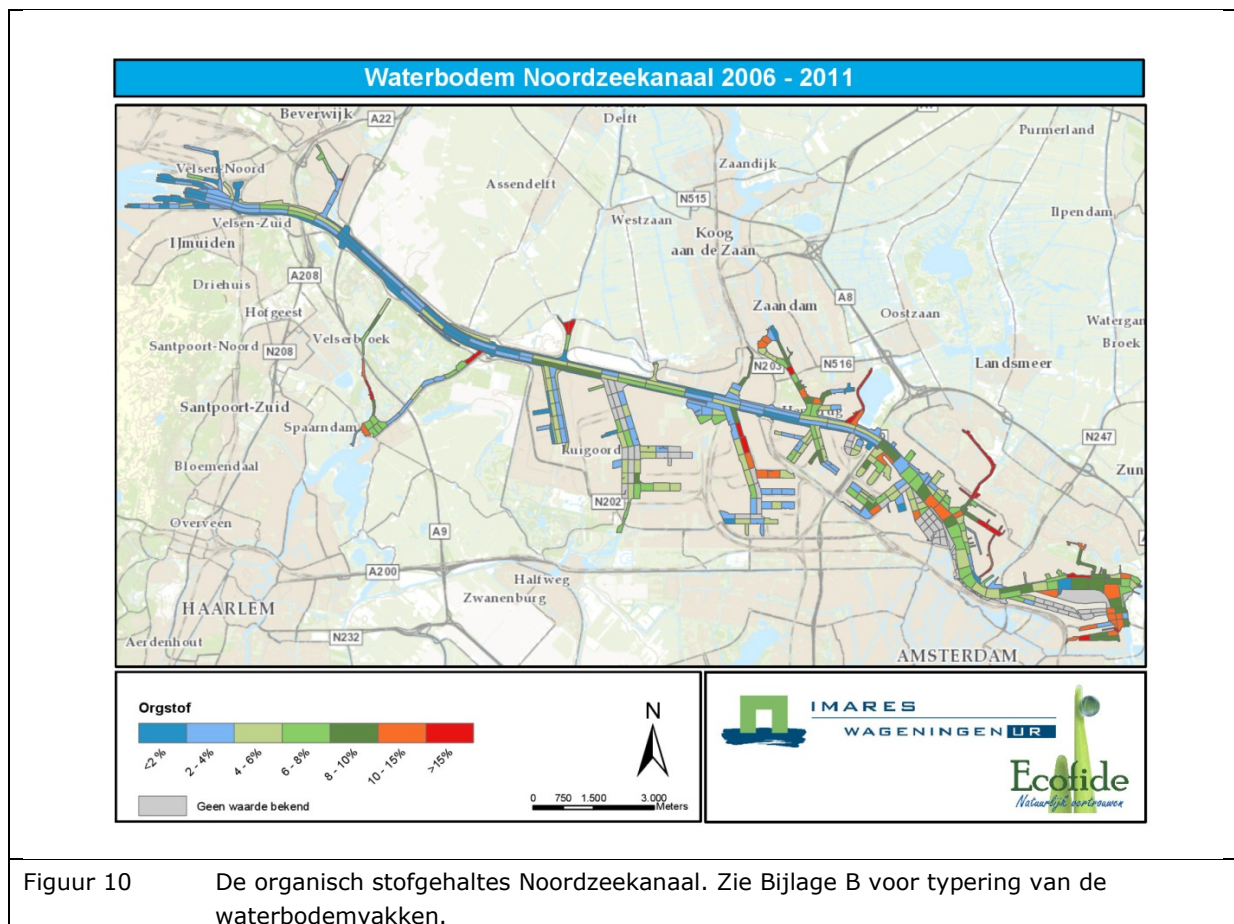
In onderstaande tekst wordt ingegaan op de fysische samenstelling van het sediment (organisch stof en lutum), regionale verschillen in het aantal en de aard van de aangetroffen interventiewaarde overschrijdingen en ten slotte het Bbk-eindoordeel per waterbodenvak.

4.2.1.1 Fysische samenstelling van het sediment

Gehalten aan verontreinigingen in het sediment worden over het algemeen hoger naarmate het sediment rijker is aan slib cq. organisch materiaal. Daarom worden toetsingen in Nederland uitgevoerd aan de hand van gestandaardiseerde gehalten. Voor een goed begrip van de Bbk-toetsingen is het daarom nodig om eventuele regionale verschillen in het organisch stof en lutumgehalte in kaart te brengen. Als eerste stap is hiervoor gekeken naar het verband tussen het organisch stof en lutum gehalte (Figuur 9). Deze figuur illustreert dat beide parameters in het Noordzeekanaal over het algemeen redelijk aan elkaar zijn gecorreleerd; zeker bij organisch stofgehalten <10%. Bij hogere organisch stofgehalten is het verband met het lutumgehalte duidelijk anders. Dit verschil blijkt niet te worden veroorzaakt door de

analysemethode (gloeirest of TOC-analyse). De vakken met deze hoge organisch stofgehalten (>15%) liggen echter vaak aan de randen van het systeem (zie Figuur 10) in smalle en/of doodlopende vakken waar door een geringere stroomsnelheid bijv. sedimenterend dood organisch materiaal kan ophopen.





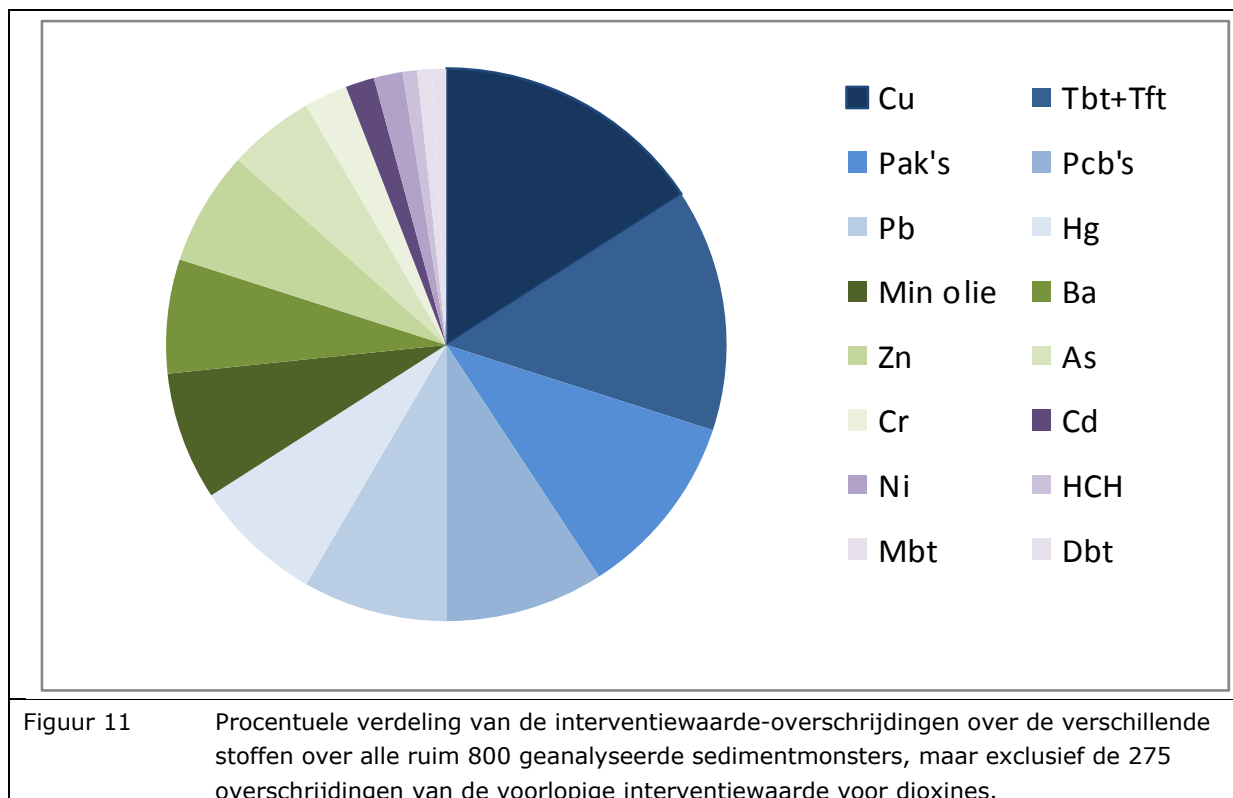
Figuur 10 De organisch stofgehaltenes Noordzeekanaal. Zie Bijlage B voor typering van de waterbodenvakken.

De regionale verschillen zijn daarom verder geïllustreerd aan de hand van het organisch stofgehalte (zie Figuur 10). Deze figuur laat allereerst zien dat het organisch stofgehalte in het gedeelte van het kanaal tussen IJmuiden en de Coenhaven laag is en meestal <4%. Het gaat hier dus over het algemeen om zandig sediment. De kaart illustreert overigens ook de ligging van de twee waterbodenvakken die in 2008 bij het onderhoud zijn gevuld, waardoor het organisch stofgehalte duidelijk hoger is dan in de nabij gelegen vakken. Ditzelfde geldt bijvoorbeeld ook voor het traject rond kilometer 22-23 waar Havenbedrijf Amsterdam bagger heeft gestort bij het onderhoudswerk in 2008. In het kanaaltraject tussen de Coenhaven en het Amsterdam-Rijnkanaal (het IJ) ligt het organisch stofgehalte veelal tussen de 4 en 10%. Ook in de havens en zijkanalen is het organisch stofgehalte meestal hoger dan in het kanaal zelf.

4.2.1.2 Aangetroffen interventiewaarde overschrijdingen

In alle ruim 800 geanalyseerde sedimentmonsters zijn in totaal 395 overschrijdingen van interventiewaarden aangetroffen. In 275 gevallen betrof dit een overschrijding van de voorlopige interventiewaarde voor dioxines (zie §4.2.2). De helft hiervan is veroorzaakt door koper (15,8%), som van TBT en TFT (14,2%), PAK's (10,8%) en Σ_7 PCB (9,2%). Daarnaast spelen ook stoffen als lood, kwik, minerale olie, zink en cadmium af en toe een rol (zie Figuur 11). De in deze figuur opgenomen interventiewaarde-overschrijdingen door barium (8 stuks) hebben overigens verder geen rol gespeeld in de eindoordelen vanwege het gewijzigde beleid ten aanzien van barium¹¹.

¹¹ Een interventiewaardeoverschrijding door Barium wordt alleen als relevant voor de toetsing aangemerkt als deze verhoging (aantoonbaar) afkomstig is van een antropogene bron.



Naast deze procentuele verdeling over het gehele gebied is ook gekeken naar regionale verschillen. Hiertoe zijn alle individuele sedimentmonsters per deelgebied gegroepeerd. Deze deelgebieden bestaan uit vakken die liggen binnen een bepaald aantal kilometers op het kanaal, een zijkanaal of een bepaalde haven. Voor de sedimentmonsters in dit deelgebied waarin tenminste een basispakket is geanalyseerd, is de procentuele verdeling over de verschillende Bbk-klasse uitgerekend. Deze gegevens zijn samengevat in Tabel 5 (deel a voor het kanaal en deel b voor de zijkanalen en havens), waarbij de Bbk-klasse met het hoogste percentage is gekleurd. In deze tabellen is tevens een overzicht opgenomen van het aantal vakken, het aantal aanwezige sedimentmonsters, het deel daarvan waarin tenminste een basispakket is geanalyseerd en het aantal analyses voor tributyltin, chemische dioxines en de DR-Calux. Ten slotte zijn per deelgebied ook alle stoffen aangegeven die in ten minste één monster de interventiewaarde hebben overschreden. Uit dit overzicht blijkt onder meer dat:

1. Op het Noordzeekanaal tussen kilometer 11 en kilometer 23 de kwaliteit van de waterbodem hoofdzakelijk als >I wordt beoordeeld. Niet onverwacht spelen de resultaten van de chemische dioxines en de DR-Calux hierin een grote rol. Rond IJmuiden en in het oostelijk deel van Amsterdam bestaat de toplaag van het sediment hoofdzakelijk uit klasse B materiaal. Tin speelt hierbij vaak een rol (naast minerale olie) en is in veel monsters tin de enige stof die als Bbk-klasse B is beoordeeld. Dit heeft echter alles te maken met het ontbreken van een waarde voor het maximum van Bbk-klasse A. Een monster waarin het tin-gehalte de achtergrondwaarde (6,5 mg/kg) overschrijdt wordt daarbij automatisch als Bbk-klasse B beoordeeld. Het onderscheidend vermogen van het eindoordeel is daardoor sterk beperkt.
2. De toplaag in de havens en zijkanalen hoofdzakelijk als Bbk-klasse B wordt beoordeeld. Uitzonderingen zijn de 1^{ste} Rijksbinnenhaven en Staalhaven bij IJmuiden (>I op meerdere metalen, PAK, PCB, olie en DR-Calux), de Thomassenhaven (waarbij alleen het achterin gelegen vak TS05 sterk verontreinigd is), meerdere kleine inhammen aan de noordzijde bij Amsterdam (de IN-vakken (zie Bijlage B); meerdere metalen, PAK, PCB, TBT, dioxine), het van Hasseltkanaal (meerdere

metalen, olie en Dr-Calux) en natuurlijk het zijkanaal G en de Jan van Riebeeckhaven. Positieve uitzonderingen zijn er ook, zoals de in 2001 gegraven Afrikahaven, de twee vakken van zijkanaal F en de nieuwe Houthaven.

Tabel 5 Overzicht van de Bbk-toetsingen per traject of haven. Weergegeven is het aantal geanalyseerde monsters en de procentuele verdeling over de vier Bbk-klassen. Deze procentuele verdeling is berekend over de monsters, die ten minste zijn geanalyseerd op het basispakket. Dit overzicht is gebaseerd op alle individuele analyses. De analyses zijn nog niet per vak samengevoegd. De klasse met het hoogste percentage in het Bbk-oordeel is gekleurd. De kilometeraanduiding is indicatief.

Gebied	Deelgebied	Aantal		Aantal sedimentmonsters			Bbk-oordeel (in % van het aantal sedimentmonsters)				Bij >I, door
		Vakken	Monsters	Basis pakket	Org. tin	Dioxine/ Dr-Calux	<AW %	A %	B %	>I %	
Noordzeekanaal incl. noordelijk en zuidelijk talud (vanaf IJmuiden in de richting van Amsterdam)											
Kilometer 0 – 4,5	NK01-NK10	10	10	10	10	1 / 4	0	30	50	20	PAK, dioxine
	Taluds (NT01 - NT03; ZT01 - ZT02)	5	5	5	5	0 / 0	0	20	80	0	
Kilometer 4,5 – 8,0	NK11-NK20	10	10	10	10	0 / 4	0	40	40	20	Dr-Calux
	Taluds (NT04 - NT05; ZT03 - ZT04)	4	4	4	4	0 / 0	75	25	0	0	
Kilometer 8,0 – 11,0	NK21-NK30	10	14	10	10	4 / 9	0	10	60	30	dioxine, Dr-Calux som HCH
	Taluds (NT06; ZT05)	2	4	2	2	2 / 2	50	0	0	50	
Kilometer 11,0 – 15,0	NK31-NK40	10	38	20	18	10 / 34	0	10	10	80	dioxine, Dr-Calux dioxine, Dr-Calux
	Taluds (NT07 – NT08; ZT06 – ZT07)	4	9	4	4	2 / 7	50	0	0	50	
Kilometer 15,0 – 18,5	NK41-NK50	10	92	54	48	18 / 81	0	5	30	65	TBT, dioxine, Dr-Calux olie, dioxine, Dr-Calux
	Taluds (NT09 – NT10; ZT08)	3	15	8	8	5 / 15	0	0	12	88	
Kilometer 18,5 – 20,5	NK51-NK56	6	47	26	26	8 / 39	0	10	38	52	dioxine, Dr-Calux Cr,Cu,Hg,Pb,Zn, olie, dioxine, Dr-Calux
	Taluds (NT11 – NT12; ZT09 - ZT10)	4	14	7	7	2 / 14	0	0	29	71	
Kilometer 20,5 – 23,0	IJM01-IJM09	9	24	21	16	3 / 7	0	0	38	62	Cu, TBT, dioxine, Dr-Calux
Kilometer 23,0 – 26,0	IJM10-IJM18	9	17	17	17	0 / 4	0	18	70	12	PAK, Dr-Calux
Kilometer 26,0 – 28,0	IJM19-IJM27	9	15	15	14	0 / 4	0	20	67	13	As, PAK

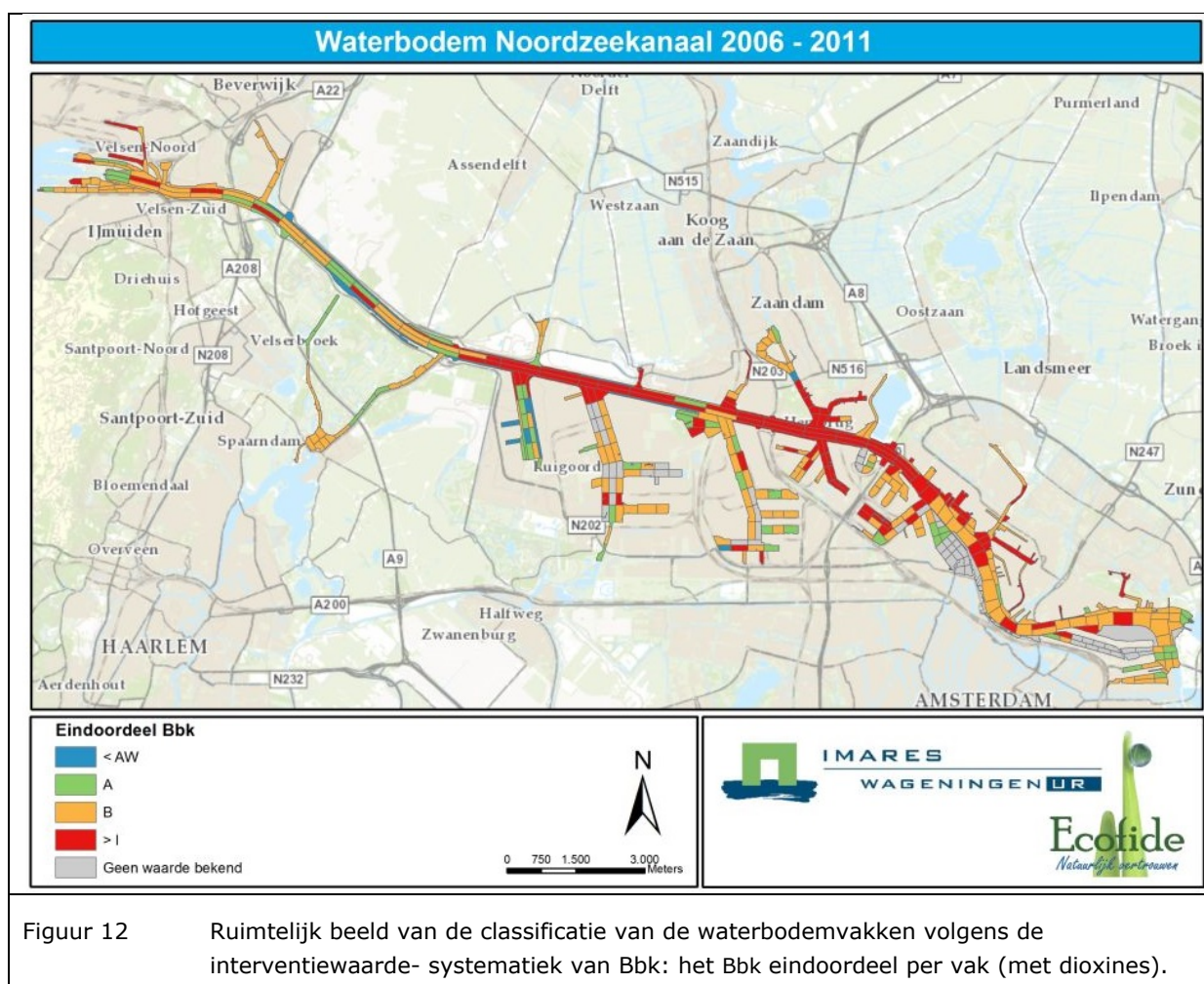
Gebied	Deelgebied	Aantal		Aantal sedimentmonsters			Bbk-oordeel (in % van het aantal sedimentmonsters)				Bij >I, door
		Vakken	Monsters	Basis pakket	Org. tin	Dioxine/ Dr-Calux	<AW %	A %	B %	>I %	
Havens en zijkanalen, geordend vanaf IJmuiden in de richting van Amsterdam											
Rijksbinnenhaven	1 ^{ste} + staalhaven	6	6	6	6	0 / 3	0	0	33	67	Cu, Pb, Cr, PAK, PCB, olie, Dr-Calux
	2 ^{de} en 3 ^{de}	3	3	3	3	0 / 0	0	0	100	0	
Binnenspuikanaal	-	7	7	7	7	0 / 2	0	29	57	14	Pb
Middensluis	incl. Zuidersluis	14	16	16	16	0 / 5	0	6	81	13	Pb, PCB
Zijkanaal A		7	9	9	9	0 / 3	0	0	100	0	
Zijkanaal C		21	21	21	21	0 / 6	0	29	71	0	
NVO Spaarnwoude		1	1	1	1	0 / 1	100	0	0	0	
NVO Zuiderpolder		1	1	1	1	0 / 1	0	100	0	0	
Afrikahaven		22	26	25	23	4 / 8	32	40	12	16	dioxine, Dr-Calux
Zijkanaal D		4	4	4	4	0 / 2	0	25	75	0	
Amerikahaven	incl. Alaska-, Cacao-, Texashaven	30	17	16	9	2 / 1	0	12	71	17	Cd, Cu, Pb, Zn, dioxine
Australiehaven	Incl. Tasmanie	8	3	3	3	0 / 0	0	33	67	0	
Aziehaven		3	3	3	3	0 / 0	0	0	100	0	
Zijkanaal E		1	3	1	1	0 / 2	0	0	67	33	Dr-Calux
Zijkanaal F		2	4	4	4	0 / 4	0	75	25	0	
Thomassenhaven		5	8	8	8	1 / 5	0	0	50	50	Cu, PAK, dioxine, Dr-Calux
Westhaven	incl. Beringhaven, Mainhaven	25	30	30	15	1 / 2	0	27	60	13	PCB, TBT, dioxine, Dr-Calux
Sonthaven		3	3	3	3	1 / 0	0	33	67	0	
Bosporushaven		3	8	8	3	0 / 0	0	0	100	0	
Suezhaven		3	3	3	0	0 / 0	0	67	33	0	
Hornhaven	incl. Moezelhaven	5	6	6	2	1 / 1	17	33	33	17	
Zijkanaal G		22	76	31	31	16 / 62	0	3	28	69	PAK, TBT, dioxine, DR-Calux
Jan van Riebeeckhaven	incl. Adenhaven	8	40	17	10	5 / 32	0	5	24	71	Pb, PCB, olie, dioxine, Dr-Calux
Carel Reijnierszhaven		3	12	5	3	0 / 7	0	0	80	20	DR-Calux
Usselincxhaven		6	23	11	6	1 / 13	0	9	73	18	dioxine, Dr-Calux
Zijkanaal H		4	13	10	4	3 / 3	0	0	100	0	
Petroleumhaven		6	3	3	0	0 / 0	0	33	67	0	
Coenhaven		8	15	14	2	1 / 2	7	7	64	22	Ni, PCB, olie, Dr-Calux
Vlothaven		5	13	13	5	0 / 1	0	0	62	38	PAK, PCB, TBT
Mercuriushaven	incl. Neptunus, Houtveem, Minerva	13	13	13	9	4 / 2	0	8	54	38	Cu, PCB, TBT, dioxine

Gebied	Deelgebied	Aantal		Aantal sedimentmonsters			Bbk-oordeel (in % van het aantal sedimentmonsters)				
		Vakken	Monsters	Basis pakket	Org. tin	Dioxine/ Dr-Calux	<AW %	A %	B %	>I %	Bij >I, door
Inhammen Noordoever	incl. Bam en Douweskanaal West	12	16	16	13	8 / 1	0	6	31	63	Cu, Zn, PAK, PCB, TBT, dioxines, Dr-Calux
Nieuwe Houthaven		7	9	9	2	0 / 0	0	56	44	0	
Vakken Noord, centrum	Code: CN; incl. Tolhuiskanaal	9	10	10	9	0 / 5	0	10	50	40	Cu, Hg, TBT, Dr-Calux
Zijkanaal I		8	10	10	10	0 / 4	0	0	60	40	Cu, Dr-Calux
Van Hasselkanaal		6	6	6	6	0 / 3	0	0	17	83	Cu, Zn, Pb, Hg, Cd, olie, Dr-Calux
IJ-haven		11	3	3	3	0 / 2	0	33	34	33	Pb
Noord v/d vaargeul, IJ	Incl. kanaal tot Wilhelminasluis	10	10	10	10	0 / 2	0	10	70	20	Cu, Zn, Cr, Ni, Pb, PAK
Zijkanaal K		3	12	12	4	2 / 1	0	0	58	42	Cu, Pb, As, dioxine, Dr-Calux
IJ-monding	Incl. NVO Hannesgat, Spoorwegbassin	11	11	11	11	0 / 4	10	45	45	0	
Entrepothaven		7	8	8	8	0 / 4	0	12	88	0	
Schellingwoude		4	7	7	7	0 / 1	0	57	43	0	

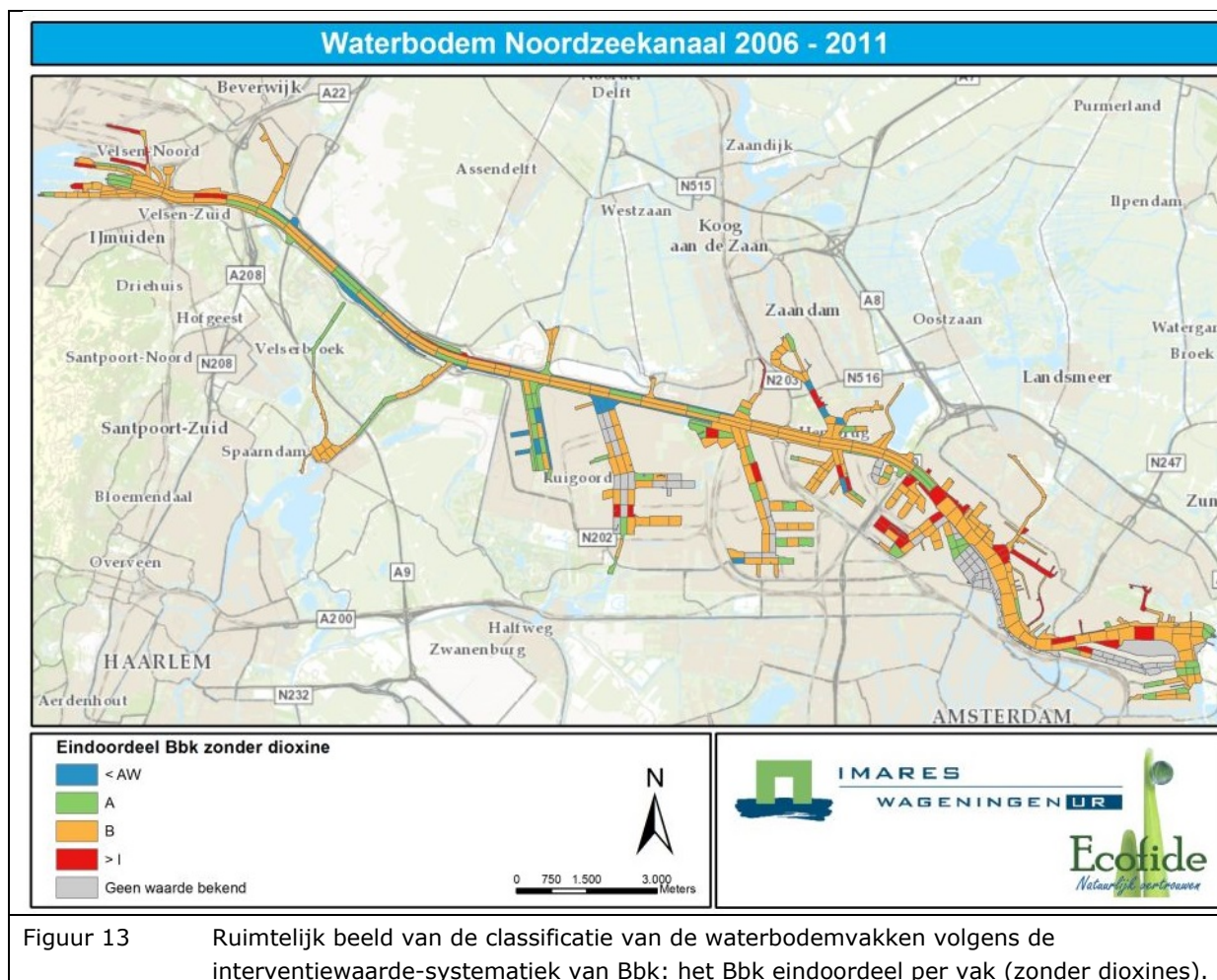
4.2.1.3 Bbk-eindoordeel per waterbodenvak

In het hierboven beschreven overzicht kan de aanwezigheid van meerdere analyses in bijvoorbeeld juist het sterkst verontreinigde vak het beeld van het deelgebied als geheel beïnvloeden. Het is echter wel noodzakelijk om zo het complete overzicht van alle aangetroffen interventiewaarde-overschrijdingen te hebben. Om de stap te kunnen zetten naar een mogelijke invloed op de waterkwaliteitsdoelen is echter een meer gemiddeld beeld per deelgebied van belang. Daarom zijn alle afzonderlijke sedimentmonsters per waterbodenvak geïntegreerd tot een eindoordeel volgens de in §4.1 beschreven regels. De resultaten zijn vervolgens op kaart gezet. Dit eindoordeel is opgenomen in *Figuur 12* en *Figuur 13*. *Figuur 12* illustreert het eindoordeel per waterbodenvak over alle geanalyseerde parameters; *Figuur 13* geeft hetzelfde eindoordeel maar dan zonder het oordeel over de groep dioxines, furanen en dioxine-achtige PCB's.

De dioxines hebben zoals verwacht een grote invloed op het Bbk-oordeel per waterbodenvak (vergelijk *Figuur 12* en *Figuur 13*). Ook zonder deze dioxines blijken echter meerdere waterbodenvakken als eindoordeel een Bbk-klasse >I te krijgen. Naast meer incidentele vakken in verschillende havens en zijkanalen, bevindt het merendeel van deze waterbodenvakken zich in het westelijk deel van het IJ. In onderstaande paragraaf worden de individuele stoffen nader toegelicht.



Figuur 12 Ruimtelijk beeld van de classificatie van de waterbodenvakken volgens de interventiewaarde- systematiek van Bbk: het Bbk eindoordeel per vak (met dioxines).



4.2.2 Bbk-oordelen per stof

Voor stoffen met een interventiewaarde-overschrijding in het Noordzeekanaal wordt in onderstaande alinea's ingegaan op de regionale verschillen in het Bbk-oordeel per stof. In verband met het gewenste detailniveau zijn de dioxines, furanen en dioxine-achtige PCB's apart besproken in §4.2.3.

4.2.2.1 Tributyltin

In 17 gevallen was sprake van een interventiewaarde-overschrijding door de som van TBT en TFT. Dit werd in 16 gevallen veroorzaakt door tributyltin en één keer door trifenylytin. Daarnaast is zowel monobutyltin als dibutyltin één keer aangetroffen met een gehalte >2,5 mg/kg (de interventiewaarde voor de som TBT+TFT) in vak IJ02 en IN01 respectievelijk. In beide gevallen overschreed overigens ook TBT de interventiewaarde. Het regionale beeld van de som van tributyltin en trifenylytin is opgenomen in Figuur 14 en laat een duidelijke concentratie van het probleem aan de westzijde van Amsterdam zien. Voor een goed begrip van dit kaartje is het van belang te beseffen dat voor deze parameter (som TBT en TFT op droge stof basis) alléén een interventiewaarde beschikbaar is. De achtergrondwaarde van 0,15 mg/kg is namelijk gespecificeerd voor het gehalte op Sn-basis en een maximum voor klasse A is niet vastgesteld. Het TBT gehalte is ook uit te drukken op Sn-basis, maar daarvoor is dan weer geen interventiewaarde opgesteld (alleen de genoemde achtergrondwaarde). Het onderscheidend vermogen is daardoor gering. Bij de uiteindelijke beoordeling van de mogelijke invloed van TBT in de waterbodembodem (§5.1) wordt daarom niet van het Bbk-oordeel, maar van de achterliggende gehalten gebruik gemaakt. Naast dit gebied in het IJ is ook in de Vlothaven sprake van een TBT probleem met een interventiewaarde-overschrijding in ten minste drie van de vijf vakken (het vierde vak dat gekleurd is, is wederom op een mengmonster van verschillende waterbodenvakken gebaseerd). Ten slotte zijn twee meer incidentele interventiewaarde-overschrijdingen aangetroffen in de Westhaven en Zijkanaal G.

De interventiewaarde overschrijdingen in het westelijk deel van het IJ hangen enerzijds samen met de aanwezigheid van een nabijgelegen bron (hoogstwaarschijnlijk de dokken van het bedrijf Shipdock die aan de vakken IN01 en IN02 grenzen) en anderzijds met het uitgevoerde onderhoud in 2008. Het bedrijf Shipdock is gevestigd aan de noordzijde van het IJ tussen de kilometers 20-22. In de aldaar aanwezige (droog)dokken worden zeeschepen al decennia lang onderhouden en schoongemaakt. Dit heeft onder meer geleid tot hoge TBT-gehalten. Zo zijn in 2011 gehalten van 11 en 61 mg/kg (TBT+TFT; gestandaardiseerd) vastgesteld in de waterbodenvakken IN01 en IN02, die direct ten zuiden van de dokken liggen.

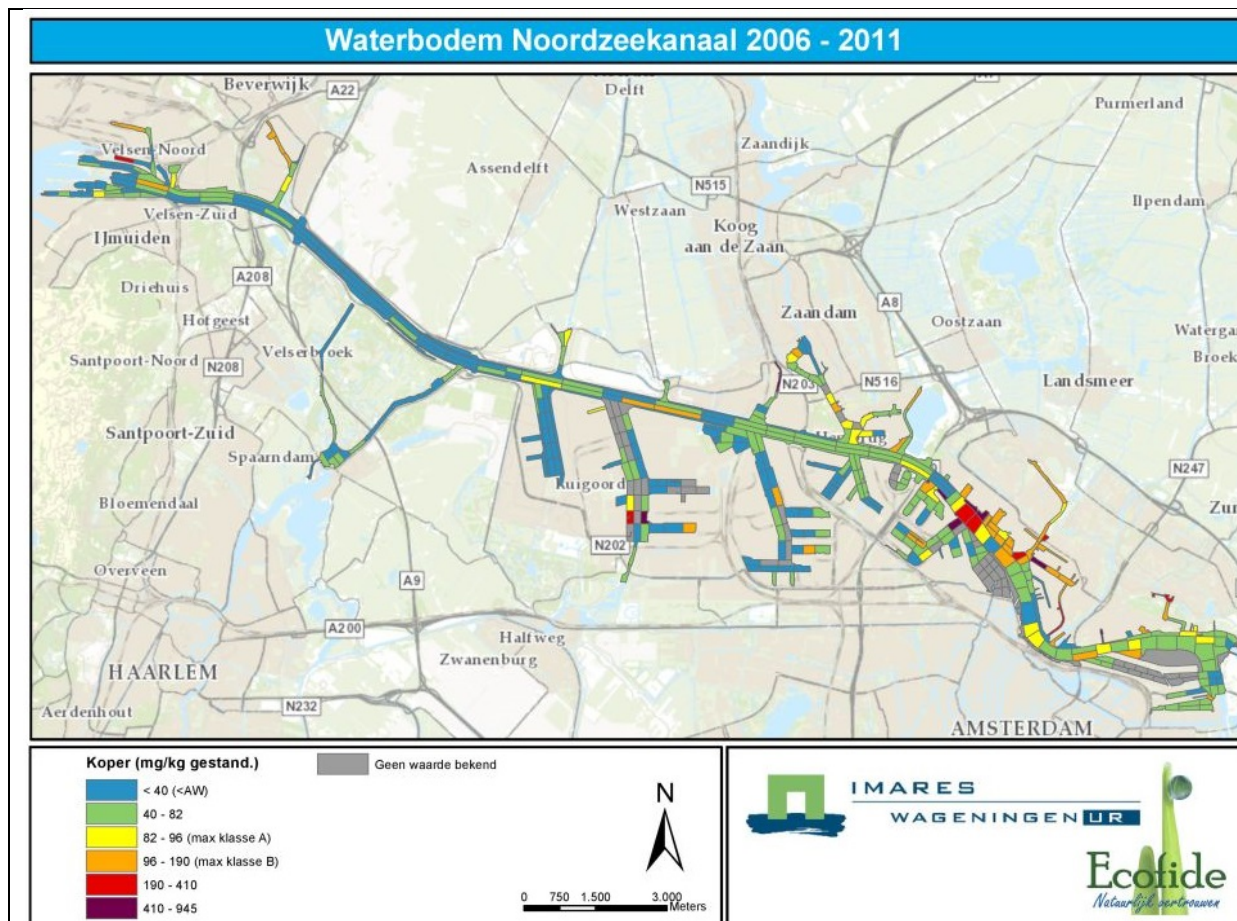
In de daarvan zuidelijk gelegen vakken IJ01 en IJ02 zijn in 2006 TBT+TFT gehalten van 25 en 56 mg/kg vastgesteld. Een deel van het materiaal in deze IJ-vakken is door Haven Amsterdam met het onderhoudswerk in 2006 verwijderd en elders in het waterlichaam gestort. Hierbij is vooral langs de randen van de waterbodenvakken onderhoudsbagger verwijderd. In de IN-vakken is recentelijk geen onderhoud gepleegd. Bij de vergunningverlening voor baggerstorten in het kader van Bbk (hergebruik) wordt overigens geen rekening gehouden met de TBT-gehalten. De vakken IJ01-IJ03 zijn in 2011 opnieuw bemonsterd en laten duidelijk lagere gehalten zien, die overigens nog steeds rond de interventiewaarde liggen (IJ01A=1,6; IJ01B=2,7; IJ02=1,5 en IJ03=1,9 mg/kg). In Figuur 14 is het vak IJ01B rood gekleurd vanwege de aangetroffen interventiewaarde overschrijding. Voor de andere IJ-vakken is gekozen voor een aparte categorie ('oranje') met als toevoeging "gehalten liggen in de buurt van de interventiewaarde en zijn waarschijnlijk heterogeen in het horizontale vlak". Het inzicht in de ruimtelijke verdeling van het TBT in deze vakken is onvoldoende, waardoor niet met zekerheid kan worden uitgesloten dat binnen het mengmonster steken met een >I op TBT (bijv. uit de meer noordelijke delen van het vak) zijn op gemengd met steken met een <I op TBT uit de meer zuidelijke regio's. Toekomstig onderzoek in dit gebied zou daarom of met steekmonsters de horizontale verspreiding beter moeten karakteriseren of de omvang van de waterbodenvakken (op voorhand) verkleinen.



4.2.2.2 Koper

De waterbodemonsters met een interventiewaarde-overschrijding voor koper liggen voornamelijk rondom Amsterdam (zie Figuur 15) in een gebied waar koper in de nabijgelegen vakken meestal als Bbk-klasse B wordt beoordeeld. Daarnaast zijn meer incidentele overschrijdingen aangetroffen in de 1^{ste} Rijksbinnenhaven in IJmuiden en de Amerikahaven. De mate waarin de interventiewaarde (190 mg/kg) wordt overschreden is soms aanzienlijk. Zo ligt het gestandaardiseerde kopergehalte in drie gevallen boven de 800 mg/kg (de vakken ME01, NY01 en TS05).

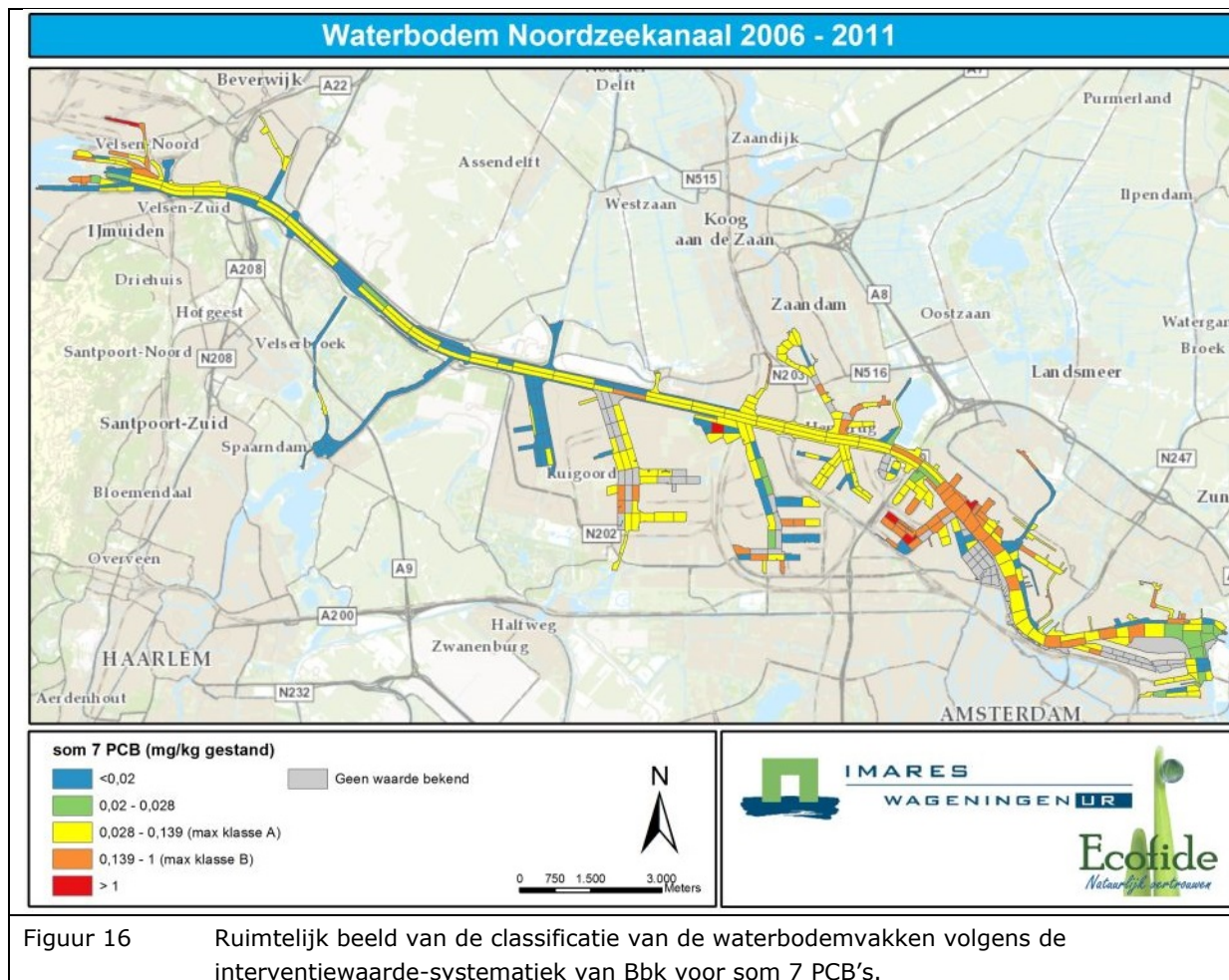
NB. De interventiewaarde overschrijdingen in de Amerikahaven zouden een gevolg kunnen zijn van de baggerstort activiteiten die hier al meerdere decennia plaatsvinden. Verder wordt opgemerkt dat het onderhoud in 2006-2008 ook voor de kopergehalten in de waterbodembodemvakken IJ01-IJ03 tot een merkbare verlaging van de gehalten heeft geleid. Deze situatie voor koper vertoont daarmee overeenkomsten met hetgeen hierboven voor TBT is beschreven. Ook voor koper liggen de gehalten in beide IN-vakken namelijk aanzienlijk hoger.



Figuur 15 Ruimtelijk beeld van de classificatie van de waterbodembodemvakken volgens de interventiewaarde-systeem van Bbk voor koper.

4.2.2.3 PCB's

De ruimtelijke verspreiding van PCB's komt redelijk overeen met die voor koper en TBT: hogere gehalten rond de Tata Steel en vooral de 1^{ste} Rijksbinnenhaven en Staalhaven alsmede een concentratie van PCB's rondom het begin van het IJ en de daar aanwezige Mercuriushaven en Vlothaven. De gehalten worden hierbij hoofdzakelijk als klasse B beoordeeld. Interventiewaarde-overschrijdingen zijn beperkt aanwezig en veelal gekoppeld aan een gebied met vooral klasse B gehalten. Alleen de interventiewaarde-overschrijding in de Westhaven is wat dit betreft een uitzondering (Figuur 16).

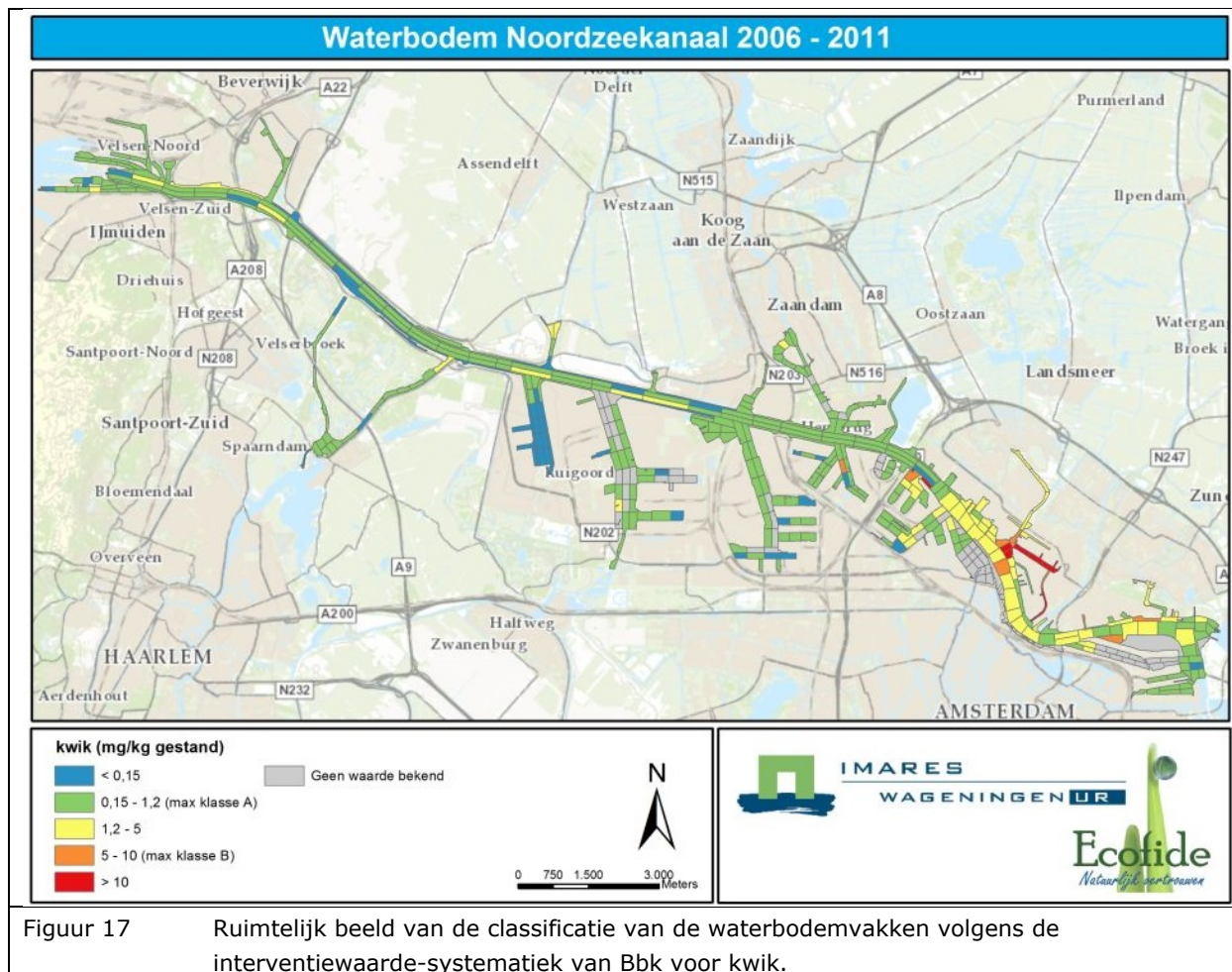


Figuur 16 Ruimtelijk beeld van de classificatie van de waterbodembodemvakken volgens de interventiewaarde-systematiek van Bbk voor som 7 PCB's.

4.2.2.4 Kwik

Het hiervoor beschreven patroon met in het IJ hogere PCBgehalten in het sedimentgehalten in het kanaal komt ook in de kwikanalyses duidelijk naar voren (Figuur 17). In het Noordzeekanaal worden de kwikgehalten in de meeste waterbodembodemvakken als Bbk-klasse <AW of A beoordeeld, terwijl de vakken in het IJ hoofdzakelijk als Bbk-klasse B worden beoordeeld. Interventiewaarde overschrijdingen zijn weinig aangetroffen en beperken zich voornamelijk tot het van Hasseltkanaal en het aangelegen Buiksloterkanaal. In beide kanalen wordt de interventiewaarde voor kwik over vrijwel de gehele lengte overschreden. Uit mondelinge informatie van RWS zou dit mogelijk te wijten kunnen zijn aan een voormalige verzinkerij, waar pas vrij recent het emissieregime is teruggebracht (en overigens iets daarna is de gehele bedrijfsactiviteit gestopt). Verder heeft Waternet aangegeven dat het J. van Hasseltkanaal voor het laatst rond 1995 is gebaggerd en het Buiksloterkanaal in 2002.

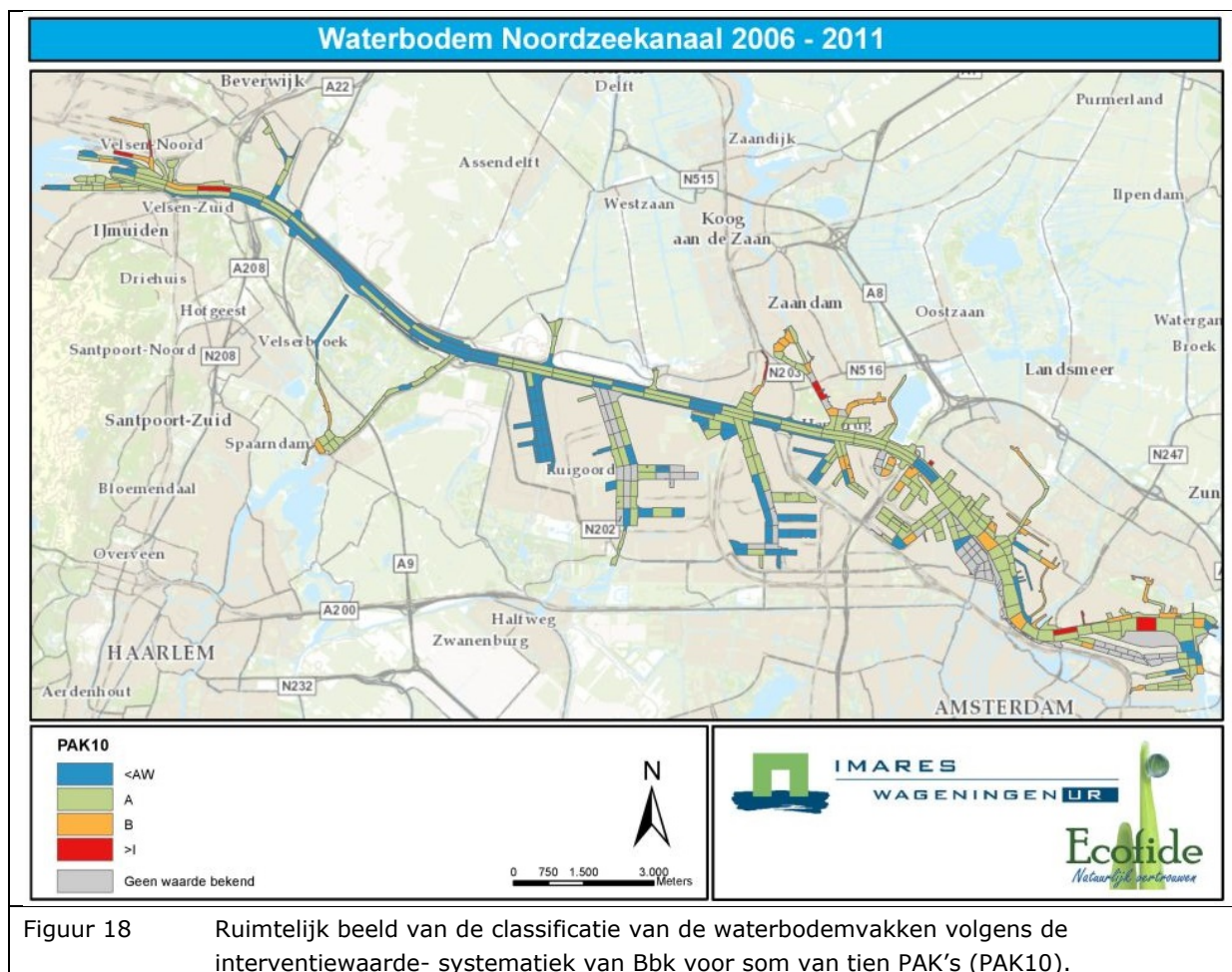
Uit eerdere onderzoeken naar de accumulatie van kwik blijkt echter dat ook kwikgehalten in de Bbk-klasse B range ervoor kunnen zorgen dat de KRW-biotanorm voor kwik mogelijk niet gehaald kan worden (IMARES, 2009; 2010). De sedimentverontreiniging met kwik in het IJ zal daarom aanvullend beoordeeld worden.



4.2.2.5 PAK's

Interventiewaarde-overschrijdingen van PAK's worden uitsluitend lokaal aangetroffen (Figuur 18). Ook het aantal waterbodembodemvakken waar PAK's als klasse B zijn beoordeeld is beperkt. PAK's zijn daarmee geen dominerende verontreiniging voor het Noordzeekanaal en een negatieve invloed op de waterkwaliteitsdoelen is daarmee minder waarschijnlijk. Dit komt aardig overeen met de beoordeling van de waterkwaliteitsdoelen: weliswaar is in het Brondocument (Waterdienst 2009) een overschrijding voor de som norm van benzo(ghi)peryleen en indeno(123cd)pyreen geconstateerd, maar deze overschrijding werd in de toetsing over 2009-2011 niet meer aangetroffen (zie hfstd. 3¹²) en de overschrijding in het brondocument (2006-2008) betrof slechts een factor 1,2 - 2,4. Op lokale schaal zijn sommige van de aangetroffen interventiewaarde-overschrijdingen overigens goed te verklaren. Zo zijn de twee overschrijdingen in de 1^{ste} Rijksbinnenhaven en de Staalhaven niet onverwacht gezien het nabijgelegen Tata Steel. De overschrijding van de norm in de Bam-haven (vakcode BA-01) in 2011 is een logisch gevolg van een calamiteit met een schip op het Noordzeekanaal in 2011 waarbij een aanzienlijke olielozing is opgetreden. Het betrokken schip is verslept naar deze Bam-haven om de invloed van de calamiteit in ruimtelijke zin te beperken.

¹² Recente gegevens uit 2012 laten overigens toch weer een geringe overschrijding bij Amsterdam zien. Het is daarmee een wat wisselend beeld, maar telkens om en nabij de KRW-norm.



4.2.2.6 Lood, zink (en incidenteel chroom, cadmium, nikkel)

Ook voor deze metalen geldt dat de duidelijkste concentratie van verhoogde gehalten zich bevindt in en rond de eerste IJ-vakken. Verder zijn er enkele meer incidentele vakken met verhoogde (klasse B) of sterk verhoogde (>I) gehalten. Met name in de 1^{ste} Rijksbinnenhaven, Staalhaven en een vak in de Amerikahaven (AM20) komen vaak overschrijdingen voor.

4.2.2.7 Olie

Het regionale patroon van minerale olie wijkt iets af van de hierboven beschreven stoffen, aangezien nauwelijks sprake is van een verschillend Bbk-oordeel tussen de kanaal en de IJ-vakken. Het minerale olie gehalte wordt in vrijwel het gehele kanaal incl. het IJ als Bbk-klasse B beoordeeld. Opvallend genoeg blijken juist meerdere havens en zijkanalen gemiddeld lagere gehalten te bevatten (hoofdzakelijk Bbk-klasse A).

4.2.3 Dioxines rond de Jan van Riebeeckhaven

Zoals bekend, vormen dioxines, furanen en dioxine-achtige PCB's een van de bepalende verontreinigingen in de waterbodems van het Noordzeekanaal. De analyses van deze complexe groep verbindingen zijn daarom in meer detail bestudeerd. Zo is onder meer aandacht besteed aan het verschil in som-TEQ-waarde tussen chemische dioxine-analyses en de DR-Calux assay. Ook is gekeken naar de eventueel hogere TEQ-waarden door het mee-analysen van een groot aantal dioxine-achtige PCB's. De resultaten van deze databewerkingen zijn opgenomen in Bijlage D. Verder is hieronder de huidige normstelling van dioxines nader toegelicht.

4.2.3.1 Normstelling voor dioxines in waterbodem

Voor dioxines is in het Bbk uitsluitend een achtergrondwaarde vastgelegd. Deze bedraagt 55 ng som-TEQ/kg (dioxines en dioxine-achtige componenten) en is gebaseerd op de bepalingsgrens (intra-laboratorium reproduceerbaarheid), omdat onvoldoende metingen boven de bepalingsgrens beschikbaar waren om een betrouwbare P_{95} af te leiden. De som-TEQ wordt hierbij berekend als de som van gehalten aan producten van de dioxines, dibenzofuranen en dioxine-achtige PCB's met hun respectievelijke TEF-waarden.

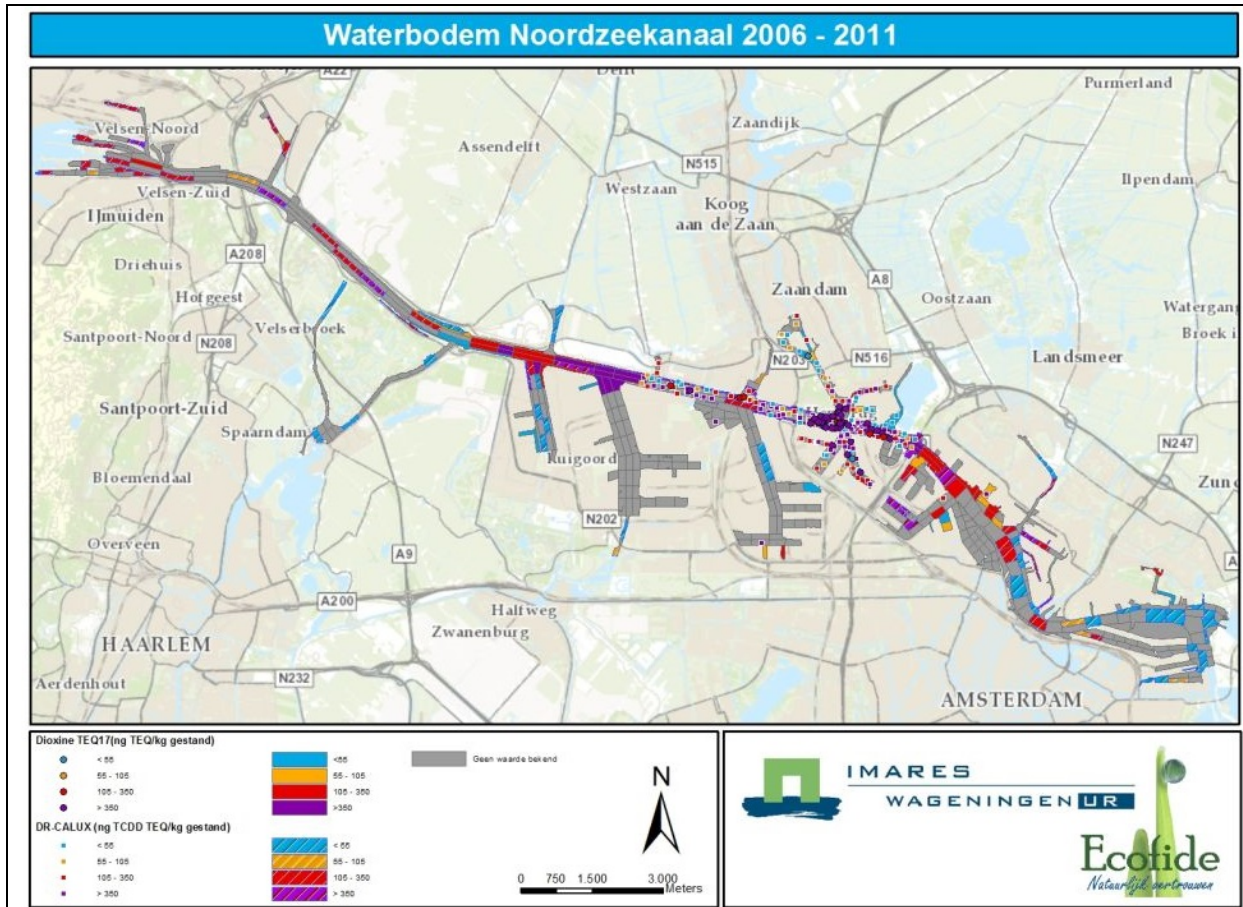
De indicatieve interventiewaarde voor dioxines was 1000 ng som-TEQ/kg ds. In 2001 is door het RIVM echter een nieuwe interventiewaarde voor sediment en bodem afgeleid (Lijzen *et al*, 2001). Deze bedroeg 210 ng som-TEQ/kg voor sediment respectievelijk 360 ng som-TEQ/kg voor de landbodem. Inmiddels is, conform een keuze binnen de EU, door NOBO (Normstelling en bodemkwaliteitsbeoordeling; VROM, 2008) besloten het MTR-humaan te verlagen naar 2 pg som-TEQ/kg lichaamsgewicht/dag (dit was 4 pg/kg/dag). Deze halvering heeft tot gevolg dat ook de in 2001 afgeleide voorlopige interventiewaarden gehalveerd moet worden. Voor sediment bedraagt de voorlopige interventiewaarde daarom 105 ng TEQ/kg. Deze waarde is nog niet formeel vastgesteld maar kan als nieuwe indicatieve interventiewaarde worden beschouwd. Voor landbodem is deze nieuw af te leiden interventiewaarde (de helft van 360 ng TEQ/kg of te wel 180 ng TEQ/kg) overigens ondertussen wel formeel vastgesteld.

In het Nader Onderzoek is gekeken naar de doorvergiftigingsrisico's van dioxines door gebruik te maken van bioaccumulatieonderzoek met de worm *Nereis virens*. De geaccumuleerde dioxines zijn hierbij gerelateerd aan de DR-Calux respons in het sediment. Middels een statistische analyse is vastgesteld dat de kans op ernstige doorvergiftigingsrisico's (overschrijding van het MTR op basis van interne gehalten in organismen met meer dan een factor 10) statistisch significant afwijkt van de hypothese "geen risico's" bij sedimentgehalten >350 ng TEQ/kg. De waarde van 350 ng som-TEQ/kg is op basis hiervan in het NO als een indicatiewaarde gehanteerd voor de locaties met de hoogste risico's

Voor het huidige rapport zullen de som-TEQ gehalten in het Noordzeekanaal worden vergeleken met de volgende grenzen:

- 55 ng som-TEQ/kg Achtergrondwaarde
- 105 ng som-TEQ/kg Voorlopige interventiewaarde
- 350 ng som-TEQ/kg Significant, onaanvaardbaar doorvergiftigingsrisico

De regionale verschillen in som-TEQ in de waterbodem zijn weergegeven in Figuur 19 en Figuur 20. Figuur 19 illustreert hierbij het gehele Noordzeekanaal, waarbij de gegevens vooral afkomstig zijn van mengmonsters over gehele waterbodenvakken. Figuur 20 toont de omgeving van de Jan van Riebeeckhaven in meer detail, waarbij voor het overzicht alleen de analyses van individuele steekmonsters zijn gepresenteerd. Verder is, zoals gezegd een onderscheid tussen een chemische dioxine-meting en de DR-Calux. Aangezien beide parameters hetzelfde resultaat beogen, zijn deze in beide figuren geïntegreerd tot één kaartbeeld (waarbij in gevallen dat beide parameters beschikbaar zijn de chemische dioxine-meting het eindoordeel bepaalt).



Figuur 19 Ruimtelijk beeld van de classificatie van de waterbodenvakken volgens de interventiewaarde-systeem van Bbk voor som-TEQ voor het gehele Noordzeekanaal.



Uit Figuur 19 blijkt allereerst dat ernstige verontreinigingen met dioxines niet zijn beperkt tot de directe omgeving van de Jan van Riebeeckhaven. Overschrijdingen van de voorlopige interventiewaarde van 105 ng TEQ/kg zijn in het gehele gebied tussen IJmuiden en de Jan van Riebeeckhaven aangetroffen. Weliswaar zijn niet alle vakken onderzocht, maar als het nu aanwezige beeld geëxtrapoleerd zou worden naar de niet geanalyseerde vakken dan zal voor vrijwel het gehele oppervlak gelden dat de voorlopige interventiewaarde wordt overschreden. Ook de echt hoge waarden van >350 ng TEQ /kg zijn niet beperkt tot de omgeving van de Jan van Riebeeckhaven en worden in meerdere waterbodenvakken in de richting van IJmuiden aangetroffen.

Op dit regionale beeld zijn twee uitzonderingen. Zo zijn de gehalten in de meeste onderzochte havens en zijkanalen duidelijk lager. Daarnaast wordt ook de oostelijke helft van Amsterdam door lagere gehalten (<AW) gekarakteriseerd.

4.3 Verontreinigingen in het zwevende stof

In het Noordzeekanaal wordt de kwaliteit van het zwevende stof 4* per jaar geanalyseerd op de meetpunten IJmuiden en Amsterdam. Hierbij wordt het zwevende stof op de standaard manier verzameld, namelijk 1 meter onder het wateroppervlak. Daarnaast zijn in de loop der jaren aanvullende metingen verricht, op andere meetpunten (bv. Westzaan) of op een andere diepte (bv. 1 meter boven de bodem). In de meeste gevallen werd het zwevende stof geanalyseerd met een zeer uitvoerig analysepakket (zie §4.1). In Tabel 6 zijn de gegevens samengevat voor de stoffen die in hoofdstuk 3 (zie §3.1.1-3.1.2) als mogelijke probleemstof voor het Noordzeekanaal zijn aangemerkt. Om de gegevens

van het Noordzeekanaal globaal te kunnen vergelijken zijn de analyseresultaten van de bemonsteringen in Lobith ook opgenomen.

In Tabel 6 zijn voor iedere stof de gemiddelde waarden in gestandaardiseerd zwevende stof opgenomen (zwevende stof bevat standaard 20% organisch stof en 40% lutum). De toetsing verschilt echter per stof en is beschreven in onderstaande alinea's.

4.3.1.1 Koper

De waterkwaliteitsnorm is opgesteld voor gestandaardiseerd water met 30 mg/l zwevende stof. In Tabel 6 zijn de gehalten in zwevende stof rood gekleurd als alleen de hoeveelheid koper in dit zwevende stof al tot een overschrijding van de norm voor oppervlaktewater leidt (norm=3,8 µg/l). Uit de beschikbare analyses in gefiltreerd water blijkt verder dat gemiddeld ook nog zo'n 2,5 µg opgelost koper per liter in het oppervlaktewater zit (n=100 over IJmuiden, Westzaan en Amsterdam verspreid). Als het koper in de zwevende stof samen met deze 2,5 µg/l opgelost koper tot een normoverschrijding in het oppervlaktewater leidt, dan zijn de gegevens in Tabel 6 oranje gekleurd.

Uit de resultaten blijkt dat geen significante verschillen bestaan in het kopergehalte van het zwevende stof op de verschillende meetpunten en dieptes in het Noordzeekanaal. De waarden liggen vrijwel altijd tussen de 80-100 mg/kg, een waarde die ook in het zwevende stof bij Lobith wordt aangetroffen.

Noot. De gemiddelde waarde bij Westzaan lijkt opvallend hoog, maar dit is terug te voeren op één hoge uitschieter. Zonder deze waarde is het gemiddelde kopergehalte juist aan de lage kant (62 mg/kg).

Wat wel opvalt is dat het kopergehalte bij Amsterdam de laatste jaren is gestegen ten opzichte van de periode 2005-2008. Over de jaren 2005-2008 is het gemiddelde kopergehalte 67,2 mg/kg, terwijl deze over de jaren 2009-2012 is gestegen tot een gemiddelde van 87,4 mg/kg. Bij IJmuiden en Lobith is deze stijgende lijn niet terug te vinden. Naast deze metingen vanaf 2005 is voor het meetpunt Amsterdam ook nog een koper analyse uit 1991 beschikbaar (50 mg/kg; www.waterbase.nl). Voor dit monster konden het organisch stof en lutumgehalte echter niet worden achterhaald en kon het gestandaardiseerde gehalte dus ook niet worden berekend. Een vergelijking van niet-gestandaardiseerde en gestandaardiseerde kopergehalten in zwevende stof (zie §5.2) laat echter zien dat deze waarden elkaar niet veel ontlopen. Het gehalte van 50 mg/kg in 1991 is daarmee een verdere illustratie dat de kopergehalten in het zwevende stof bij Amsterdam de laatste jaren aan de hoge kant zijn.

Tabel 6 Overzicht van de gestandaardiseerde gehalten in zwevende stof.									
	Diepte	Jaar	Koper mg/kg gest.	TBT µg Sn/kg gest.	TFT µg Sn/kg gest.	Kwik mg/kg gest.	7 PCB µg/kg gest.		
Lobith	Oppervlak	2005	88,0	10,6		0,66	162,4		
		2006	81,9	8,0		0,58	178,4		
		2007	92,6	9,5		0,58	124,1		
		2008	208,8	15,4		0,58	137,7		
		2009	100,9	7,8		0,73	169,4		
		2010	84,1	4,9		0,51	116,9		
		2011	83,7	6,4		0,70	139,4		
IJmuiden (2 km)	Oppervlak	'01-'05		269,0			53,6		
		2005	72,8	139,0		0,61	63,0		
		2006	69,6			0,58	73,0		
		2007	87,8			0,76	87,0		
		2008	78,1			0,77	98,8		
		2009	98,7	54,4	6,0	0,78	66,6		
		2010	71,1	100,0	8,6	0,55	55,2		
		2011	82,1	80,0	6,7	0,58	59,0		
		2012	83,3	85,1	7,4	0,75	78,5		
		Westzaan (13 km)	Bodem	2009	103,2	80,1	7,0	0,79	75,5
			Oppervlak	2009	143,8 ²⁾	71,3	9,9	0,73	50,3
		Amsterdam (25 km)	Bodem	2009	78,0	78,3	10,2	0,77	57,3
Oppervlak	2005		58,9	141,8		0,69	78,0		
		2006	61,4			0,72	82,9		
		2007	61,0			0,72	73,3		
		2008	85,5			0,95	103,2		
		2009	94,1	190,3	3,9	1,07	123,7		
		2010	90,7	96,4	5,0	0,87	83,8		
		2011	78,7	84,9	2,5	0,83	86,1		
		2012	83,9	102,5	2,2	2,00	119,8		
		Bodem	2009	107,4	223,7	4,7	1,39	141,3	
Zaangemaal	Halverwege	2007	50 ¹⁾			0,66 ¹⁾	152,0		
Voorzaan	Halverwege	2007	63 ¹⁾			0,86 ¹⁾	162,0		
Oosten zijkanaal H	Bodem	2007	80 ¹⁾			1,6 ¹⁾	130,6		
Codering gebaseerd op:			Opp water norm	Opp water norm	Opp water norm	BBK- oordeel	Zwev stof norm (µg/kg)		
			<norm	<norm	<norm	A	<56		
			Zwev stof +opgelost			B	56 - 112 (<2*te hoog)		
			>norm	>norm	>norm	>I	>112 (>2*te hoog)		
			Alleen zwev stof al						
			> norm						

¹⁾ niet gestandaardiseerd door ontbreken van organisch stof en lutum

²⁾ 4 gegevens met één uitschieter van 390 mg/kg; zonder deze waarde is het gemiddelde 62 mg/kg

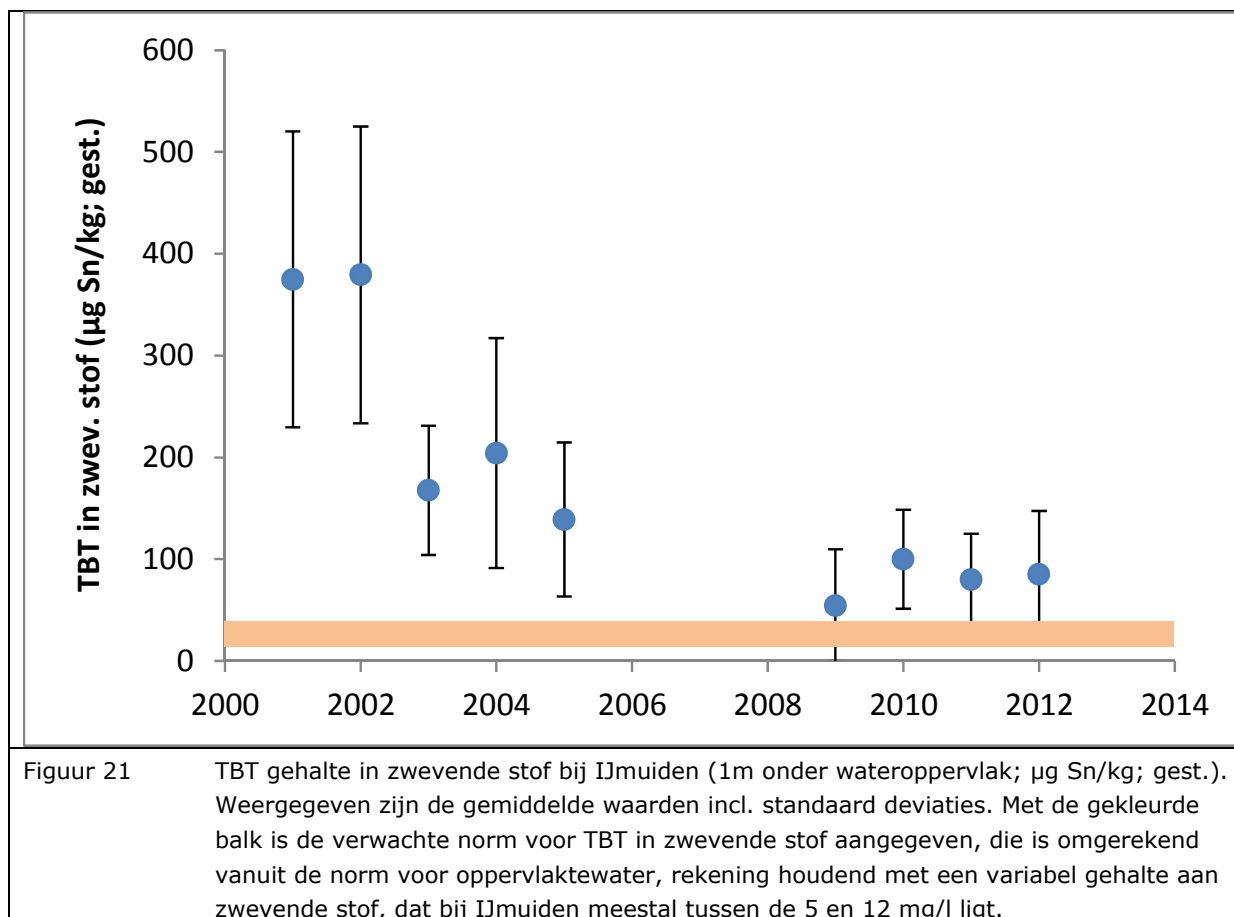
4.3.1.2 Organotin verbindingen

Er bestaan verschillende waterkwaliteitsnormen voor organotin verbindingen. Zo is tributyltin (TBT) als prioritaire stof genormeerd onder de KRW op basis van de concentratie in totaal water. De norm bedraagt (JG-MKN, jaargemiddelde) 0,0002 µg/l. Ook voor dibutyltin (DBT) is er een jaargemiddelde norm in totaal water van 0,09 µg/l. Voor de trifenylytin verbindingen (TFT) geldt daarentegen een MTR-waarde (0,005 µg/l) en dient dus aan standaard oppervlaktewater met een gehalte van 30 mg/l zwevende stof te worden getoetst. Het gehalte aan DBT is overigens vrijwel altijd tussen de 40-45% van het TBT gehalte. Deze gehalten zijn daarom niet in Tabel 6 opgenomen. Het monobutyltin gehalte ligt nog iets lager en varieert tussen de 20-30% van het TBT gehalte. Wanneer wordt getoetst aan totaal water, moet het gemeten gehalte in zwevend stof worden omgerekend naar de concentratie in water, zodat die concentratie aan de KRW-norm kan worden getoetst. Wanneer geen KRW-norm bestaat, en teruggegrepen moet worden op de MTR-waarde, moet voor de toetsing het gehalte worden omgerekend naar de hoeveelheid in gestandaardiseerd zwevend stof.

Bij de toetsing van de zwevende stof gehalten, zoals weergegeven met een kleurcode in Tabel 6, is het TBT-gehalte omgerekend naar een totaal water concentratie op basis van een gemiddelde hoeveelheid zwevende stof van 9,6 mg/l bij Amsterdam, 7,8 mg/l bij Westzaan en 8,2 mg/l bij IJmuiden. Hierbij is cf. de normstelling gerekend met niet gestandaardiseerd zwevende stof. Voor TFT is dezelfde aanpak gevolgd zoals hierboven is toegelicht voor koper en is dus juist wel gerekend met gestandaardiseerde zwevende stof (vanwege het feit dat de norm een MTR-waarde is). Uit de toetsingen blijkt (overeenkomstig hetgeen in §3.1 is vermeld) dat zowel dibutyltin als trifenylytin aan de norm voldoen, maar dat het TBT gehalte in zwevende stof voor alle metingen tot een overschrijding van de oppervlaktewaternorm leidt. De tevens opgenomen TBT-gehalten in het zwevende stof bij Lobith laten zien dat de gehalten in het Noordzeekanaal ten minste een factor 10-15 hoger liggen.

Over de periode 2009-2012 liggen de gestandaardiseerde TBT gehalten in zowel IJmuiden als Westzaan gemiddeld tussen de 70-80 µg Sn/kg (Tabel 6). Dit geldt voor zowel de metingen op 1m onder het oppervlak als op 1m boven de bodem. Voor het meetpunt Amsterdam lijken de gemiddelde waarden over deze 4 jaar hoger te liggen. Dit komt echter vooral door de relatief hoge waarden in 2009. In 2009 zijn acht zwevende stof analyses beschikbaar met TBT gehalten tussen de 120 – 387 µg Sn/kg. In de meeste gevallen bedroeg het TBT-gehalte tussen de 100-160 µg Sn/kg. De twee hoogste waarden van >350 µg Sn/kg werden in september 2009 vastgesteld in zowel het monster dat op 1 m onder het oppervlak werd verzameld als het monster van 1m boven de bodem. Het gemiddelde TBT-gehalte in Amsterdam over alleen de periode 2010-2012 bedraagt 95 µg Sn/kg en komt daarmee redelijk in de buurt van de waarden in IJmuiden en Westzaan. Het enige dat opvalt is dat de variatie in het TBT-gehalte bij IJmuiden hoger is dan in Amsterdam (voor Westzaan zijn er te weinig metingen). Zo worden ook in IJmuiden met regelmaat gehalten >100 µg Sn/kg vastgesteld, maar zijn er even zo veel waarnemingen met gehalten tussen de 15 – 40 µg Sn/kg.

Al met al laten de beschikbare metingen weinig consistente verschillen tussen de drie meetpunten zien. Dit komt waarschijnlijk deels omdat de TBT-gehalten overal langs de Nederlandse kust aan het dalen zijn. Kleine verschillen tussen lokaties zijn dan moeilijker te onderscheiden. Deze dalende trends zijn bijvoorbeeld gerapporteerd voor jachthavens langs de Nederlandse kust (periode 1990-1996; Stronkhorst & Honkoop, 1998) en het oppervlakkige sediment op het continentale plat (periode 2006-2006; Hegeman & Laane, 2008) maar gelden ook voor het zwevende stof in het Noordzeekanaal (Figuur 21). Wel lijkt juist de laatste jaren het TBT-gehalte relatief constant te zijn.



Overigens liggen de TBT-gehalten in het Noordzeekanaal daarmee nog aanzienlijk hoger dan in het oppervlakkige sediment langs de Nederlandse kust. Hegeman en Laane (2008) rapporteren TBT-gehalten rond de 10 µg/kg langs de kust (in sediment <63 µm). Dit komt overeen met circa 4 µg Sn/kg, terwijl in het zwevende stof van het Noordzeekanaal waarden rond de 80 µg Sn/kg worden gemeten. Weliswaar verschillen ook het organisch stofgehalte tussen beide matrices, maar het verschil zal op orde grootte hetzelfde blijven. De relatief lage gehalten tussen de 15-30 µg Sn/kg, zoals die af en toe bij IJmuiden zijn vastgesteld, zouden daarom kunnen duiden op de effecten van binnenkomend, schoner, Noordzee water (NB: Aan de andere kant komen de schepen die zijn gecoat met TBT van zee). De lagere frequentie waarmee deze lage waarden bij Amsterdam worden vastgesteld zou op dezelfde manier kunnen duiden op een menging met TBT uit sediment (zie §5.1).

4.3.1.3 Kwik

Voor de kwikgehalten in zwevende stof bestaan geen normen. Bij de beoordeling is daarom gebruik gemaakt van de Bbk-normen, zoals die gelden voor standaard sediment met 10% organisch stof en 25% lutum. De in Tabel 6 opgenomen zwevende stof waarden zijn hiertoe omgerekend naar waarden geldend voor standaard sediment, waarna de kleurcodering kon worden toegekend. De waarden in Tabel 6 zijn overigens nog steeds de waarden zoals vastgesteld in zwevende stof. Alleen voor de kleurcodering zijn de omgerekende waarden gehanteerd.

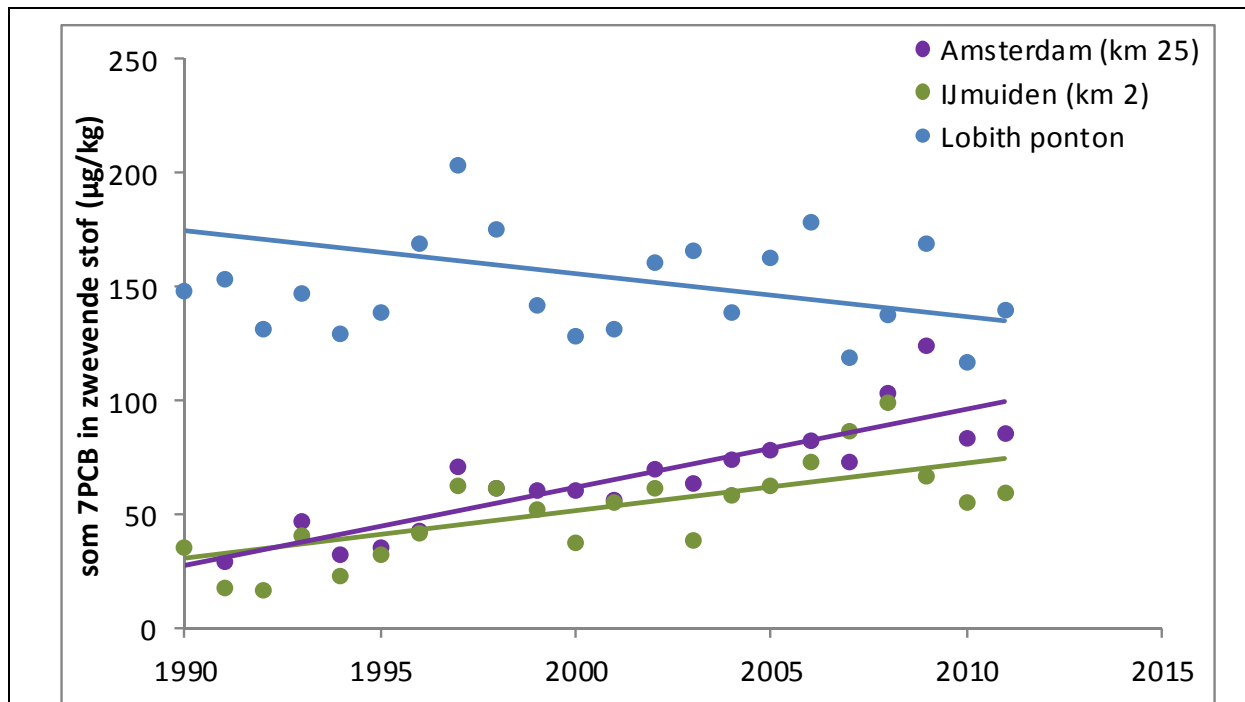
De kwikgehalten in zwevende stof liggen over het algemeen tussen de 0,6 – 0,8 mg/kg (overeenkomend met een BBK-oordeel A als deze waarden worden omgerekend naar sediment). Binnen het Noordzeekanaal zijn verder weinig verschillen op te merken, tussen de lokaties onderling noch tussen de jaren. Ook in vergelijking met de kwikgehalten in het zwevende stof dat bij Lobith ons land binnenkomt zijn de verschillen gering.

Op deze hoofdlijn is één toevoeging te maken betreffende het gemiddelde kwikgehalte bij Amsterdam over de jaren 2009-2012. Dit ligt iets hoger dan het gemiddelde beeld (gemiddelde bij Amsterdam = 1,2 mg/kg). Weliswaar is met name het gehalte in 2012 opvallend hoog, maar als alle vier de jaren worden vergeleken met de vier jaren ervoor, dan suggereren de gehalten een verandering.

4.3.1.4 PCB's

De norm voor PCB's in zwevende stof is 8 µg/kg gest. per individuele congener of te wel 7*8 = 56 µg/kg voor de som van 7 PCB's. De gemiddelde gehalten zijn in Tabel 6 opgenomen en laten duidelijke verschillen tussen IJmuiden, Amsterdam en Lobith zien. Zo zijn de gehalten in Amsterdam over de laatste drie jaar gemiddeld hoger dan in IJmuiden. Voordat echter naar de invloed van waterbodem kan worden gekeken (zie hoofdstuk 5) is dit verschil eerst nader bestudeerd op een langere tijdschaal (zie Figuur 22).

Figuur 22 illustreert een significante toename van het PCB gehalte in zowel Amsterdam als IJmuiden, waarbij de gehalten steeds meer gaan lijken op de gehalten zoals die bij Lobith al jarenlang worden gemeten. De PCB-gehalten bij Lobith vertonen overigens een langzaam dalende trend (zie Figuur 22). De stijgende PCB-gehalten in het Noordzeekanaal zijn ook door Senhorst et al (2005) gerapporteerd en toegeschreven aan een variërende (en over de jaren afnemende) bijdrage van water uit het IJmeer in plaats van water uit het Amsterdam-Rijnkanaal (zie §2.2).



Figuur 22 Gehalte van de som7 PCB's in zwevende stof (µg/kg gest.) op drie lokaties over de jaren.

4.4 Verontreinigingen in biota

4.4.1 HCB, HCBD en kwik

De toetsresultaten aan de wettelijke KRW-normen staan in **Fout! Verwijzingsbron niet gevonden..** HCB overschrijdt slechts in één monster de norm. Dit is een lichte normoverschrijding. HCBD laat geen normoverschrijding zien, terwijl voor kwik de normen in drie soorten (aal, snoekbaars en wolhandkrab) fors worden overschreden. Dit is een bekend beeld voor kwik en komt in veel watersystemen in Nederland voor (DHV & Ecofide, 2010a,b, Witteveen en Bos & Ecofide, 2011). Het is hiermee een landelijk probleem. In hoeverre dit probleem daarbovenop is gerelateerd aan de lokale waterbodem van het Noordzeekanaal wordt in hoofdstuk 5 beredeneerd.

Tabel 7 Normtoetsing van de drie wettelijke KRW biotanormen in organismen in het Noordzeekanaal.								
					µg/kg	µg/kg	µg/kg	
					Eenheid	FW	FW	FW
Soort	Matrix	Lengteklasse	Locatie	Jaar	HCb	HCBD	Kwik	
quagga mossel ¹	Vlees	>18 mm	IJ (Amsterdam)	2012	0.06	0.03	4	
Amerikaanse strandschelp ²	Vlees	Onbekend	IJ (Amsterdam)	2011	0.4	0.1	18	
Amerikaanse strandschelp	Vlees	Onbekend	Noordzeekanaal (Voorzaan)	2011	0.2	0.1	17	
Amerikaanse strandschelp	Vlees	Onbekend	Noordzeekanaal (Zijkanaal C)	2011	0.3	0.1	12	
Amerikaanse strandschelp	Vlees	Onbekend	Noordzeekanaal (Zijkanaal F)	2011	0.2	0.1	8	
Snoekbaars	Filet	Onbekend	Noordzeekanaal (Amerikahaven)	2010			210	
Snoekbaars	Filet	Onbekend	Noordzeekanaal (Jan van Riebeeck haven)	2010			250	
Snoekbaars	Filet	57 cm	Noordzeekanaal (thv recreatiegebied Spaarnwoude)	2011			199	
Snoekbaars	Filet	Onbekend	Noordzeekanaal (specieput 2)	2010			140	
Snoekbaars	Filet	Onbekend	Noordzeekanaal (Zijkanaal C)	2010			180	
Snoekbaars	Lever	Onbekend	Noordzeekanaal (Amerikahaven)	2010			60	
Snoekbaars	Lever	Onbekend	Noordzeekanaal (Jan van Riebeeck haven)	2010			90	
Snoekbaars	Lever	Onbekend	Noordzeekanaal (specieput 2)	2010			50	
Snoekbaars	Lever	Onbekend	Noordzeekanaal (Zijkanaal C)	2010			50	
Wolhandkrab	Bruin vlees	5,2 - 7,9 cm	Noordzeekanaal (thv recreatiegebied Spaarnwoude)	2011			29	
Wolhandkrab	Wit vlees	4,5 - 5,2 - 7,0 cm	Noordzeekanaal (thv recreatiegebied Spaarnwoude)	2011			60	
Aal	Filet	<30 cm	Noordzeekanaal (thv Zijkanaal C)	2008			100	
Aal	Filet	<30 cm	Noordzeekanaal (thv Zijkanaal C)	2009			80	
Aal	Filet	>40 cm	Noordzeekanaal (Jan van Riebeeck haven)	2007			270	
Aal	Filet	>40 cm	Noordzeekanaal (Jan van Riebeeck haven)	2008			220	
Aal	Filet	>40 cm	Noordzeekanaal (thv Zijkanaal C)	2008			90	
Aal	Filet	>40 cm	Noordzeekanaal (thv Zijkanaal C)	2009			105	
Aal	Filet	30-40 cm	IJ (Amsterdam)	2006	9.5	0.8	140	
Aal	Filet	30-40 cm	Noordzeekanaal (Jan van Riebeeck haven)	2007			200	
Aal	Filet	30-40 cm	Noordzeekanaal (Jan van Riebeeck haven)	2008			150	
Aal	Filet	30-40 cm	Noordzeekanaal (thv Zijkanaal C)	2008			90	
Aal	Filet	30-40 cm	Noordzeekanaal (thv Zijkanaal C)	2009	12.3	2	102	

¹= *Dreissena rostriformis bugensis* ;

² = *Rangia cuneata*

4.4.2 Dioxine en som-TEQ

De KRW-norm voor som-TEQ van 6.5 pg/g wordt in ongeveer de helft van alle monsters overschreden (zie Tabel 8). Met name voor aal vindt overschrijding plaats, waarbij de grootte van de vis van invloed is. De snoekbaars laat vooral overschrijding zien in de monsters van de lever. Aangezien de KRW-norm vooral bedoeld is voor het hele organisme, is deze normoverschrijding minder relevant. *Rangia cuneata* blijft onder de norm. Het monster voor wolhandkrab - dat in de tabel is opgenomen - blijft ook onder de norm. Het gaat hier om het 'witte' en 'bruine' vlees van de krab. Het witte vlees dat vooral in de poten zit en bevat weinig vet. Het 'bruine' vlees van de wolhandkrab (ingewanden en voortplantingsorganen), dat in de carapax ('romp') zit, bevat veel meer vet en heeft daarom ook een veel hoger som-TEQ-gehalte. De 15 individuele wolhandkrabben uit Kotterman et al. (2011) laten allen een forse normoverschrijding zien (niet in de tabel opgenomen omdat zij in het trekseizoen zijn gevangen). De gemiddelde concentratie is 39 pg/g versgewicht. De laagste concentratie is 11 pg/g versgewicht en de hoogste concentratie is 102 pg/g versgewicht.

Voor voedselveiligheid bestaan twee relevante normen; één gebaseerd op de som van TEQ van alle dioxine- en furaan congenen (dioxine-TEQ) en één als som van alle 29 dioxine-, furaan- én PCB-congenen waarvoor een TEF-waarde beschikbaar is (som-TEQ). De eerst genoemde norm is 3,5 pg/g versgewicht. De tweede norm is afhankelijk van de vissoort en het type weefsel. De norm heeft alleen betrekking op de eetbare delen van een organisme. Vandaar dat monsters van 'zachte delen zonder kop, graat en huid'¹³ (dus inclusief ingewanden) niet in Tabel 8 zijn getoetst. De normtoetsing voor voedselveiligheid laat ongeveer het zelfde beeld zien als de normtoetsing voor de KRW.

In de tabel zijn de monsters die in de Jan van Riebeeckhaven zijn genomen grijs gearceerd. Er komt niet of niet duidelijk naar voren dat deze locatie verhoogde som-TEQ-concentraties heeft. Aangezien de diversiteit aan soorten, weefsels en lengteklassen erg groot is, is een conclusie over ruimtelijke verschillen erg moeilijk hard te maken op basis van de beschikbare metingen in organismen. De gegevens geven wel een indicatie dat de som-TEQ-concentraties in Zijkanaal C relatief lager zijn dan de overige locaties in het Noordzeekanaal. Voor uitleg over dioxines, furanen en PCB's in relatie tot TEQ wordt verwezen naar Bijlage I.

¹³ Kop, graat en huid zijn 35-60% van het totaal gewicht.

Tabel 8 Normtoetsing van TEQ voor KRW en voedselveiligheid. De grijze arcering geeft aan welke monsters in de Jan van Riebeeck haven zijn genomen.

					norm voedselveiligheid	KRW-norm	norm voedselveiligheid
					3.5	6.5	varieert per soort
					Eenheid	in pg/g versgewicht	in pg/g versgewicht
Locatie	Jaar	Soort	Lengteklasse	Matrix	TEQ DIOXINE	som-TEQ	som-TEQ
Noordzeekanaal (Zijkanaal C)	2012	Aal	>45 cm	Filet	4.5	15.9	15.9
Noordzeekanaal (Jan van Riebeeck haven)	2007	Aal	30-40 cm	Filet	9.6	15.6	15.6
Noordzeekanaal (Jan van Riebeeck haven)	2008	Aal	30-40 cm	Filet	18.2	21.6	21.6
Noordzeekanaal (thv Zijkanaal C)	2008	Aal	30-40 cm	Filet	4.2	15.2	15.2
Noordzeekanaal (thv Zijkanaal C)	2009	Aal	30-40 cm	Filet	4.0	8.9	8.9
Noordzeekanaal (Zijkanaal C)	2012	Aal	30-40 cm	Filet	1.4	5.4	5.4
Noordzeekanaal (Zijkanaal C)	2011	Aal	Onbekend	Filet	0.6	2.9	2.9
Noordzeekanaal (Amerikahaven)	2011	Aal	<30 cm	Zachte delen zonder kop, graat en huid	1.3	3.5	3.5
Noordzeekanaal (Jan van Riebeeck haven)	2011	Aal	<30 cm	Zachte delen zonder kop, graat en huid	1.0	3.0	3.0
Noordzeekanaal (specieput 2)	2011	Aal	<30 cm	Zachte delen zonder kop, graat en huid	1.1	2.9	2.9
Noordzeekanaal (Zijkanaal C)	2011	Aal	<30 cm	Zachte delen zonder kop, graat en huid	0.9	3.5	3.5
Noordzeekanaal (Amerikahaven)	2009	Aal	<40 cm	Zachte delen zonder kop, graat en huid	3.9	6.0	6.0
Noordzeekanaal (specieput 2)	2009	Aal	<40 cm	Zachte delen zonder kop, graat en huid	4.8	9.8	9.8
Noordzeekanaal (Amerikahaven)	2011	Aal	>40 cm	Zachte delen zonder kop, graat en huid	3.1	9.8	9.8
Noordzeekanaal (Jan van Riebeeck haven)	2011	Aal	>40 cm	Zachte delen zonder kop, graat en huid	5.4	9.0	9.0

Tabel 8 Normtoetsing van TEQ voor KRW en voedselveiligheid. De grijze arcering geeft aan welke monsters in de Jan van Riebeeck haven zijn genomen.

					norm voedselveiligheid	KRW-norm	norm voedselveiligheid
					3.5	6.5	varieert per soort
					in pg/g versgewicht	in pg/g versgewicht	in pg/g versgewicht
					Eenheid		
Noordzeekanaal (specieput 2)	2011	Aal	>40 cm	Zachte delen zonder kop, graat en huid	4.1	7.0	7.0
Noordzeekanaal (Zijkanaal C)	2011	Aal	>40 cm	Zachte delen zonder kop, graat en huid	4.0	12.2	12.2
Noordzeekanaal (Amerikahaven)	2009	Aal	>50 cm	Zachte delen zonder kop, graat en huid	12.9	18.8	18.8
Noordzeekanaal (Km 2)	2009	Aal	>50 cm	Zachte delen zonder kop, graat en huid	6.0	15.6	15.6
Noordzeekanaal (specieput 2)	2009	Aal	>50 cm	Zachte delen zonder kop, graat en huid	6.2	13.1	13.1
Noordzeekanaal (Amerikahaven)	2011	Aal	30-40 cm	Zachte delen zonder kop, graat en huid	1.6	4.9	4.9
Noordzeekanaal (Jan van Riebeeck haven)	2011	Aal	30-40 cm	Zachte delen zonder kop, graat en huid	2.0	4.4	4.4
Noordzeekanaal (specieput 2)	2011	Aal	30-40 cm	Zachte delen zonder kop, graat en huid	2.1	4.5	4.5
Noordzeekanaal (Zijkanaal C)	2011	Aal	30-40 cm	Zachte delen zonder kop, graat en huid	1.8	6.5	6.5
Noordzeekanaal (Amerikahaven)	2009	Aal	40-50 cm	Zachte delen zonder kop, graat en huid	8.6	14.0	14.0
Noordzeekanaal (Km 2)	2009	Aal	40-50 cm	Zachte delen zonder kop, graat en huid	8.9	15.1	15.1
Noordzeekanaal (specieput 2)	2009	Aal	40-50 cm	Zachte delen zonder kop, graat en huid	6.0	10.9	10.9
Noordzeekanaal (Voorzaan)	2009	Rangia cuneata	Onbekend	Vlees	3.8	4.8	4.8
Noordzeekanaal (Zijkanaal C)	2009	Rangia cuneata	Onbekend	Vlees	1.3	1.6	1.6

Tabel 8 Normtoetsing van TEQ voor KRW en voedselveiligheid. De grijze arcering geeft aan welke monsters in de Jan van Riebeeck haven zijn genomen.

					norm voedselveiligheid	KRW-norm	norm voedselveiligheid
					3.5	6.5	varieert per soort
					Eenheid	in pg/g in pg/g versgewicht	in pg/g in pg/g versgewicht
Noordzeekanaal (Zijkanaal F)	2009	Rangia cuneata	Onbekend	Vlees	3.1	4.0	4.0
Noordzeekanaal (Amerikahaven)	2010	Snoekbaars	Onbekend	Filet	1.7	2.2	2.2
Noordzeekanaal (Jan van Riebeeck haven)	2010	Snoekbaars	Onbekend	Filet	2.0	2.6	2.6
Noordzeekanaal (thv recreatiegebied Spaarnwoude)	2011	Snoekbaars	57 cm	Filet	0.9	1.4	1.4
Noordzeekanaal (specieput 2)	2010	Snoekbaars	Onbekend	Filet	1.1	1.5	1.5
Noordzeekanaal (Zijkanaal C)	2010	Snoekbaars	Onbekend	Filet	0.3	0.5	0.5
Noordzeekanaal (specieput 2)	2009	Snoekbaars	Onbekend	Hele organisme	20.1	23.6	23.6
Noordzeekanaal (Amerikahaven)	2010	Snoekbaars	Onbekend	Lever	13.5	17.8	17.8
Noordzeekanaal (Jan van Riebeeck haven)	2010	Snoekbaars	Onbekend	Lever	19.5	24.7	24.7
Noordzeekanaal (specieput 2)	2010	Snoekbaars	Onbekend	Lever	9.6	13.3	13.3
Noordzeekanaal (Zijkanaal C)	2010	Snoekbaars	Onbekend	Lever	1.9	3.4	3.4
Noordzeekanaal (Amerikahaven)	2009	Wolhandkrab	Onbekend	Vlees (wit en bruin)	1.7	2.4	2.4

4.5 Te toetsen stoffen en deelgebieden

Het huidige project heeft als hoofddoelstelling na te gaan of de verontreinigingen in het sediment mogelijk nadelige effecten op de gestelde functies en doelen kunnen hebben. In §3.5 is daartoe een overzicht gegeven van de gebruiksfuncties en doelen in het Noordzeekanaal, die momenteel niet worden gehaald en die mogelijk nadelig beïnvloed worden door verontreinigingen in de waterbodem (zie Tabel 3). Met de gegevens van de waterbodemkwaliteit in de verschillende gebieden, zoals die in dit hoofdstuk 4 zijn besproken, is vervolgens bekeken voor welke deelgebieden van het Noordzeekanaal een mogelijke beïnvloeding vanuit de waterbodem beoordeeld moet worden. Deze deelgebieden zijn in Tabel 9 opgenomen. Dit overzicht vormt daarmee de input voor de hoofdstukken 5 en 6 (de uitgevoerde beoordeling).

Tabel 9 Samenvattend overzicht van te toetsen doelen en de te beoordelen deelgebieden		
Functie	Doel	Deelgebied
KRW		
	Koper concentratie in water	-westzijde van Amsterdam (IJ01-06 & IN alsmede CN, HB en ZI vakken)
	TBT concentratie in water	-westzijde van Amsterdam (IJ01-03 & IN-vakken + Vlothaven)
	PCB in zwevende stof	-gehele gebied -westzijde van Amsterdam (IJ01-06 & IN-vakken)
	Kwik in biota	-gehele gebied -gehele IJ en het van Hasselkanaal/Buiksloterkanaal in bijzonder
	Macrofauna	-gehele gebied
	Som-TEQ in biota	-omgeving Jan van Riebeeckhaven -gehele gebied
Beroeps- & Sportvisserij en KRW		
	Som-TEQ in vis en visserijproducten	-omgeving Jan van Riebeeckhaven -gehele gebied

4.5.1 Een nadere toelichting per stof

4.5.1.1 Koper

De vraag waar koper in het sediment een mogelijk negatieve invloed op de waterkwaliteitsdoelen kan hebben lijkt alleen relevant voor het gebied aan de westzijde van Amsterdam (IJ01-06 en de daaraan verbonden IN, CN, HB en ZI vakken), waar meerdere interventiewaarde-overschrijdingen zijn geconstateerd in een gebied dat verder voornamelijk als Bbk-klasse B wordt beoordeeld. De andere lokaties waar koper in een gehalte boven de interventiewaarde is aangetroffen, zijn meer incidentele situaties. In die gevallen kan een effect op de lokale waterkwaliteit niet op voorhand worden uitgesloten, maar lijkt een effect op het niveau van het Noordzeekanaal als geheel onwaarschijnlijk. Deze zijn daarom niet verder beoordeeld.

4.5.1.2 TBT

Ook voor TBT zal de aandacht zich moeten richten op het westelijk deel van Amsterdam (de eerste IJ-vakken en de daaraan verbonden IN-vakken), aangezien daar TBT-gehalten boven de interventiewaarde zijn aangetroffen. Ook de Vlothaven laat zich kenmerken door gemiddeld hogere gehalten. Daarnaast moet het TBT probleem echter in een breder kader beoordeeld worden. Er is namelijk geen directe relatie tussen de interventiewaarde en de KRW-normen voor water. Anders gezegd: ook in gebieden waar de interventiewaarde niet wordt overschreden, zijn overschrijdingen van de KRW-norm zeker niet uitgesloten.

4.5.1.3 PCB's

De interventiewaarde voor PCB's wordt in slechts 11 monsters overschreden. PCB's oefenen daarmee geen grote invloed op het BBK-eindoordeel uit. Tegelijkertijd is het noodzakelijk om ook voor PCB's de mogelijke invloed van de waterbodem op de gestelde doelen nader te beschouwen. Dit komt omdat een mogelijke overschrijding van de waterkwaliteitsdoelen niet is beperkt tot situaties waarbij de interventiewaarde in sediment wordt overschreden. Zo komt de norm voor PCB's in zwevende stof (8 µg/kg dg) overeen met sedimentgehalten van 4 µg/kg per individuele PCB en daarmee een norm voor de som7 van 28 µg/kg. Dit is een gehalte dat binnen het Bbk als klasse A wordt beoordeeld (max. klasse A = 139 µg/kg).

4.5.1.4 Kwik

Ook voor kwik geldt dat het aantal aangetroffen interventiewaarde overschrijdingen gering is en zich voornamelijk beperkt tot het van Hasselkanaal en het Buiksloterkanaal (die bijna over hun gehele lengte de interventiewaarde voor kwik overschrijden) en de daarop aangesloten CN-vakken. Tegelijkertijd is voor kwik bekend (IMARES, 2009; 2010) dat overschrijdingen van de KRW-biotanorm ook bij een BBK-klasse B en zelfs bij een BBK-klasse A kunnen optreden. Voor kwik dient de beoordeling zich daarom te richten op het gehele IJ, aangezien daar de kwikgehalten in de toplaag vrijwel overal als Bbk-klasse B zijn beoordeeld.

4.5.1.5 Ecologische doel macrofauna

Effecten op de macrofauna zijn vooral te verwachten in gebieden met een hoge metaal (met name Cu, Zn, Ni) en/of PAK-verontreiniging. Deze zijn in beperkte mate aanwezig. PAK's worden bijvoorbeeld vooral als Bbk-klasse <AW of A beoordeeld en ook voor zink en nikkel is het aantal interventiewaarde overschrijdingen beperkt. Een directe link met de macrofauna inventarisatie is verder moeilijk te maken door het beperkte aantal ecologische monitoringspunten. Voor de macrofauna zullen de potentiële effecten vanuit de waterbodem daarom voor het gehele kanaal worden beoordeeld.

4.5.1.6 Som-TEQ

De sterkste verontreiniging met dioxines (die binnen de som-TEQ in aal een relevant aandeel hebben in de Riebeeckhaven) bevindt zich zoals bekend in het Noordzeekanaal ter hoogte van de Jan van Riebeeckhaven. Dit deelgebied zal daarom specifiek in de beoordeling betrokken worden. Ook voor de som-TEQ geldt echter dat overschrijdingen van deze norm in biota niet perse beperkt zijn tot gebieden met een interventiewaarde overschrijding. Ook voor deze parameter zal daarom het Noordzeekanaal als geheel moeten worden beoordeeld.

In het regionale beeld van de sedimentkwaliteit valt vooral op dat een groot deel van de geconstateerde interventiewaarde-overschrijdingen zich concentreert rond de eerste IJ-vakken en de daaraan verbonden IN-vakken. Dit is een complex hydrologisch gebied. Zo neemt de diepte naar het oosten met meerdere meters af (ten opzichte van de meer westelijk gelegen Noordzeekanaal-vakken) terwijl de breedte juist toeneemt. Deze afgenomen waterdiepte kan ervoor zorgen dat de invloed van de scheepvaart op de opwerveling van sediment exponentieel toeneemt (kielspeling wordt aanzienlijk kleiner). Tegelijkertijd treedt in dit gebied een menging van waterlagen op, aangezien de zoutwater tong op de bodem hier naar boven wordt gedwongen en mengt met het zoetere water dat uit Amsterdam komt. Ten slotte verschilt ook het organisch stofgehalte, dat in de IJ-vakken hoger is dan in de rest van het kanaal.

5 Beoordelen waterbodem cf. Handreiking

In hoofdstuk 3 is een overzicht gegeven van de doelen in het Noordzeekanaal die momenteel niet gehaald worden en mogelijk worden beïnvloed door de verontreinigingen in het sediment. In hoofdstuk 4 is vervolgens een overzicht gegeven van de aanwezige meetgegevens voor deze stoffen in oppervlaktewater, sediment, zwevende stof en biota. In de samenvattende paragraaf 4.5 zijn beide hoofdstukken geïntegreerd en is aangegeven voor welke stoffen en in welke deelgebieden de mogelijke invloed van de verontreinigingen in het sediment nader beoordeeld moeten worden.

Deze beoordelingen zijn uitgevoerd cf. de Handreiking Beoordelen Waterbodem (Min. I&M, 2010). Bij de bespreking hiervan wordt de indeling van de Handreiking aangehouden:.

- §5.1 Milieukwaliteitsnormen voor totale concentraties in oppervlaktewater
 - TBT
- §5.2 MTR voor oppervlaktewater (zogenaamd gestandaardiseerd water met 30 mg/l zwev. stof)
 - Koper
- §5.3 MTR voor zwevende stof
 - PCB
- §5.4 Biotanormen
 - Hg
- §5.5 Ecologische doelen voor macrofauna
 - msPAF
- § 5.6 Samenvatting van de bevindingen.

De beoordeling in dit hoofdstuk 5 zijn zoals gezegd uitgevoerd conform de Handreiking. Voor één parameter (de som-TEQ voor biotanormen en visserij) bestond behoefte aan een verdiepingsslag met meer specialistische beoordelingsmethoden. Deze zijn beschreven in hoofdstuk 6 (Normen ter bescherming van de mens en milieu).

5.1 Tributyltin (TBT)

De waterkwaliteitsnorm voor TBT is opgesteld voor 'totaal water', dat wil zeggen water met alle zwevende bestanddelen die zich daarin bevinden. Er is zowel een norm voor de jaargemiddelde als voor de maximale concentratie, maar in het geval van TBT zijn die aan elkaar gelijk gesteld. In de Handreiking Beoordelen Waterbodems is beschreven dat voor de beoordeling van de mogelijke bijdrage vanuit de waterbodem allereerst onderscheid tussen stromende en (semi-)stagnante wateren gemaakt moet worden. Voor het Noordzeekanaal is de semi-stagnante situatie van toepassing omdat de stroming als gevolg van de waterafvoer te gering is om opwerveling te veroorzaken. Vervolgens moet worden nagegaan of de verontreinigingen gebonden aan zwevende stof relevant zijn voor de normoverschrijding. Dit is voor TBT zeker het geval.

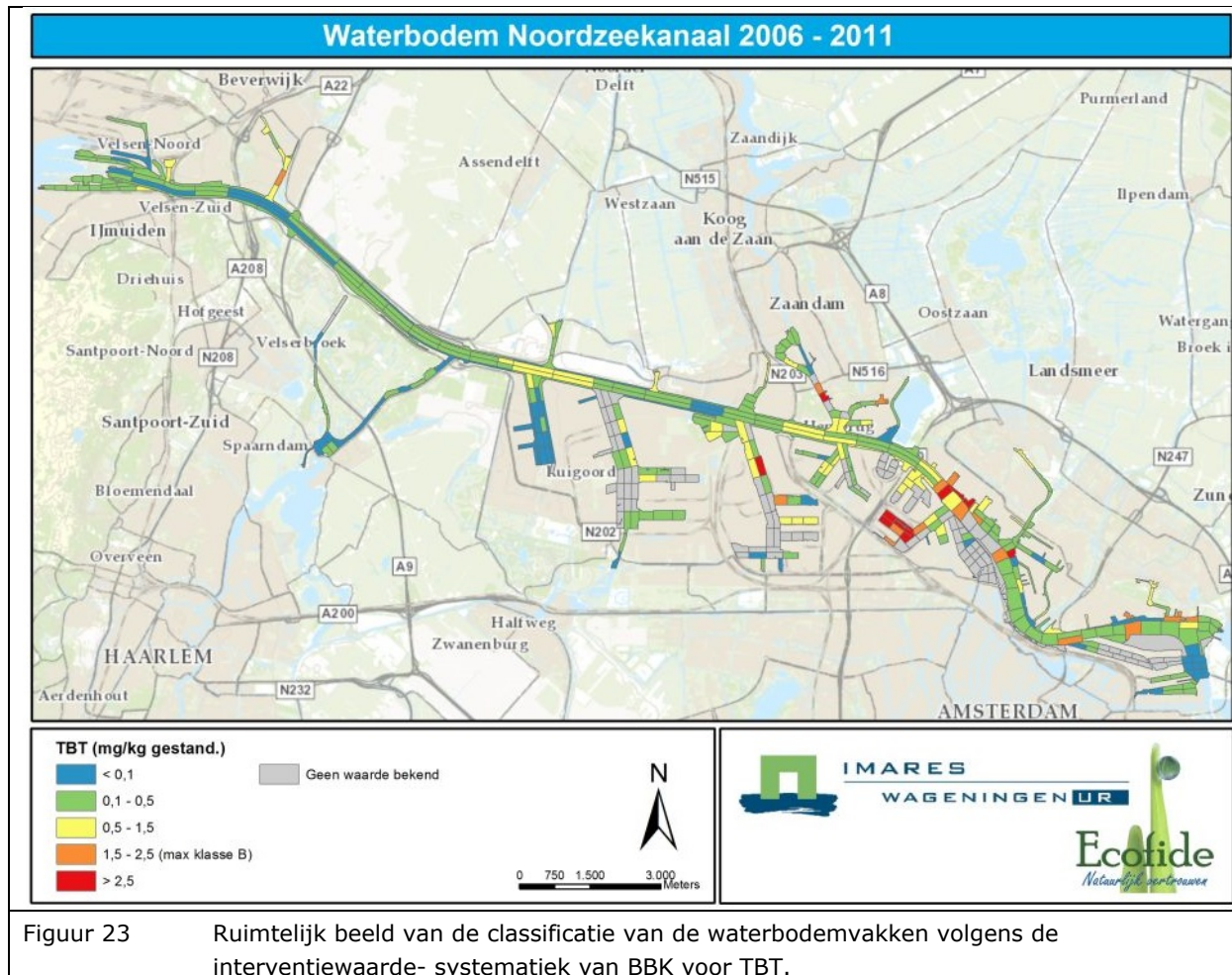
Vervolgens dient in de monitoringsdata te worden nagegaan of dit verband ook is aan te tonen: is er een relatie tussen de mate van normoverschrijding en de concentratie aan zwevende stof (mg/l). Deze relatie is voor TBT zeker te verwachten. Alleen kan hij niet worden aangetoond omdat alle TBT-concentraties in water onder de detectiegrens liggen. Dit betekent dat de hoeveelheid zwevende stof en het daaraan gebonden TBT te laag is voor een betrouwbare analyse in totaal water.

De volgende stap in de beoordeling is nagaan of scheepvaart tot een opwerveling van sediment kan leiden. Dit is voor het Noordzeekanaal in twee verschillende onderzoeken aangetoond (zie hoofdstuk 2), waarbij de maximaal gemeten zwevende stof concentraties nabij de bodem op kunnen lopen tot 350 mg ZS/l. In de zotere bovenlaag (tot ca. 8 m diep) veranderde er weinig aan het zwevende stof gehalte. Dit betekent dat nadelige effecten van de opwerveling van sediment zich primair zullen richten op de diepere waterlagen. Door de complexe hydrologische situatie in het Noordzeekanaal (met een zout gradiënt in de lengte en in de diepte, een oostelijke gerichte stroming over de bodem en een westelijk gerichte

stroming aan het wateroppervlak en een verticale menging in met name het midden gedeelte) zal de mate waarin deze effecten ook in de minder diepe waterlagen zijn vast te stellen per locatie verschillen.

Op basis hiervan kan geconcludeerd worden dat opwerveling van sediment in het Noordzeekanaal waarschijnlijk is én dat deze opwerveling tot normoverschrijding in het oppervlaktewater leidt (en dan met name in de diepere waterlagen). De volgende stap is beoordelen of de beschikbare monitoringsresultaten van TBT in sediment (Figuur 24) en zwevende stof (Tabel 10) verband met elkaar lijken te houden.

Figuur 23 illustreert dat de beoordeling zich vooral dient te richten op de westelijke regio van Amsterdam, aangezien daar interventiewaarde overschrijdingen over een groter oppervlak zijn aangetroffen. De licht verhoogde gehalten tussen de kilometers 11-13 hebben overigens te maken met de aanwezigheid van een baggerstortvak. De analyse begint echter bij het binnenkomende water (cq. zwevende stof vanuit het Amsterdam-Rijnkanaal en IJmeer). In Tabel 10 zijn de beschikbare metingen opgenomen om zicht te krijgen op de TBT-gehalten in het binnenkomende zwevende stof. Helaas zijn geen TBT-analyses beschikbaar in het Amsterdam-Rijnkanaal noch het IJmeer. De verwachtingswaarde is daarmee enigszins onzeker maar zal waarschijnlijk tussen de 20-30 µg Sn/kg (gestand.) zwevende stof bedragen gelet op de gehalten bij Lobith, Nieuwegein, Hagestein en het Ketelmeer (zie Tabel 10). Vervolgens kan dit vergeleken worden met de TBT-gehalten in sediment zoals opgenomen in Figuur 23. Hierbij moet men letten op de gehanteerde eenheden. In Tabel 10 is TBT opgenomen als µg Sn/kg gestandaardiseerd zwev. stof, terwijl in Figuur 23 de sedimentgehalten zijn opgenomen als mg TBT/kg gestandaardiseerd sediment (om aansluiting bij de IW te houden). In de praktijk is het verschil echter niet zo groot: Een gehalte op tin-basis is circa 40% van het totaal gehalte op TBT basis, en het verschil tussen gestandaardiseerd sediment en zwevende stof is een factor 2 (ivm ander organisch stofgehalte). In de praktijk is het netto verschil dus een factor 1.2, wat met de meetonzekerheden in de getallen te verwaarlozen is. De µg Sn in zwevende stof kunnen daardoor direct vergeleken worden met de µg TBT in sediment.



Tabel 10 TBT concentraties in zwevende stof ($\mu\text{g Sn/kg}$) in het Noordzeekanaal en enkele toeleverende wateren. Voor het Noordzeekanaal is een onderscheid gemaakt tussen een standaard monstername op 1m onder het wateroppervlak en een aanvullende monstername 1m boven de bodem. Weergegeven zijn de gemiddelde waarde met tussen haakjes de standaard deviatie. ARK: Amsterdam-Rijnkanaal					
		Zwevende stof		Tributyltin	
		mg/l	% OC	Zwev stof $\mu\text{g Sn/kg}$ niet gest.	Zwev stof $\mu\text{g Sn/kg}$ gest.
Toeleverende wateren					
Rijn (Lobith)	Onder opp.	13,4 (14,4)	5,3 (1,6)	2,8 (1,4)	6,4 (3,2)
'ARK' (Nieuwegein) ¹⁾	Onder opp.	27,1 (11,0)	4,8 (0,7)	21,9 (12,6)	55,8 (36,2)
'ARK' (Hagestein)	Onder opp.	4,0 (1,4)	4,1 (0,7)	4,6 (1,0)	13,0 (1,8)
'IJmeer' (Ketelmeer) ¹⁾	Onder opp.	10,4 (11,1)	7,6 (3,5)	5,4 (1,6)	9,7 (4,3)
Noordzee (Noordwijk, 2km)	Onder opp.			?	?
Noordzeekanaal					
IJmuiden (km 2)	Onder opp.	8,2 (3,6)	15,2 (7,1)	81,3 (39,7)	79,9 (50,6)
	Boven bodem	7,7 (3,8)	10,3 (3,7)	62,0 (5,7)	80,1 (39,5)
Westzaan (km 13)	Onder opp.	7,8 (3,1)	15,9 (4,9)	83,0 (27,7)	71,3 (49,0)
	Boven bodem	9,4 (4,7)	13,1 (3,2)	81,3 (18,1)	78,3 (37,5)
Amsterdam (km 25)	Onder opp.	9,6 (3,1)	8,5 (2,8)	78,2 (40,3)	118 (72,6) ²⁾
	Boven bodem	11,3 (5,5)	6,4 (0,6)	121 (52,9)	224 (109)

Metingen zijn gebaseerd op de beschikbare analyses uit de periode 2009-2012. De zwevende stof analyses 1 meter boven de bodem zijn uitgevoerd in 2009 en 2012 maar niet in tussenliggende jaren.

¹⁾ TBT analyses zijn alleen beschikbaar in de jaren 2004-2005

²⁾ TBT in 2009 is relatief hoog; Gemiddelde over 2010-2012 was 95 $\mu\text{g Sn/kg}$

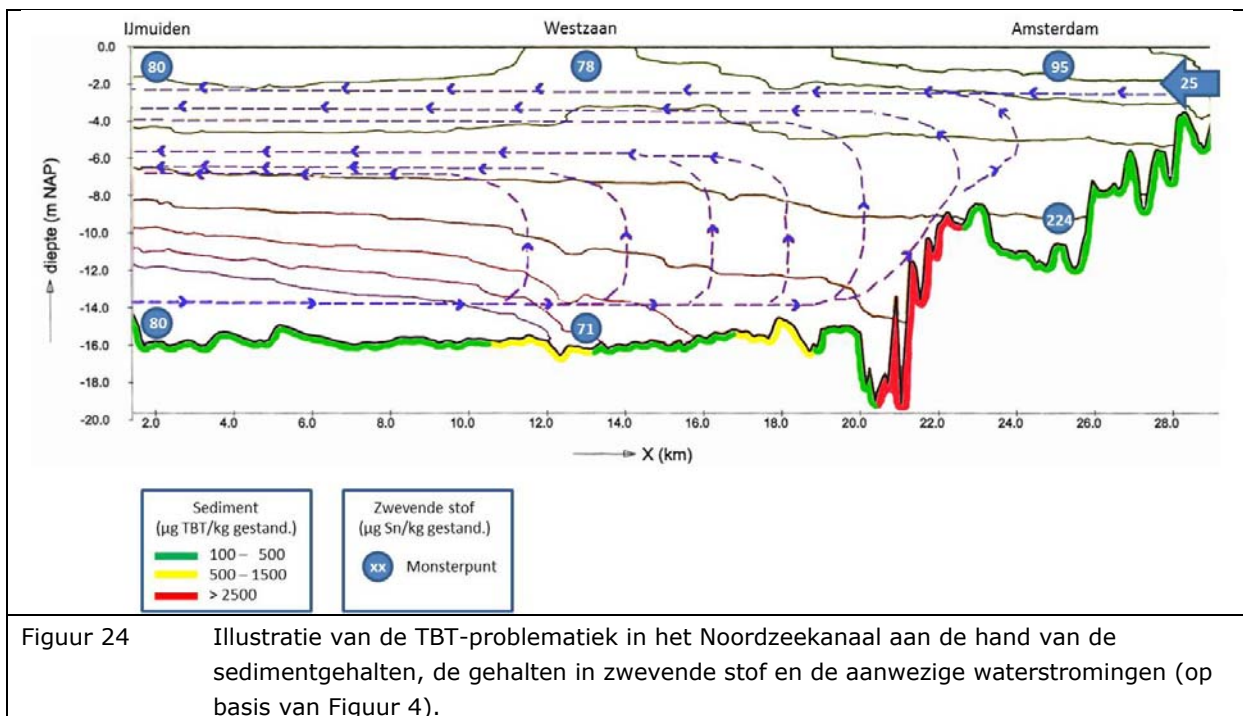
Uit Figuur 23 blijkt dat de waterbodenvakken tussen het Amsterdam-Rijnkanaal en Schellingwoude een laag TBT-gehalte hebben van onder de 100 $\mu\text{g/kg}$ (gemiddeld over alle Ym-vakken = 50 $\mu\text{g/kg}$). Dit komt overeen met de verwachting, aangezien juist in deze vakken een gedeelte van het zwevende stof uit het Amsterdam-Rijnkanaal blijkt te bezinken en de TBT-gehalten in dit materiaal laag zijn. Op het meetpunt Amsterdam is het TBT-gehalte in het zwevende stof toegenomen tot ca. 100 $\mu\text{g Sn/kg}$ (Tabel 10). Deze toename zou veroorzaakt kunnen zijn door opwerveling van sediment, aangezien de TBT-gehalten in het sediment op het tussenliggende stuk tussen de 100 en 500 $\mu\text{g/kg}$ variëren. De eventuele aanwezigheid van lokale bronnen is echter verder niet onderzocht.

Vervolgens passeert dit water de vakken IJ-01 t/m IJ-03 en IN01-02¹⁴ in het westelijk deel van Amsterdam, waar het TBT-gehalte in het sediment de interventiewaarde van 2,5 mg/kg (ver) overschrijdt. Als de opwerveling en menging op dit traject zich op een vergelijkbare wijze plaatsvindt als in het oostelijk deel van Amsterdam, dan zou men bij dergelijke gehalten in de bodem, TBT-gehalten van rond de 1000 $\mu\text{g/kg}$ in het zwevende stof kunnen verwachten (inschatting op orde grootte). Dergelijke gehalten worden echter niet aangetroffen op het meetpunt Westzaan. Het effect van opwervelend sediment in de westelijke regio van Amsterdam leidt dus niet tot grote, meetbare effecten op het watersysteem als geheel.

¹⁴ In Figuur 23 zijn niet alle genoemde vakken rood. Het gaat hierbij echter wel om een uitgemiddeld vak op basis van punten. Er waren in deze vakken punten met waarden $\gg I$ en $\ll I$. Het analyseren van één mengmonster per waterbodenvak is niet toegestaan ("uitmengen van een $>I$ ") en ook niet aan te raden. Beter zou het zijn om met steekmonsters de lokale bron verder te karteren.

Dit zou in theorie met zowel de hoeveelheid zwevende stof als de mate van opwerveling bij het begin van het IJ te maken kunnen hebben. De bijdrage van de hoeveelheid zwevende stof kan echter worden uitgesloten. Op jaarbasis is de vracht aan zwevende stof in het kanaal bij Amsterdam zo'n $20 \cdot 10^6$ kg (debiet van $65 \text{ m}^3/\text{sec}$ en zwev stof van 10 mg/l). De hoeveelheid zwevende stof in het kanaal tussen IJmuiden en het begin van het IJ is ongeveer $1 \cdot 10^6$ kg (volume * 10 mg/l). Een significant hoger TBT-gehalte in het zwevende stof nabij het begin van het IJ zou dan op zijn minst tot hogere meetwaarden in Westzaan leiden. Deze zijn echter niet aangetroffen (Tabel 10). Dat betekent dat de opwerveling van het sediment in het begin van het IJ en de daaropvolgende menging over de gehele waterkolom waarschijnlijk laag is.

Een mogelijke verklaring hiervoor kan worden gevonden in de dieptelijnen van de waterbodem zoals weergegeven in Figuur 24. De vakken IJ-01 t/m IJ-03 liggen namelijk tussen de kilometers 20,6 – 22,4 en daarmee precies in het gebied waar de overgang in de waterdiepte plaatsvindt tussen het eigenlijke kanaal en het IJ. Zo'n onderwater-helling zou normaliter een plaats kunnen zijn waar erosie van slib gemakkelijker plaatsvindt. De dieptelijnen in Figuur 24 laat echter juist op dit traject grote verschillen in de diepte zien op een verhoudingsgewijs kleine ruimtelijke schaal. Er zitten een soort putten in de bodem, waar het fijne sediment moeilijk uit is weg te spoelen, mede door het verschil in zoutgehalte met de bovenliggende waterlagen. Helaas ontbreken de metingen om dit te verifiëren.



Tegelijkertijd wil dit niet zeggen dat TBT in de waterbodem géén effect op het oppervlaktewater heeft. Het binnenkomende zwevende stof, zowel vanuit het oosten als vanuit het westen heeft namelijk een lager TBT-gehalte. Verder is ook de input vanuit scheepvaart het laatste decennium sterk gedaald. Het TBT-gehalte in de toplaag van het sediment op het grootste deel van het Noordzeekanaal varieert zo rond de $100 - 500 \text{ µg/kg}$ (alle NZK-vakken gemiddeld = 290 µg/kg). Opwerveling van dit materiaal, te samen met een beperkte verse input, komt goed overeen met het overall gemeten gehalte van rond de 80 µg Sn/kg in zwevende stof.

Samenvattend oordeel TBT (norm heeft betrekking op de totaal concentratie in oppervlaktewater)

In de westelijke delen van het IJ zijn zeer sterk verhoogde TBT-gehalten aangetroffen, waarbij de interventiewaarde met meer dan een factor 10 wordt overschreden. Opwerveling van dit sediment zal lokaal tot een ernstige normoverschrijding in het oppervlaktewater leiden, met name vlak boven de bodem. Een significant effect van deze lokatie op het TBT-gehalte in het waterlichaam als geheel is met de huidige gegevens niet aantoonbaar, maar tegelijkertijd niet onwaarschijnlijk. Verder zijn de TBT-gehalten in het zwevende stof van het Noordzeekanaal hoger dan wat aan de westzijde of oostzijde binnenkomt. Te samen met de verbodsbeaalen die de bronnen van TBT (erosie vanaf schepen) beperken heeft dit ondertussen tot significant dalende gehalten in het Noordzeekanaal geleid (trend vanaf 2000). Juist de laatste jaren lijkt deze daling echter te stagneren, terwijl de gehalten in zwevende stof nog een aanvullende factor 5-10 zouden moeten dalen om de KRW-doelstelling te realiseren. Zonder specifieke ingrepen zal dit naar alle waarschijnlijkheid meerdere decennia gaan duren. Als men dit proces wil versnellen dan zou men zich moeten richten op het verwijderen van zoveel mogelijk vracht aan TBT op plaatsen waar een actieve uitwisseling tussen water en sediment is. Het toevoegen van de parameter TBT aan vergunningsprocedures kan daarbij helpen, maar ook een gerichte ingreep rond de vakken IJ01-03 en IN01-02 is een effectieve maatregel. Zonder ingreep zal een verdere verspreiding vanuit deze vakken de omvang van het TBT probleem laten toenemen.

5.2 Koper

De waterkwaliteitsnorm voor koper bedraagt 3,8 µg/l en geldt voor zogenaamd "gestandaardiseerd oppervlaktewater". Hierbij wordt de meting zonder filtratie uitgevoerd en vervolgens omgerekend naar een oppervlaktewater met de standaard hoeveelheid van 30 mg/l zwevende stof. Bij de beoordeling van deze norm mag men rekening houden met de uitkomsten van een tweede fase toetsing (correctie op achtergrondwaarden en biobeschikbaarheid). In het Bronndocument (RWS, 2009b) is echter aangegeven dat de hiervoor benodigde gegevens ontbreken.

In figuur 3.6 van de Handreiking Beoordelen Waterbodems is toegelicht hoe de beoordeling wordt uitgevoerd. In de eerste stap wordt uitgerekend wat de totaal-water concentratie zou zijn als het zwevende stof volledig zou bestaan uit opgewerveld sediment. In deze werkwijze is de invloed van het opgeloste koper nog niet meegenomen. Echter, als alleen de opwerveling van slib al tot een normoverschrijding kan leiden is de bijdrage van dit opgeloste koper minder relevant. Het kritische kopergehalte in sediment is daarmee te berekenen en bedraagt 82 mg/kg gestandaardiseerd. Dat wil zeggen dat opwerveling van sediment met een kopergehalte boven deze grens van 82 mg/kg zal leiden tot een situatie waarbij alleen het koper aan het zwevende stof al leidt tot een overschrijding van de norm in oppervlaktewater. Dit gehalte ligt daarmee iets onder het maximum voor de BBK-klasse A (96 mg/kg). Zou de bijdrage van opgelost koper (voor het Noordzeekanaal gem 2,5 µg/l) worden meegenomen dan zou deze kritische grenswaarde iets lager worden.

In Figuur 15 is de regionale verdeling van het kopergehalte in het sediment geïllustreerd. De opdeling in klassen (cq. kleurcodes) is hierbij op zowel de Bbk-grenzen (40; 96; 190 mg/kg) gebaseerd als op de bovenstaande grenswaarde van 82 mg/kg. Deze figuur illustreert dat met name in het westelijk deel van Amsterdam een groter oppervlak is aangetroffen met een kopergehalte >82 mg/kg. Opwerveling van dit sediment kan daarmee lokaal (en in ieder geval direct boven de bodem) leiden tot een normoverschrijding. In hoofdstuk 2 is betoogd dat de scheepvaart op het Noordzeekanaal zal leiden tot opwerveling van sediment. Dit was gebaseerd op metingen in het westelijk, meer zandige deel van het Noordzeekanaal nabij IJmuiden, en zal waarschijnlijk ook gelden voor het huidige traject in het westen van Amsterdam met een geringere diepte en een hoger percentage organisch stof en lutum.

Vervolgens is het van belang na te gaan hoe groot de bijdrage van zwevende stof uit bovenstroomse delen is. Door deze bijdrage in te schatten kan namelijk beoordeeld worden of een lokale opwerveling van verontreinigd sediment ook een negatieve invloed op het waterlichaam als geheel kan hebben.

Hiervoor is allereerst naar de beschikbare metingen in zwevende stof gekeken (Tabel 11). Uit deze tabel blijkt dat het gemiddelde kopergehalte in het binnenkomende zwevende stof vanuit het Amsterdam-Rijnkanaal rond de 90-100 mg/kg ligt. De gehalten in het IJmeer lijken aanzienlijk lager (20 mg/kg), maar de vraag is in hoeverre het monitoringspunt bij Pampus representatief is voor de situatie bij de Schellingwouderbrug. Voor deze laatste locatie is namelijk slechts één meting uit 1991 beschikbaar, maar die resulteerde wel in een kopergehalte van 103 mg/kg.

Om de vergelijking met kopergehalten in opwervend sediment te kunnen maken, dient bedacht te worden dat het kopergehalte in 'standaard' zwevende stof circa 1,5 keer hoger is (door het verschil in organisch stof en lutumgehalte). Het genoemde kritische kopergehalte van 82 mg/kg in sediment komt daardoor vrijwel overeen met een gehalte in het zwevende stof van 127 mg/kg. Opwerveling van dergelijk sediment leidt daarmee tot een zwevende stof gehalte dat ten minste 20% hoger ligt dan het binnenkomende materiaal. Dit kan 'an sich' als een ongewenste situatie worden gezien. Het hoeft echter niet tot een negatief effect op het watersysteem als geheel te leiden. Dit hangt namelijk van de mate van verdunning af.

Naast de hoeveelheid zwevende stof is hierbij ook de verontreiniging van het zwevende stof van belang. Naast de kritische grenswaarde van 82 mg/kg is daarom ook uitgerekend wat het kritische kopergehalte in sediment is voor een vijfvoudige overschrijding van de oppervlaktewater norm. Met een dergelijke verhoging zou namelijk sprake zijn van een effect dat duidelijk boven de ruimtelijke en temporele variatie uitstijgt. Deze waarde bedraagt 410 mg/kg. Ook deze grenswaarde is daarom in Figuur 15 opgenomen.

Tabel 11 Koper concentraties in zwevende stof (mg/kg) en oppervlaktewater (µg/l) in het Noordzeekanaal en enkele toeleverende wateren, alsmede de hoeveelheid zwevende stof per liter (mg/l). Onderscheid is gemaakt tussen een standaard monsternamen op 1m onder het wateroppervlak en een aanvullende monsternamen 1m boven de bodem. Weergegeven zijn de gemiddelde waarde met tussen haakjes de standaard deviatie. ARK: Amsterdam-Rijnkanaal.							
		Zwevende stof		Koper			
		mg/l	% OC	Zwev stof mg/kg niet gest	Zwev stof mg/kg gest	Water µg/l totaal ¹⁾	Water µg/l opgelost
Toeleverende wateren							
Rijn (Lobith)	Onder opp.	13,4 (14,4)	5,3 (1,6)	72,7 (14,4)	89,6 (23,2)	3,9 (1,0)	1,9 (0,2)
'ARK' (Nieuwegein)	Onder opp.	28,1 (14,4)	4,5 (0,5)	80,7 (13,1)	96,2 (15,8)	5,9 (2,2)	2,3 (0,3)
IJmeer (Pampus)	Onder opp.	10,9 (6,1)	20,7 (6,1)	22,8 (13,7)	20,3 (11,2)	1,2 (0,3)	1,0 (0,2)
Noordzee (Noordwijk, 2km)	Onder opp.	16,6 (15,8)	5,6 (4,1)	28,6 (10,9)	37,5 (17,9)	1,6 (0,6)	1,3 (0,6)
Noordzeekanaal							
IJmuiden (km 2)	Onder opp.	8,2 (3,6)	15,8 (7,4)	94,1 (41,0)	84,1 (38,3)	3,3 (0,5)	2,9 (0,7)
	Boven bodem	7,7 (3,8)	10,3 (3,7)	101 (20,7)	103 (20,0)	2,6 (0,5)	2,1 (0,3)
Westzaan (km 13)	Onder opp.	7,8 (3,1)	15,9 (4,9)	161 (181)*	144 (166)*	3,2 (0,4)	2,8 (0,5)
	Boven bodem	9,4 (4,7)	13,1 (3,2)	79,5 (18,2)	78,0 (21,9)	3,1 (0,4)	2,6 (0,4)
Amsterdam (km 25)	Onder opp.	9,6 (3,1)	8,5 (2,9)	93,3 (16,9)	87,4 (21,4)	3,1 (0,5)	2,5 (0,8)
	Boven bodem	11,3 (5,5)	6,4 (0,6)	107 (15,4)	107 (18,0)	3,3 (0,9)	2,1 (0,6)

Metingen zijn gebaseerd op de beschikbare analyses uit de periode 2009-2012. De zwevende stof analyses 1 meter boven de bodem zijn uitgevoerd in 2009 en 2012 maar niet in tussenliggende jaren.

¹⁾ Totaal water concentraties, maar niet gestandaardiseerd naar 'standaard water'

*4 metingen waarvan 1 uitschieter (gem zonder uitschieter 71 mg/kg niet gest dan wel 62 gest)

Naast het verschil in kopergehalte tussen opgewerveld sediment en binnenkomend zwevende stof wordt het uiteindelijke effect op het watersysteem als geheel sterk bepaald door de hoeveelheid zwevende stof in mg/l en de mate waarin dit wordt gemengd. Door de complexe hydrologische situatie van het Noordzeekanaal is dit alleen kwalitatief te beschrijven en wel als volgt:

Het uit het Amsterdam-Rijnkanaal binnenkomende water heeft een zwevende stof gehalte van 10-20 mg/l met een kopergehalte van 90-100 mg/kg. Een deel van dit zwevende stof bezinkt direct bij binnenkomst in het waterlichaam Noordzeekanaal (in het oostelijk deel van Amsterdam). Het resterende deel mengt met het zwevende stof dat via het IJmeer wordt ingelaten. Bij het meetpunt Amsterdam is het zwevende stof gehalte gedaald tot zo'n 9,6 mg/l zonder dat dit gevolgen heeft gehad voor het kopergehalte (nog steeds rond de 90-100 mg/kg). Een toename in het kopergehalte is ook niet te verwachten aangezien Figuur 15 laat zien dat het kopergehalte in het sediment op het tussenliggende deel van het kanaal veelal <82 mg/kg is.

Vervolgens stroomt dit water aan de westzijde van Amsterdam over een traject met duidelijk hogere kopergehalten in het sediment. De aanwezigheid van grote zeeschepen kan hier leiden tot de opwerveling van sediment. Dit betekent, dat op deze lokale schaal ervan kan worden uitgegaan dat het zwevende stof nabij de bodem gemiddeld genomen hogere kopergehalten zal kennen. Metingen om dit te bevestigen zijn echter niet voorhanden. De menging van dit opgewerkte sediment met het zwevende stof afkomstig van Amsterdam-Rijnkanaal & IJmeer zal de kopergehalten in het zwevende stof verlagen. Hierbij kan tevens worden opgemerkt dat het sediment met de hoogste gehalten niet in het kanaal en/of IJ zelf maar juist in de havens werd aangetroffen. Ook dit zal het netto effect op het waterlichaam als geheel verkleinen. De eerdere beoordeling van TBT lijkt daarbij tevens aan te geven dat de mate van opwerveling en/of opmenging in het westelijk deel van het IJ relatief gering is. Ten slotte stroomt dit water verder in richting Westzaan en wordt hierbij continu gemengd met zouter water dat over de bodem vanuit IJmuiden in de richting van Amsterdam stroomt (zie ter illustratie de stromingspatronen in Figuur 4). Deze menging verlaagt de kopergehalten verder zodat bij het meetpunt Westzaan geen verschil meer met de gehalten in Amsterdam kan worden aangetoond.

Al met al leidt dit tot de verwachting dat de opwerveling van sediment in het westelijke deel van het IJ tot een lokale verhoging van het kopergehalte in zwevende stof nabij de bodem leidt en daarmee tot een normoverschrijding in het lokale, dieper gelegen oppervlaktewater. Het netto effect op het waterlichaam als geheel is moeilijk te kwantificeren, maar de beschikbare metingen op de drie meetpunten laten geen significante verschillen zien. Conform de Handreiking Beoordelen Waterbodems moet dan ook geconcludeerd worden dat het verontreinigde sediment lokaal tot een effect op de waterkwaliteit kan leiden, maar dat geen merkbaar effect op het waterlichaam als geheel is waar te nemen.

Dan resteert de vraag of dit lokale effect tot een nadere actie zou moeten leiden. Hier zou normaliter een tweede fase toetsing voor worden uitgevoerd. Bij een tweede fase toetsing wordt de gemeten koperconcentratie gecorrigeerd voor de verwachte biobeschikbaarheid. Voor waterlichamen waar deze toetsing is uitgevoerd blijkt over het algemeen dat de koperconcentraties na correctie onder de norm blijven. Helaas is een dergelijke tweede fase toetsing nog niet beschikbaar voor brak water zoals in het Noordzeekanaal. Als alternatief is daarom gekeken naar de Europese 'Risk Assessment Report' voor koper. Dit document is nog niet formeel bekrachtigd maar is inmiddels wel beschikbaar op de website van het European Chemicals Agency ECHA. In dit rapport wordt voor koper in zoetwater een HC₅-concentratie¹⁵ afgeleid tussen de 7,8 – 27 µg/l, afhankelijk van de fysisch chemische eigenschappen van het water. Voor een Nederlandse sloot is de HC₅ bijvoorbeeld 22-27 µg/l, terwijl voor de Rijn een waarde van 8,2 µg/l wordt afgeleid. In datzelfde document wordt ook een HC₅-waarde voor mariene ecosystemen afgeleid. In dat geval is de hoeveelheid beschikbare data minder groot en wordt een veiligheidsfactor van 2 toegepast op de afgeleide HC₅-concentratie. De voorgestelde norm komt daarmee op 2,6 µg/l op basis van een 'typisch' kustwater met 2 mg DOC/l. Het oppervlaktewater van het Noordzeekanaal heeft gemiddeld genomen een DOC waarde van 7 mg/l. Dit betekent, dat de beschikbaarheid van koper lager is waardoor de toegestane concentratie van 2,6 µg/l hoger zal zijn. Daarnaast is het Noordzeekanaal geen marien maar een brakwater systeem. De te verwachten maximale waarde voor opgelost koper in het Noordzeekanaal zal daarmee tussen de 3 en 8 µg/l liggen. Tabel 11 illustreert dat alle gemeten concentraties hieraan voldoen. Er worden daarom geen negatieve effecten van koper verwacht.

¹⁵ HC staat voor Hazardous Concentration. Dit is de concentratie waarbij een bepaald percentage van de soorten effect ondervindt. In het geval van de HC₅ is dat 5%.

Samenvattend oordeel koper (norm heeft betrekking op de MTR voor oppervlaktewater)

De combinatie van verhoogde kopergehalten in het sediment aan de westzijde van Amsterdam en de opwerveling van dit materiaal door de scheepvaart, leidt waarschijnlijk lokaal tot een overschrijding van de waterkwaliteitsnorm (met name direct boven de bodem, maar data ontbreken). Door de optredende verdunning met zwevende stof van elders is dit effect niet meer vast te stellen op de drie meetpunten IJmuiden, Westzaan en Amsterdam. Er is daarmee geen sprake van een aantoonbaar effect op het waterlichaam als geheel.

Verder lijkt ook het lokale effect geen reden tot zorg. De beschikbare gegevens over de opgeloste koperconcentraties geven namelijk aan dat deze waarschijnlijk niet norm overschrijdend zijn. Uitbreiding van de momenteel beschikbare tweede fase toetsing naar brakwater en mariene systemen is echter nodig voor een formele toetsing.

5.3 PCB

De manier waarop voor PCB's de mogelijke beïnvloeding vanuit de waterbodem wordt beoordeeld komt in grote mate overeen met de beoordeling voor TBT. Weliswaar is de TBT-norm gebaseerd op concentraties in het water en betreft de PCB-norm een gehalte in zwevende stof; in beide gevallen zullen de verontreinigingen met name aan dit zwevende stof gebonden zijn.

Voor de PCB's kan verder een directe vergelijking gemaakt worden tussen de gehalten in sediment en de norm in zwevende stof, door de gestandaardiseerde gehalten te corrigeren voor het verschil in organisch stof (factor 2). De norm in zwevende stof van 8 µg/kg per congener komt daarmee overeen met een sedimentgehalte van 4 µg/kg oftewel een gehalte van de som₇ PCB's van 28 µg/kg. Dit is een gehalte dat net iets boven de achtergrondwaarde van 20 µg/kg ligt en ruim ligt onder de maximum waarde voor Bbk-klasse A (139 µg/kg). Zoals geïllustreerd in Figuur 16 liggen de PCB-gehalten in vrijwel het gehele kanaal boven deze waarde van 28 µg/kg. Opwerveling van sediment zal daarmee zorgen voor een normoverschrijding.

De eerste stappen van de beoordeling conform de Handreiking leiden daarmee voor PCB's tot eenzelfde conclusie als voor TBT: geconcludeerd mag worden dat opwerveling van sediment in het Noordzeekanaal waarschijnlijk is én dat deze opwerveling tot een normoverschrijding in het oppervlaktewater leidt (en dan met name in de diepere waterlagen). De volgende stap in de beoordeling is daarom een meer nauwkeurige analyse van de regionale verschillen in de PCB-gehalten in sediment (Figuur 16) in combinatie met een analyse van de beschikbare zwevende stof analyses (Tabel 12). Ook de invloed van bovenstroomse bronnen dient in ogenschouw te worden genomen.

Uit Tabel 12 blijkt dat de PCB-gehalten in het zwevende stof van het Noordzeekanaal over het algemeen lager zijn dan in Lobith (de enige uitzondering is een zwevende stof monster bij Amsterdam dat nabij de bodem werd verzameld). Als vervolgens naar de meer direct bovenstrooms gelegen wateren wordt gekeken dan blijken de PCB gehalten in het IJmeer duidelijk lager dan in Lobith, terwijl de waarden in het Amsterdam-Rijnkanaal gelijk of wellicht iets hoger zijn dan in Lobith. De stijging van de PCB-gehalten tussen Lobith en Hagestein/Nieuwegein houdt overigens verband met de opwerveling van verontreinigd slib in de Nederrijn, die met name bij lage waterstanden een rol speelt (Ecofide, 2011). Ten slotte blijkt dat de gehalten in Amsterdam iets hoger zijn dan in IJmuiden en Westzaan.

Tabel 12 PCB concentraties in zwevende stof ($\mu\text{g}/\text{kg}$) in het Noordzeekanaal en enkele toeleverende wateren. Voor het Noordzeekanaal is onderscheid gemaakt tussen een standaard monstername op 1m onder het wateroppervlak en een aanvullende monstername 1m boven de bodem. Weergegeven zijn de gemiddelde waarde met tussen haakjes de standaard deviatie. ARK is Amsterdam-Rijnkanaal .

		Zwevende stof		Som 7 PCB	
		mg/l	% OC	Zwev stof $\mu\text{g} / \text{kg}$ niet gest.	Zwev stof $\mu\text{g} / \text{kg}$ gest.
Toeleverende wateren					
Rijn (Lobith)	Onder opp.	13,4 (14,4)	5,3 (1,6)	61,4 (26,9)	141,9 (74,2)
'ARK' (Nieuwegein) ¹⁾	Onder opp.	27,1 (11,0)	4,8 (0,7)	107,6 (35,9)	273,1 (83,2)
ARK (Nieuwersluis) ²⁾	Onder opp.		5,7 (0,9)	81,2 (9,4)	168,7 (34,3)
IJmeer (Pampus)	Onder opp.	10,9 (6,1)	20,7 (6,1)	7,2 (1,2)	4,1 (0,7)
Noordzee (Noordwijk, 2km)	Onder opp.	16,6 (15,8)	5,6 (4,1)	13,3 (2,6)	34,7 (19,7)
Noordzeekanaal					
IJmuiden (km 2)	Onder opp.	8,2 (3,6)	15,2 (7,1)	70,1 (18,5)	65,3 (37,6)
	Boven bodem	7,7 (3,8)	10,3 (3,7)	62,0 (5,7)	80,1 (39,5)
Westzaan (km 13) ³⁾	Onder opp.	7,8 (3,1)	15,9 (4,9)	63,3 (10,0)	50,3 (18,6)
	Boven bodem	9,4 (4,7)	13,1 (3,2)	62,7 (13,2)	57,3 (12,2)
Amsterdam (km 25)	Onder opp.	9,6 (3,1)	8,5 (2,8)	70,2 (10,8)	103,4 (29,1)
	Boven bodem	11,3 (5,5)	6,4 (0,6)	77,2 (13,8)	141,3 (31,1)

Metingen zijn gebaseerd op de beschikbare analyses uit de periode 2009-2012. De zwevende stof analyses 1 meter boven de bodem zijn uitgevoerd in 2009.

¹⁾ PCB analyses zijn alleen beschikbaar in de jaren 2005-2008.

²⁾ PCB analyses uit 2006.

³⁾ PCB analyses zijn alleen beschikbaar in 2009.

Dit laatste zou in theorie het gevolg kunnen zijn van de opwerveling van slib, dat in Amsterdam wordt gekenmerkt door hogere PCB-gehalten in vergelijking met het traject tussen Westzaan en IJmuiden. Als de trends in PCB-gehalten vanaf 1990 in ogenschouw worden genomen (zie hoofdstuk 4; Figuur 22) dan ontstaat een ander beeld en blijken geen aanwijzingen te bestaan voor de opwerveling van PCB-houdend slib. Ook Senhorst (2006) concludeerde dat de vracht aan PCB's niet toeneemt tussen Amsterdam en IJmuiden. De stijgende PCB-gehalten in zowel Amsterdam als IJmuiden zijn volgens Senhorst (2006) een gevolg van een toegenomen aandeel van het Amsterdam-Rijnkanaal in de waterbalans van het Noordzeekanaal. Water uit het IJmeer, met lage PCB-gehalten, speelt daarmee een kleinere rol, waardoor de gehalten na de menging van beide bronnen zal toenemen. Overigens is het goed mogelijk dat deze stijging ook in de toekomst nog verder gaat en dat de gehalten uiteindelijk met de waarden in Lobith overeenkomen.

Samenvattend oordeel PCB (norm heeft betrekking op de MTR voor zwevende stof)

De PCB-gehalten in de toplaag van het sediment zijn in vrijwel het gehele kanaal, maar zeker in en om Amsterdam, hoog genoeg om bij opwerveling door scheepvaart tot een normoverschrijding in water te leiden. Tegelijkertijd laten de beschikbare metingen in zwevende stof geen verschillen tussen de lokaties en dieptes zien. De effecten kunnen daarmee lokaal en tijdelijk zijn en tot normoverschrijdingen leiden maar deze hebben geen meetbare invloed op het watersysteem als geheel. De PCB-gehalten in het zwevende stof worden meer beïnvloed door de waterbalans, waarbij vooral het afnemende aandeel van water uit het (schonere) IJmeer een rol speelt. Hierdoor komt verhoudingsgewijs een steeds groter deel van het zwevende stof in het Noordzeekanaal uit het Amsterdam-Rijnkanaal en gaan ook de PCB-gehalten in zwevende stof steeds meer op de (hogere) gehalten in het Amsterdam-Rijnkanaal lijken.

5.4 Kwik

Binnen de KRW waren in de eerste instantie alleen voor drie stoffen biotanormen opgesteld (Bkmw, 2009). Naast kwik waren dit hexachloorbenzeen en hexachloorbutadieen. Voor deze laatste twee zijn geen overschrijdingen in de onderzochte biota uit het Noordzeekanaal aangetroffen (zie §4.1.4). De volgende beoordeling is daarom alleen gericht op de kwikgehalten. Gaandeweg zijn meer stoffen genormeerd (EU, 2013). Die zijn niet meer geïntegreerd in deze studie.

De Handreiking Beoordelen Waterbodems stelt dat als overschrijdingen van de biotanorm in vis of schelpdieren zijn vastgesteld, aangenomen kan worden dat de waterbodemkwaliteit daarop van invloed is. Voor het Noordzeekanaal zijn normoverschrijdingen aangetroffen in filet en lever van de Snoekbaars. De kwikgehalten in een schelpdier (*Rangia cuneata*, wildvang) voldeden wel (net) aan de norm (8-18 µg/kg tov biotanorm van 20 µg/kg vers). Bij het uiteindelijke oordeel dient te worden gelet op de kwikgehalten in de toplaag van het sediment, maar ook op de grootte van de locatie ten opzichte van het eventuele foerageergebied van de soort. Daarnaast geeft Sedias een BCF-waarde¹⁶, waarmee het kwikgehalte in vis geschat kan worden. Deze kan vervolgens met de KRW-biotanorm van 20 µg/kg vers worden vergeleken.

In de Handreiking zijn verder geen harde criteria gespecificeerd om de beoordeling op te baseren. Het gaat er eerder om dat de beschikbare gegevens van waterbodem, zwevende stof, ruimtelijke verdeling, bronnen van bovenstrooms, biota analyses en de home-ranges van de onderzochte soorten in samenhang worden bestudeerd om vervolgens op basis van deze integraliteit na te gaan welke delen van het gebied het sterkst aan de geconstateerde overschrijdingen bijdragen.

Als eerste stap is daarom een directe vergelijking gemaakt tussen de kwikgehalten in de toplaag van het sediment (mg/kg gest) en de lokaties waar de snoekbaarsen zijn gevangen inclusief de gehalten die in deze soort zijn aangetroffen (zie Figuur 17). Deze resultaten illustreren dat een directe koppeling moeilijk is omdat geen biota-analyses beschikbaar zijn in het gebied met de hoogste kwikgehalten in het sediment (Westelijk IJ-vakken).

Om meer inzicht te krijgen in de relaties tussen gehalten in sediment en biota, kan de BCF-waarde uit Sedias gebruikt worden om kritische sedimentgehalten te berekenen. De combinatie van de biotanorm van 20 µg/kg vers met een BCF-waarde van 4774 (vanuit poriewater) betekent dat een overschrijding van de biotanorm wordt verwacht vanaf een gestandaardiseerd sedimentgehalte van 0,47 mg/kg (De max Bbk-klasse A waarde is 1,2 mg/kg) en een tienvoudige overschrijding (zoals vastgesteld in de snoekbaars) vanaf een sedimentgehalte van 4,7 mg/kg. Deze schattingen zijn gebaseerd op een standaard BCF-waarde, terwijl de werkelijke bioaccumulatiefactor onder meer zal afhangen van de plaats van het organisme in het voedselweb en de lokale biobeschikbaarheid van het kwik in sediment. Aan de andere kant; in organismen van hogere trofische niveau's zoals de snoekbaars, zijn overschrijdingen van de biotanorm te verwachten bij kwikgehalten (ver) onder de interventiewaarde. Dat is wel een relevant gegeven voor de beeldvorming.

De biologische beschikbaarheid van kwik in sediment is, zoals gezegd een complexe situatie, waar allerlei factoren een rol spelen. Bepalend hierin is de mate van methylatie, omdat methylkwik gemakkelijker bioaccumuleert dan kwikzouten en metallisch kwik (NB metallisch kwik is slechts een erg klein deel van kwik-pool). Parameters als temperatuur, pH, organisch stof en de redox-potentiaal beïnvloeden de microbiële omzettingsreactie en daarmee ook de bioaccumulatie (IMARES, 2009). Ter verificatie van de eerste inschatting met de standaard BCF-waarde uit Sedias is daarom ook gekeken naar een studie van IMARES (2010), waarin voor een groot aantal wateren de relatie tussen kwik in aal en kwik in zwevende stof is onderzocht. Het gehalte in zwevende stof is hierbij een voorspeller voor het gehalte in de toplaag van sediment. Zeker voor semi-stagnante wateren als het Noordzeekanaal is dit een redelijke aanname.

¹⁶ BCF=BioConcentratieFactor. Berekeningen met deze waarde maken overigens geen onderdeel uit van de standaard aanpak zoals omschreven in de Handreiking Beoordelen Waterbodems.

IMARES heeft een lineaire relatie afgeleid tussen het gehalte in zwevende stof cq. sediment en het gehalte in aal etc. Hieruit is geconcludeerd dat bij een gemiddeld gehalte van 0,1-0,15 mg/kg in het sediment het kwikgehalte in aal de KRW-biotanorm kan overschrijden. Dit betekent dat een dergelijk risico zeker aanwezig is vanaf een Bbk-klasse B voor kwik (grenswaarde = 1,2 mg/kg). Bovenstaande risicobeoordeling is hiermee redelijk in overeenstemming. In Figuur 17 zijn de kleurcoderingen daarom niet alleen op de Bbk-klasse grenzen ($AW=0,15$; Max A=1,2; IW=10 mg/kg), maar ook op deze risicowaarden gebaseerd en is halverwege de Bbk-klasse B range een extra grens van 5 mg/kg gehanteerd.

Figuur 17 illustreert allereerst dat ernstige kwikverontreinigingen (hoog in de Bbk-klasse B en/of $>IW$) vrijwel volledig zijn beperkt tot het gebied rond het van Hasselt- en Buiksloterkanaal (die bijna over hun gehele lengte de interventiewaarde voor kwik overschrijden) en de daarop aangesloten CN-vakken. Het IJ wordt in het algemeen gekenmerkt door kwikgehalten tussen de 1,2 – 5 mg/kg (lage klasse B), terwijl het Noordzeekanaal zelf (en zijn havens) vooral als klasse A is beoordeeld.

Kijkend naar de snoekbaars betekent dit dat overschrijdingen van de biotanorm zijn vastgesteld in gebieden met een kwikgehalte in de sediment top laag onder de 1,2 mg/kg (max. Bbk-klasse A), zoals de Amerikahaven en de Jan van Riebeeckhaven. Zoals eerder vermeld in Bijlage G is de snoekbaars niet een pure standvis (paaitrek kan voorkomen) en ook de prooi heeft een (beperkte) actieradius. De ophoping van kwik uit de prooidieren vindt gedurende het hele leven plaats. De gehalten in snoekbaars zijn daarmee beperkt representatief voor de havens en omgeving waarin ze zijn gevangen. Enerzijds onderbouwt dit de eerdere inschattingen aan de hand van de BCF-waarde uit Sedias en het onderzoek aan aal. Anderzijds heeft dit ook een beleidsmatige complicatie, aangezien Bbk-klasse A onder het herverontreinigingsniveau van de Rijn ligt en wordt gezien als herbruikbaar materiaal. Er zijn in zo'n geval weinig beleidsmatige instrumenten om extra maatregelen te nemen gericht op een verdere vermindering van de kwikgehalten in het sediment (om daarmee aan de biotanorm te voldoen). Helaas zijn geen biota-analyses beschikbaar uit het meest verontreinigde gebied om te verifiëren of de gehalten in biota aldaar inderdaad significant hoger liggen.

Tabel 13 Kwik concentraties in zwevende stof (mg/kg) en oppervlaktewater (ng/l) in het Noordzeekanaal en enkele toeleverende wateren, alsmede de hoeveelheid zwevende stof per liter (mg/l). Voor het Noordzeekanaal is een onderscheid gemaakt tussen een standaard monstername op 1m onder het wateroppervlak en een aanvullende monstername 1m boven de bodem. Weergegeven zijn de gemiddelde waarde met tussen haakjes de standaard deviatie. (ARK: Amsterdam-Rijnkanaal). Metingen zijn gebaseerd op de beschikbare analyses uit de periode 2009-2012. De zwevende stof analyses 1 meter boven de bodem zijn uitgevoerd in 2009.							
		Zwevende stof		Kwik			
		mg/l	% OC	Zwev stof mg/kg niet gest	Zwev stof mg/kg gest	Water ng/l totaal	Water ng/l opgelost
Toeleverende wateren							
Rijn (Lobith)	Onder opp.	13,4 (14,4)	5,3 (1,6)	0,58 (0,29)	0,64 (0,36)	12,8 (7,2)	< 1
'ARK' (Nieuwegein)	Onder opp.	28,1 (14,4)	4,5 (0,5)	0,94 (0,31)	1,01 (0,32)		
IJmeer (Pampus)	Onder opp.	10,9 (6,1)	20,7 (6,1)	0,11 (0,03)	0,11 (0,03)		
Noordzee (Noordwijk, 2km)	Onder opp.	16,6 (15,8)	5,6 (4,1)	0,22 (0,07)	0,24 (0,06)		
Noordzeekanaal							
IJmuiden (km 2)	Onder opp.	8,2 (3,6)	15,8 (7,4)	0,71 (0,30)	0,67 (0,31)	2,3 (1,6)	< 1
	Boven bodem	7,7 (3,8)	10,3 (3,7)	0,78 (0,03)	0,79 (0,05)		
Westzaan (km 13)	Onder opp.	7,8 (3,1)	15,9 (4,9)	0,80 (0,18)	0,73 (0,11)	2,6 (1,2)	< 1
	Boven bodem	9,4 (4,7)	13,1 (3,2)	0,76 (0,15)	0,73 (0,11)		
Amsterdam (km 25)	Onder opp.	9,6 (3,1)	8,5 (2,9)	1,04 (0,20)	1,19 (0,53)	7,3 (3,1)	< 1
	Boven bodem	11,3 (5,5)	6,4 (0,6)	1,45 (0,19)	1,07 (0,16)		

In bovenstaande analyse wordt ervan uitgegaan dat de gehalten in sediment en zwevende stof aan elkaar zijn gecorreleerd. Mocht dit niet het geval zijn, dan zouden de geconstateerde normoverschrijdingen ook het gevolg kunnen zijn van een bioaccumulatie route vanuit het water en/of zwevende stof. In Tabel 13 is daarom een overzicht opgenomen van de beschikbare meetgegevens in het Noordzeekanaal en enkele aanliggende wateren. Hieruit kan worden afgeleid dat de kwikgehalten en concentraties in IJmuiden en Westzaan vrijwel vergelijkbaar zijn, maar dat de gehalten in het zwevende stof bij Amsterdam net iets hoger liggen (zo'n 30-50%). Dit komt ook naar voren uit de concentraties in totaal water. Er zijn twee verklaringen voor dit verschil mogelijk. Allereerst kan het kwikgehalte in het zwevende stof in het Amsterdam-Rijnkanaal verhoogd zijn. De analyses bij Lobith geven weliswaar een relatief laag gehalte van 0,64 mg/kg, maar de analyses bij Nieuwegein laten ook zien dat tussen Lobith en Amsterdam nog oude bronnen aanwezig kunnen zijn. Weliswaar ligt het meetpunt Nieuwegein niet direct in het Amsterdam-Rijnkanaal, maar dit meetpunt is goed vergelijkbaar en kan dus als representatief voor het ARK gelden.

De kwikgehalten in de toplaag van de IJ-monding-vakken (YM), waar veel van het zwevende stof uit het Amsterdam-Rijnkanaal bezinkt, laten echter lage kwikgehalten zien (<AW en A). Daarmee is het

waarschijnlijk dat de licht verhoogde kwikgehalten in het zwevende stof bij de IJ-tunnel (meetpunt Amsterdam, km 25) zijn veroorzaakt door opwerveling van het iets meer verontreinigde sediment tussen de IJtunnel en Schellingwoude. Ook hiervoor geldt overigens (net zoals bij TBT) dat geen aanvullend onderzoek is gedaan naar andere bronnen van kwik in het IJ. De hypothese wordt echter ondersteund door de waarneming dat de kwikgehalten in het zwevende stof nabij de bodem iets hoger zijn dan in het zwevende stof dat direct onder het wateroppervlak werd verzameld.

Als men ervan uitgaat dat dit zwevende stof met de licht verhoogde kwikgehalten bij de overgang van het IJ naar het eigenlijke Noordzeekanaal mengt met het aldaar reeds aanwezige zwevende stof, dan zou men theoretisch een kleine verhoging van de kwikgehalten bij Westzaan kunnen verwachten. De beschikbare dataset is echter te beperkt (resp. de variatie in de gegevens te groot) om dergelijke verschillen te kunnen aan tonen. Dit betekent, dat het geconstateerde verschil geen rol van betekenis speelt voor de beoordeling van het Noordzeekanaal als geheel. Deze bevinding wordt bevestigd door een kleine inconsistentie in de gegevens van Tabel 13. Zo zijn de opgeloste kwik-concentraties in alle lokaties < 1 ng/l. De totaal water concentraties zijn dan logischerwijs voor het merendeel afkomstig uit het zwevende stof. In dat geval kunnen de totaal water concentraties worden berekend uit het gemiddelde zwevende stof gehalte (mg/l) én het gemiddelde kwikgehalte in het zwevende stof. Voor IJmuiden en Westzaan blijkt dan dat de berekende totaal waterconcentratie een factor 2,5 hoger zijn dan de gemeten totaal waterconcentraties, terwijl dit verschil voor Amsterdam aanmerkelijk kleiner is (factor 1,4). Dit illustreert nogmaals dat de meetvariatie rond de kwik-analyses verhoudingsgewijs een grote rol spelen.

Samenvattend oordeel kwik (norm heeft betrekking op de KRW-biotanormen)

Interventiewaarde overschrijdingen voor kwik zijn aangetroffen in het van Hasselt- en Buiksloterkanaal en in de daarop aangesloten CN-vakken en zullen daar met grote zekerheid tot een ernstige overschrijding van de biotanorm leiden (factor>10). Meetgegevens om dit te verifiëren zijn echter niet aanwezig. Ook voor de waterbodenvakken in het IJ met een kwikgehalte in de Bbk-klasse B ontbreken gegevens van biota en kan geen directe relatie worden gelegd.

Waar dit wel kan (Amerikahaven; Jan van Riebeeckhaven, zie Tabel 13 in §4.4.1) blijkt dat overschrijdingen van de biotanorm in snoekbaars al worden aangetroffen bij een kwikgehalte in sediment in de Bbk-klasse A range. Dit illustreert het sterk bioaccumulerende vermogen van kwik. Dit gegeven wordt bevestigd door een recente studie (IMARES, 2010) naar kwikaccumulatie in aal.

Verder is een licht verhoogd kwikgehalte in het zwevende stof bij Amsterdam geconstateerd (t.o.v. IJmuiden en Westzaan). Dit zou kunnen duiden op een uitwisseling met de gemiddeld iets hogere kwikgehalten in sediment, met name omdat de gehalten direct boven de bodem iets hoger zijn dan op 1m onder het wateroppervlak. De invloed van bovenstrooms is echter moeilijk in te schatten doordat meetgegevens van het kwikgehalte in het zwevende stof van het Amsterdam-Rijnkanaal ontbreken.

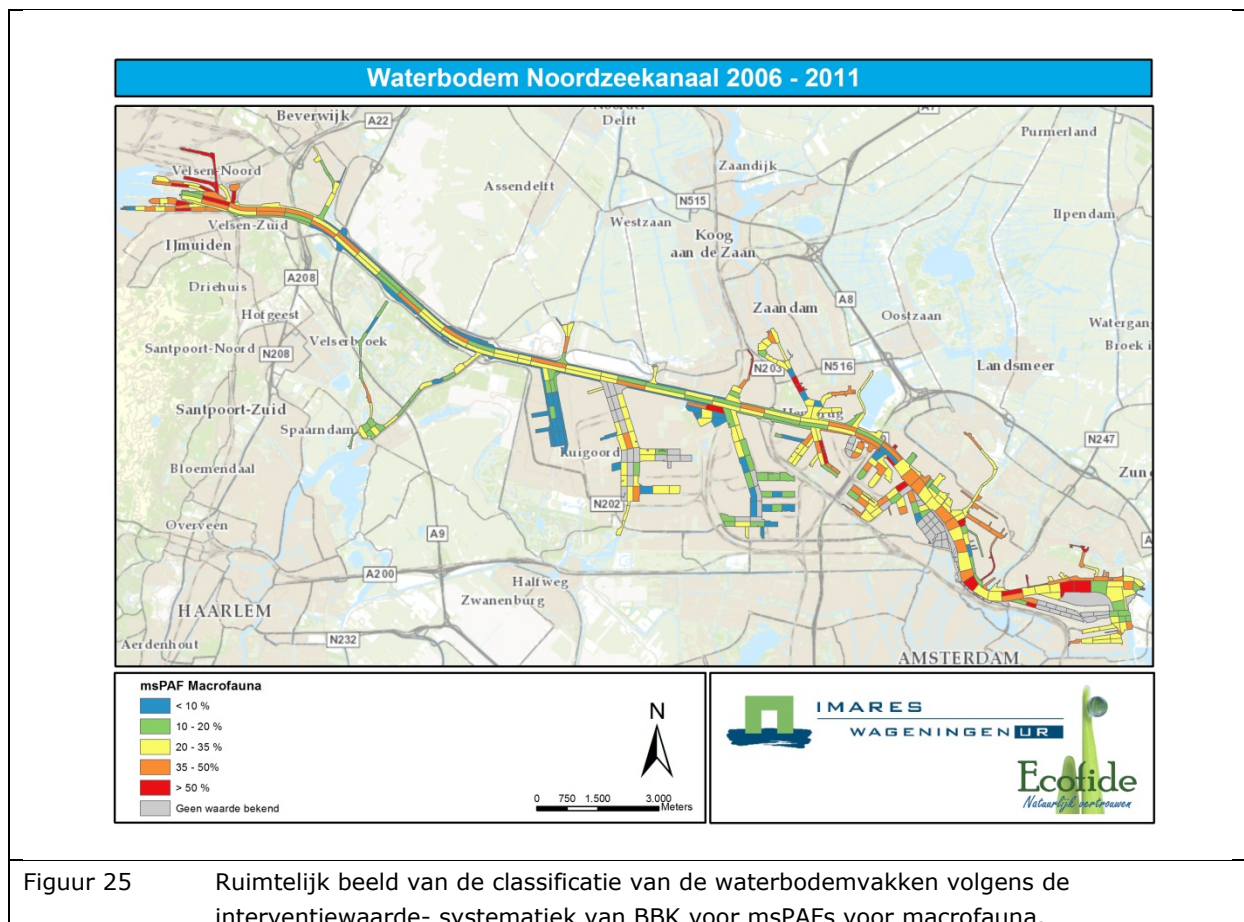
Vooralsnog is de verwachting dat het kwikgehalte in het binnenkomende zwevende stof ongeveer gelijk zal zijn aan de kwikgehalten zoals die nu in het Noordzeekanaal (excl. IJ) worden aangetroffen. Het verder verlagen van de kwikgehalten in het sediment van het Noordzeekanaal om zo de kwikgehalten in biota te verlagen is niet zinvol omdat het herverontreinigingsniveau hoger ligt. Een verlaging van de kwikgehalten in het IJ zou de accumulatie in de voedselketen aldaar wel kunnen verlagen, aangezien de aangetroffen gehalten hoger zijn dan het herverontreinigingsniveau. De ernst van de lokale kwik-accumulatie is echter onbekend door het ontbreken van biota-gegevens. Daarnaast zou dit het verwijderen van vrij grote hoeveelheden aan Bbk-klasse B materiaal vragen en vooralsnog is onbekend wat de kwikgehalten onder deze toplaag zijn.

Het verwijderen van sediment met een interventiewaarde overschrijding voor kwik zou wel overwogen kunnen worden. Hiermee kan met een relatief kleine inspanning een grote vracht aan kwik worden verwijderd, waarmee tegelijkertijd een bron voor het IJ / NOORDZEEKANAAL wordt gereduceerd. Dit betreft vooral het van Hasselt kanaal. Overigens ontbreken ook hier biota-analyses om de ernst van de verwachte overschrijding aan te tonen.

5.5 Ecologische doel macrofauna

Voor het Noordzeekanaal zijn alle kwaliteitselementen uit de KRW relevant. Effecten van een verontreinigde waterbodembodem worden echter primair beoordeeld aan de hand van de macrofauna-maatlat. Om zicht te krijgen op eventuele bedreigingen zijn conform de Handreiking Beoordelen Waterbodems msPAF-waarden uitgerekend voor de aquatische macrofauna. Met de msPAF-waarde worden de negatieve effecten van alle aanwezige verontreinigingen in één getal samengevat. Het gaat hierbij om zogenaamde directe effecten. Directe effecten treden op bij organismen, die direct aan het verontreinigde sediment worden blootgesteld. Hierbij valt te denken aan verhoogde sterfte, vertraagde groei of een afname van de reproductie bij allerlei planten en dieren, die in het verontreinigde sediment leven.

Conform de Handreiking Beoordelen Waterbodems (Min I&M, 2010) zijn msPAF-berekeningen uitgevoerd op basis van de totaalgehalten in het sediment. De handreiking hanteert als ondergrens een msPAF van 20% als indicatie voor matige effecten op de macrofauna. Bij msPAF-waarden >50% is sprake van sterke effecten. Bij het berekenen van deze msPAF-waarden speelt het verdelingsevenwicht tussen verontreinigingen die aan het sediment zijn gebonden en de verontreiniging die zijn opgelost in (porie)water een belangrijke rol. Verder is bekend dat voor metalen dit verdelingsevenwicht (uitgedrukt in een Kd-waarde) onder meer afhangt van het zoutgehalte. De standaard Kd's zoals die in Sedias worden gebruikt zijn opgesteld voor een zoetwater-systeem. Als onderdeel van het huidige project heeft Deltares daarom de effecten van het zoutgehalte in het Noordzeekanaal in kaart gebracht en zijn specifieke Kd-waarden afgeleid voor het brakke tot zoute milieu in de onderste waterlagen van het Noordzeekanaal (zie Bijlage J). Met deze waterlichaam specifieke waarden zijn vervolgens de msPAF-waarden berekend.



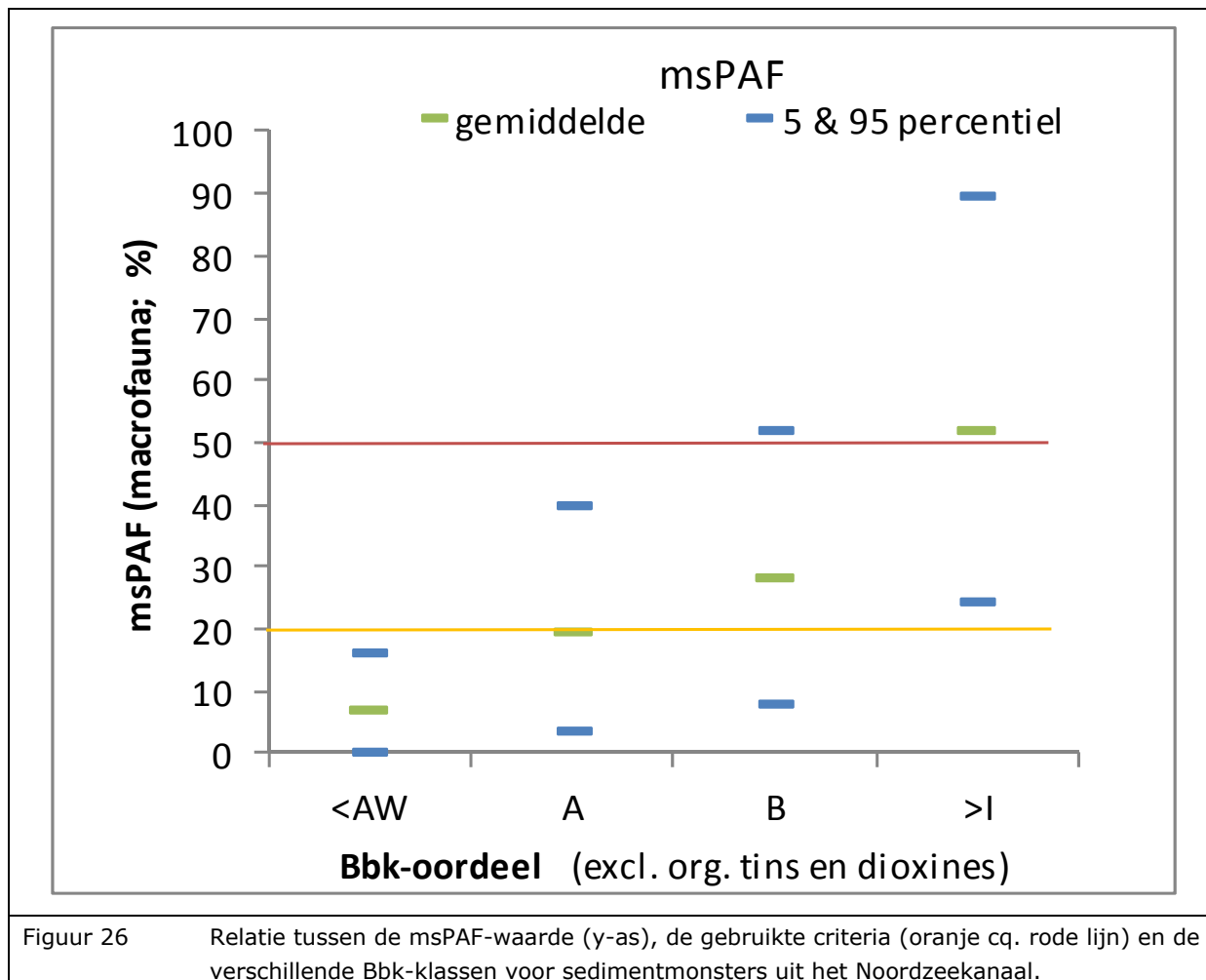
Figuur 25 Ruimtelijk beeld van de classificatie van de waterbodembodems volgens de interventiewaarde- systematiek van BBK voor msPAFs voor macrofauna.

De resultaten zijn weergegeven in Figuur 25 en laten zien dat de meeste msPAF-waarden tussen de 20-50% liggen. Zo'n 60-90% van deze waarde wordt bepaald door de PAK-gehalten. Bij het overige deel spelen vooral de metaalgehalten een rol. Alleen in de omgeving van IJmuiden en delen van Amsterdam worden over een wat groter oppervlak gemiddeld hogere waarden aangetroffen. Hieruit kan worden geconcludeerd dat verontreinigingen in het sediment over grote delen van het kanaal matige effecten (geclassificeerd conform de Handreiking) op de macrofauna kunnen veroorzaken en dat deze effecten meer lokaal als ernstig zijn te kwantificeren. Voor de omgeving van Amsterdam correleren deze gemiddeld hogere msPAF-waarden met lagere KRW-oordelen voor de macrofauna. De gemiddelde KRW-score in dit deel van het kanaal (deel C; zie §3.1.5) komt op een status van "ontoereikend" uit, terwijl het oordeel in het (minder verontreinigde) westelijk deel A op "matig" uitkomt. Een causaal verband tussen verontreinigingen in het sediment, de msPAF-score en de macrofaunagemeenschap is eerder aangetoond (Posthuma et al., 2011). De huidige, meer beperkte, dataset voor het Noordzeekanaal kent echter teveel beperkingen om ook in dit geval die causaliteit aan te kunnen tonen. Hierbij spelen vooral de geografische verschillen tussen de puntmonsters voor de macrofauna t.o.v. de mengmonsters over waterbodenvakken voor de chemische analyses een rol.

Vervolgens kunnen de msPAF-waarden ook aan het Bbk-oordeel worden gerelateerd (Figuur 26). Hierbij is het van belang aan te geven dat dit Bbk-oordeel licht is gewijzigd. In het Noordzeekanaal wordt het Bbk-eindoordeel namelijk sterk gestuurd door de aanwezige dioxines en organotinverbindingen en beide groepen stoffen spelen géén rol in de msPAF-berekeningen¹⁷. Om de vergelijking zoals opgenomen in Figuur 26 op een meer zinvolle manier te kunnen maken is het Bbk-oordeel gebaseerd op alle stoffen excl. dioxines, PCB's en TBT.

Uit deze figuur blijkt dat de msPAF-waarde voor alle Bbk-klasse <AW monsters onder het criterium van 20% liggen. Voor de Bbk-klasse A geldt dit voor het gemiddelde. Licht verhoogde msPAF-waarden zijn in dit geval vooral veroorzaakt door iets verhoogde PAK-gehalten in de range van 2-8 mg/kg (soms 10 PAK). Deze liggen allen in de Bbk-klasse A (max klasse A =9 mg/kg), en illustreren daarmee tevens dat PAK's sterke effecten op de macrofauna kunnen veroorzaken. Dit betekent, dat voor Bbk-klasse A monsters een kleine kans bestaat op het optreden van beperkte gevolgen voor de macrofauna. Bij een Bbk-klasse B oordeel geldt dit voor het merendeel van de monsters en bij een interventiewaarde overschrijding is in ongeveer de helft van de monsters sprake van sterke effecten voor de macrofauna (msPAF>50%).

¹⁷ Enerzijds omdat de hiervoor benodigde kennis ontbreekt. Anderzijds omdat de dioxines met name nadelige effecten via doorvergiftiging zullen veroorzaken voor zoogdieren en vogels maar minder bij aquatische organismen (nb: PCBs kennen wel bioaccumulatie doorvergiftiging voor aquatische organismen als zoogdieren en vogels).



Figuur 26 Relatie tussen de msPAF-waarde (y-as), de gebruikte criteria (oranje cq. rode lijn) en de verschillende Bbk-classes voor sedimentmonsters uit het Noordzeekanaal.

Samenvattend oordeel msPAF (norm heeft betrekking op de ecologische doelen onder de KRW)

Op een groot deel van het oppervlak van het Noordzeekanaal kunnen de in het sediment aanwezige verontreinigingen in beperkte mate leiden tot effecten op de macrofauna. Dit is vooral te wijten aan de Pak-gehalten, die reeds bij een Bbk-klasse A oordeel effecten kunnen veroorzaken. Ernstige effecten (met een msPAF-waarde >50%) zijn op een meer beperkte schaal aangetroffen en betreffen eigenlijk alleen sedimentmonsters met een interventiewaarde overschrijding voor metalen en/of Pak's. Deze zijn vooral aanwezig rond IJmuiden en in delen van Amsterdam.

5.6 Conclusies

Zoals besproken in hoofdstuk 3, zou voor een aantal functies en doelen in het Noordzeekanaal moeten worden nagegaan in welke mate de verontreinigingen in de waterbodem bijdragen aan het niet halen van deze doelen. Dit betreft zowel enkele KRW-doelen als doelen voor de beroeps- en sportvisserij, namelijk:

- Som-TEQ, dioxine-TEQ en ook de som 6 indicator PCB's (voedselveiligheid)in vis
- PCB-gehalte in zwevende stof
- TBT-concentratie in water en/of zwevende stof
- Koper-concentratie in het water
- Kwik-gehalte in biota
- Macrofauna

Met uitzondering van de dioxines, die in hoofdstuk 6 in meer detail worden besproken, zijn de conclusies voor de overige functies en doelen als volgt samen te vatten:

PCB's

De PCB-concentraties in de toplaag van het sediment zijn in vrijwel het gehele kanaal, maar zeker in en om Amsterdam, hoog genoeg om bij opwerveling door scheepvaart tot een normoverschrijding in zwevende stof te leiden. Over de laatste twee decennia zijn de PCB-gehalten in het zwevende stof meer dan verdubbeld. Daarmee is sprake van een achteruitgang in de waterkwaliteit. De PCB-concentraties in het zwevende stof worden echter meer beïnvloed door de wateraanvoer uit het Amsterdam-Rijnkanaal, dan door de waterbodem. De toename van de PCB-concentratie wordt verklaard door de afname van aanvoer uit het (schonere) IJmeer, waardoor de relatieve bijdrage van het (verontreinigde) Amsterdam-Rijnkanaal groter wordt.

TBT

In de westelijke delen van het IJ zijn in het sediment zeer sterk verhoogde TBT-gehalten aangetroffen, waarbij de interventiewaarde met meer dan een factor 10 wordt overschreden. Opwerveling van dit sediment zal lokaal tot een ernstige normoverschrijding in het oppervlaktewater leiden. Een significant effect van deze lokale bron op het TBT-gehalte in het waterlichaam als geheel is met de huidige gegevens niet aantoonbaar, maar tegelijkertijd niet onwaarschijnlijk. De gehalten in zwevende stof moeten een factor 5-10 dalen om de KRW-doelstelling te realiseren. Om dit proces te versnellen zou zoveel mogelijk vracht aan TBT uit het kanaal moeten worden verwijderd. Een gerichte ingreep in het westelijk deel van het IJ is daarbij een kansrijke maatregel. Tevens wordt aanbevolen om TBT op te nemen in de vergunningverlening voor baggerstorten in het kader van Bbk (hergebruik), zodat nieuwe aanvoer zo veel mogelijk wordt voorkomen.

Koper

Hoewel lokaal het kopergehalte in de waterbodem hoog kan zijn, is geen sprake van een aantoonbaar effect op het waterlichaam als geheel. Uitbreiding van de momenteel beschikbare tweede fase toetsing naar brakwater en mariene systemen is echter nodig voor een formele toetsing.

Kwik

De kwikgehalten in vis (aal en snoekbaars) en wolhandkrab laten in het gehele kanaal overschrijdingen van de KRW-biotanorm zien. Ook in de waterbodem worden lokaal geregeld overschrijdingen van de interventiewaarde aangetroffen en zullen daar zeker tot een ernstige overschrijding van de biotanorm leiden (factor >10). Het doelgericht verlagen van de kwikgehalten in het sediment van het Noordzeekanaal als geheel, om zo de doelstelling voor kwikgehalten in biota te bereiken, is niet zinvol omdat het herverontreinigingsniveau hoger ligt. Op een meer lokale schaal kan een ingreep bij ernstige bodemverontreiniging zoals bij het van Hasseltkanaal de situatie wel verbeteren.

Ecologische doel macrofauna

Op een groot deel van het oppervlak van het Noordzeekanaal kunnen de in het sediment aanwezige verontreinigingen leiden tot matige effecten op de macrofauna. Potentieel ernstige effecten zijn op een meer beperkte schaal aangetroffen en betreffen eigenlijk alleen sedimentmonsters met een interventiewaarde overschrijding voor metalen en/of PAK's. Deze zijn vooral aanwezig rond IJmuiden en in delen van Amsterdam. Een gerichte ingreep in de waterbodem kan deze lokale effecten op de macrofauna laten afnemen.

6 Relatie som-TEQ in biota en in de waterbodem

In dit hoofdstuk wordt geanalyseerd of de overschrijding van de TEQ-norm in biota een landelijk (herverontreinigings)probleem is of te wijten is aan de lokale verontreiniging in het Noordzeekanaal. Daarvoor worden de volgende stappen doorlopen:

- In hoeverre komt het congeneerpatroon overeen met het landelijk congeneerpatroon?
- Wat is de relatie met het zwevend stof en de waterbodem?
- Vormt de waterbodem een belemmering voor het halen van de doelstelling?
- Wat is de ruimtelijke verdeling en zijn er lokale 'hot spots'?

In hoofdstuk 4 is geconcludeerd dat de som-TEQ-norm voor biota in het Noordzeekanaal wordt overschreden voor zowel het milieu (KRW) als de voedselveiligheid. Als gevolg van het toepassen van de voedselnorm is de functie 'visserij op aal' in het Noordzeekanaal sinds 1 april 2011 verboden (zie hoofdstuk 3). De som-TEQ is opgebouwd uit 29 dioxine-, furanen en dioxine-achtige PCB-congeneren. Voor dioxine zijn overschrijdingen van de voorlopige interventiewaarde van 105 ng som-TEQ/kg in de waterbodem van het gehele gebied tussen IJmuiden en de Jan van Riebeeckhaven aangetroffen (zie hoofdstuk 4). Ook de PCB-gehalten (indicator PCB's, geen dl-PCB's) in de toplaag van het sediment in het Noordzeekanaal zijn hoog genoeg om bij opwerveling door scheepvaart tot een normoverschrijding in water te leiden (hoofdstuk 5). In datzelfde hoofdstuk wordt ook geconcludeerd dat de PCB-gehalten in het zwevend stof echter meer beïnvloed worden door de waterbalans (instroom vanuit het Amsterdam-Rijnkanaal) en dat daardoor de herverontreiniging van de waterbodem met PCB's via het zwevend stof hoog is.

Door de dioxine-lozingen in de jaren zestig en zeventig door Philips Duphar en de explosie in 1963 bij dat bedrijf is voor dioxine in het Noordzeekanaal een specifieke verontreinigingssituatie ontstaan. De vraag doet zich voor of die specifieke vervuiling een belemmering vormt voor het halen van de TEQ-norm in biota of dat de aanvoer uit andere watersystemen een belangrijkere oorzaak vormt. De standaard-methodiek uit de Handreiking volstaat niet voor de beantwoording van dit probleem. Vandaar dat in dit hoofdstuk een verdiepingsslag met een meer specialistische beoordelingsmethode wordt uitgewerkt.

6.1 Vergelijking congeneerpatroon met landelijk beeld

6.1.1 Data beschikbaarheid en statistische aanpak

Er zijn in de periode 2006 – 2012 twee dataseries beschikbaar voor het vergelijken van congeneerpatronen in biota in het Noordzeekanaal met andere watersystemen:

1. Individuele wolhandkrabben (Kotterman et al., 2012); in 2011 zijn dioxines en PCB's bepaald in individuele wolhandkrabben in 6 watersystemen:
 - a. Hollands-Diep – 25 individuen – code: **Diep**
 - b. Ketelmeer – 25 individuen – code: **Ket**
 - c. Noordzeekanaal – 15 individuen – code: **Noo**
 - d. Rijn (Lobith) – 14 individuen – code: **Rijn**
 - e. Pernis – 25 individuen – code: **Per**
 - f. Waal (Tiel) – 3 individuen – code: **Waal** (= Waal)
2. Metingen in aal (diverse onderzoeken, zie Bijlage F); In alen van diverse lengtes zijn dioxines en PCB's bepaald. Dit is voornamelijk in filet (= spierweefsel) gebeurd. Voor het Noordzeekanaal zijn ook de gegevens toegevoegd die betrekking hebben op 'zachte delen, zonder kop, graat en huid' (dus inclusief ingewanden). Dit is gedaan om de dataset voor het Noordzeekanaal uit te breiden. De verwachting is dat de congeneerpatronen in filet en 'zachte delen' vergelijkbaar is. Alle chemische analyses zijn uitgevoerd in mengmonsters van bepaalde lengteklasse alen.

Veelal is er jaarlijks één monster genomen. Van de volgende locaties zijn data gebruikt voor de statistische analyse:

a. Amsterdam-Rijnkanaal	- 3 monsters	- code: ARK
b. Hollands-Diep	- 8 monsters	- code: DIEP
c. IJsselmeer (Medemblik)	- 11 monsters	- code: IJM
d. Markermeer (Edam)	- 2 monsters	- code: MM_E
e. Markermeer (Lelystad)	- 2 monsters	- code: MM_L
f. Noordzeekanaal (JvR)	- 2 monsters	- code: Noo_J
g. Noordzeekanaal (thv Zijkanaal C)	- 2 monsters	- code: Noo_t
h. Noordzeekanaal (Zijkanaal C)	- 3 monsters	- code: Noo_Z
i. Rijn (Lobith)	- 9 monsters	- code: Rijn

Om de congeneerpatronen in alle monsters te vergelijken is gebruik gemaakt van nMDS. nMDS (Nonmetric Multidimensional Scaling) is een statistische multi-variate ordinatie-methode. nMDS maakt gebruik van de relatieve verhouding tussen de congenen. De absolute concentraties zijn niet bepalend voor de ordinatie. De methode kan niet omgaan met ontbrekende waarden ('missing values'). Daarom is bij iedere toepassing van nMDS onderzocht hoe om te gaan met missing values. Daarvoor zijn drie scenario's gebruikt:

1. Het monster met de missing value is weggelaten uit de analyse
2. De congeneer met de missing value is weggelaten uit de analyse
3. De missing value is ingevuld door gebruik te maken van het gemiddelde van de overige monsters

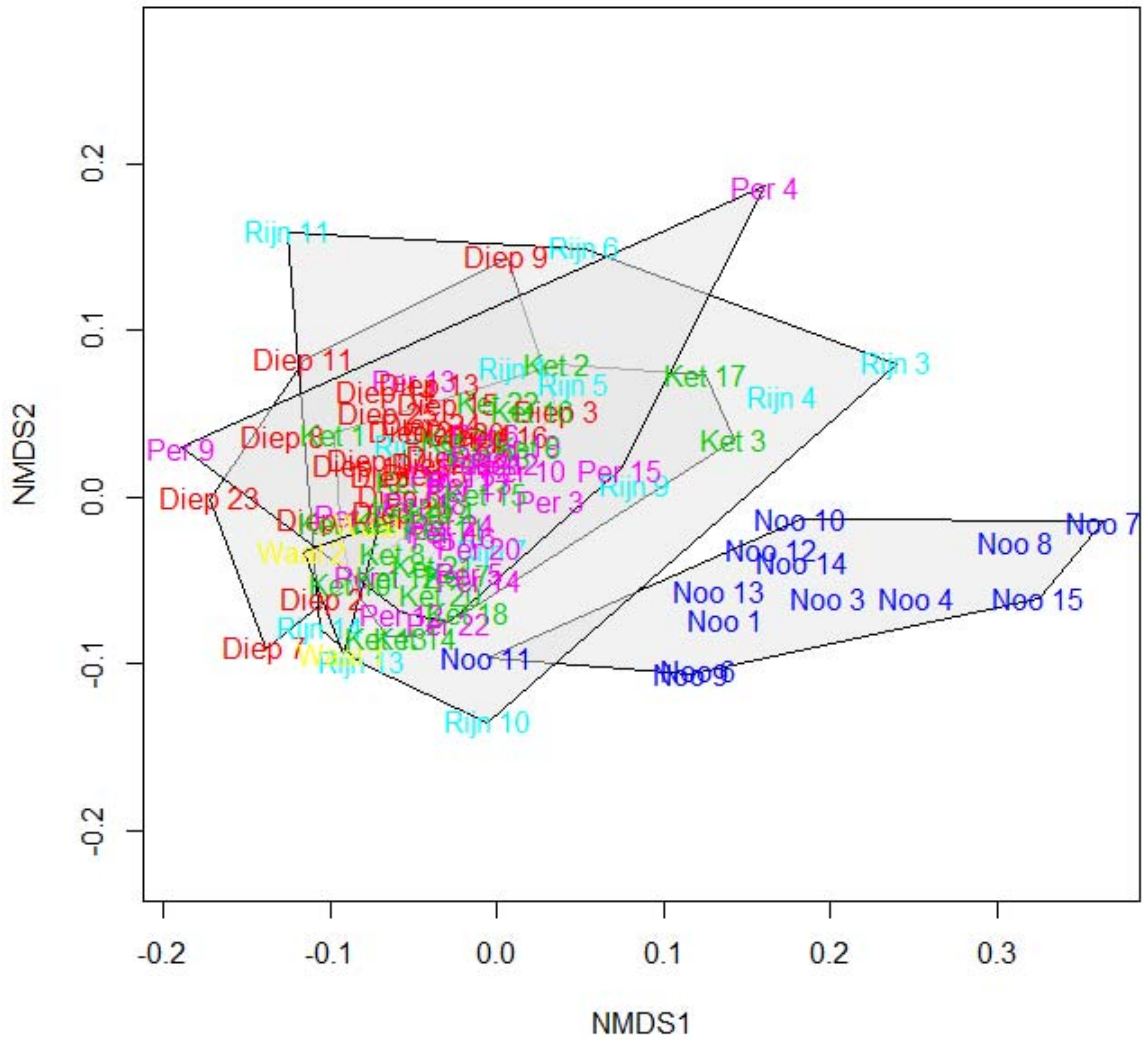
De ordinatie-grafieken van de verschillende scenario's lieten onderling weinig verschillen zien. Indien een concentratie onder de detectielimiet lag, is de detectiegrens aangehouden. Als grootte voor ordinatie is gekozen voor de TEQ-concentraties van de individuele congenen. Hiervoor zijn de concentraties van de individuele congenen eerst m.b.v. de TEF-factor (Toxicity Equivalent Factors) omgerekend naar een TEQ-waarde.

6.1.2 Resultaten nMDS

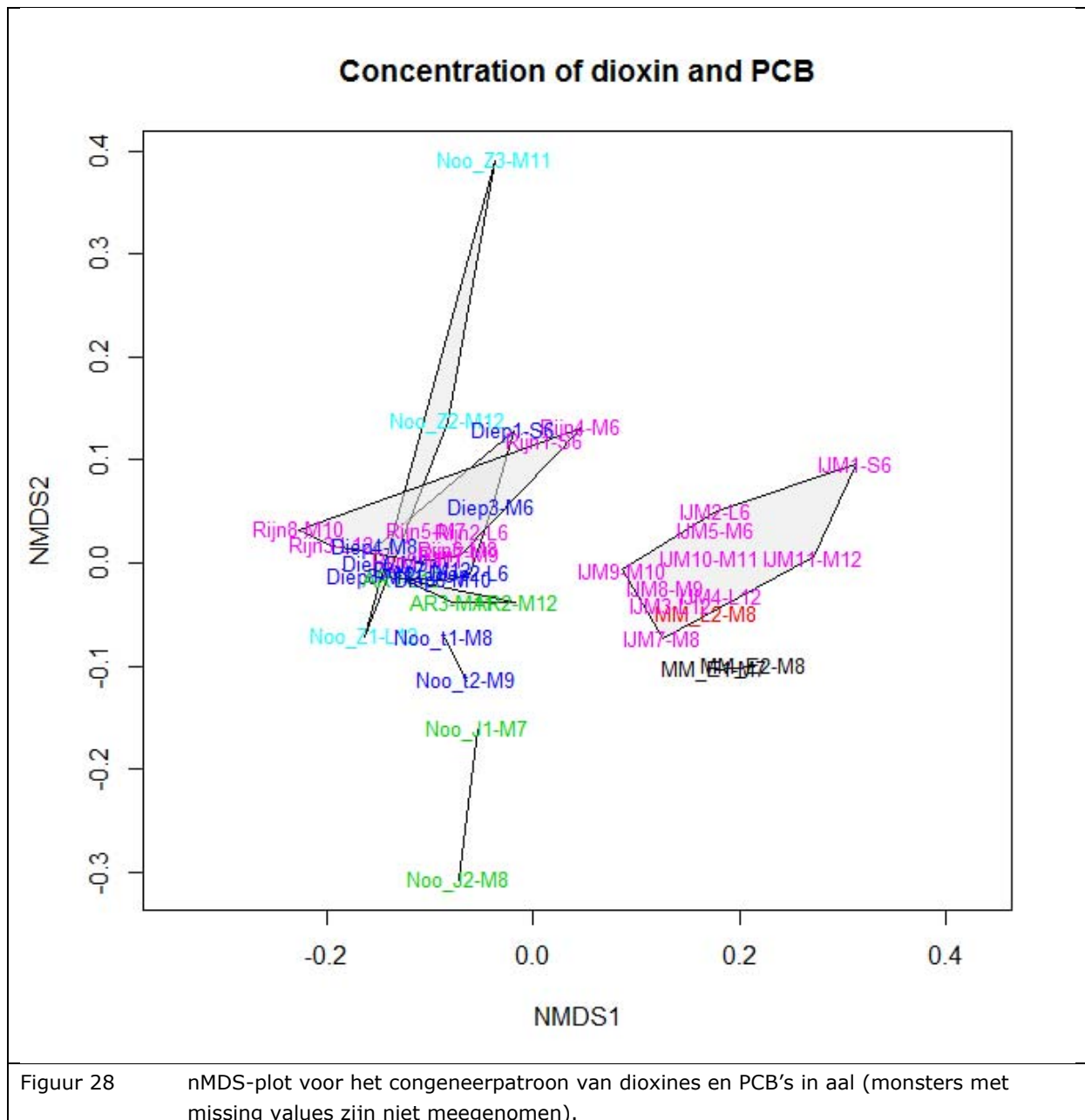
In Figuur 31 en Figuur 32 zijn de nMDS-plots weergegeven voor respectievelijk wolhandkrab en aal. Duidelijk komt naar voren dat de wolhandkrab in het Noordzeekanaal een afwijkend congeneerpatroon heeft ten opzichte van de overige watersystemen in Nederland. Voor aal is het beeld complexer, maar duidelijk wordt dat een aantal groepen te onderscheiden zijn:

1. de punten van het Markermeer (code: MM) en IJsselmeer (code: IJM) liggen bij elkaar
2. de punten van het Hollands-Diep (code: DIEP) en de Rijn (code: Rijn) liggen bij elkaar
3. de punten van de Jan van Riebeeckhaven en het Noordzeekanaal (tussen zijkanaal C en Afrikahaven) liggen bij elkaar
4. het punt van Zijkanaal C is afwijkend van de rest.

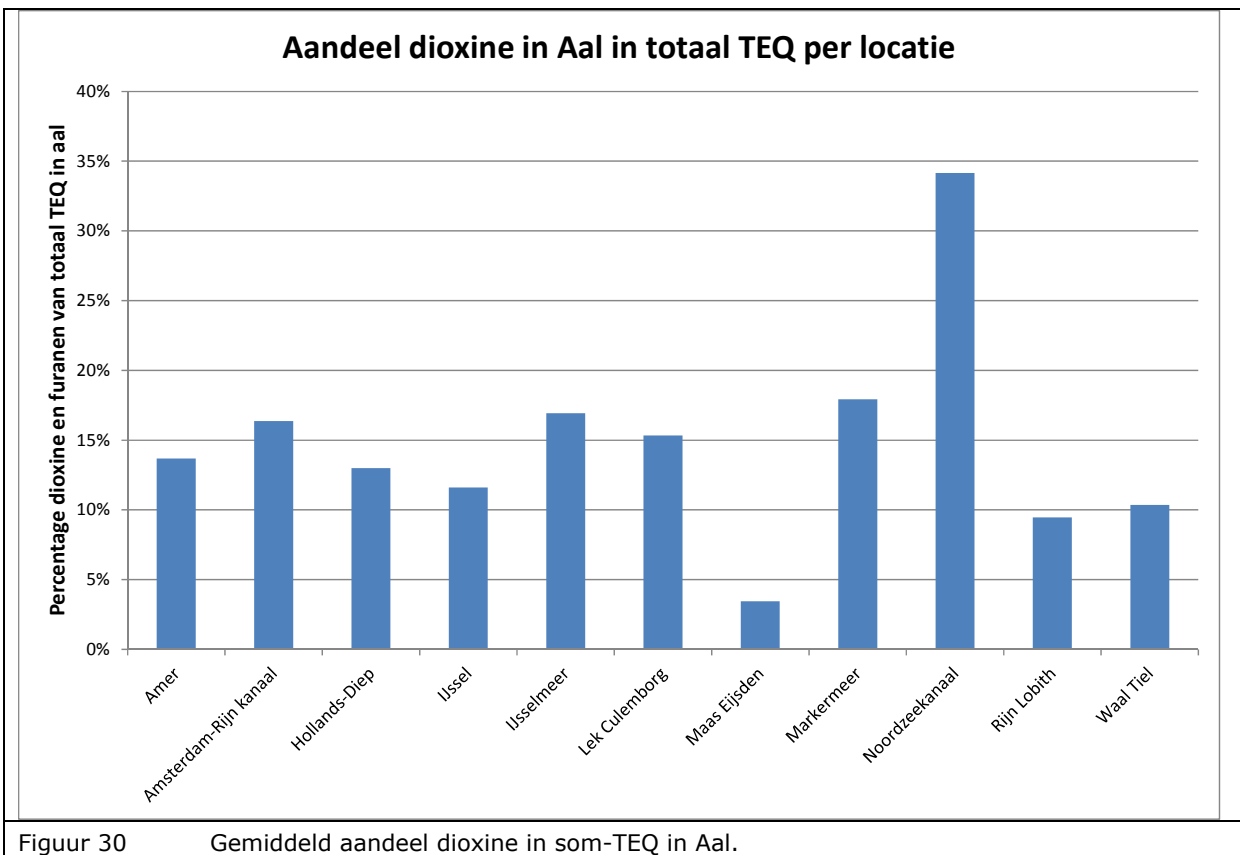
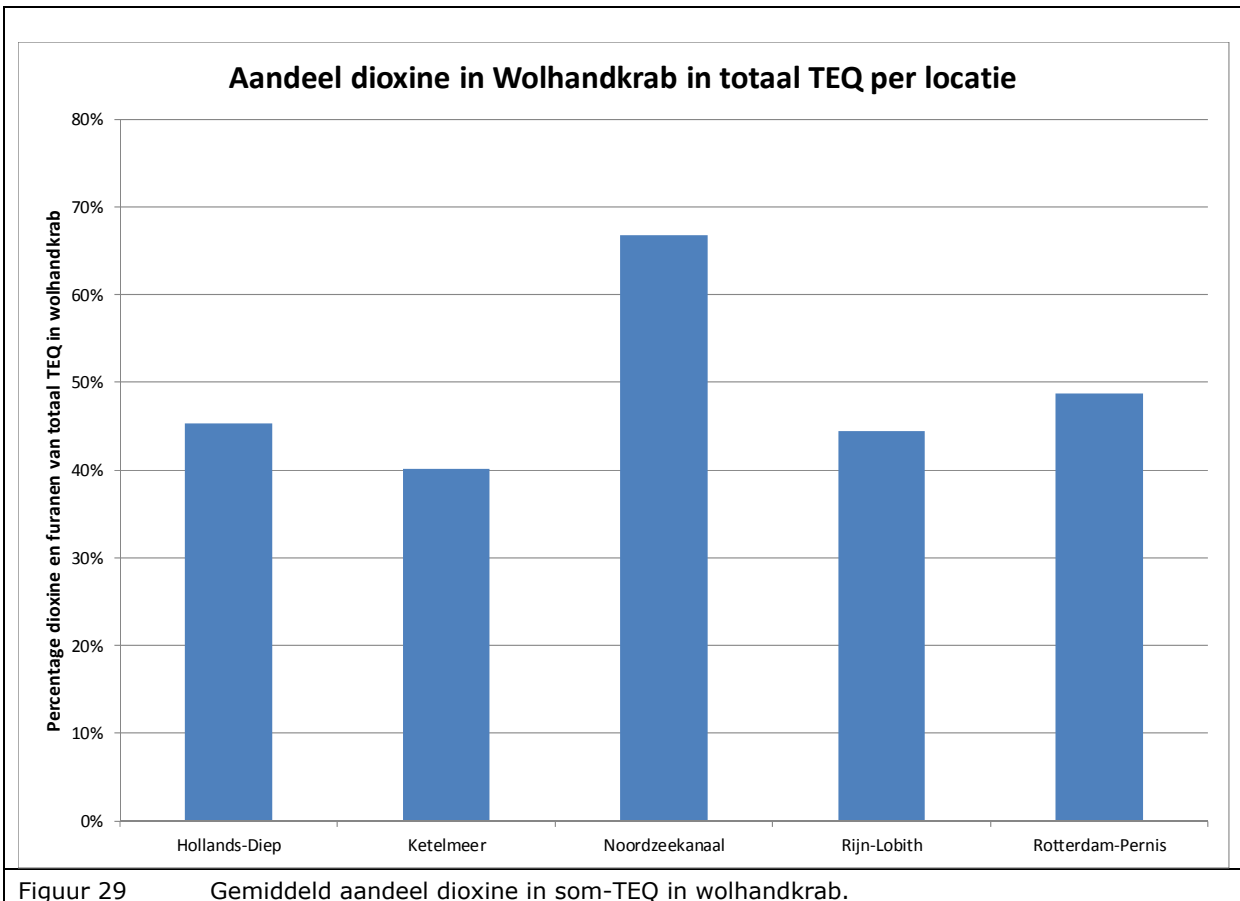
Opvallend is dat niet alle punten van de aal van het Noordzeekanaal bij elkaar liggen. Een verklaring kan worden gevonden in de waterbalans van het Noordzeekanaal (de herkomst van het water ter plekke). De vaargeul (met de punten 'Jan van Riebeeckhaven' en het 'Noordzeekanaal ter hoogte van het zijkanaal C' (dus gelegen in de hoofdvaargeul)) ontvangt water van een andere bron dan het Zijkanaal C (een zijarm van het Noordzeekanaal). Zijkanaal C krijgt zijn water vooral van het Hoogheemraadschap Rijnland, terwijl het water in de vaargeul gedomineerd wordt door water vanuit het Amsterdam-Rijnkanaal en het Markermeer.



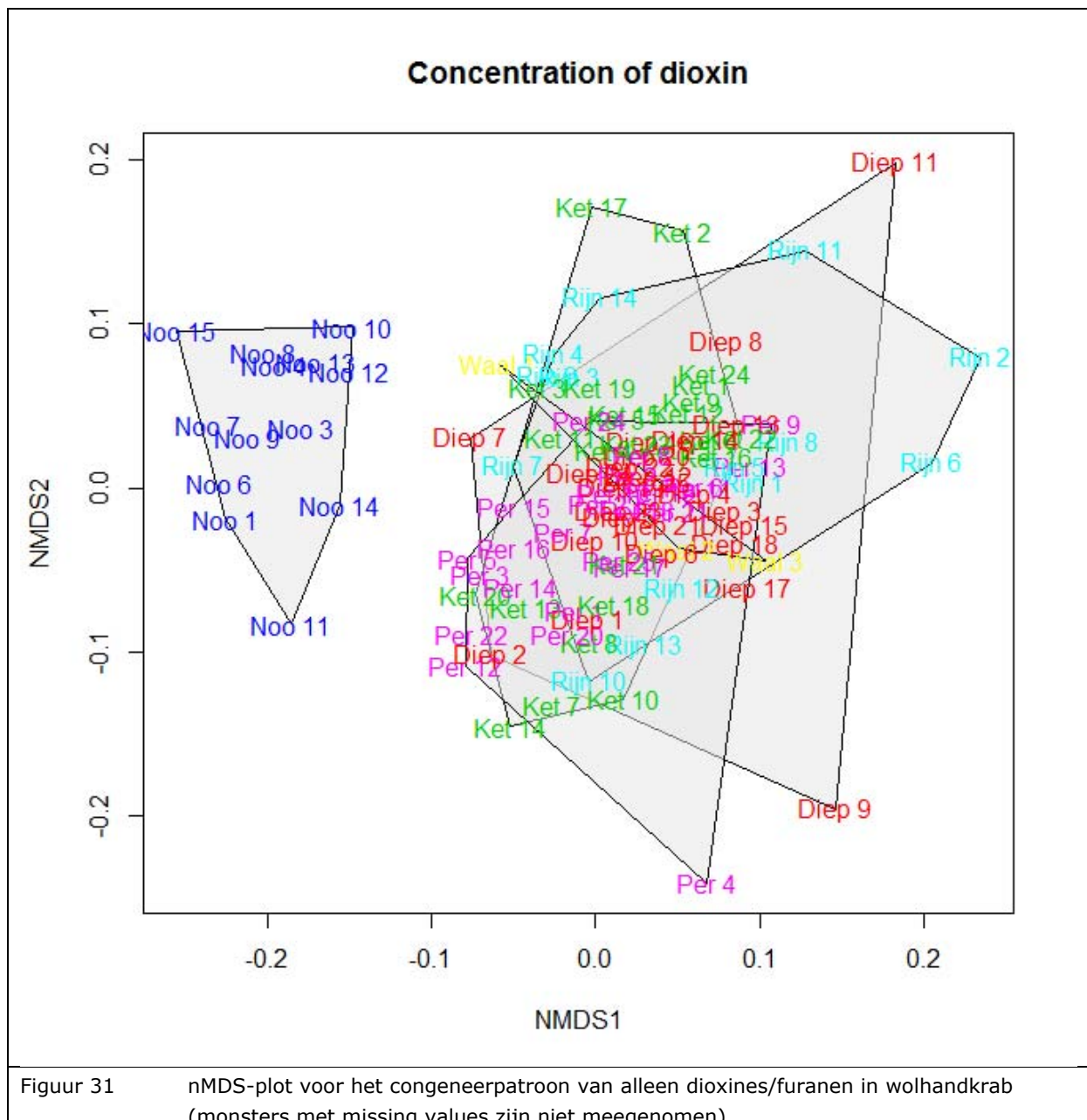
Figuur 27 nMDS-plot voor het congenerpatroon van dioxines en PCB's in wolhandkrab (monsters met missing values zijn niet meegenomen).

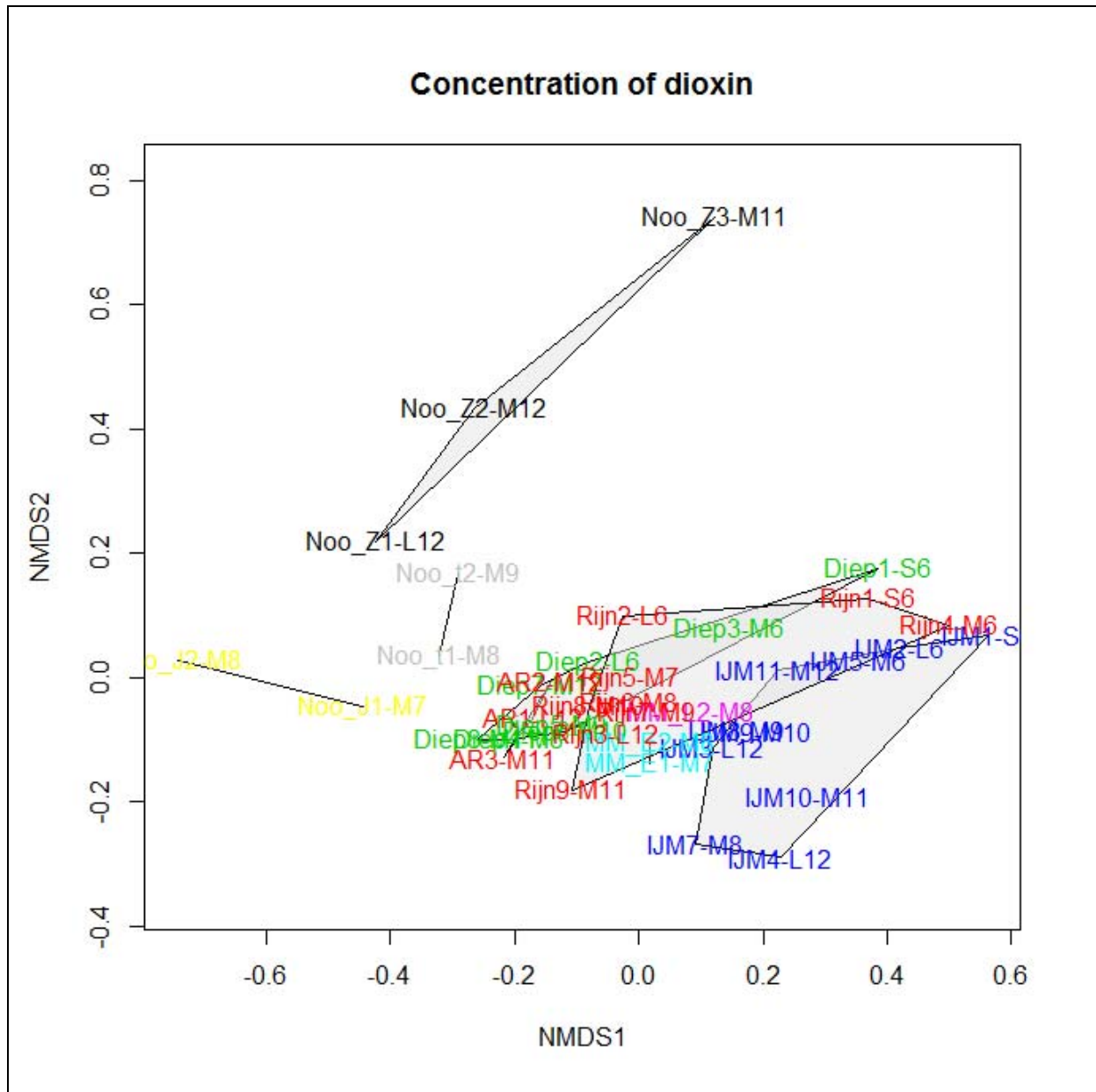


De nMDS-plots zijn abstracte weergaven van verschillen. Om duidelijk te krijgen waarin de congeenerpatronen van het Noordzeekanaal verschillen van de overige watersystemen is het aandeel dioxine in de som-TEQ in grafieken gezet (Figuur 29 en Figuur 30). Hieruit blijkt duidelijk dat het aandeel dioxine (inclusief furanen) in wolhandkrab en aal in het Noordzeekanaal relatief hoog is.



De bijzondere positie van het Noordzeekanaal in de nMDS-plots wordt dus (mede) verklaard door een andere verhouding tussen dioxines, furanen en PCB's. Bijlage E (memo van E. Evers) geeft aan dat het Noordzeekanaal voor dioxines en furanen (dus exclusief PCB's) ook een karakteristiek congeneer-patroon heeft. Met name 2,3,4,7,8-PentaCDF en 1,2,3,4,7,8-HexaCDF komen in relatief hoge concentraties in het zwevend stof voor. Om te checken of de wolhandkrab en aal in het Noordzeekanaal ook een karakteristiek dioxine-patroon hebben, zijn nMDS-plots voor dioxine- en furaan-patronen gemaakt (dus exclusief PCB's) (zie Figuur 31 en Figuur 32). Hieruit wordt nog duidelijker dat het Noordzeekanaal een afwijkend congeneer patroon heeft.





Figuur 32 nMDS-plot voor het congenerpatroon van alleen dioxines/furanen in aal (monsters met missing values zijn niet meegenomen).

Organismen in het Noordzeekanaal hebben dus een hogere verhouding tussen de concentratie dioxines en furanen enerzijds en de concentratie PCB anderzijds dan organismen in de 'rest' van Nederland. Daarnaast hebben ze een karakteristiek patroon van dioxine-congeneren. Dit duidt op een lokale bron in het Noordzeekanaal en niet op een verontreiniging van buitenaf. De vraag is of een relatie kan worden gelegd met het patroon in zwevend stof en het sediment.

6.2 Relatie met het zwevend stof en sediment

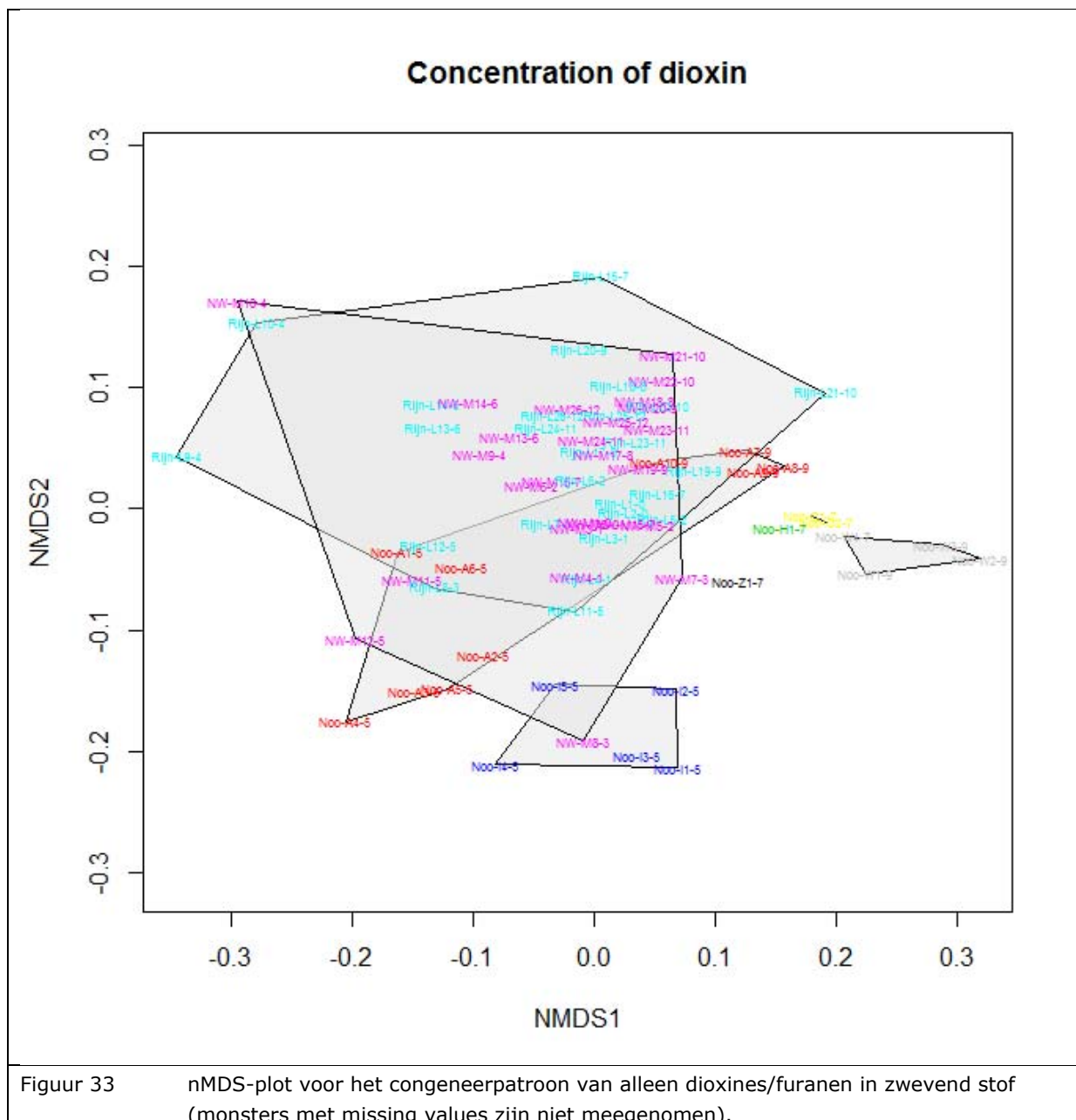
Voor zwevend stof is een dataset beschikbaar met dioxine- en furaan-concentraties (NB; concentraties van dioxine achtige PCB's ontbreken in deze dataset). Naast de Nieuwe Waterweg en de Rijn bevat de dataset een aantal locaties van het Noordzeekanaal:

Locatie	Code	Aantal monsters
Nieuwe Waterweg (Maassluis)	NW-M	26
Rijn (Lobith)	Rijn-L	26
Noordzeekanaal (Amsterdam)	Noo-A	10
Noordzeekanaal (halverwege Voorzaan)	Noo-H	1
Noordzeekanaal (IJmuiden)	Noo-I	5
Noordzeekanaal (Oosten van JvR haven)	Noo-O (= Noo-O)	2
Noordzeekanaal (Westzaan)	Noo-W	4
Noordzeekanaal (Zaangemaal)	Noo-Z	1

In Figuur 33 zijn de gegevens voor zwevend stof in een nMDS-plot weergegeven. Het IJ in Amsterdam (rode codes in de figuur) overlapt met de Nieuwe Waterweg en de Rijn bij Lobith. De overige locaties in het Noordzeekanaal (donkerblauwe, zwart, groen, geel en grijze codes in de figuur) vallen daar buiten. Dat geeft aan dat ze verschillen van de Nieuwe Waterweg, Lobith en het IJ in Amsterdam¹⁸. Toch verschillen de dioxine-patronen in het Noordzeekanaal onderling ook sterk, want ze overlappen niet in Figuur 33. Dit duidt op variabiliteit in ruimte en/of tijd.

Voor de waterbodem kan deze analyse helaas niet worden uitgevoerd, omdat voor dioxine geen recente gegevens beschikbaar zijn van sedimenten anders dan uit het Noordzeekanaal.

¹⁸ De gehalten van dioxines in zwevend stof bij Westzaan en Amsterdam zijn een factor twee tot drie hoger dan de gehalten in zwevend stof bij IJmuiden en het zwevende stof dat bij Lobith vanuit Duitsland wordt aangevoerd (Bijlage E).

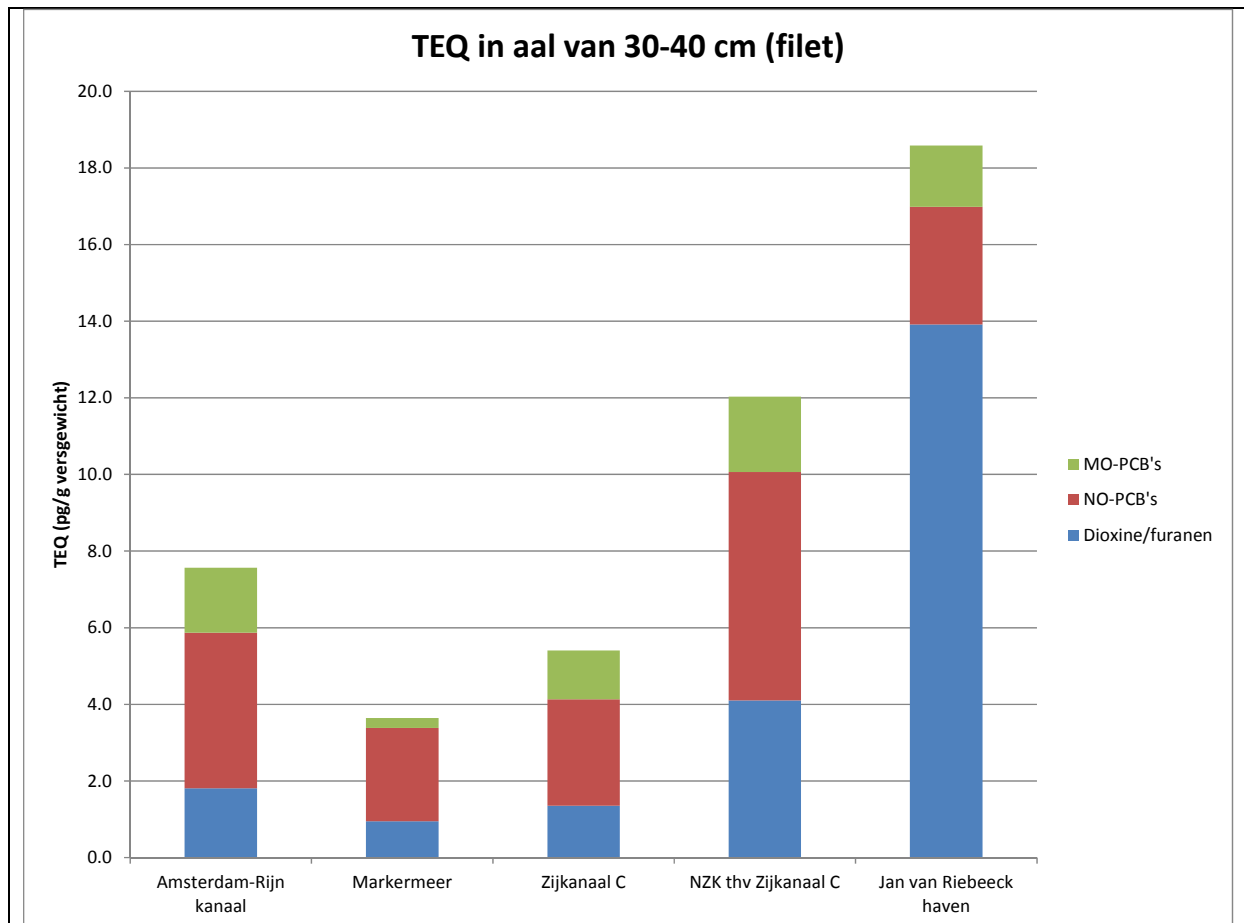


6.3 Mate van herverontreiniging

Stel dat de lokale bron van dioxines in het Noordzeekanaal zou worden weggenomen, wat wordt dan het 'herverontreinigingsniveau'? Om deze vraag te beantwoorden zijn de som-TEQ-concentraties in aal (van de lengte klasse 30-40 cm) van het Noordzeekanaal en aanvoerende watersystemen (Markermeer en Amsterdam-Rijnkanaal) met elkaar vergeleken (Figuur 34). Duidelijk is, dat de alen van de Jan van Riebeeckhaven een hoger som-TEQ-gehalte hebben dan die van het Amsterdam-Rijnkanaal en het Markermeer. Bovendien is het aandeel dioxine onevenredig groot.

Als de lokale bron van dioxines wordt weggehaald zal het som-TEQ-gehalte voor deze aal (d.w.z. 30 tot 40 cm) op termijn onder de KRW-norm van 6.5 pg/g vers gewicht komen. Naast water van Markermeer en Amsterdam-Rijnkanaal krijgt het Noordzeekanaal namelijk ook veel water van de Noordzee aangevoerd (via de schutsluizen bij IJmuiden). Dit water heeft relatief lage PCB-concentraties (Schobben, 2003) en naar verwachting ook lage dioxine-concentraties. Bij deze beschouwing zijn nog wel wat kanttekeningen te plaatsen:

- Figuur 34 is slechts gebaseerd op een beperkt aantal metingen.
- Grote aal heeft hogere som-TEQ-gehaltenes dan aal van 30 tot 40 cm en kan dus wel de KRW-norm van 6,5 pg/g versgewicht overschrijden, ook als de lokale bron is gesaneerd.
- Figuur 34 is gebaseerd op metingen in filet (uitgaande van humane toxiciteit KRW-norm). Voor ecosysteem doelen (doorvergiftiging) gaat de KRW-norm uit van het hele organisme. De concentratie in het hele organisme kan hoger liggen (bijvoorbeeld omdat de lever relatief veel dioxines bevat). Aan de andere kant dragen skeletdelen en huid tussen de 35 tot 60% bij aan het gewicht (Rehbein & Oehlenschläger, 2009) en deze delen nemen relatief weinig dioxines op. Daarmee zouden de concentraties weer relatief lager geïnterpreteerd kunnen worden bij een beoordeling voor ecosysteemdelen.



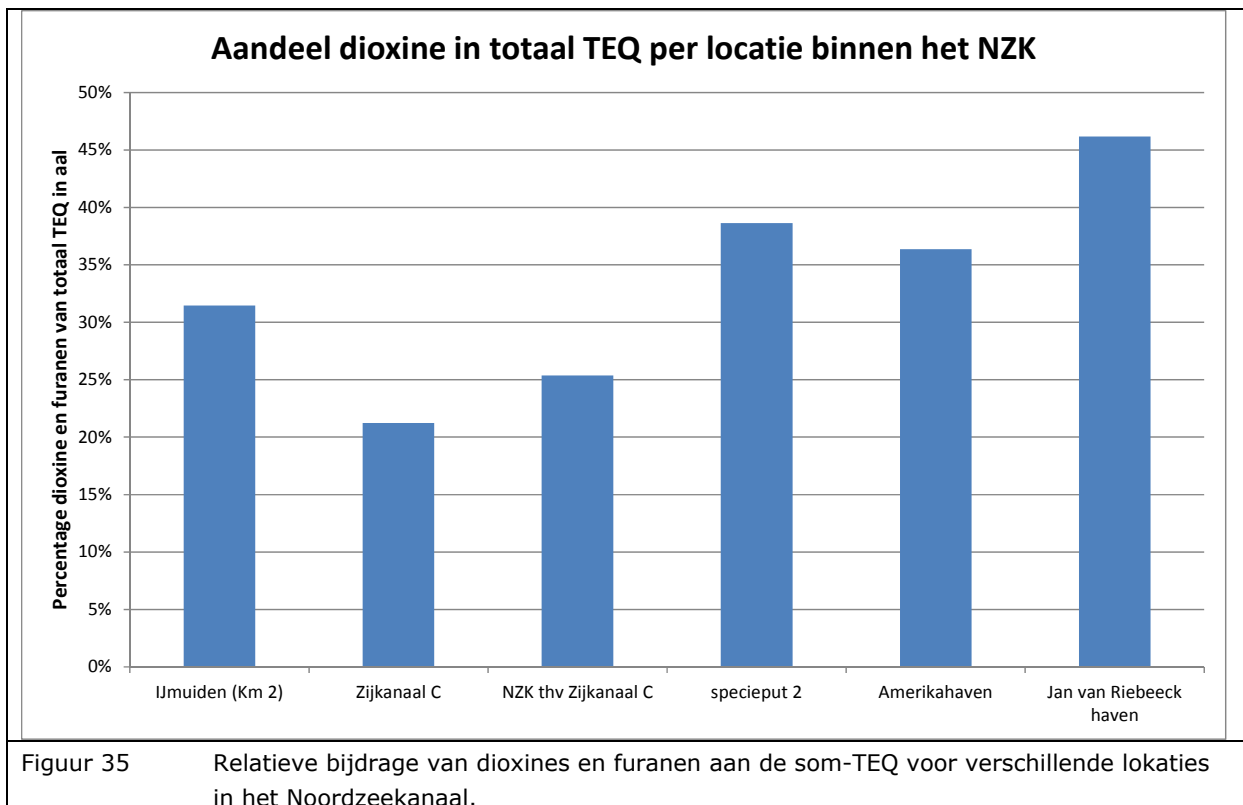
Figuur 34 TEQ-gehalte in aal onderverdeeld naar mono-ortho PCB's, non-ortho PCB's (de dioxine achtige PCB's) en dioxine/furanen in het Noordzeekanaal en aanvoerende watersystemen (Amsterdam-Rijnkanaal en Markermeer).

6.4 De ruimtelijke verdeling in het Noordzeekanaal

Uit bovenstaande analyse blijkt dat de bron van de hoge som-TEQ-gehaltenes in biota in het Noordzeekanaal gelegen is in een dioxine vervuiling in het Noordzeekanaal zelf. Dat is uiteraard niet verrassend gegeven de lozingen en brand van Philips Duphar in het verleden. Om verdere verspreiding van verontreinigingen naar het oppervlaktewater te voorkomen is een KRW-maatregel waarbij een ingreep in de waterbodem plaatsvindt alleen effectief als de verontreiniging ernstig is en goed is af te bakenen. Daarbij moet ook het herverontreinigingsniveau laag zijn.

6.4.1 Ruimtelijke verdeling dioxine in aal

Niet alleen de hoogte van de som-TEQ in aal is van belang om een verband te leggen met de historische vervuiling (want die hangt sterk af van lengte, vetgehalte en type weefsel), maar ook het aandeel dioxine in het som-TEQ-gehalte is specifiek voor de vervuiling in het Noordzeekanaal. In Figuur 35 is het aandeel dioxine in aal aangegeven (~20-45%). Ter vergelijking; het percentage dioxine in de som-TEQ van aal in andere watersystemen in Nederland ligt tussen de 9 en 17%. Dat betekent, dat aal in het gehele Noordzeekanaal een verhoogde bijdrage van dioxine aan het som-TEQ-gehalte heeft. Er lijkt een afnemende gradiënt te zijn van de Jan van Riebeeckhaven naar IJmuiden, maar die is niet erg duidelijk.



6.4.2 Ruimtelijke verdeling dioxine in de waterbodem

De dioxine-gehalten in de waterbodem geven een meer nauwkeurig beeld van de verdeling van de dioxines in het Noordzeekanaal dan de ruimtelijke verdeling van dioxine in aal. Er zijn immers veel meer meetpunten voor de waterbodem dan voor aal. In hoofdstuk 4 is reeds aangegeven dat overschrijdingen van de voorlopige interventiewaarde van 105 ng TEQ/kg in het gehele gebied tussen IJmuiden en de Jan van Riebeeckhaven zijn aangetroffen (zie Figuur 19 en Figuur 20 op pagina 54). In aanvulling op deze vak-benadering worden in deze paragraaf de contouren gepresenteerd op basis van interpolatie van de meetpunten (zie voor methodebeschrijving Bijlage K). De ongestandaardiseerde concentraties zijn in de kaarten van Figuur 36 en Figuur 37 weergegeven. Voor de gestandaardiseerde concentraties zie Figuur 38 en Figuur 39.

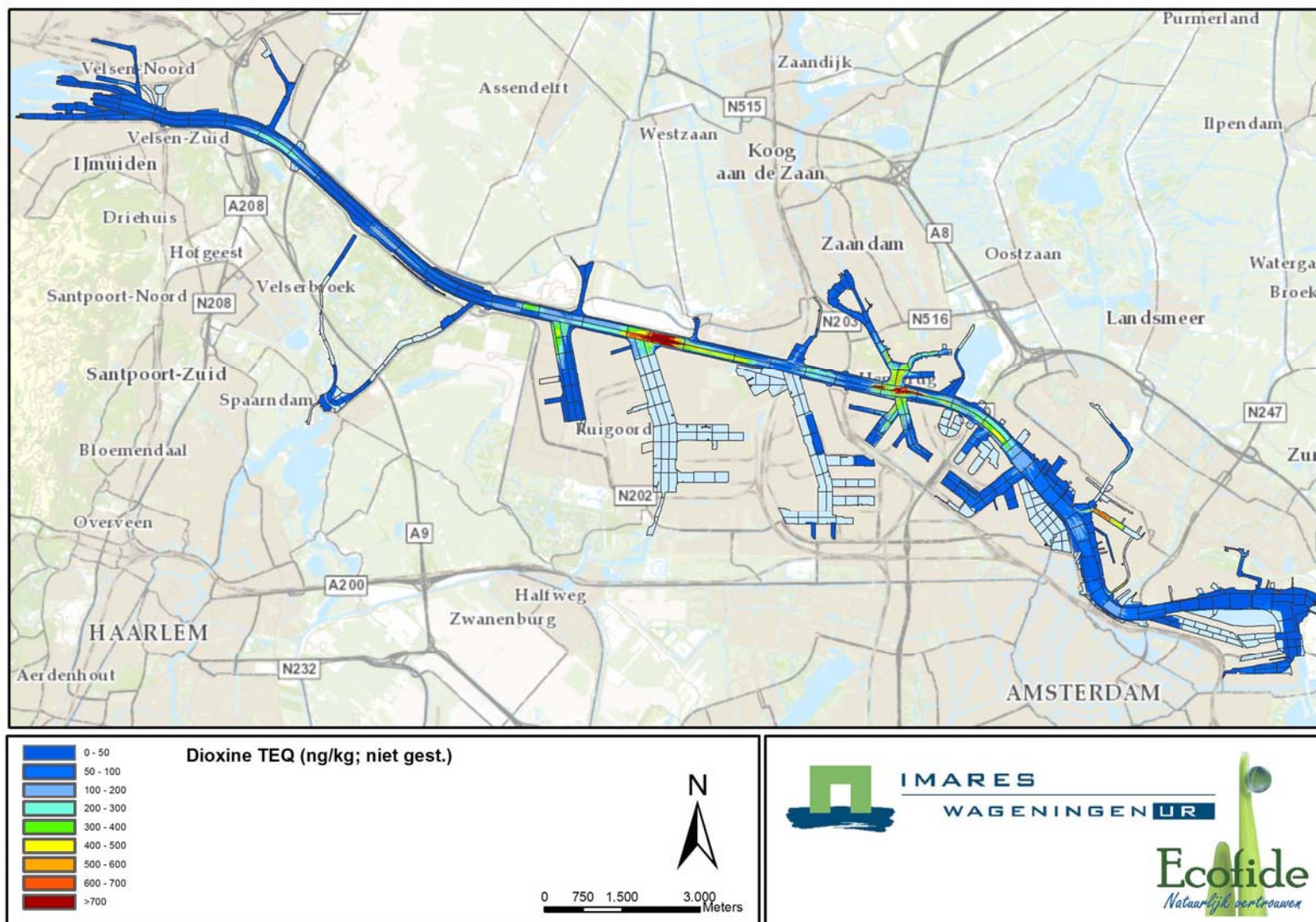
Fout! Verwijzingsbron niet gevonden. Twee belangrijke hotspots worden duidelijk: i) de Jan van Riebeeckhaven laat een cluster van vlekken zien met zeer hoge concentraties en ii) bij de insteek van de Amerikahaven lijkt ook sprake van een grote vlek met hoge gehalten. Opvallend is dat in specieput 2 nauwelijks sprake is van zeer hoge waarden terwijl daar toch vervuilde bagger gestort zou zijn. Ook specieput 1 dient zich niet aan als hotspot. Wellicht heeft tijdens de stort van de vervuilde bagger transport van slib plaatsgevonden van specieput 2 naar het vak daar direct naast (de insteek van de Amerikahaven). De twee hotspots hebben een ruim 7 maal zo hoge concentratie dan de rest van het

Noordzeekanaal. Nb. Voor het gebied rond de Jan van Riebeeck haven zijn deze getallen meer nauwkeurig omdat daar meer gemeten is. Bij de Amerikahaven is de interpolatie gebaseerd op slechts enkele punten.

Helaas ontbreken gegevens over de concentratie dioxine in een aantal havens, waaronder de Amerikahaven en de Australiëhaven. Dit is een gebrek aan informatie, omdat de put in de Australiëhaven nog steeds wordt gebruikt om vervuilde bagger te storten. Een mogelijke verontreiniging vanwege de baggerstort in die haven blijft daarmee ongewis.

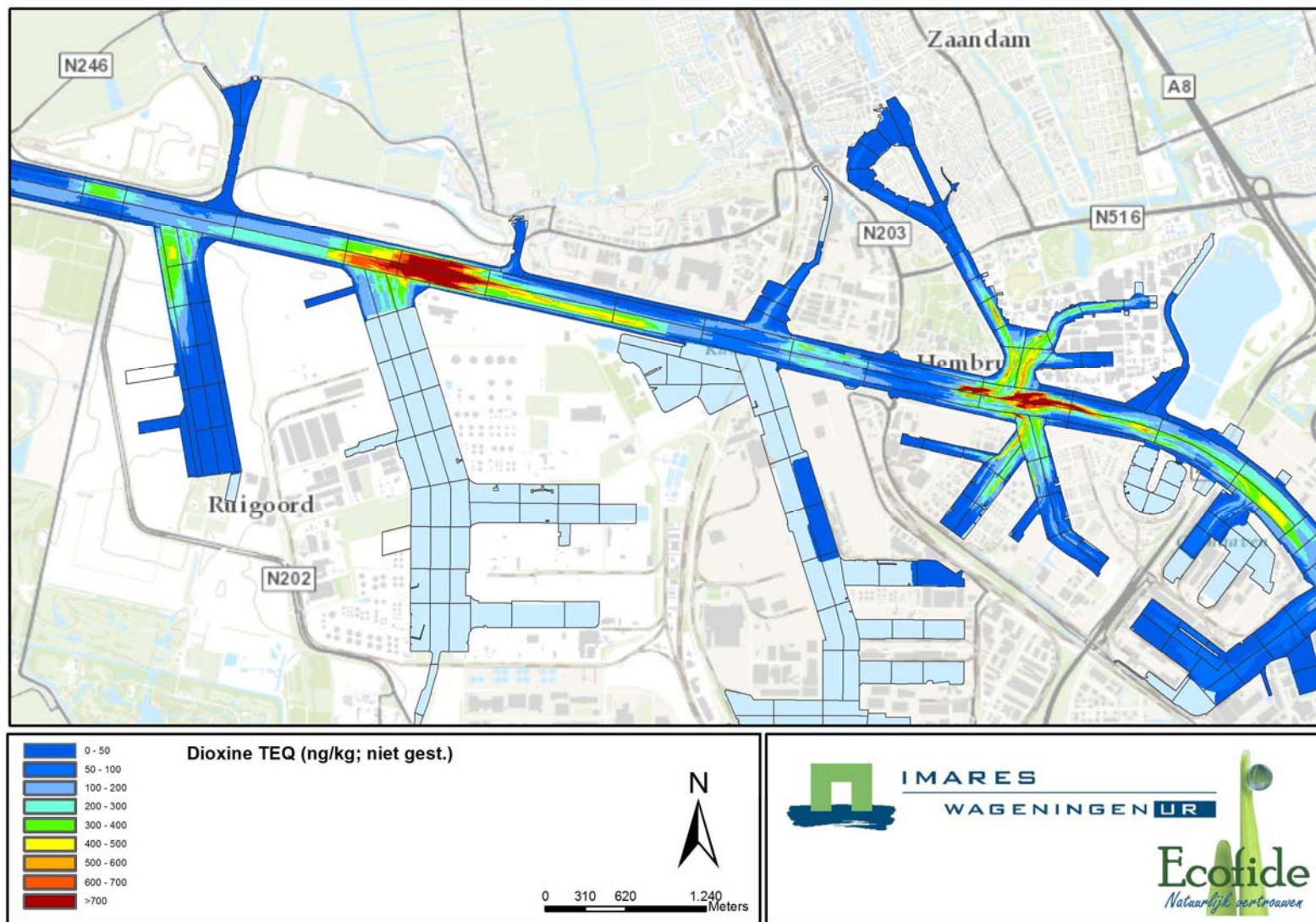
Het ruimtelijke beeld van de niet-gestandaardiseerde concentraties is vergelijkbaar met het beeld van de wel gestandaardiseerde concentraties (vergelijk Figuur 37 met Figuur 39), met uitzondering van de insteek van de Amerikahaven. Door de standaardisatie is de concentratie daar relatief lager geworden t.o.v. de Jan van Riebeeckhaven. Voor het nemen van eventuele maatregelen is de niet-gestandaardiseerde concentratie maatgevender, omdat die de vracht in het watersysteem aangeeft. Het nemen van maatregelen in het gebied van de Jan van Riebeeckhaven en bij de insteek van de Amerikahaven zal de verontreiniging met dioxines van het gehele Noordzeekanaal (zowel in de waterbodem als in aal) flink reduceren.

Waterbodem Noordzeekanaal 2006 - 2011



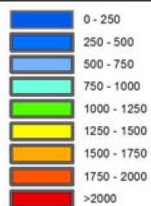
Figuur 36 Geïnterpoleerde dioxine concentraties (niet gestandaardiseerd voor organisch stof gehalten). Nb: de contouren in het Jan van Riebeeckhaven gebied zijn gebaseerd op vele punten. De hotspots bij de Amerikahaven zijn gebaseerd op slechts enkele punten en daarmee veel onbetrouwbaarder. Zie ook Bijlage K.

Waterbodem Noordzeekanaal 2006 - 2011

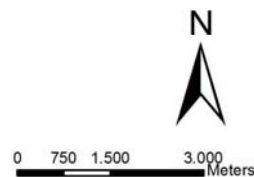


Figuur 37 Geïnterpoleerde dioxine concentraties (niet gestandaardiseerd voor organisch stof gehalten (uitsnede van het Noordzeekanaal)). Nb: de contouren in het Jan van Riebeeckhaven gebied zijn gebaseerd op vele punten. De hotspots bij de Amerikahaven zijn gebaseerd op slechts enkele punten en daarmee veel onbetrouwbaarder. Zie ook Bijlage K.

Waterbodem Noordzeekanaal 2006 - 2011



Dioxine TEQ (ng/kg; gest.)



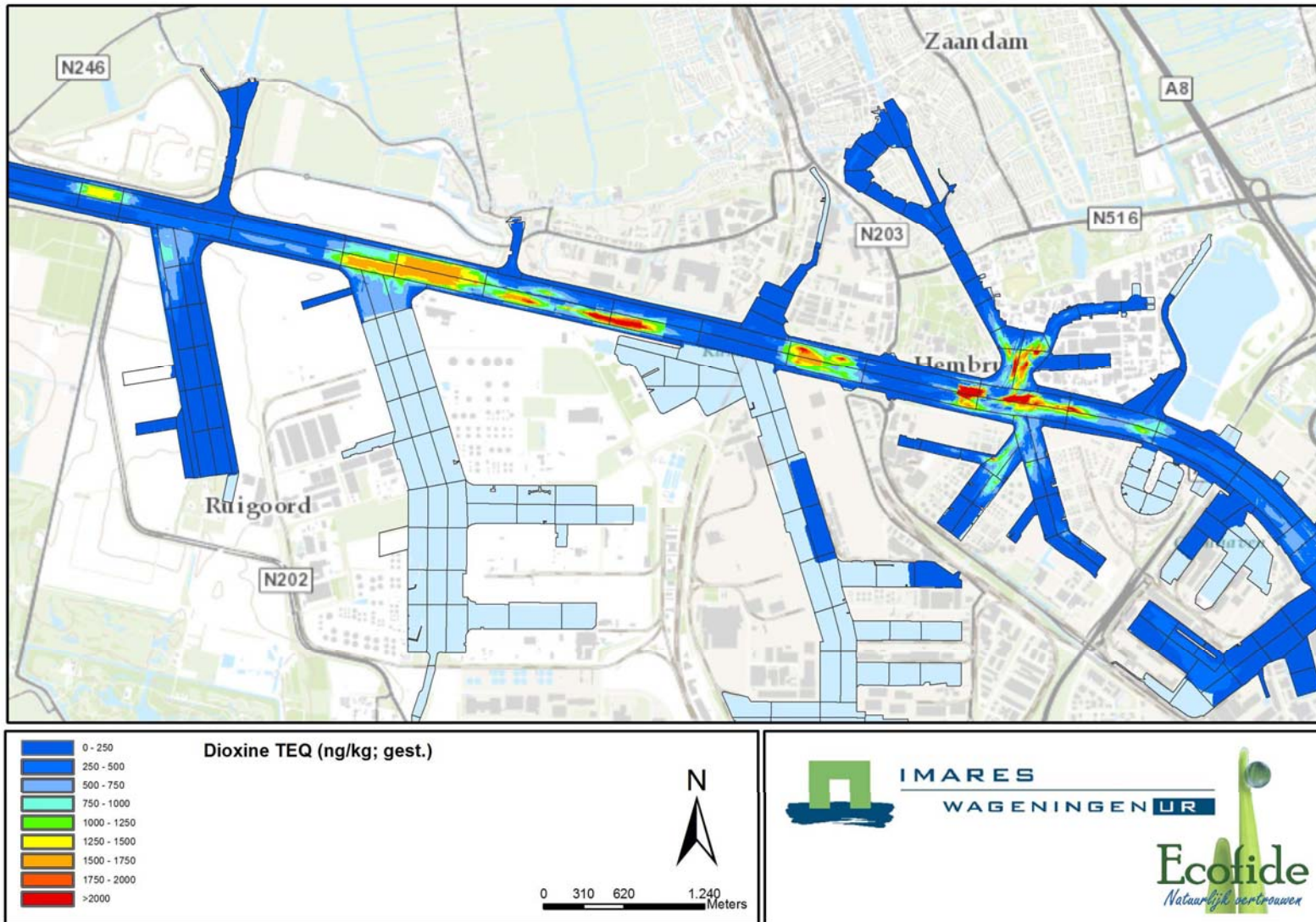
IMARES
WAGENINGEN UR



Figuur 38

Geïnterpoleerde dioxine concentraties (gestandaardiseerd voor organisch stof gehalten). Nb: de contouren in het Jan van Riebeeckhaven gebied zijn gebaseerd op vele punten. De hotspots bij de Amerikahaven zijn gebaseerd op slechts enkele punten en daarmee veel onbetrouwbarder. Zie ook Bijlage K.

Waterbodem Noordzeekanaal 2006 - 2011



Figuur 39 Geïnterpoleerde dioxine concentraties (gestandaardiseerd voor organisch stof gehalten). Nb: de contouren in het Jan van Riebeeckhaven gebied zijn gebaseerd op vele punten. De hotspots bij de Amerikahaven zijn gebaseerd op slechts enkele punten en daarmee veel onbetrouwbaarder. Zie ook Bijlage K.

7 Conclusies en aanbevelingen

7.1 Conclusies

Voor het waterlichaam Noordzeekanaal is nagegaan welke gebruiksfuncties en waterkwaliteitsdoelen mogelijk nadelig worden beïnvloed door verontreinigingen in de waterbodem. De conclusies zijn hieronder per doel/functie samengevat.

7.1.1 KRW-doelen

1. TBT-concentratie in water

- a. In de westelijke delen van het IJ zijn in het sediment zeer sterk verhoogde TBT-gehalten aangetroffen, waarbij de interventiewaarde met meer dan een factor 5-10 wordt overschreden. Opwerveling van dit sediment zal lokaal tot een forse normoverschrijding in het oppervlaktewater leiden.
- b. Een significant effect van deze lokale bron op het TBT-gehalte in het waterlichaam als geheel is met de huidige gegevens niet aantoonbaar, maar tegelijkertijd niet onwaarschijnlijk.
- c. De gehalten in zwevende stof moeten een factor 10 dalen om de KRW-doelstelling te realiseren. Om dit proces te versnellen zou zoveel mogelijk vracht aan TBT uit het kanaal moeten worden verwijderd. Meer aandacht voor de parameter TBT bij vergunningsprocedures kan dit proces versnellen, maar ook een gerichte ingreep rond de vakken IJ01-03 en IN01-02 lijkt een effectieve maatregel, zeker omdat de autonome verspreiding van dit materiaal de omvang van het probleem alleen maar laat toenemen.

2. Koper concentratie in water

- a. De combinatie van verhoogde kopergehalten in het sediment aan de westzijde van Amsterdam en de opwerveling van dit materiaal door de scheepvaart, leidt waarschijnlijk lokaal tot een overschrijding van de waterkwaliteitsnorm (maar data hierover ontbreken). Door de optredende verdunning met zwevende stof van elders is geen sprake van een aantoonbaar effect op het waterlichaam als geheel.
- b. Verder lijkt ook het lokale effect geen reden tot zorg. De beschikbare gegevens over de opgeloste koperconcentraties geven aan dat deze waarschijnlijk niet norm overschrijdend zijn. Om de koperconcentraties te kunnen toetsen is echter uitbreiding nodig van de momenteel beschikbare tweede fase toetsing in het kader van de KRW voor zoetwater naar brakwater en mariene systemen.
- c. Maatregelen gebaseerd op de koperconcentratie lijken niet zinvol.

3. PCB gehalte in zwevende stof

- a. Over de laatste twee decennia zijn de PCB-gehalten in het zwevende stof meer dan verdubbeld. Er is daarmee sprake van een achteruitgang in de waterkwaliteit.
- b. De PCB-gehalten in de toplaag van het sediment zijn in vrijwel het gehele kanaal, maar zeker in en om Amsterdam, hoog genoeg om bij opwerveling door scheepvaart tot een normoverschrijding in zwevende stof te leiden.
- c. De PCB-gehalten in het zwevende stof worden meer beïnvloed door de waterbalans, waarbij vooral het afnemende aandeel van water uit het (schonere) IJmeer een rol speelt. Hierdoor komt een steeds groter deel van het zwevende stof in het Noordzeekanaal uit het Amsterdam-Rijnkanaal en gaan ook de PCB-gehalten in zwevende stof steeds meer op de (hogere) gehalten in het Amsterdam-Rijnkanaal lijken.
- d. De maatregelen om de PCB-concentraties in het Noordzeekanaal onder de norm te brengen liggen dan ook buiten het Noordzeekanaal zelf.

4. Biotanorm voor kwik

- a. De kwikgehalten in vis (aal en snoekbaars) en wolhandkrab laten in het gehele kanaal overschrijdingen van de KRW-biotanorm zien.
- b. Interventiewaarde overschrijdingen voor kwik worden veelvuldig aangetroffen in het van Hasselt- en Buiksloterkanaal incl. de daarop aangesloten CN-vakken en zullen daar zeker tot

een ernstige overschrijding van de biotanorm leiden (factor>10). Een gerichte ingreep in de waterbodem kan deze lokale situatie verbeteren.

- c. Het doelgericht verlagen van de kwikgehalten in het sediment van het Noordzeekanaal als geheel, om zo te voldoen aan de doelstelling met betrekking tot kwikgehalten in biota, is niet zinvol omdat het herverontreinigingsniveau hoger ligt.
- d. Een verlaging van de kwikgehalten in het IJ zou de accumulatie in de voedselketen aldaar wel kunnen verlagen, aangezien de aangetroffen gehalten hoger zijn dan het herverontreinigingsniveau. De ernst van de lokale kwik-accumulatie is echter onbekend door het ontbreken van biota-gegevens. Daarnaast zou hiervoor het verwijderen van vrij grote hoeveelheden aan Bbk-klasse B materiaal nodig zijn.

5. Ecologische doel macrofauna

- a. Op een groot deel van het oppervlak van het Noordzeekanaal kunnen de in het sediment aanwezige verontreinigingen leiden tot effecten op de macrofauna. Dit is vooral te wijten aan de PAK-gehalten, die ook bij een Bbk-klasse A oordeel effecten kunnen veroorzaken.
- b. Sterkere effecten (met een msPAF-waarde >50%) zijn op een meer beperkte schaal aangetroffen en betreffen eigenlijk alleen sedimentmonsters met een interventiewaarde overschrijding voor metalen en/of PAK's. Deze zijn vooral aanwezig rond IJmuiden en in bepaalde delen van Amsterdam. Een gerichte ingreep in de waterbodem kan deze effecten op de lokale macrofauna wegnemen.

7.1.2 Beroeps- & Sportvisserij

a) Dioxines en dioxine-achtige PCB's

- De waterbodem in het gehele gebied tussen IJmuiden en de Jan van Riebeeckhaven overschrijdt de voorlopige interventiewaarde van 105 ng som-TEQ/kg.
- De KRW-biotanorm en de voedselveiligheidsnorm voor de som-TEQ van dioxines en dioxine-achtige PCB's worden in aal zeer regelmatig overschreden. Dit is vooral het geval in grotere alen. Dit is reden voor de overheid geweest om vanaf 1 april 2011 de vangst van alen in een groot deel van het Noordzeekanaal te verbieden.
- In meerdere Amsterdamse havens, waaronder de Afrikahaven, Amerikahaven, Westhaven de Jan van Riebeeckhaven, mag wel commercieel worden gevisst. De dioxine-concentratie in aal uit de Jan van Riebeeckhaven overschrijdt de voedselveiligheidsnorm. Een vangstverbod van aal in de Jan van Riebeeckhaven zal risico's voor de volksgezondheid beperken. Aanvullend onderzoek naar de gehalten van dioxines in aal in de overige havens waar aal wordt gevangen brengt de overige risico's voor de voedselveiligheid in kaart.
- De oorzaak van de normoverschrijdingen is vooral gelegen in de verontreinigde waterbodem van het Noordzeekanaal, waarbij de verontreinigingssituatie ter hoogte van de Jan van Riebeeckhaven een belangrijke bron vormt. Dit blijkt uit het zeer specifieke congeneerpatroon van dioxine en PCB's in wolhandkrab, aal en zwevend stof.
- Door verspreiding van bagger en/of zwevend stof is ook de waterbodem bij de ingang van de Amerkahaven sterk vervuild.
- Een ingreep in de waterbodem zal tot een verlaging van de concentraties in vis leiden. Of de concentraties in grote aal op termijn onder de norm van 6,5 som-TEQ pg/g blijven is onzeker; de herverontreiniging uit het Amsterdam-Rijnkanaal met PCB's is nu nog hoog. De gehalten in kleinere vis (inclusief kleine aal) zullen door het nemen van maatregelen onder de voedselveiligheidsnormen komen te liggen.
- Het areaal van de waterbodem met verhoogde dioxine-concentraties is relatief groot. Het aanpakken van de hotspots in het Noordzeekanaal ten noorden van de Jan van Riebeeckhaven en de insteek van de Amerikahaven zal het meest effectief zijn omdat daar de concentraties 7 keer hoger zijn dan in de rest van het Noordzeekanaal.
- De zeer sterke vervuiling rond de ingang van de Amerikahaven duidt er op dat de verspreiding van dioxines mogelijk nog steeds door gaat en het probleem daarmee steeds diffuser wordt.

7.2 Aanbevelingen

Naast de bovengenoemde antwoorden op de onderzoeksvragen van het rapport kunnen - met de ervaring uit dit onderzoek - een aantal aanbevelingen voor een vervolg worden gedaan:

1. In dit rapport is een analyse gemaakt van de huidige verontreinigingstoestand. Hoewel het Noordzeekanaal geen sterke dynamiek kent, laat de huidige verspreiding van dioxine zien dat de belasting van verder gelegen delen van het Noordzeekanaal-systeem met dioxines nog steeds doorgaat. Hierdoor nemen de verwerkingskosten van bagger bij nautisch onderhoud onevenredig toe. Het kan kosteneffectief zijn om juist vanuit het belang van het nautische beheer (en dus niet alleen vanuit de KRW- en voedselveiligheidsdoelstellingen) een ingreep in de vervuilde waterbodembodem te doen. Kosten-baten analyses van verschillende maatregel-scenario's kunnen een zinvolle bijdrage leveren aan de besluitvorming.
2. Verdere verspreiding van dioxines in het Noordzeekanaal geschiedt door opwerveling van de waterbodembodem door stroming en scheepvaart, maar ook door baggeren en slibstort. De laatste genoemde activiteiten kunnen het dioxineprobleem in stand houden en vergroten. Een nadere analyse (modelberekeningen met tijdgeïntegreerde zwevendstof analyses) kan dit mogelijke probleem kwantificeren (in samenhang met het hierboven genoemde aspect over de beheerskosten van nautisch bagger).
3. Het continueren van het waterbodemonderzoek met als doel meer zicht te krijgen op de omvang, mobiliteit en de risico's van de aanwezige verontreinigingen is niet zinvol, omdat daar reeds voldoende kennis over is vergaard. De huidige inzichten zijn voldoende om verdere besluitvorming te ondersteunen. Een toestand- en trendmonitoring in het kanaal wordt wel zinvol geacht en zal bijdragen aan de kennis over de effectiviteit van maatregelen en het autonome beleid (zonder specifieke ingrepen).
4. Voor toestand- en trendmonitoring is in het Noordzeekanaal op dit moment geen geschikt meetpunt gedefinieerd voor het volgen van de trend van gehalten in biota. Gegeven de gebiedsspecifieke problematiek van dioxines en de KRW-doelstellingen wordt dit door IMARES en Ecofide als gemis gezien. Aanbevolen wordt om jaarlijks één locatie in de vaargeul van het Noordzeekanaal te bemonsteren op aal en door te meten op PCB's en dioxines.
5. Daarnaast zijn enkele aanbevelingen van meer lokale aard:
 - a. Binnen de westelijke IJ-vakken IJ01 t/m IJ03 bestaat waarschijnlijk een groot verschil in TBT-gehalte tussen de noord- en zuidzijde. Het analyseren van één mengmonster per waterbodembvak is dan niet toegestaan ("uitmengen van een $>I^{19}$ ") en ook niet aan te raden. Beter zou het zijn om met steekmonsters de lokale bron ('hot spot') verder te karteren.
 - b. Ook wordt aanbevolen om de parameter TBT in de vergunningsprocedures in het kader van het Bbk op te nemen. Bij vergunningverlening in het kader van de Bbk dient men het parameterpakket uit te breiden met die stoffen waarvoor voldoende aanwijzingen bestaan dat ze probleemstoffen zijn (wat in dit geval geldt voor TBT).
 - c. Voor het van Hasseltkanaal zou een extra inspanning kunnen plaats vinden voor kwik om te achterhalen of de verhoogde bodemkwik gehalten ook terug gevonden worden in sessiele dieren en vis.
 - d. Voor de dioxine-hotspots verdient het de aanbeveling meer te meten rond de hotspot bij de insteek van de Amerikahaven. Door de statistische techniek van interpoleren in combinatie met het lage aantal meetpunten kan niet met zekerheid worden vastgesteld wat de omvang is van dit probleem. Het verdient de aanbeveling op deze lokatie zowel zwevend stof (tijdgeïntegreerd), bodem als biota te meten.
 - e. Dat geldt ook voor specieput 1 en 2 die niet opvallen als hotspots maar die na extra meten wellicht wel aanleiding geven voor een andere afweging voor een ingreep. Het verdient de aanbeveling om op deze lokaties zowel zwevend stof (tijdgeïntegreerd), bodem als biota te meten.

¹⁹ I: interventiewaarde

- f. De Amerikahaven en Australiëhaven zijn stortlocaties waar, onder voorwaarden, ook bagger met hoge gehalten dioxine-TEQ en som-TEQ mag worden gestort. Het verdient de aanbeveling in de havens dioxines en dioxineachtige PCB's zowel in zwevend stof (tijdgeïntegreerd), waterbodems als biota te meten.

8 Literatuur

- AKWA (2007). Beschrijving resultaten metingen bij depot Amerikahaven 2006, AKWA.
- Alkyon (2005). Effecten ontgrondingsput Noordzeekanaal. Put km 20,0-20,5 Alkyon.
- AquaVision (2010). Stroommetingen in enkele havens aan het Noordzeekanaal, AquaVision in opdracht van RWS Noord-Holland.
- Arcadis (2008). "Nader Onderzoek Jan van Riebeeckhaven e.o. Amsterdam. Eindrapportage risicobeoordeling saneringspecie." Arcadis Rapport nr. 110302/OF8/OW4/000963/LB.
- BCC (2007). "Verwerking gegevens monitoring waterbodembodem Noordzeekanaal en zijwateren, 2006." Rapport NC7180120/001.
- BK Ingenieurs (2008). "Waterbodemonderzoek Havens te Amsterdam." Projectnr. 20081310.
- BK Ingenieurs, B. (2010). "Waterbodemonderzoek Havens Amsterdam." Projectnrs. 20100947 en 20101118.
- de Goeij, A. G., Kaandorp, H.N., en H.A. van der Schee (1995). "Milieucontaminanten in paling uit de omgeving van de Jan van Riebeeckhaven - Amsterdam." Rapport AM9308 MK3 Keuringsdienst van Waren.
- DHV & Ecofide (2010a). De waterbodembodemkwaliteit van de Gelderse IJssel. In opdracht van Rijkswaterstaat Oost-Nederland.
- DHV & Ecofide (2010b). De waterbodembodemkwaliteit van de Boven-Rijn en Waal. In opdracht van Rijkswaterstaat Oost-Nederland. Ecofide (2011). "Opwerveling van met PCB-verontreinigd sediment in de Nederrijn." Ecofide in opdracht van RWS Oost-Nederland en Witteveen & Bos.
- Eelkema, M. (2006). "Verspreidingsrisico's door waterbodembodemdynamiek. Achtergronddocument bij de richtlijn Nader Onderzoek van verontreinigde waterbodems." AKWA-werkdocumentnr. W06.004.
- EU Directive (2013). Directive of the European parliament and of the council pe-cons No/YY - 2011/0429 (COD).
- European-Union (2011). "VERORDENING (EU) Nr. 1259/2011 VAN DE COMMISSIE tot wijziging van Verordening (EG) nr. 1881/2006 wat betreft de maximumgehalten voor dioxines, dioxineachtige pcb's en niet-dioxineachtige pcb's in levensmiddelen, 2 december 2011."
- European-Union (2012). "Proposal for a directive of the European Parliament and of the council amending Directives 2000/60/EC and 2008/105/EC as regards priority substances in the field of water policy. 2011/0429 (COD)." EC.
- Glorius, S.T., M.J.J. Kotterman (2010). "Actieve biologische Monitoring Zoete Rijkswateren: Microverontreinigingen in driehoeksmosselen " Rapport C058/11, IMARES.
- Glorius, S.T., M.J.J. Kotterman (2012). "Actieve biologische Monitoring Zoete Rijkswateren: Microverontreinigingen in quaggamosselen " Rapport C055/12, IMARES, IJmuiden.
- Glorius, S., Kotterman, M.J.J. and J.H.M. Schobben (2010). "Risico's van kwik in het Zwarte Water; studie naar de relatie tussen gehalten in paling, zwevend stof en waterbodembodem." IMARES rapport C153/10.
- Hegeman, W. J. M., Laane, R.W.P.M. (2008). Concentraties, trends en normtoetsing van chemische stoffen in het oppervlakte sediment van het Nederlandse Continentale Plat (1981-2006), Deltares.
- Hoek-van Nieuwenhuizen, M., Kaag., N. H. B. M. (2010). "PFOS en dioxines, dioxine-achtige en indicator PCB's in schelpdierweefsel (Rangia Cuneata)." IMARES Rapport C003/10.
- Hoogenboom L.A.P., H.-v. N., M., Lee van der M.K., Leeuwen van S.P.J., Kotterman, M.J.J. (2013). Rapportage dioxines, dioxineachtige- en indicator PCB's in rode aal uit Nederlandse binnenwateren. Wageningen, RIKILT: 6.
- Hoogenboom, L. A. P., M.J.J. Kotterman, M. Hoek-van Nieuwenhuizen, M.K. van der Lee, W.A. Traag (2007). "Onderzoek naar dioxines, dioxineachtige PCB's en indicator-PCB's in paling uit Nederlandse binnenwateren." RIKILT/IMARES Rapport 2007.003.
- IMARES (2009). Kwik en chroom in het milieu. Verschijningsvormen, gedrag en toxiciteit. Literatuur studie in opdracht van Movares en RWS IJsselmeergebied, IMARES.
- IMARES (2010). Risico's van kwik in het Zwarte water; studie naar de relatie tussen gehalten in zweven stof en de waterbodembodem., IMARES.
- Kikkert, A. (2010). "Analyseresultaten onderzoek dioxine in snoekbaars uit het Noordzeekanaal. ." RWS NH rapport.
- Kikkert, A. (2012). Chloride in het Noordzeekanaal. Metingen voorjaar en najaar 2011., Rijkswaterstaat Noord-Holland.
- Kotterman, M. J. J. (2007). "Aanvullende analyses prioritaire KRW-stoffen in vissen, aal en blankvoorn." IMARES rapport C117/08.
- Kotterman, M. J. J. (2012). "Analyse Rangia cuneata en alen uit het Noordzeekanaal." IMARES Briefrapportage 12 IMA0392.
- Kotterman, M. J. J. (2009). " Invloed vermageren aal op de concentratie PCB's. Literatuur studie met een praktische inslag." Rapport C080/09, IMARES, IJmuiden.
- Kotterman, M. J. J., S. Bierman, M.K. van der Lee, L.A.P. Hoogenboom en J.H.M. Schobben (2011). "Bepaling percentage aal onder de totaal-TEQ limiet in de voor aalvangst gesloten gebieden."

IMARES Rapport C119/11A.

- Kotterman, M. J. J., van der Lee, M.K. (2011). "Gehaltes aan dioxines en dioxine-achtige PCB's (totaal-TEQ) in paling en wolhandkrab uit Nederlands zoetwater." IMARES rapport C011/11.
- Kotterman, M. J. J., van der Lee, M.K., en S. Bierman (2012). "Schatting percentage schone wolhandkrab in de gesloten gebieden." Rapport C043/12.
- Kraaijeveld, M., Fioole, A (2005). Vertroebeling tijdens en na baggeren met sleepopperzuiger in het Noordzeekanaal, RIZA.
- Lee van der, M., Traag, W., Hoogenboom, R., Hoek-van Nieuwenhuizen, M., Kotterman, M.J.J. (2007). Dioxines en dioxine-achtige PCB's in palingen uit Nederlandse wateren. IJmuiden/ Wageningen, IMARES Wageningen UR, RIKILT: 32pp.
- Lee van der, M. K., W.A. Traag, Hoogenboom, L.A.P., Hoek-van Nieuwenhuizen, M., Kotterman, M.J.J. (2009). Onderzoek naar verontreiniging in rode aal uit Nederlandse binnenwateren - Monitoringsprogramma ten behoeve van Nederlandse sportvisserij 2004-2008. IJmuiden/ Wageningen, IMARES Wageningen UR/ RIKILT: RIKILT 2009.011.
- Lee van der, M. K., Hoogenboom, L.A.P., Hoek-van Nieuwenhuizen, M., Kotterman, M.J.J. (2010). Rapportage dioxines, dioxine-achtige- en indicator PCB's in rode aal uit Nederlandse wateren. IJmuiden/ Wageningen, IMARES Wageningen UR/ RIKILT..
- Lee van der, M. K., Leeuwen van S.P.J., M., Kotterman, M.J.J., Hoogenboom (2012). Contaminanten in Chinese wolhandkrab: Onderzoek naar dioxines, PCB's en zware metalen in Chinese wolhandkrab. IJmuiden/ Wageningen, IMARES Wageningen UR, RIKILT rapport 2012.010.
- Lee van der, M. K., Leeuwen van, S.P.J., Hoogenboom, L.A.P., Hoek-van Nieuwenhuizen, M., Kotterman, M.J.J. (2012). Rapportage dioxines, dioxineachtige- en indicator PCB's in rode aal uit Nederlandse binnenwateren. IJmuiden/ Wageningen, IMARES Wageningen UR, RIKILT: 6.
- Lee van der, M. K., W. A. Traag, M. Hoek-van Nieuwenhuizen, M. J. J. Kotterman, L. A. P. Hoogenboom (2012a). "Monitoringprogramma Nederlandse visserijproducten, aanvullende monitoring schubvis 2011." RIKILT rapport.
- Leeuwen S.P.J., L. van. (2010). Onderzoek naar dioxines en perfluorooctaansulfonaat in organismen uit het Noordzeekanaal. Amsterdam, IVM - Instituut voor Milieuvraagstukken- Vrije Universiteit Amsterdam: Rijkswaterstaat Noord-Holland Rapportnummer R-10/01.
- Leonards, P. E. G., W.J. Dulfer, E.H.G. Evers en C. van de Guchte (2005). "Inventarisatie en evaluatie dioxines in het Nederlandse aquatische milieu: status 2005." RIVO Rapport C061/05-A.
- Lijzen, J. P. A., Baars, A.J., Otte, P.F., Rikken M.G.J., Swartjes, F.A., Verbruggen, E.M.J., Wezel van, A.P. (2001). Technical evaluation of the Intervention Values for Soil/ Sediment and Groundwater., RIVM.
- MH Poly (2011). " Monitoring waterbodem Noordzeekanaal 2011." Projectnr. W10.104.V1.
- MH Poly(2012). " Monitoring waterbodem Noordzeekanaal 2011." Projectnr. W10.104.X2.
- Ministerie van Infrastructuur & Milieu – DG Water (2010). Handreiking Beoordelen Waterbodems. 4 november 2010.
- Movares (2010a). "Monitoringsonderzoek waterbodem Noordzeekanaal 2007." Kenmerk MNO-IW-100015984.
- Movares (2010b). "Monitoringsonderzoek waterbodem Noordzeekanaal 2008." Kenmerk MNO-IW-100015993.
- Movares (2010c). "Monitoringsonderzoek waterbodem Noordzeekanaal 2009." Kenmerk MNO-IW-100004717.
- Osté, L., A. de Schaaf, H. Maas en Y. de Wit (2007). "Monitoringsplan waterbodem Noordzeekanaal 2006-2011." AKWA-werkdocument 07.001.
- Pieters, H., en F. van der Valk (1990). "Analyse van microverontreinigingen in monsters zoutwatervis uit het Noordzeekanaal en het Amsterdamse havengebied." RIVO MO 90-202.
- Rehbein, H. (2009). Fishery Products: Quality, Safety and Authenticity, Wiley-Blackwell.
- Rijkswaterstaat (2009). "Saneringsvisie waterbodem omgeving Jan v Riebeeckhaven."
- Royal Haskoning. (2008). "Saneringsonderzoek Jan van Riebeeckhaven e.o. ." Project nr. 9T0210.A0/R0012/Nijm.
- RWS (2010). "Handreiking Beoordelen Waterbodems. ." Ministerie van Infrastructuur & Milieu - DG Water.
- RWS (2013). De KRW opgave na 2015 vanuit het perspectief van de rijkswateren, RWS.
- RWS DNH afdeling waterhuishouding (1985). Dioxines en furanen in het Noordzeekanaalgebied. RWS-kenmerk WDIJ 85.02.
- RWS DNH afdeling waterhuishouding (1993). Dioxine-onderzoek in de Jan van Riebeeckhaven en omgeving (plus losse appendix). Nota ANW 93.07.
- RWS Waterdienst, (2009). "Brondocument waterlichaam Noordzeekanaal. Doelen en maatregelen." Rijkswaterstaat.
- Senhorst, H., Geelen, H., Kouer, R., Driesprong, A. (2005). Onderzoek trends in gehalten PAK's, PCB's, HCB en I-131 in NZK. Uitwerking opdracht witte vlekken i.k.v. EBP-2, RWS.
- Senhorst, H. (2006). "Snelle kennis van zwevende stoffen", RWS-RIZA 2006.033.
- Stronkhorst, J. en J. Honkoop (1998). "TBT in jachthavens langs de Nederlandse kust; 1990-1996. " RIKZ rapport 98.114.
- TAUW (2002). "Oriënterend Onderzoek Noordzeekanaal & analyseresultaten." Projectnummer 3860809.

TAUW (2008). " Oriënterend onderzoek 'plus' havens Noordzeekanaal. ."

TNO-MEP (2002). Triade onderzoek ten behoeve van prioritering van saneringslocaties in het Noordzeekanaal, TNO-MEP.

van Leeuwen, S. P. J. (2010). "Onderzoek naar dioxines en perfluorooctansulfonaat in organismen uit het Noordzeekanaal." Rapport R-10/01.

Veen van der I. (2012). "Onderzoek naar contaminanten in snoekbaars uit het Noordzeekanaal." IVM/ Vrije Universiteit Amsterdam: W-12/12 15pp.

Vis, P. (2012). " Notitie normen voor en eisen aan visserijproducten. www.pvis.nl. ." Document Productschap Vis, afdeling veterinaire zaken en levensmiddelenrecht(Kenmerk 2012 015/60.3).

VROM (2008). NOBO: Normstelling en bodemkwaliteitsbeoordeling. Onderbouwing en beleidsmatige keuzes voor de bodemnormen in 2005, 2006 en 2007., VROM.

Water, M. v. I. M.-D. (2010). Handreiking beoordelen waterbodems.

Waterhuishouding, R. D. a. (1985). Dioxines en furanen in het Noordzeekanaalgebied.

Waterhuishouding, R. D. a. (1993). Dioxine-onderzoek in de Jan van Riebeeckhaven en omgeving RWS DNH afd. Waterhuishouding.

Zindler, J. A., M.T. Brouwer, E.M. Hartgers, A. van Klaveren, J.H.M. Schobben, M.C. Serné en D.A. Stoppelenburg (2004). "Het Noordzeekanaal in cijfers anno 2004. Een kwantitatieve beschrijving van de historie en huidige eigenschappen van het kanaal, zijkanalen, havens en kunstwerken." Rijkswaterstaat Directie Noord-Holland. Rapport ANW-04.04.

Zindler, J. A. (2004). "Hoe schoon zijn de RWZI's en gemalen?" Rijkswaterstaat Directie Noord-Holland, ANW-nota 03-19.

Kwaliteitsborging

IMARES beschikt over een ISO 9001:2008 gecertificeerd kwaliteitsmanagementsysteem (certificaatnummer: 124296-2012-AQ-NLD-RvA). Dit certificaat is geldig tot 15 december 2015. De organisatie is gecertificeerd sinds 27 februari 2001. De certificering is uitgevoerd door DNV Certification B.V. Daarnaast beschikt het chemisch laboratorium van de afdeling Vis over een NEN-EN-ISO/IEC 17025:2005 accreditatie voor testlaboratoria met nummer L097. Deze accreditatie is geldig tot 1 april 2017 en is voor het eerst verleend op 27 maart 1997; deze accreditatie is verleend door de Raad voor Accreditatie.

Verantwoording

Rapport: C092/13
Projectnummer: 4302300801

Dit rapport is met grote zorgvuldigheid tot stand gekomen. De wetenschappelijke kwaliteit is intern getoetst door een collega-onderzoeker en het betreffende afdelingshoofd van IMARES.

Akkoord: Dr. ir. M.J.J. Kotterman
Senior onderzoeker



Handtekening:

Datum: 16 juli 2013

Akkoord: Drs. J.H.M. Schobben
Hoofd afdeling Vis



Handtekening:

Datum: 16 juli 2013

Bijlage A. Notitie Rijkswaterstaat (2010) betreffende Stand van zaken (voormalige) waterbodemsaneringen

> Retouradres Postadres Postbus 17 8200 AA Lelystad

Datum

25 mei 2010

Onderwerp

Stand van zaken (voormalige) waterbodemsaneringen

Geachte collegae,

Met deze brief wil ik u informeren over de stand van zaken over de (voormalige) waterbodemsaneringen zoals vermeld stonden in het Saneringsprogramma Rijkswateren.

Tijdens de bijeenkomsten die jaarlijks leidden tot het opstellen van het Saneringsprogramma, kon over de voorbereidingen en programmering van waterbodemsaneringen informatie uitgewisseld worden. Met het veranderen van het wettelijk kader per 22 december 2009 is het saneringsprogramma komen te vervallen en daarmee ook nagenoeg alle gremia om over deze saneringen te spreken. Toch is er in de afgelopen maanden behoefte gebleken aan informatie en overleg over de 'oude' saneringsgevallen.

In deze brief zijn alle bekende gevallen van waterbodemverontreiniging verdeeld in verschillende categorieën. Dit is gedaan voor de periode tot aan de inwerkingtreding van de Waterwet en voor de periode daarna.

Het ECB-platvorm en/of de KRW-programmabureau uitwisseldagen zijn de bestaande gremia die gebruik kunnen worden om vragen hierover te stellen.

Situatie tot 22 december 2009

In het Saneringsprogramma Rijkswateren is altijd onderscheid gemaakt in:

1. locaties in de onderzoeksfase (OO's, NO's en SO's),
2. geprogrammeerde saneringen,
3. de niet-geprogrammeerde locaties

Ad 1 Lopende onderzoeken

In de zgn. Waterdienst-Wbb-brief van 11 mei 2009 is aangegeven dat de lopende onderzoeken ten behoeve van eventuele toekomstige saneringen konden worden afgerond, maar dat er geen nieuwe onderzoeken meer zouden worden opgestart.

Ad 2 Geprogrammeerde saneringen

Tot 22 december 2009 werd binnen de financiële programmering uit het Saneringsprogramma Waterbodems Rijkswateren onderscheid gemaakt in 1) saneringen waar financiën voor beschikbaar waren gesteld en 2) saneringen waar nog geen duidelijkheid was over de benodigde financiële middelen, waardoor deze als pm-post werden opgenomen.

In het Saneringsprogramma 2009 – 2013 waren de locaties Beneden IJssel, Nieuwe Merwede, Brabantse Biesbosch en de Vecht geprogrammeerd met een pm-post. In de bezuinigingstaakstelling van 2 oktober 2009 voor waterbodemsaneringen werd bekend gemaakt dat binnen de geprogrammeerde saneringen uit het Saneringsprogramma 2010 – 2013, (waar financiële middelen aan waren toegewezen), de locaties waar geen beschikking op spoedeisendheid was afgegeven, toch nog zouden afvallen. De beslissing om locaties wel door te laten gaan heeft te maken met het feit dat deze locaties voor 22 december 2009 reeds in uitvoering waren en/of overdrachtlocaties betreffen waaruit verplichtingen volgen. Deze geprioriteerde saneringslocaties werden in het KRW-maatregelenpakket opgenomen.

Ad 3 Niet-geprogrammeerde saneringen

Over deze categorie (de zgn. groslijst) is in de BPRW-stuurgroep van 25 juni 2008, aangegeven dat bij de overgang van de Wbb naar de Waterwet zorg gedragen diende te worden voor een transparante beoordeling binnen het nieuwe wettelijke kader. Hierbij is het noodzakelijk een inschatting te maken van de omvang van benodigde ingrepen in de waterbodem op basis van het nieuwe beoordelingskader. De BPRW Stuurgroep heeft hiervoor geen tijdstip aangegeven. Bij deze eventuele toekomstige te nemen maatregelen in de waterbodem zal wel moeten worden aangesloten bij het programmeringsproces voor het volgende BPRW.

Situatie na 22 december 2009

Per deze datum is het Saneringsprogramma Waterbodems Rijkswateren van rechtswege komen te vervallen. Dit betekent dat er geen programmering meer van projecten plaatsvindt binnen dit programma. Vanaf deze datum worden nieuwe categorieën van saneringen onderscheiden, waarin wel alle voorgaande ontwikkelingen zijn betrokken.

Categorie 1 Saneringen die doorgang vinden

In deze categorie vallen een aantal geprioriteerde saneringslocaties uit het voormalige Saneringsprogramma Waterbodem Rijkswateren die ook na de bezuinigingstaakstelling doorgaan. Deze saneringslocaties zijn opgenomen in het KRW-maatregelenpakket. Deze daarmee KRW-plichtige locaties zijn in het BPRW 2010-2015 opgenomen en worden binnen het KRW-programmabureau op voortgang van de uitvoering gemonitord.

Het betreft de locaties: Ketelmeer-West, Slochtereiland, Petroleumhaven, Noordhollands Kanaal, Dordtse Biesbosch, Hollandsche IJssel, Wantij, Sophiapolder/Rietbaan, Koornwaard, Kanaal door Walcheren, Twenthekanalen oevers Markerink. Uitvoeringsgerelateerde vragen over deze saneringen kunnen aan het KRW-programmabureau gesteld worden.

De KRW-uitwisseldagen zijn het gremium om over deze in uitvoering zijnde projecten te praten indien daar vragen over zijn.

Categorie 2 Saneringen die toch geen doorgang hebben gevonden

Dit betreft de geprioriteerde saneringslocaties die zijn 'gesneuveld' als gevolg van de bezuinigingstaakstelling. Dit zijn bijvoorbeeld de locaties Noordzeekanaal (ter hoogte van de Jan van Riebeeckhaven), Corus IJmuiden, de Lek. Deze locaties zijn eerder wel als KRW-plichtig aangemerkt, maar om budgettaire redenen niet in het BPRW 2010-

2013 opgenomen. Het ligt voor de hand dat deze maatregelen meegenomen worden in het proces om te komen tot het volgende beheerplan Rijkswateren.

Op dit moment is nog onbekend wanneer en op welke manier deze projecten aangetakt (kunnen) worden op het volgende BPRW-proces. In het BPRW-proces wordt afgewogen of een waterbodemmaatregel op deze voormalige saneringsprojecten kosteneffectief is ten opzichte van andersoortige maatregelen. De maatregel die het meest kosteneffectief bijdraagt aan de te bereiken KRW-doelstellingen, zal in uitvoering kunnen worden genomen.

Gereserveerd budget voor saneringen zoals dat vroeger binnen het saneringsprogramma aanwezig was, bestaat niet meer. Afhankelijk van de (kosteneffectieve) bijdrage van deze projecten aan de KRW-doelstellingen, blijft de mogelijkheid bestaan dat deze projecten doorgang vinden, na weging in het BPRW-proces.

Het BPRW-proces kent bovendien ook een prioritering: veiligheid gaat boven waterkwaliteit. Dus op het moment dat er keuzes gemaakt moeten worden, omdat er bijvoorbeeld onvoldoende budget is om alles te kunnen uitvoeren, zal naast de beoordeling op kosteneffectieve bijdrage aan de KRW-doelstellingen, prioriteit worden gegeven aan veiligheid. Er is dus geen garantie dat deze saneringsprojecten na 2015 in uitvoering komen. Sterker nog, de kans is klein te noemen aangezien er weinig geld beschikbaar is en er geen juridische en/of bestuurlijke noodzaak aan ten grondslag ligt. Aangezien we nu nog niet weten hoe het nieuwe planproces eruit komt te zien en wanneer dat van start zal gaan, is op dit moment geen platform beschikbaar voor uitwisseling van informatie over deze locaties.

Categorie 3 De geprogrammeerde locaties waar (nog) geen geld voor was gereserveerd.

De saneringen die in het Saneringsprogramma 2009-2013 met een pm-post waren geprogrammeerd en die niet in het Saneringsprogramma 2010-2015 waren opgenomen blijven als categorie bestaan. Dit zijn o.a. Beneden IJssel, Nieuwe Merwede en de Brabantse Biesbosch.

Op dit moment is er geen platform om de vraagpunten/aandachtspunten/ knelpunten over deze locaties met elkaar te delen. Iedere locatie kent daarbij zijn eigen problematiek.

Deze locaties zullen kunnen gaan meelopen meelopen in het volgende BPRW-proces dat leidt tot een uitvoeringsprogramma 2015-2021.

In bijvoorbeeld een ECB-bijeenkomst zou tijd ingepland kunnen worden om van gedachten te wisselen of deze locaties samen met locaties uit categorie 2 tot 1 categorie samengebracht kunnen worden.

Categorie 4 De ca 200 niet-geprogrammeerde locaties

Op 17 februari 2010 heeft een verkennend gesprek plaatsgevonden (NWOB, leden van het projectteam uitvoeringsagenda BPRW, het KRW programmabureau en DON) over eventuele mogelijkheden om te komen tot een transparante beoordeling van de groslijst. Charlotte Schmidt (NWOB) is trekker van dit traject. In de loop van 2010 zal de aanpak om tot een selectie te komen van locaties die voldoen aan criteria om mee doen in het programmeringsproces voor het nieuwe BPRW worden vastgesteld.

Tenslotte

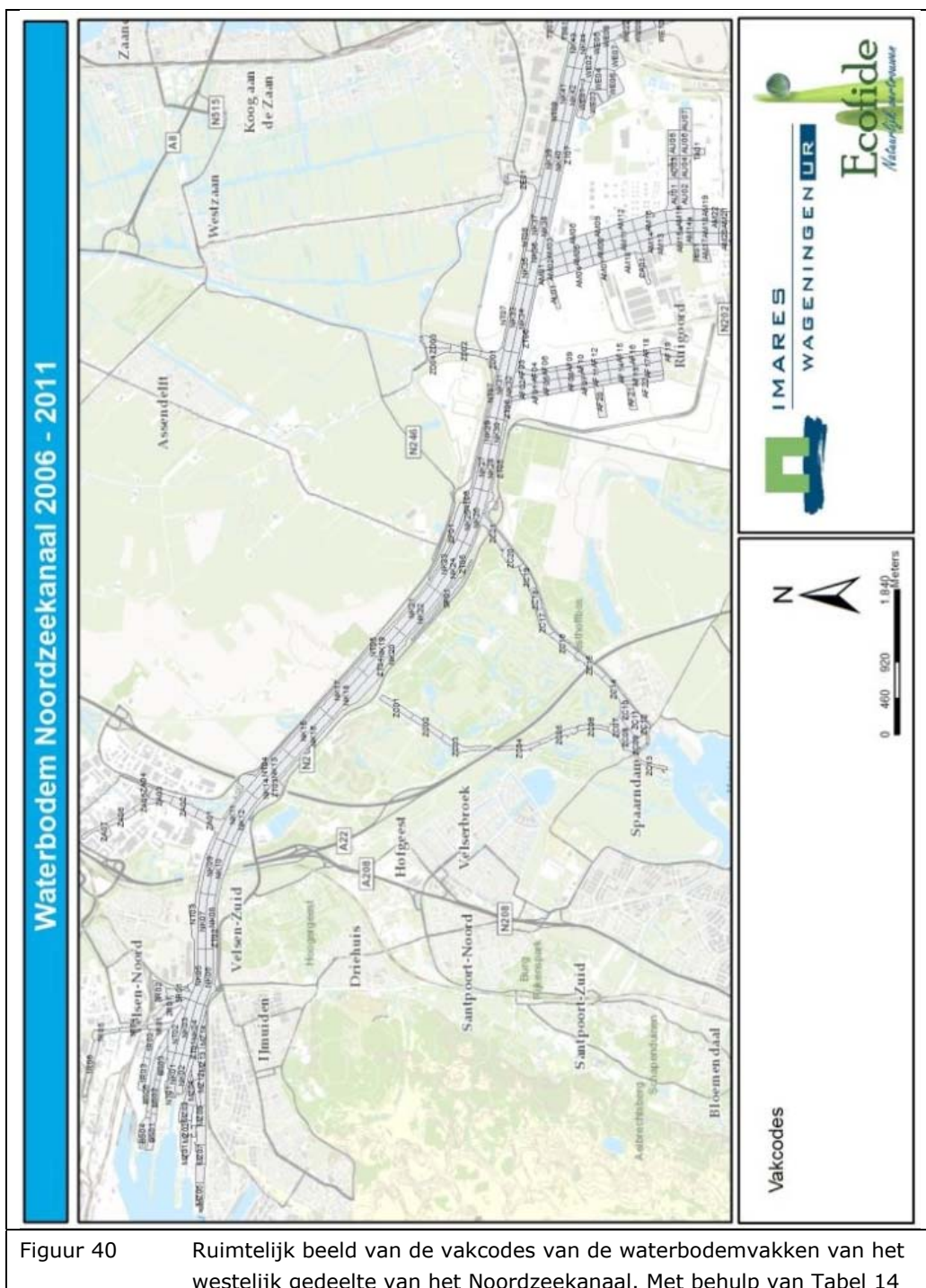
In de diverse brieven van SDG die in het najaar van 2009 naar de RWS diensten zijn verstuurd, is gecommuniceerd dat er geen geld voor saneringen beschikbaar is tot 2021 én dat naar andere partijen toe geen toezeggingen gedaan dienen te worden. Met de zinsnede dat er geen geld meer voor saneringen beschikbaar is tot en met 2021, wordt bedoeld dat er in dit BPRW geen saneringen zijn geprogrammeerd tot 2021. Dat is logisch omdat we vanuit het nieuwe wettelijke kader niet meer over saneringen spreken. Maatregelen die bijdragen aan de chemische en/of ecologische KRW-doelstellingen zullen vanaf de volgende planperiode, dus vanaf 2015, volgens de nieuwe systematiek en wegingsmethode dienen te worden beoordeeld op kosteneffectiviteit en te worden afgewogen tegen andere maatregelen die genomen kunnen worden om aan de chemische en/of ecologische KRW-doelstellingen te gaan voldoen. Als deze beoordeling voor een waterbodemmaatregel positief uitvalt zal de maatregel worden aangeboden aan het BPRW-planproces om in uitvoering te worden genomen. Als er dan voldoende financiële middelen zijn, zal tot uitvoering overgegaan kunnen worden. Op dit moment wordt de kans hiertoe klein geacht aangezien forse bezuinigingen worden verwacht.

Als hierover vragen zijn, verzoek ik u contact op te nemen met Jeff Colin,
Tel. 06- 12478559.

Met vriendelijke groet,

R.H.M. Eertman
Hoofd afdeling Onderhoud Bodem

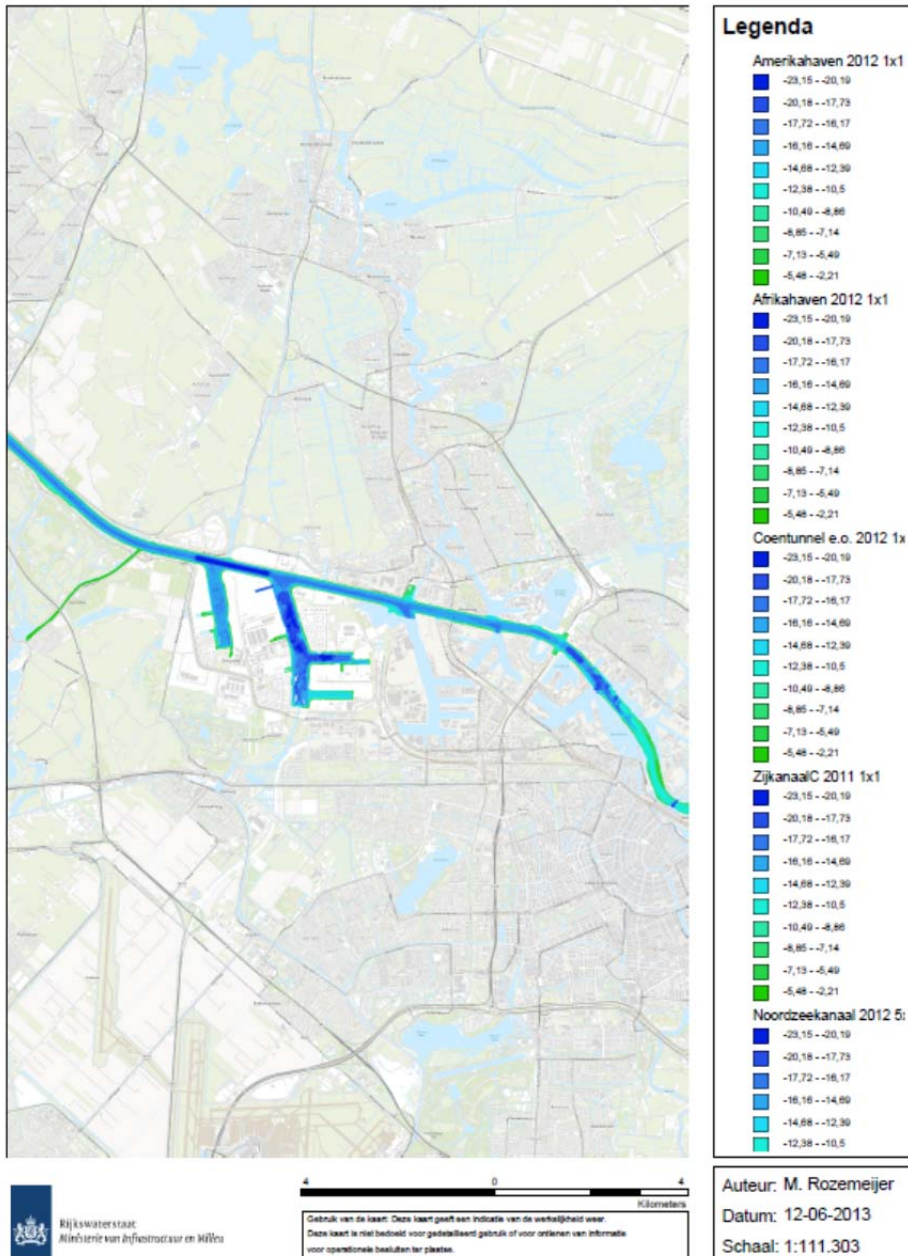
Bijlage B. Kaarten en codes met de karakterisering van de waterbodenvakken in de ruimte



Tabel 14 Overzicht locaties en vakcodes waterbodem Noordzeekanaalgebied.	
code	Naam locatie
	IJmuiden
BS	Binnenspuikanaal
MZ	Middensluis en Zuidersluis
1R	1e Rijksbinnenhaven + Binnenkanaal + Staalhaven
2R	2e Rijksbinnenhaven
3R	3e Rijksbinnenhaven
	Noordzeekanaal
NK	NZK vakken km 1,2 - km 20,6
NT	Taluds noord NZK in traject baggerwerk
ZT	Taluds zuid NZK in traject baggerwerk
	Zijkkanalen en -havens
ZA	Zijkanaal A + de Pijp
ZC	Zijkkanalen B-noord, B-zuid en Zijkanaal C
ZD	Zijkanaal D
ZE	Zijkanaal E
ZF	Zijkanaal F (vanaf gemaal)
TS	Thomassenhaven (Schiethavenkanaal)
ZG	Zijkanaal G (Voorzaan + Isaac Baarhaven + Dirk Metselaarhaven)
ZH	Zijkanaal H
ZI	Zijkanaal I (Corn. Douweskanaal-oost + Papaverhaven)
ZK	Zijkanaal K
HB	v. Hasselkanaal-west + Buiksloterkanaal
DW	Cornelis Douweskanaal-west
BA	BAM haven
	Amerikahaven (incl. zijhavens)
AM	Amerikahaven
AL	Ceres Terminal
AU	Australiëhaven
TE	Texashaven
TA	Tasmaniëhaven
AZ	Aziëhaven
CA	Cacaohaven
	Westhaven (incl. zijhavens)
WE	Westhaven
SO	Sonthaven
BO	Bosporushaven
SU	Suezhaven
HO	Hornhaven
MO	Moezelhaven
MA	Mainhaven
BE	Beringhaven

	Jan van Riebeeckhaven (incl. Zijhavens)
JR	Jan van Riebeeckhaven
US	Usselincxhaven
CR	Carl Reinierszhaven
AD	Adenhaven
	Mercuriushaven + zijhavens
NH	Nieuwe Houthaven
OH	Oude Houthaven
ME	Mercuriushaven
MI	Minervahaven
HV	Houtveemkanaal
VL	Vlothaven
NE	Neptunushaven
	Overige Amsterdamse havens
CO	Coenhaven
PE	Petroleumhaven
AF	Afrikahaven (+ Madagascarahaven, Mauritiushaven, Zanzibarhaven)
	Het IJ
IJ	Vaargeul IJ (km 20,5 - Schellingwoude)
IN	Inhammen noordelijke oever IJ t.o. Houthaven
CN	IJ noordelijk vd vaargeul thv Centrum
CY	IJ zuidelijk vd vaargeul thv Centrum
TK	Tolhuiskanaal
WS	Noord-Holandskanaal tot Willemsluis + inhammen.
NY	IJ-vakken ten noorden van vaargeul thv Motorkanaal en Ponthaven
DP	Depot noord van KNSM-eiland
SW	IJ bij sluizen Schellingwoude
YM	IJ-monding Amsterdam-Rijnkanaal , punt Java eiland
	Havens Amsterdam Oost
EH	Ertshaven
EN	Entrepothaven
SB	Spoorwegbassin
YH	IJhaven (ten zuiden van KNSM-eiland)
	Natuurvriendelijke oevers
SP	NVO Spaarnwoude
ZP	NVO Zuidpolder
HG	NVO Hannesgat
	Specieputten
NK	NK31 t/m NK34 - Putdepot 2
NK	NK55 en NK56 - Putdepot 1

Dieptecontouren Noordzeekanaal



Figuur 42

Dieptekaart van het Noordzeekanaal. De specieputten vallen op als rechthoekige donkerblauwe vlakken. Specieput 1 ligt direct ten oosten van de Coentunnel. Specieput 2 ligt boven de Afrikahaven en loopt tot de Amerikahaven.

Bijlage C. Overzicht normen KRW en voedselveiligheid

Bijlage C.1. Normen

Er bestaan normen t.a.v. milieu en voedselveiligheid. Beide hebben hun eigen normen. Als eerste wordt hier echter een Noordzeekanaal gerichte tabel gegeven waarin de relevante normen voor dioxines, furanen en dioxine-achtige PCB's voor verschillende organismen en kaders (levensmiddelen, KRW) wordt genoemd (Tabel 15). In de vervolg secties worden de normen voor levensmiddelen voor vis en visserijproducten en andere relevante soorten behandeld, daarna volgen de normen voor milieu. Dat deel is meer gedetailleerd naar de publicaties en er worden ook andere stoffen en soorten gegeven.

Tabel 15		Korte samenvatting van de geldende en concept normen voor dioxines in de relevante organismen voor de afweging dioxine vervuiling in het Noordzeekanaal ter hoogte van de Jan van Riebeekhaven (zie onderstaande tabellen voor bronnen).			
		Levensmiddelen Verordening 1259/2011 EU 02/12/2011		Milieu Directive of the European parliament and of the council pe- cons No/YY - 2011/0429 (COD).	
		Filet		lever	
		Aal		Aal	
Som dioxines WHO-PCDD/F- TEQ	in pg/g versgewicht	3.5			
Som dioxines en dioxine- achtige PCB's WHO- PCDD/F- PCB-TEQ	in pg/g versgewicht	10	20	6.5	
Som 6 indicatorPCB's 28, 52, 101, 138, 153, 180	in ng /g versgewicht	300	200 ²⁰		
		zoutwatervis, diadrome vis		zoutwatervis, diadrome vis	
Som dioxines WHO-PCDD/F- TEQ	in pg/g versgewicht	3.5			
Som dioxines en dioxine- achtige PCB's WHO- PCDD/F- PCB-TEQ	in pg/g versgewicht	6.5	20	6.5	
Som 6 indicatorPCB's 28, 52, 101, 138, 153, 180	in ng /g versgewicht	75	200		
		zoetwatervis		Zoetwatervis	
Som dioxines WHO-PCDD/F- TEQ	in pg/g versgewicht	3.5			
Som dioxines en dioxine- achtige PCB's WHO- PCDD/F- PCB-TEQ	in pg/g versgewicht	6.5	20	6.5	
Som 6 indicatorPCB's 28, 52, 101, 138, 153, 180	in ng /g versgewicht	125	200		
		Krabben		Krabben	
		<i>vlees van aanhangsels</i>		Biota/vlees	
Som dioxines WHO-PCDD/F- TEQ	in pg/g versgewicht	3.5			

²⁰ Op zich is het vreemd dat de norm voor filet in aal hoger is dan voor lever. Echter als de regels volgens de verschillende Directives consequent worden gevolgd dan worden levers verbijzonderd maar vervolgens wordt aal lever niet verbijzonderd waar dat voor filet wel wordt gedaan. Het is wel een punt van aandacht.

Som dioxines en dioxine-achtige PCB's WHO-PCDD/F-PCB-TEQ	in pg/g versgewicht	6.5	6.5	
Som 6 indicatorPCB's 28, 52, 101, 138, 153, 180	in ng/g versgewicht	75	Biota/vlees	
		Overige Schaaldieren <i>vlees van aanshangsels en buik</i>		
Som dioxines WHO-PCDD/F-TEQ	in pg/g versgewicht	3.5		
Som dioxines en dioxine-achtige PCB's WHO-PCDD/F-PCB-TEQ	in pg/g versgewicht	6.5		6.5
Som 6 indicatorPCB's 28, 52, 101, 138, 153, 180	in ng/g versgewicht	75		

Bijlage C.2. Biotanormen voor levensmiddelen

Bestaande normen dioxines, dioxineachtige pcb's en niet-dioxineachtige pcb's in levensmiddelen

Op basis van VERORDENING (EU) Nr. 1259/2011 van de Commissie (van 2 december 2011 tot wijziging van Verordening (EG) nr. 1881/2006 wat betreft de maximumgehalten voor dioxines, dioxineachtige pcb's en niet-dioxineachtige pcb's in levensmiddelen) zijn de volgende waardes vastgesteld voor TEFs en daaruit voortvloeiende normen voor TEQs (EU, 2011b). Tabel 16 geeft de nieuwste TEF waardes voor respectievelijk PCDD/Fs en PCB's. In Tabel 17 is een overzicht weergegeven van de nieuwe normen in visserijproducten die voort zijn gekomen uit de herziening van de TEF-waarden.

Tabel 16 TEF waardes zoals opgenomen in de VERORDENING (EU) Nr. 1259/2011 VAN DE COMMISSIE (van 2 december 2011) waarin de WHO 2005 TEF waarden worden aangehaald.

Gebruikte afkortingen: „T” = tetra; „Pe” = penta; „Hx” = hexa; „Hp” = hepta; „O” = octa; „CDD” = chloordibenzodioxine; „CDF” = chloordibenzofuran.

Naam/congeneer	WHO-TEF (1998)	WHO-TEF (2005)
2,3,7,8-TCDF	0.1000	0.1000
1,2,3,7,8-PeCDF	0.0500	0.0300
2,3,4,7,8-PeCDF	0.5000	0.3000
1,2,3,4,7,8-HxCDF	0.1000	0.1000
1,2,3,6,7,8-HxCDF	0.1000	0.1000
2,3,4,6,7,8-HxCDF	0.1000	0.1000
1,2,3,7,8,9-HxCDF	0.1000	0.1000
1,2,3,4,6,7,8-HpCDF	0.0100	0.0100
1,2,3,4,7,8,9-HpCDF	0.0100	0.0100
OCDF	0.0001	0.0003
2,3,7,8-TCDD	1.0000	1.0000
1,2,3,7,8-PeCDD	1.0000	1.0000
1,2,3,4,7,8-HxCDD	0.1000	0.1000
1,2,3,6,7,8-HxCDD	0.1000	0.1000
1,2,3,7,8,9-HxCDD	0.1000	0.1000
1,2,3,4,6,7,8-HpCDD	0.0100	0.0100
OCDD	0.0001	0.0003
PCB81	0.0001	0.0003
PCB77	0.0001	0.0001
PCB126	0.1000	0.1000
PCB169	0.0100	0.0300
PCB 123	0.0001	0.00003
PCB 118	0.0001	0.00003
PCB 114	0.0005	0.00003
PCB 105	0.0001	0.00003
PCB 167	0.00001	0.00003
PCB 156	0.0005	0.00003
PCB 157	0.0005	0.00003
PCB 189	0.0001	0.00003

Tabel 17 **Vastgestelde** nieuwe norm voor de som TEQ van dioxines, voor de som TEQ van dioxines en dioxineachtige PCB's en voor de som van 6 indicator PCB's (28, 52, 101, 138, 153 en 180) in diverse visserijproducten bestemd voor **levensmiddelen** (EU 1259/2011).

Uit: Verordening 1259/2011 van de Commissie, van 2 december 2011 tot wijziging van Verordening (EG) nr. 1881/2006 wat betreft de maximumgehalten voor dioxines, dioxineachtige pcb's en niet-dioxineachtige pcb's in levensmiddelen (EU, 2011).

Visserijproduct	Weefsel	Som dioxines (WHO2005-PCDD/F-TEQ) in pg/g versgewicht	Som dioxines en dioxine-achtige PCB's (WHO2005-PCDD/F-PCB-TEQ) in pg/g versgewicht	Som 6 indicator PCB's in ng/g versgewicht
vis en visserijproducten en producten daarvan met uitzondering van – in het wild gevangen aal – in het wild gevangen zoetwatervis, met uitzondering van in zoet water gevangen diadrome vissoorten – vislever en producten daarvan – mariene oliën	Vlees met uitzondering van lever (op basis van note 34) Indien de vissen bestemd zijn om in hun geheel te worden gegeten, geldt het maximumgehalte voor de hele vis. (note 25)	3.5	6.5	75
in het wild gevangen aal (<i>Anguilla anguilla</i>) en producten daarvan	Vlees, filet	3.5	10	300
In het wild gevangen zoetwatervis, met uitzondering van in zoet water gevangen diadrome vissoorten en producten daarvan	Vlees, Indien de vissen bestemd zijn om in hun geheel te worden gegeten, geldt het maximumgehalte voor de hele vis. (note 25)	3.5	6.5	125
in zoet water gevangen diadrome vissoorten	Vlees met uitzondering van lever (op basis van note 34) Indien de vissen bestemd zijn om in hun geheel te worden gegeten, geldt het maximumgehalte voor de hele vis. (note 25)	3.5	6.5	75
Schaaldieren (behalve krabben en krabachtige schaaldieren (<i>Brachyura en Anomura</i>))	vlees van aanhangsels en buik.	3.5	6.5	75
krabben en krabachtige schaaldieren (<i>Brachyura en Anomura</i>)	vlees van aanhangsels	3.5	6.5	75

Visserijproduct	Weefsel	Som dioxines (WHO2005-PCDD/F-TEQ) in pg/g versgewicht	Som dioxines en dioxine-achtige PCB's (WHO2005-PCDD/F-PCB-TEQ) in pg/g versgewicht	Som 6 indicator PCB's in ng/g versgewicht
Vislever en afgeleide producten daarvan, met uitzondering van mariene oliën		-	20	200
Mariene oliën (visolie, visleverolie en oliën van andere mariene organismen bestemd voor menselijke consumptie)		1.75	6.0	200

Bestaande normen voor de overige stoffen in levensmiddelen (niet-PCDD/Fs en niet-PCB's), EU (420/2011 en 1881/2006)

Op basis van VERORDENING (EG) Nr. 420/2011 (ter wijziging van VERORDENING Nr. 1881/2006 VAN DE COMMISSIE van 19 december 2006) tot vaststelling van de maximumgehalten aan bepaalde verontreinigingen in levensmiddelen, zijn de volgende normen voor overige stoffen (niet-PCDD/Fs en niet-PCB's) vastgesteld (Tabel 18).

Tabel 18 Vastgestelde voedselveiligheidsnormen voor overige stoffen. Uit: VERORDENING (EU) Nr. 420/2011 VAN DE COMMISSIE, van 29 april 2011 tot wijziging van Verordening (EG) nr. 1881/2006 wat betreft de maximumgehalten voor metalen (EU, 2011a) en ook Verordening (EG) nr. 1881/2006 waar deze nog geldig is.			
Stoffen	Visserijproduct	Maximumgehalte op productbasis	Weefsel
		mg/kg vers gewicht	
Lood			
EU nr. 1881/2006	Vis	0.30	Vlees met uitzondering van lever (op basis van note 24) Indien de vissen bestemd zijn om in hun geheel te worden gegeten, geldt het maximumgehalte voor de hele vis. (note 25)
EU nr. 420/2011	Schaaldieren mvv krabben en krabachtige schaaldieren	0.50	vlees van aanhangsels en buik
EU nr. 420/2011	krabben en krabachtige schaaldieren (Brachyura en Anomura)	0.50	vlees van aanhangsels
EU nr. 1881/2006	Tweekleppige weekdieren	1.5	Vlees
Cadmium		mg/kg vers gewicht	

Tabel 18 Vastgestelde voedselveiligheidsnormen voor overige stoffen. Uit: VERORDENING (EU) Nr. 420/2011 VAN DE COMMISSIE, van 29 april 2011 tot wijziging van Verordening (EG) nr. 1881/2006 wat betreft de maximumgehalten voor metalen (EU, 2011a) en ook Verordening (EG) nr. 1881/2006 waar deze nog geldig is.			
Stoffen	Visserijproduct	Maximumgehalte op productbasis	Weefsel
		mg/kg vers gewicht	
EU nr. 420/2011	Schaaldieren mvv krabben en krabachtige schaaldieren	0.50	vlees van aanhangsels en buik
EU nr. 420/2011	krabben en krabachtige schaaldieren (Brachyura en Anomura)	0.50	vlees van aanhangsels
EU nr. 1881/2006	de volgende vissoorten: ansjovis (<i>Engraulis spp.</i>) boniet (<i>Sarda sarda</i>) tweebandenbrasem (<i>Diplodus vulgaris</i>) aal of aal (<i>Anguilla anguilla</i>) diklipharder (<i>Mugil labrosus labrosus</i>) horsmakreel (<i>Trachurus spp.</i>) haanvis (<i>Luvarus imperialis</i>) sardien (<i>Sardina pilchardus</i>) sardinops (<i>Sardinops spp.</i>) tonijn (<i>Thunnus spp.</i> , <i>Euthynnus spp.</i> , <i>Katsuwonus pelamis</i>) Franse tong (<i>Dicologlossa cuneata</i>)	0.10	Vlees met uitzondering van lever (op basis van note 24) Indien de vissen bestemd zijn om in hun geheel te worden gegeten, geldt het maximumgehalte voor de hele vis. (note 25)
EU nr. 1881/2006	zwaardvis (<i>Xiphias gladius</i>)	0.30	Vlees met uitzondering van lever (op basis van note 24) Indien de vissen bestemd zijn om in hun geheel te worden gegeten, geldt het maximumgehalte voor de hele vis. (note 25)
EU nr. 1881/2006	Overige vis:	0.050	Vlees met uitzondering van lever (op basis van note 24) Indien de vissen bestemd zijn om in hun geheel te worden gegeten, geldt het maximumgehalte voor de hele vis. (note 25)
EU nr. 420/2011	Schaaldieren mvv krabben en krabachtige schaaldieren	0.50	vlees van aanhangsels en buik
EU nr. 420/2011	krabben en krabachtige schaaldieren (Brachyura en Anomura)	0.50	vlees van aanhangsels
EU nr.	Tweekleppige weekdieren	1.0	

Tabel 18 Vastgestelde voedselveiligheidsnormen voor overige stoffen. Uit: VERORDENING (EU) Nr. 420/2011 VAN DE COMMISSIE, van 29 april 2011 tot wijziging van Verordening (EG) nr. 1881/2006 wat betreft de maximumgehalten voor metalen (EU, 2011a) en ook Verordening (EG) nr. 1881/2006 waar deze nog geldig is.			
Stoffen	Visserijproduct	Maximumgehalte op productbasis	Weefsel
		mg/kg vers gewicht	
1881/2006			
Kwik		mg/kg vers gewicht)	
EU nr. 420/2011	Schaaldieren muv krabben en krabachtige schaaldieren	0.50	vlees van aanhangsels en buik
EU nr. 420/2011	krabben en krabachtige schaaldieren (Brachyura en Anomura)	0.50	vlees van aanhangsels
EU nr. 1881/2006	De volgende vissoorten (24) (25): zeeduivel (<i>Lophius spp.</i>) zeewolf (<i>Anarhichas lupus</i>) boniet (<i>Sarda sarda</i>) aal of aal (<i>Anguilla spp.</i>) keizerbaars, Middellandsezeeslijmkop, Atlantische dorie (<i>Hoplostethus spp.</i>) grenadiervis (<i>Coryphaenoides rupestris</i>) heilbot (<i>Hippoglossus hippoglossus</i>) marlijn (<i>Makaira spp.</i>) schartong (<i>Lepidorhombus spp.</i>) mul (<i>Mullus spp.</i>) snoek (<i>Esox lucius</i>) ongestreepte boniet (<i>Orcynopsis unicolor</i>) dwergbolk (<i>Trisopterus minutus</i>) bandvis (<i>Centroscymnes coelolepis</i>) rog (<i>Raja spp.</i>) roodbaars (<i>Sebastes marinus</i> , <i>S. mentella</i> , <i>S. viviparus</i>) zeilvis (<i>Istiophorus platypterus</i>) haarstaartvis (<i>Lepidopus caudatus</i> , <i>Aphanopus carbo</i>) zeebrasem (<i>Pagellus spp.</i>)	1.0	Vlees met uitzondering van lever (op basis van note 24) Indien de vissen bestemd zijn om in hun geheel te worden gegeten, geldt het maximumgehalte voor de hele vis. (note 25)

Tabel 18 Vastgestelde voedselveiligheidsnormen voor overige stoffen. Uit: VERORDENING (EU) Nr. 420/2011 VAN DE COMMISSIE, van 29 april 2011 tot wijziging van Verordening (EG) nr. 1881/2006 wat betreft de maximumgehalten voor metalen (EU, 2011a) en ook Verordening (EG) nr. 1881/2006 waar deze nog geldig is.			
Stoffen	Visserijproduct	Maximumgehalte op productbasis	Weefsel
		mg/kg vers gewicht	
	haai (alle soorten) snoekmakreel (<i>Lepidocybium flavobrunneum</i> , <i>Ruvettus pretiosus</i> , <i>Gempylus serpens</i>) steur (<i>Acipenser</i> spp.) zwaardvis (<i>Xiphias gladius</i>) tonijn (<i>Thunnus</i> spp., <i>Euthynnus</i> spp., <i>Katsuwonus pelamis</i>)		
EU nr. 1881/2006	Overige vis	0.50	Vlees met uitzondering van lever (op basis van note 24) Indien de vissen bestemd zijn om in hun geheel te worden gegeten, geldt het maximumgehalte voor de hele vis. (note 25)
PAK's Benzo(a)pyreen	Benzo(a)pyreen, waarvoor maximumgehalten worden genoemd, wordt gebruikt als merkstof voor het vóórkomen en effect van carcinogene polycyclische aromatische koolwaterstoffen. Deze maatregelen vormen derhalve een volledige harmonisatie inzake carcinogene polycyclische aromatische koolwaterstoffen in de genoemde levensmiddelen in de lidstaten.		
		µg/kg vers gewicht	
EU nr. 1881/2006	Oliën en vetten (met uitzondering van cacao boter) die bestemd zijn voor rechtstreekse menselijke consumptie of om te worden gebruikt als ingrediënt in levensmiddelen	2.0	Visolie
EU nr. 420/2011	Schaaldieren anders dan gerookt muv krabben en krabachtige schaaldieren	5.0	vlees van aanhangsels en buik
EU nr. 420/2011	krabben en krabachtige schaaldieren anders dan gerookt (<i>Brachyura</i> en <i>Anomura</i>)	5.0	vlees van aanhangsels
EU nr. 1881/2006	Vis anders dan gerookte vis	2.0	Vlees met uitzondering van lever (op basis van note 24) Indien de vissen bestemd zijn om in hun geheel te worden gegeten, geldt het maximumgehalte voor de hele vis. (note 25)

Tabel 18 Vastgestelde voedselveiligheidsnormen voor overige stoffen. Uit: VERORDENING (EU) Nr. 420/2011 VAN DE COMMISSIE, van 29 april 2011 tot wijziging van Verordening (EG) nr. 1881/2006 wat betreft de maximumgehalten voor metalen (EU, 2011a) en ook Verordening (EG) nr. 1881/2006 waar deze nog geldig is.

Stoffen	Visserijproduct	Maximumgehalte op productbasis	Weefsel
		mg/kg vers gewicht	
EU nr. 1881/2006	Tweekleppige weekdieren	10.0	

Bijlage C.3. Biotanormen tav milieu

Voor het milieu zijn er Europese normen en Nederlandse normen. De Nederlandse normen zijn gelijk aan dan wel strenger dan de Europese normen. In Richtlijn 2008/105/EG, artikel 3.2.a) worden normen genoemd voor een drietal stoffen (HCB, HCBD en (methyl)kwik) in biota, terwijl voor de overige stoffen wordt aangegeven dat normen ontwikkeld dienen te worden (concept Richtlijn 2011/0429). Deze norm is overgenomen door Nederland.

Besluit kwaliteitseisen en monitoring water (BKmw, 2009)

In het Besluit kwaliteitseisen en monitoring water (BKmw, 2009) zijn sinds 2009 officiële wettelijke normen opgenomen voor de componenten HCB, HCBD en (methyl)kwik in biota. Deze eis geldt voor weefsel van prooidieren (nat gewicht), met dien verstande dat in het monitoringsprogramma uit vissen, weekdieren, schaaldieren en andere biota de meest passende indicator wordt gekozen. In het monitoringsprogramma kan met inachtneming van het bepaalde in noot 9 onder bijlage I van de richtlijn prioritare stoffen worden bepaald dat met het oog op het toezicht op de naleving van de eis bij de monitoring wordt uitgegaan van een waarde voor de concentratie van die stof in oppervlaktewater, waarmee hetzelfde niveau van bescherming wordt geboden dat is beoogd met de milieukwaliteitseis voor biota.

De KRW biotanormen zijn gebaseerd op bescherming van het ecosysteem en/of de mens, en dienen getoetst te worden aan de hand van gehalten in het hele dier dan wel de filet (EU, 2010). Het beschermingsdoel voor kwik en HCBD is doorvergiftiging van predatoren, waarbij gehalten in het gehele dier dienen te worden beschouwd. Voor HCB gaat het om het humaan risico bij de consumptie van zeevruchten (vis, schaaldieren etc.), waarbij het gaat om filet of schelpdiervlees. Voor de overige stoffen geeft EU (2010) nog geen richtlijnen.

Tabel 19 Vastgestelde norm voor OCPs en Kwik uit Besluit kwaliteitseisen en monitoring water (BKmw, 2009, EC, 2013)			
Stoffen	MKN (KRW) Norm	biota, op basis richtlijn 2008/105/EG, artikel 3.2.a)	Biota; geheel dier tenzij anders vermeld
	µg/kg product	In het monitoringsprogramma wordt uit vissen, weekdieren, schaaldieren en andere biota de meest passende indicator gekozen. Op basis van sectie 5 aangaande artikel 2 en voetnoot 12 Bijlage II van Concept Richtlijn 2011/0429 is dat vissen tenzij nadrukkelijk anders vermeld.	Biota
HCB	10	meest passende	Filet/vlees
HCBD	55	meest passende	Biota
Kwik	20	meest passende	Biota

KRW Milieunormen per april 2013

In 2013 is een directive aangenomen: DIRECTIVE OF THE EUROPEAN PARLIAMENT AND OF THE COUNCIL PE-CONS No/YY - 2011/0429 (COD). tot wijziging van Richtlijnen 2000/60/EG en 2008/105/EG betreffende prioritaire stoffen op het gebied van het waterbeleid verschenen 31-01-2012 (Voorstel voor een RICHTLIJN, 2012) (zie Tabel 20). Voor de volgende stoffen zijn KRW-normen in biota voorgesteld.

Tabel 20 Milieu Kwaliteits Normen (MKN) in biota in µg/kg product uit Voorstel voor een RICHTLIJN VAN HET EUROPEES PARLEMENT EN DE RAAD tot wijziging van Richtlijnen 2000/60/EG en 2008/105/EG betreffende prioritare stoffen op het gebied van het waterbeleid verschenen 31-01-2012 (EU, 2012).			
Stoffen	MKN (KRW) Norm	biota,	weefsel
	µg/kg product	op basis voetnoot 11 bijlage II van EU (2012)	Op basis van KRW prioritare stoffen
Som TEQ dioxines en dioxineachtigen	0.0065	vissen	Biota; geheel dier tenzij bedoeld voor humane toxiciteit dan vlees of filet
OCP's			
HCB	10	vissen	Biota; geheel dier tenzij bedoeld voor humane toxiciteit dan vlees of filet
HCBD	55	vissen	Biota; geheel dier tenzij bedoeld voor humane toxiciteit dan vlees of filet
heptachloor	0.0067	vissen	Biota; geheel dier tenzij bedoeld voor humane toxiciteit dan vlees of filet
Heptachloorepoxide (b-HEPO)	0.0067	vissen	Biota; geheel dier tenzij bedoeld voor humane toxiciteit dan vlees of filet
Overige stoffen			Biota; geheel dier tenzij bedoeld voor humane toxiciteit dan vlees of filet
Som pentaPBDE (28,47,99,100,153,154)	0.0085	vissen	Biota; geheel dier tenzij bedoeld voor humane toxiciteit dan vlees of filet
Fluorantheen	30	vissen	Biota; geheel dier tenzij bedoeld voor humane toxiciteit dan vlees of filet
Benzo(a)pyreen	2	vissen	Biota; geheel dier tenzij bedoeld voor humane toxiciteit dan vlees of filet
Benzo(a)pyreen	5	schaaldieren, koppotigen	Biota; geheel dier tenzij bedoeld voor humane toxiciteit dan vlees of filet
Benzo(a)pyreen	10	weekdieren	Biota; geheel dier tenzij bedoeld voor humane toxiciteit dan vlees of filet
Benzo(b)fluorantheen	2	vissen	Biota; geheel dier tenzij bedoeld voor humane toxiciteit dan vlees of filet
Benzo(b)fluorantheen	5	schaaldieren, koppotigen	Biota; geheel dier tenzij bedoeld voor humane toxiciteit dan vlees of filet
Benzo(b)fluorantheen	10	weekdieren	Biota; geheel dier tenzij bedoeld voor humane toxiciteit dan vlees of filet

Tabel 20 Milieu Kwaliteits Normen (MKN) in biota in µg/kg product uit Voorstel voor een RICHTLIJN VAN HET EUROPEES PARLEMENT EN DE RAAD tot wijziging van Richtlijnen 2000/60/EG en 2008/105/EG betreffende prioritare stoffen op het gebied van het waterbeleid verschenen 31-01-2012 (EU, 2012).			
Stoffen	MKN (KRW) Norm	biota,	weefsel
	µg/kg product	op basis voetnoot 11 bijlage II van EU (2012)	Op basis van KRW prioritare stoffen
Benzo(k)fluorantheen	2	vissen	Biota; geheel dier tenzij bedoeld voor humane toxiciteit dan vlees of filet
Benzo(k)fluorantheen	5	schaaldieren, koppotigen	Biota; geheel dier tenzij bedoeld voor humane toxiciteit dan vlees of filet
Benzo(k)fluorantheen	10	weekdieren	Biota; geheel dier tenzij bedoeld voor humane toxiciteit dan vlees of filet
Benzo(g,h,i)peryleen	2	vissen	Biota; geheel dier tenzij bedoeld voor humane toxiciteit dan vlees of filet
Benzo(g,h,i)peryleen	5	schaaldieren, koppotigen	Biota; geheel dier tenzij bedoeld voor humane toxiciteit dan vlees of filet
Benzo(g,h,i)peryleen	10	weekdieren	Biota; geheel dier tenzij bedoeld voor humane toxiciteit dan vlees of filet
Indeno(1,2,3-cd)pyreen	2	vissen	Biota; geheel dier tenzij bedoeld voor humane toxiciteit dan vlees of filet
Indeno(1,2,3-cd)pyreen	5	schaaldieren, koppotigen	Biota; geheel dier tenzij bedoeld voor humane toxiciteit dan vlees of filet
Indeno(1,2,3-cd)pyreen	10	weekdieren	Biota; geheel dier tenzij bedoeld voor humane toxiciteit dan vlees of filet
Dicofol	33	vissen	Biota; geheel dier tenzij bedoeld voor humane toxiciteit dan vlees of filet
Perfluorverbindingen	9.1	vissen	Biota; geheel dier tenzij bedoeld voor humane toxiciteit dan vlees of filet
HBCD	167	vissen	Biota; geheel dier tenzij bedoeld voor humane toxiciteit dan vlees of filet
Kwik en kwikverbindingen	20	vissen	Biota; geheel dier tenzij bedoeld voor humane toxiciteit dan vlees of filet

Bijlage C.4. Literatuur

Besluit van 30 november 2009, houdende regels ter uitvoering van de milieudoelstellingen van de kaderrichtlijn water (Besluit kwaliteitseisen en monitoring water 2009).

Directive of the European parliament and of the council PE-CONS No/YY - 2011/0429 (COD).

RICHTLIJN 2000/60/EG VAN HET EUROPEES PARLEMENT EN DE RAAD van 23 oktober 2000 tot vaststelling van een kader voor communautaire maatregelen betreffende het waterbeleid. Publicatieblad van de Europese Unie 22.12.2000 L 327/1.

RICHTLIJN 2008/105/EG VAN HET EUROPEES PARLEMENT EN DE RAAD van 16 december 2008 inzake milieukwaliteitsnormen op het gebied van het waterbeleid tot wijziging en vervolgens intrekking van de Richtlijnen 82/176/EEG, 83/513/EEG, 84/156/EEG, 84/491/EEG en 86/280/EEG van de Raad, en tot wijziging van Richtlijn 2000/60/EG. Publicatieblad van de Europese Unie 24.12.2008, L 348/84

VERORDENING (EU) Nr. 1259/2011 VAN DE COMMISSIE van 2 december 2011 tot wijziging van Verordening (EG) nr. 1881/2006 wat betreft de maximumgehalten voor dioxines, dioxineachtige pcb's en niet-dioxineachtige pcb's in levensmiddelen (Voor de EER relevante tekst). Publicatieblad van de Europese Unie 3.12.2011, L 320/18.

VERORDENING (EG) Nr. 1881/2006 VAN DE COMMISSIE van 19 december 2006 tot vaststelling van de maximumgehalten aan bepaalde verontreinigingen in levensmiddelen (Voor de EER relevante tekst). Publicatieblad van de Europese Unie 0.12.2006. L 364/5.

VERORDENING (EU) Nr. 420/2011 VAN DE COMMISSIE van 29 april 2011 tot wijziging van Verordening (EG) nr. 1881/2006 tot vaststelling van de maximumgehalten aan bepaalde verontreinigingen in levensmiddelen (Voor de EER relevante tekst). Publicatieblad van de Europese Unie 30.4.2011 L 111/3.

Voorstel voor een **RICHTLIJN VAN HET EUROPEES PARLEMENT EN DE RAAD** tot wijziging van Richtlijnen 2000/60/EG en 2008/105/EG betreffende prioritair stoffen op het gebied van het waterbeleid (Voor de EER relevante tekst). Brussel, 31.1.2012. COM(2011) 876 final **2011/0429** (COD).

Bijlage D. Nadere toelichting op het verwerken van de waterbodembodem data

Bijlage D.1. Gegevens verwerking

Alle gebruikte gegevens zijn door RWS West-Nederland Noord aangeleverd. Dit betrof meestal database en Excel bestanden (zoals iBever export files en/of .csv bestanden). Daarnaast zijn vrijwel alle oorspronkelijke analyselijsten van de uitvoerende laboratoria meegestuurd alsmede de verschillende rapportages. Om binnen het project met een uniform databestand te kunnen werken is besloten om alle ruwe data bijeen te voegen in één bestand. Dit zou oorspronkelijk zowel de ruwe meetgegevens als de gestandaardiseerde waarden omvatten, maar bij de verwerking bleken de uitgevoerde standaardisatie en toetsingen niet overal even betrouwbaar. Dit werd enerzijds veroorzaakt door recente wijzigingen (zoals het verschijnen van het Bbk tov de NW4 toetsing in 2005-2006) maar ook meer inhoudelijk door een verkeerde keuze tussen organisch stof gehalten op basis van gloeirest, waar TOC de voorkeur heeft alsmede door fouten in de eenheden.

Voor het huidige rapport zijn daarom alle ruwe meetgegevens geüniformeerd, gecontroleerd en opnieuw getoetst volgens het Bbk (toepassen in oppervlaktewater). Deze Bbk-toetsingen zijn uitgevoerd op alle individuele sedimentmonsters. Hiermee is een uniform bestand samengesteld dat als basis heeft gediend voor alle in dit rapport opgenomen beschrijvingen, toetsingen en beoordelingen van de waterbodembodemkwaliteit. Tijdens deze werkzaamheden zijn meerdere onvolkomenheden gecorrigeerd en zijn er keuzes gemaakt om de gegevens in het gewenste uniforme bestand te kunnen opnemen. Deze zijn hieronder opgenomen.

Bijlage D.2. Werkwijze voor de dataverwerking

- Bij het standaardiseren op het organisch stofgehalte heeft een TOC-analyse de voorkeur verkregen boven de OC-analyse (chemische oxidatie) en die weer boven het gloeiverlies. Dit in verband met het zoutgehalte van het systeem. Overigens bleek de parameter OC (chem oxidatie) vaak gewoon uit het gloeiverlies te zijn berekend (met de standaard factor 1,724).
- Er zijn allerlei onvolkomenheden in de verschillende datasets geconstateerd en gecorrigeerd. Zo zijn eenheden waar nodig aangepast en parametercodes geüniformeerd. Ook bleken verschillen te bestaan tussen digitale analyse bestanden en de papieren versies van dezelfde analyses. Daar waar resultaten in de digitale versie ontbraken, zijn deze handmatig vanuit de pdf bestanden aangevuld. Ook missende detectiegrenzen zijn op die manier toegevoegd.
- Analyses onder de detectiegrens zijn niet meegenomen in de Bbk-toetsing. De reden hiervoor is dat de gebruikte detectiegrenzen in meerdere (oudere) projecten niet voldeden aan de huidige AS3000 standaard. Toetsen van deze detectiegrenswaarde in iBever levert dan vaak een Bbk-klasse B op (bijv. bij allerlei OCB's of de ftalaten). Op deze wijze heeft het analysepakket en analysemoment (die beide per monster kunnen verschillen) dus onterecht grote gevolgen voor het eindoordeel.

- Bij de ftalaten is altijd DEHP geanalyseerd en soms een bredere set. Deze andere ftalaten zijn echter vrijwel nergens boven de detectiegrens aangetroffen (op 2 uitzonderingen na, die net boven de detectiegrens lagen). Het DEHP gehalte is daarom getoetst aan de norm op basis van de som-ftalaten.
- De set organotin-analyses is niet altijd even consistent. TBT is hier de standaard parameter, maar ook voor MBT, DBT en tetraBT is vrijwel eenzelfde aantal analyses beschikbaar (rond de 400). De octyltins zijn minder frequent geanalyseerd (± 317); van TFT zijn 298 waarnemingen maar van de MFT en DFT slechts 121. Dit betekent dat ook de somtoets van TBT en TFT niet altijd gelijkwaardig is. Verder zijn alle individuele organotin-verbindingen ook getoetst op de <AW-waarde van 0,15 mg Sn/kg.
- Als er geen Bbk-klasse A grens is, dan leidt overschrijding van de AW in iBever automatisch tot een klasse B oordeel. Dit speelt voor het Noordzeekanaal vaak een rol, bijvoorbeeld bij tin (zowel tin als organotins). Voor organotin valt het effect op het eindoordeel overigens mee. Er zijn slechts twee monsters (HB06-2009; NT10-2009) waar de toetsing van de individuele organotinverbindingen tot een hoger Bbk-oordeel leidt dan de toetsing van TBT dan wel de som van TBT en TFT.
- Alle PBDE-analyses lagen onder de detectiegrens en zijn daarom niet meegenomen.

Bijlage D.3. Samenvoegen van Bbk-oordelen per waterbodenvak

- Als gegevens van meerdere jaren aanwezig waren, is het eindoordeel in principe gebaseerd op het laatste jaar (in principe, want er zijn altijd individuele situaties waar de gegevens op basis van expert-judgement tot een andere keuze kunnen leiden, bijv. wanneer uitsluitend in het laatste jaar sprake is van een 'A', terwijl in eerdere jaren telkens een 'B' werd gescoord).
- In situaties waar aanvullende analyses (bijv. organotin of dioxine) in eerdere jaren zijn uitgevoerd én in het laatste analyse jaar alleen het standaardpakket is gemeten, is het eindoordeel gebaseerd op het standaardpakket uit het laatste jaar aangevuld met het oordeel over de extra analyses uit eerdere jaren.
- Als binnen één jaar meerdere monsterpunten in een vak zijn geanalyseerd, dan is het eindoordeel gebaseerd op het gemiddelde beeld van de achterliggende monsters.
- Analyses op mengmonsters (zoals in de monitoring) hebben in grotere mate meegewogen dan analyses op monsters uit individuele steekmonsters (zoals in het Nader Onderzoek).
- Naast de gewone mengmonsters (samengesteld uit sediment van meestal 10 boringen per vak) zijn in het verleden bij de bemonstering ook mengmonsters samengesteld uit meerdere vakken. Veelal was dit het geval voor het uitvoeren van enkele specialistische analyses zoals chemische dioxine-analyses. In dergelijke gevallen is het oordeel over deze aanvullende analyses van toepassing verklaard op de onderliggende vakken (meestal werden twee vakken in zo'n geval samengevoegd).

Ter illustratie twee voorbeelden en mogelijke consequenties:

- I. In het vak IN07 is in het OO+ uit 2006 een interventiewaarde-overschrijding voor koper aangetroffen. Dit betrof een analysewaarde uit één enkele boring. In 2011 is ditzelfde vak onderzocht in het kader van de lopende monitoring (mengmonster

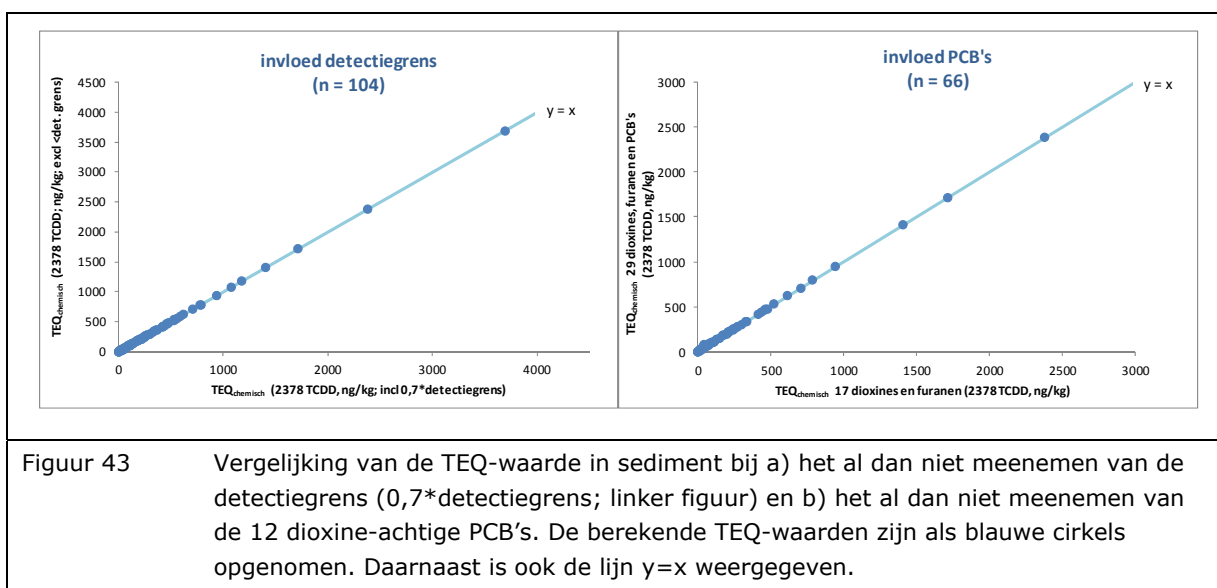
van 10 boringen), waarbij koper als klasse A werd beoordeeld. Dit laatste oordeel is op de kaart overgenomen vanwege het meer recente onderzoeksjaar en vooral het feit dat dit een mengmonster betreft.

- II. In het vak MZ01 werd tijdens de monitoring van 2006 een overschrijding van de interventiewaarde voor PCB vastgesteld (gest. gehalte van 1,6 mg/kg). In 2009 werd dit vak nogmaals onderzocht en lag het PCB-gehalte op 0,48 mg/kg. Dit laatste gehalte wordt beoordeeld als een Bbk-klasse B en is op kaart overgenomen aangezien dit een meer recente meting betreft.

Bijlage D.4. Nadere analyses gericht op de dioxines, furanen en dioxineachtige PCB's

TEQ-waarden met en zonder de dioxine-achtige PCB's

In verreweg de meeste gevallen werd de chemische dioxine-analyse voor het Noordzeekanaal gericht op de 17 standaard dioxines en dibenzofuranen. In een beperkt aantal sedimentmonsters werden aanvullend ook de 12 dioxine-achtige PCB's geanalyseerd. Dit kan leiden tot een systematisch verschil in de berekende TEQ-waarde. Om de grootte van dit effect te kunnen beoordelen zijn de TEQ-waarden twee keer berekend, namelijk inclusief en exclusief de 12 dioxine-achtige PCB's. Hierbij werd tevens gecontroleerd in hoeverre het meewegen van de detectiegrens (rekengehalte is dan $0,7 \cdot \text{detectiegrens}$) van invloed op de TEQ-waarde was. De resultaten van beide exercities zijn opgenomen in onderstaand figuur en laten zien dat het al dan niet meenemen van de detectiegrens noch het al dan niet meenemen van de 12 dioxine-achtige PCB's een significante invloed op de TEQ-waarde heeft. In dit rapport is de TEQ_{chemisch} voor de waterbodem daarom gebaseerd op de som-TEQ-waarde van de 17 dioxines en dibenzofuranen.



TEQ-waarden op basis van chemische analyses versus de DR-Calux

Het chemische analyseren van dioxines is een bewerkelijke en daarmee dure beaal. In het Noordzeekanaal is daarom ook veel gebruik gemaakt van de DR-Calux test. Dit is een biologische test om het gezamenlijke effect van alle stoffen met een dioxine-achtige werking te bepalen. In deze DR-Calux test wordt gebruik gemaakt van hepatoma cellen uit de rat, die zijn getransfecteerd met het plasmide pGudLuc 1.1. Dit plasmide bevat ondermeer drie DRE's (Dioxine Responsive Elements) en als reporter gen het luciferase gen, afkomstig van het vuurvliegje *Photinus pyralis*.

Theoretisch gezien wordt met de TEQ_{chemisch} en de $TEQ_{\text{DR-Calux}}$ hetzelfde gemeten. De TEF-factoren die voor de TEQ_{chemisch} gebruikt worden om de gehaltes van alle individuele verbindingen tot één waarde te integreren zijn voor de DR-Calux niet nodig omdat dit biologische mechanisme vanuit zichzelf deze integratie verzorgt. Tegelijkertijd kennen beide analyses hun eigen meetonzekerheden en extractie efficiëntie. Ook de TEF-waarde zoals die voor de chemische analyses wordt gebruikt kan verschillen van de onderlinge effectiviteit in de reactie van de stoffen op de drie DRE's van de DR-Calux test. Ten slotte zijn beide analyses meestal ook op aparte deelmonsters uitgevoerd.

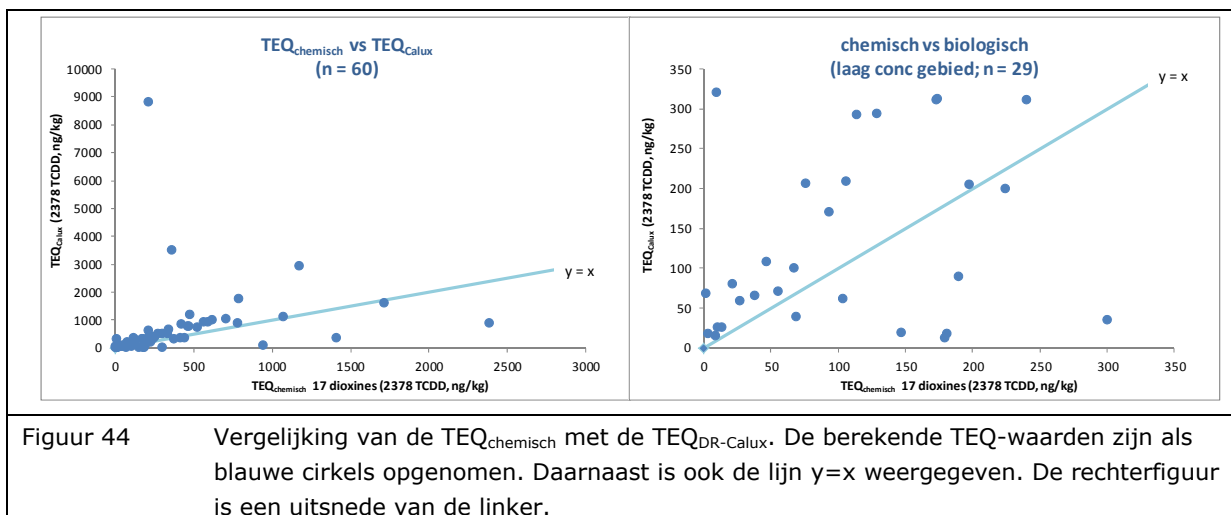
Om de mogelijke invloed van deze verschillen op de dioxine-analyse te karakteriseren zijn in Figuur 44 beide beaalen met elkaar vergeleken. Dit is gedaan middels 60 sedimentmonsters waarin beide werden toegepast. Uit deze figuur blijkt dat de relatie tussen de TEQ_{chemisch} (hier ook zonder PCB's) en de $TEQ_{\text{DR-Calux}}$ slecht is²¹. Globaal genomen zou men weliswaar kunnen stellen dat beide positief aan elkaar gecorreleerd zijn, maar dat is dan ook wel het minste wat men mag verwachten met twee zo vergelijkbare analyses. De correlatiecoëfficiënt tussen beide waarden is echter slechts 0,05 en zowel de TEQ_{chemisch} als de $TEQ_{\text{DR-Calux}}$ kennen uitschieters die niet in de andere analyse worden aangetroffen.

In het oordeel over de ernst van de sedimentverontreiniging speelt de voorlopige interventiewaarde een belangrijke rol. In het rechterfiguur is daarom een uitsnede gemaakt van de linker, gericht op het lage concentratiegebied. Ter vergelijking is hier ook de theoretische verwachting van $y=x$ opgenomen. Ook voor deze uitsnede ($n=29$) luidt de conclusie dat de verschillen tussen beide analyses groot zijn. Ook is er geen systematisch verschil te ontdekken. In het ene monster is de TEQ_{chemisch} het hoogst terwijl dit in een ander monster juist voor de $TEQ_{\text{DR-Calux}}$ kan gelden.

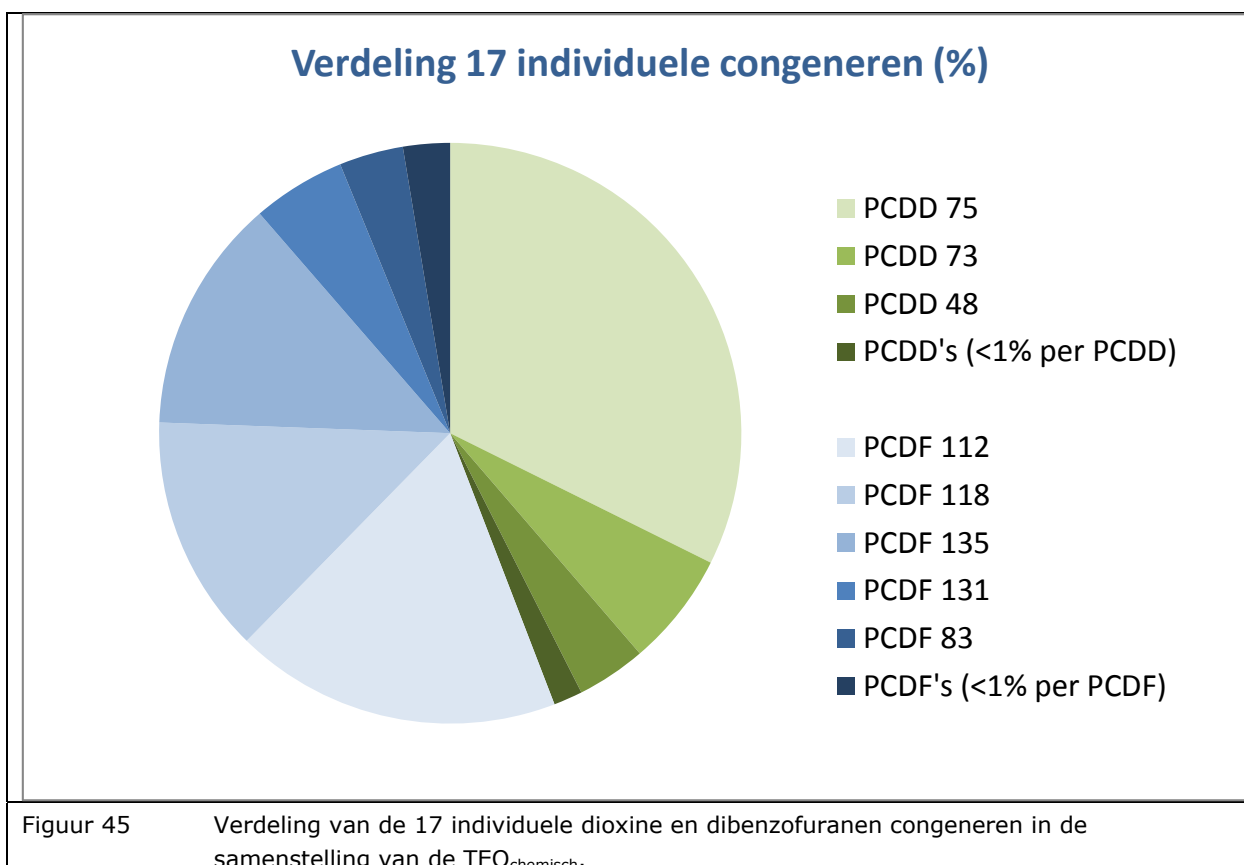
Ondanks deze verschillen is het voor het huidige project toch van belang om één geïntegreerd beeld van de dioxine-verontreiniging te presenteren en beoordelen. Hierbij is rekening gehouden met het feit dat het gehele normstelsel voor sediment is gebaseerd op chemische analyses van verontreinigingen. Dit geldt ook voor dioxines en dus is de TEQ_{chemisch} bij de integratie als leidend gezien. Voor sedimentmonsters waar geen TEQ_{chemisch} maar wel een $TEQ_{\text{DR-Calux}}$ beschikbaar is, is deze laatste als substituu parameter gebruikt. Door het ontbreken van een systematisch verschil tussen beide

²¹ Als men som- TEQ_{chemisch} zonder PCBs en Calux met elkaar vergelijkt het in biota, kan een fout worden geïntroduceerd omdat in biota de grootste bijdrage aan som- TEQ door PCB's wordt geleverd waar in bodem dioxines domineren.

parameters is de $TEQ_{DR-Calux}$ verder niet gecorrigeerd voor eventueel consequent optredende verschillen met de $TEQ_{chemisch}$.



Ten slotte is er gekeken naar de verdeling van de 17 individuele congenere binnen de $TEQ_{chemisch}$ (Figuur 45). Hieruit blijkt dat met name PCDD 75 en de PCDF's 112, 118 en 135 een belangrijk aandeel in de uiteindelijke $TEQ_{chemisch}$ hebben.



**Bijlage E. Memo Rijkswaterstaat
Verspreidingsrisico's dioxines in putten
Noordzeekanaal**

Rijkswaterstaat Noord-Holland
Marco van Wieringen, Adviseur Water, WSA
Postbus 3119
2001 DC HAARLEM

Waterdienst
Directie Netwerk Water,
Onderhoud Bodem

Zuiderwagenplein 2
8224 AD Lelystad
Postbus 17
8200 AA Lelystad

Contactpersoon
Erik Evers
*sr. Adviseur afdeling
Onderhoud Bodem*

T 0653794267
erik.evers@rws.nl

memo

Verspreidingsrisico's dioxines in putten Noordzeekanaal

Belangrijkste bevindingen

Het gehalte van dioxines in zwevende stof overschrijdt in één meting op de locatie Westzaan in 2007 en in het gebied in de directe omgeving van de Jan van Riebeeckhaven in het Noordzeekanaal, de in het Besluit Bodemkwaliteit vastgestelde achtergrondwaarde van 55 ng TEQ /kg (10 % OS). Op alle andere locaties in het Noordzeekanaal waar zwevende stof monsters zijn gemeten, inclusief de meest recente metingen in 2009 op de locatie Westzaan, wordt deze waarde niet overschreden. De indicatieve interventiewaarde van 105 ng TEQ/kg (10 % OS) wordt nergens in het gebied in het zwevende stof overschreden.

De gehalten van dioxines in zwevend stof bij Westzaan en Amsterdam zijn wel een factor twee tot drie hoger dan de gehalten in zwevend stof bij IJmuiden en het zwevende stof dat bij Lobith vanuit Duitsland wordt aangevoerd.

Het is niet waarschijnlijk dat de slibbergingsputten in het kanaal een significante invloed hebben op de zwevende stof gehalten van dioxines in het gebied ten westen van Amsterdam. De kwaliteit van het zwevende stof wordt veel meer bepaald door de waterbodemkwaliteit in het kanaal zelf en de noordelijke havens in de Voorzaan.

Aanbeveling

Vanwege de beperkte hoeveelheid data is het aan te bevelen extra zwevende stof analyses van dioxines te laten uitvoeren ter hoogte van het monsterpunt Westzaan op het Noordzeekanaal, 1 meter onder het wateroppervlak. Vanwege het seizoenseffect op de dioxine-gehalten (lagere gehalten in zwevende stof door verdunning vanwege de explosieve toename van biomassa in het voorjaar) moet de bemonstering bij voorkeur in het najaar (september) plaatsvinden. In de periode voorafgaand aan de bemonstering moet er niet teveel neerslag hebben plaatsgevonden, omdat er anders teveel verdunning van het oppervlaktewater is door aanvoer vanuit de boezem.

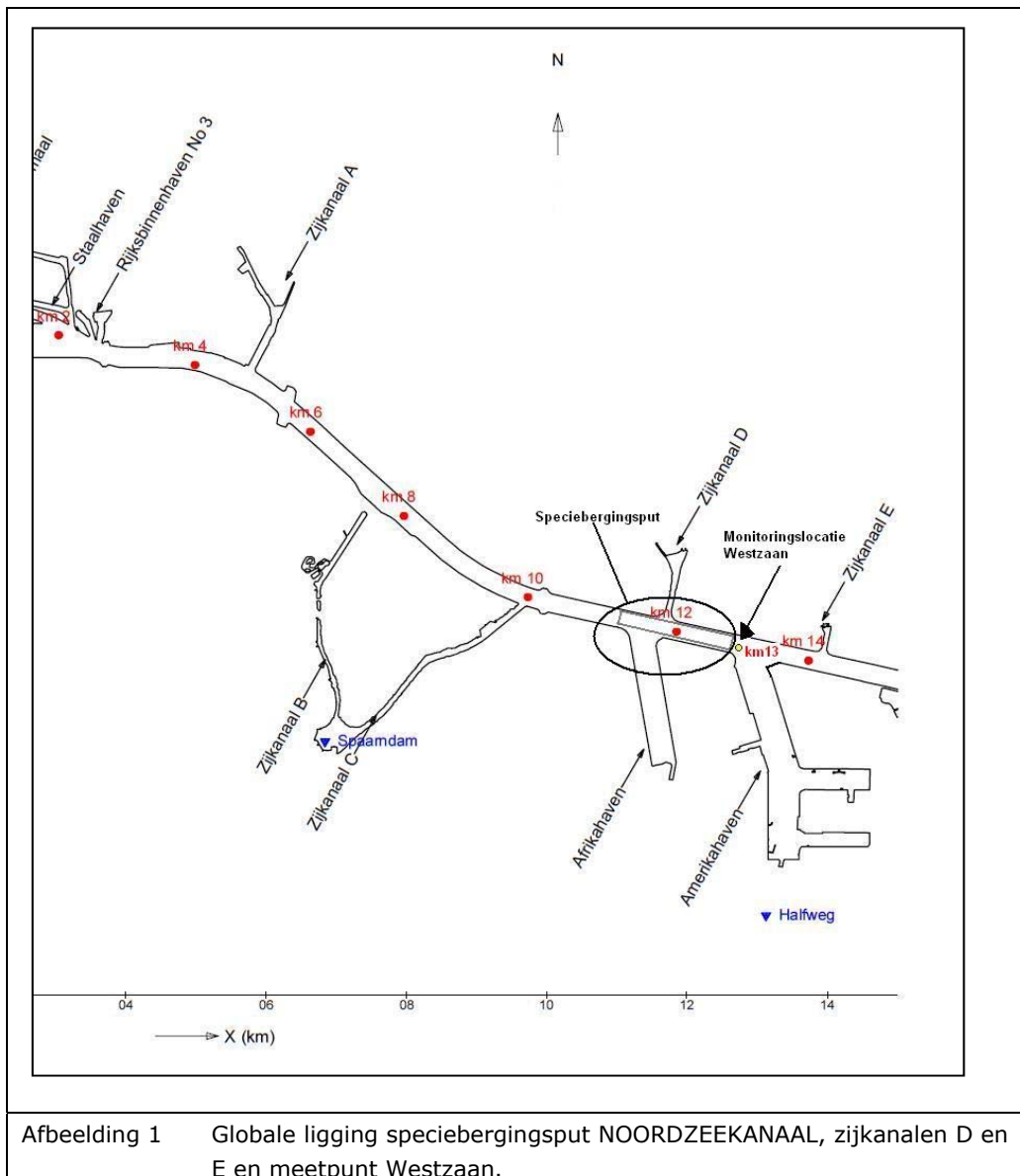
De analyse moet plaatsvinden op het standaard stoffenpakket, de chemisch bepaalde dioxines en dibenzofuranen en dioxine-achtige PCB's. Ter vergelijking zou dat ook op de andere twee MWTL-lokaties, A'dam en IJmuiden moeten worden gedaan. Voorts wordt aanbevolen om deze bemonsteringen om de 3 tot 4 jaar op alle drie de locaties te herhalen. Dit is nodig om een goede referentiesituatie te krijgen ter voorbereiding op eventuele maatregelen in dit gebied.

Datum

20 maart 2013

Doelstelling memo

In het project 'Brak is bijzonder' wordt onderzocht of het laagveen gebied Westzaan ten westen van Zaandam verbrakt kan worden, door brak water uit het Noordzeekanaal de polder in te laten stromen. Als locatie voor de inname van dit brakke water is gekozen voor de sluizen in Zijkanaal D of E (NZK-km 12 resp. 14). Beide opties liggen vlakbij een slibbergingsput in het Noordzeekanaal, die is gelegen tussen NZK-km 11 en 13 (zie afb. 1).



Afbeelding 1 Globale ligging speciebergingsput NOORDZEEKANAAL, zijkanalen D en E en meetpunt Westzaan.

Het doel van deze memo is om op basis van zwevende stof gegevens in het Noordzeekanaal, een uitspraak te doen over het risico voor de verspreiding van dioxines bij het innemen van brak water.

Twee onderwerpen zijn hiervoor verder uitgewerkt:

1. Kan op basis van beschikbare meetgegevens van dioxines in zwevende stof en een geschikt toetskader, een uitspraak gedaan worden over het risico op verspreiding van dioxines bij inname van brak water uit het Noordzeekanaal en hoe verhouden zich de gevonden meetwaarden ten opzicht van referentiewaarden in Nederland;
2. Veroorzaakt de slibbergingsput ter hoogte van NZK-km 11/13 een extra bijdrage aan de zwevende stof gehalten van dioxines in het in te laten water?

Afbakening en beperkingen van deze memo:

1. In deze memo is geen volledige evaluatie uitgevoerd van beschikbare monitoringgegevens in andere compartimenten van het Noordzeekanaal (water, sediment, organismen). Daartoe is in 2012 een project gestart dat wordt uitgevoerd door Imares/Ecofide. Het eerste concept wordt in april 2013 verwacht.
2. Voor PCDD en PCDF is nog geen formele interventiewaarde vastgesteld. Het RIVM heeft wel een indicatieve interventiewaarde voor standaard sediment bepaald. Deze waarde is in combinatie met de voorgestelde achtergrondwaarde van 55 ng TEQ/kg gebruikt als toetskader. Hierbij zijn de meetwaarden van Lobith (aanvoer Nederland via de Rijn) en Maasluis (uitstroom via de Nieuwe Waterweg) gebruikt als referentie.
3. Vanwege het ontbreken van volledige meetreeksen konden bij de beaal van de som-TEQ waarden geen zg. coplanaire PCB's (dioxine-achtige PCB's) worden meegenomen. Uit analyses van verschillende data-sets in dit gebied blijkt dat het probleem alhier voornamelijk een dioxine probleem is en dat de bijdrage van de PCB's aan TEQ minder bedraagt dan 3%.

Aanleiding

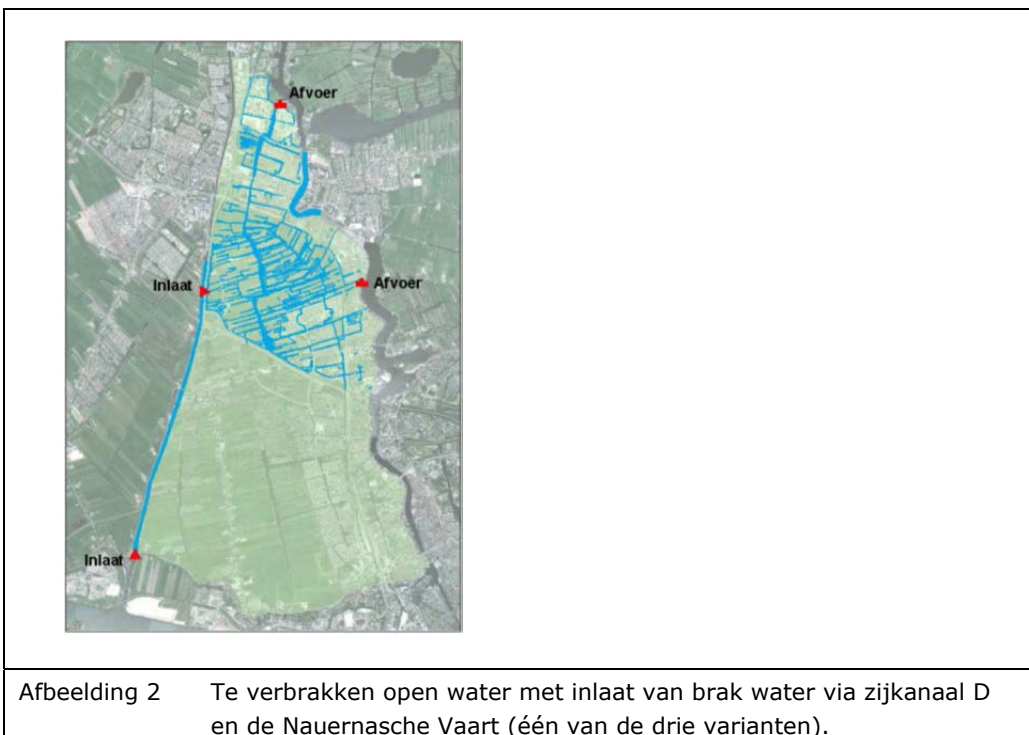
Rijkswaterstaat heeft in vier jaar tijd (2004-2008), vier miljoen m³ slib uit het Noordzeekanaal gebaggerd. De vaargeul is hierdoor op diepte en breedte gebracht. Zeeschepen kunnen elkaar weer passeren en grote schepen kunnen makkelijker en veiliger de zeehavens aandoen. Met het verwijderen van het vervuilde slib is bovendien het zeldzame brakke watermilieu in het kanaal erop vooruitgegaan.

Het schone slib uit het Noordzeekanaal is verspreid in de Noordzee (1.555.000 m³). Het lichtverontreinigde slib is geborgen in twee hiervoor gegraven putten in de bodem van het Noordzeekanaal (1 miljoen m³). Het zand (1,6 miljoen m³) dat vrijkwam uit deze putten is gebruikt bij de verbreding van de A2. De meer vervuilde bagger – conform de oude WBB (Wet bodembescherming) vanaf klasse 3 - is naar het baggerdepot De Slufter in Rotterdam gebracht (455.000 m³).

Relatie met het project 'Brak is bijzonder'

Het Westzaanse laagveengebied onder brakke invloed is in Europa zeldzaam en uniek. Nergens anders in Europa komt op deze schaal een brak laagveengebied voor. De huidige situatie in dit laagveengebied ten westen van Zaandam is echter

zorgelijk²². De Natura 2000 waarden moeten wettelijk gezien minimaal in stand gehouden en voor veel waarden in dit gebied geldt dat de situatie moet worden verbeterd qua oppervlakte en/of kwaliteit²³. De natuurwaarden gaan echter sterk achteruit. De waterhuishouding is gericht op verdere verzoeting waardoor brakke soorten verdwijnen. Het peilbeheer is ingesteld op agrarisch gebruik en leidt tot eutrofiering en grote bodemdaling. Inlaten van brak water uit het Noordzeekanaal kan dit proces vertragen (zie afb. 2). De hoeveelheid bagger is echter groot, waardoor levensruimte voor waterdieren beperkt is en geen helder water kan ontstaan. Bij baggerwerkzaamheden nemen onderhoudskosten fors toe als het sediment verontreinigd is. Het materiaal kan bij overschrijding van één of meer interventiewaarden in het kader van het Besluit Bodemkwaliteit niet nuttig worden toegepast en moet wellicht worden afgevoerd naar slibdepots. Voorkomen moet daarom worden dat verontreinigde zwevende stof dit gebied in stroomt. De hoeveelheid slib in het Noordzeekanaal is overigens relatief laag, wat onder meer is af te leiden uit de grote mate van doorzicht.



²² Quickscan Verbrakking Westzaan. Dienst Landelijk Gebied, Min. EZ. Versie concept 2. 8 januari 2013.

²³ Gebiedendatabase N2000, website ministerie EZ.

Beschikbaarheid en verwerking van meetdata

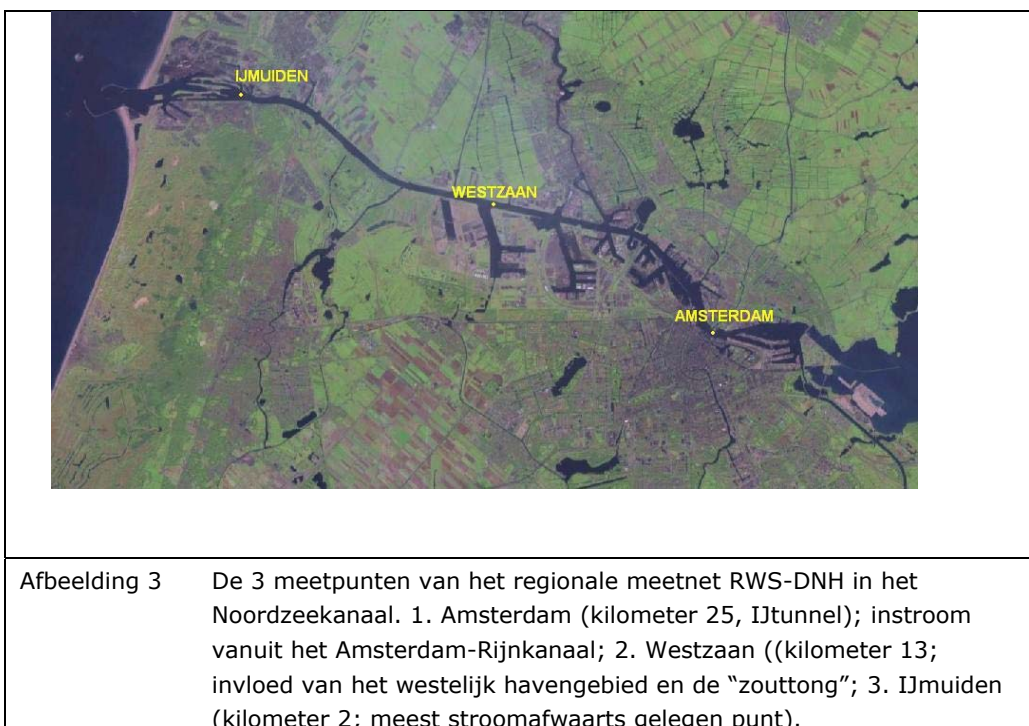
Zowel in het landelijke meetnet van Rijkswaterstaat als in het aanvullende regionale meetnet van RWS-Dienst Noord-Holland, worden periodiek zwevende stof monsters genomen en geanalyseerd op dioxines:

1. MWTL meetnet (Monitoring Waterstaatkundige Toestand des Lands; gegevens uit Donar)

Voor de periode 1995 t/m 2009 zijn gevalideerde data van PCDD en PCDF in zwevende stof met alle benodigde metadata beschikbaar voor de locaties Lobith (Rijn meetpunt) en Maassluis, in de Nieuwe Waterweg. De belangrijkste metadata voor toetsing zwevende stof data zijn datum, tijd, beaalsmethode, locatie, organisch koolstof gehalte.

2. Regionale meetnet RWS-DNH (Noordzeekanaal)

Het meetnet van RWS Noord-Holland beslaat het Noordzeekanaal, waarin twee (landelijke) MWTL-locaties (Amsterdam en IJmuiden) en één aanvullende locatie (Westzaan) voor het regionale meetnet zijn opgenomen²⁴. De locaties zijn weergegeven in afbeelding 3.



In het Noordzeekanaal is slechts een zeer beperkte meetreeks van PCDD en PCDF gehalten in zwevende stof beschikbaar, namelijk alleen voor de jaren 2005 (IJmuiden en Amsterdam) en 2009 (Amsterdam en Westzaan).

²⁴ Zie memo RWS-DNH. Waterkwaliteitsmetingen en informatiebehoefte Rijkswaterstaat Noord Holland. Arjen Kikkert en Ellen van Mulligen, 8 december 2008.

In enkele gevallen²⁵ ontbreekt een organisch koolstof beaal vanwege een te geringe hoeveelheid bemonsterd zwevende stof. Verder heeft de monsternamen afwisselend plaatsgevonden op één meter boven de bodem (in de 'zoute tong') ofwel – conform de landelijke richtlijnen – op één meter onder het wateroppervlak. Dit maakt het vergelijken van deze waarden met de landelijke meetdata minder betrouwbaar, maar er kan wel een beeld van de situatie worden geschetst.

Interpretatie en verwerking van meetdata

Vergelijken van sediment en zwevende stof meetdata en toetsing aan normen kan alleen op basis van gestandaardiseerde waarden. De beaal van het organische stofgehalte speelt hierbij een cruciale rol. In zoute wateren heeft de elementaire analyse, die minder gevoelig is voor storingen en aanwezige zouten, de voorkeur boven de gloeiverlies- of andere methoden²⁶. Het organische stofgehalte kan hieruit worden afgeleid door vermenigvuldiging met een factor 1,724 (vanuit de aanname dat organische stof voor 58% uit koolstof bestaat). Hoewel deze factor een onderschatting geeft van het werkelijk gehalte aan organische stof, is hier toch voor gekozen (dit wordt immers overal op dezelfde wijze toegepast). Voor zoete waterbodems (zoutgehalte < 2 g/l) kan naast de elementaire analyse ook de gloeiverliesmethode worden toegepast.

Normstelling voor PCDD en PCDF in waterbodems

Besluit bodemkwaliteit

Het Besluit bodemkwaliteit (Bbk) en de bijbehorende Regeling bodemkwaliteit (Rbk) vormen sedert 2008 het beoordelingskader voor het nuttig toepassen van bouwstoffen, grond en baggerspecie op of in de bodem of oever van een oppervlaktewaterlichaam (voor nadere informatie zie: www.bodemplus.nl).

Doelstellingen van het Besluit bodemkwaliteit

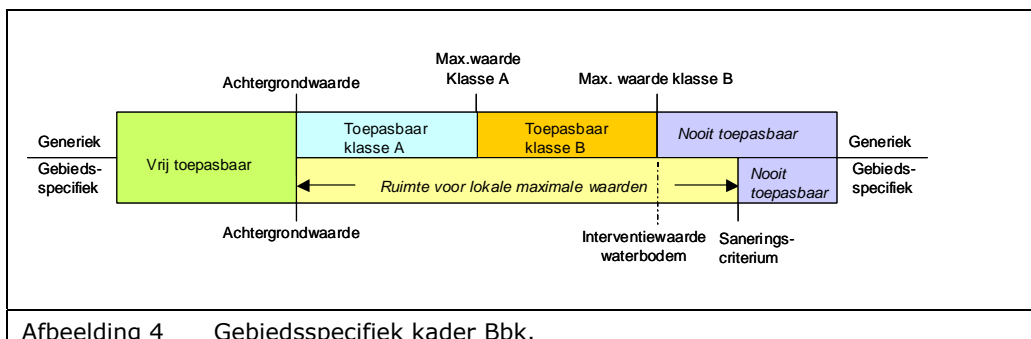
Bbk heeft op de eerste plaats dezelfde doelstellingen van het beleid zoals die ook al golden onder het Bouwstoffenbesluit:

1. Verantwoord hergebruik van bouwstoffen, verminderen gebruik van primaire materialen;
2. Meer en verantwoord hergebruik van grond en baggerspecie; verminderen gebruik van primaire materialen;
3. Beschermen van de (water)bodem

Onder het Besluit Bodemkwaliteit wordt bij toepassen van grond en baggerspecie onderscheid gemaakt tussen het generieke (toetsings)kader en het gebiedsspecifieke kader (zie onderstaande afb. 4).

²⁵ Aanvullend onderzoek Jan van Riebeeckhaven e.o., Haskoning, 20 april 2007, in opdracht van de RWS Bouwdienst.

²⁶ Zie rapport Systeem- en procesbeschrijving Noordzeekanaal; een kennisinventarisatie, 2001 (Steenkamp, Zwolsman. p 57).



Afbeelding 4 Gebiedsspecifiek kader Bbk.

RWS heeft op dit moment geen gebiedspecifiek beleid vastgesteld. Gebiedspecifiek beleid kan in de toekomst wellicht van belang voor Rijkswaterstaat zijn als sprake is van structurele problemen met de toepassing van gebiedseigen grond en baggerspecie die vrijkomt bij projecten, zoals bij Ruimte voor de Rivier. De Minister kan onder voorwaarden lokale normen voor de bodemkwaliteit vaststellen. Daarmee wordt beoogd een algemene verbetering van de bodemkwaliteit te bereiken of een betere bodemkwaliteit in stand te houden en meer toepassingen voor gebiedseigen grond mogelijk te maken.

De achtergrondwaarde vormt de bovengrens voor vrij toepasbare baggerspecie (en grond). Vrij toepasbare baggerspecie mag overal worden toegepast, ongeacht de kwaliteit van de ontvangende (water)bodem. De achtergrondwaarden zijn afgeleid uit meetgegevens van bodems in relatief onbelaste gebieden in Nederland.

Binnen het generieke kader mag baggerspecie van klasse A en klasse B worden toegepast, mits de ontvangende (water)bodem niet van betere kwaliteit is.

De maximale waarde klasse B is gelijk aan de interventiewaarde waterbodem. Het is niet toegestaan om materiaal met waarden boven de Interventiewaarden en boven maximale waarden klasse Industrie toe te passen in een oppervlaktewaterlichaam.

De grens tussen klasse A en klasse B (maximale waarde klasse A) is – behoudens enkele uitzonderingen – gelegd bij de huidige kwaliteit van het Rijnsediment dat bij Lobith ons land binnenstroomt. Deze grens is dus gebaseerd op het herverontreinigingsniveau. Sterk verontreinigde specie, die niet toepasbaar is, wordt gestort in omdijkte depots.

PCDD en PCDF

In 2001 is door het RIVM een Interventiewaarde waarde voor sediment en landbodem afgeleid (210 ng TEQ/kg resp. 360 ng TEQ/kg ds)²⁷. De TEQ wordt hierbij berekend als de som van de producten van de dioxines, dibenzofuranen en dioxine-achtige PCB's gehalten met hun respectievelijke TEF-waarde.

²⁷ Technical evaluation of the Intervention Values for Soil/sediment and Groundwater. J.P.A. Lijzen *et al.* RIVM report 711701 023 (February 2001).

Inmiddels is conform een keuze binnen de EU, door NOBO (Normstelling en bodemkwaliteitsbeoordeling, VROM, 2008) besloten het MTR-humaan te verlagen naar 2 picogr TEQ/kg lichaamsgewicht/dag (dit was 4 pg/kg/dag). Deze halvering heeft tot gevolg dat ook de in 2001 afgeleide voorlopige interventiewaarden gehalveerd moet worden. De nieuwe indicatieve waarde voor 'standaard' sediment bedraagt daarmee 105 ng TEQ/kg ds is. Deze waarde is nog niet formeel vastgesteld.

Voor landbodem is de Interventiewaarde wel formeel vastgesteld op 0,00018 mg TEQ/kg d.s.(= 180 ng TEQ/kg ds).

Voor dioxines is in de Bbk uitsluitend een achtergrondwaarde (AW) vastgelegd op 55 ng TEQ/kg ds (10% OC). Deze is gebaseerd op de beaalsgrens (intralaboratorium reproduceerbaarheid), omdat er onvoldoende metingen boven de beaalsgrens beschikbaar waren om een betrouwbare P95 af te leiden.

In de laatste wijzigingen Rbk (Regeling BodemKwaliteit) november 2010 staan de berekeningen en de somdefinitie Dioxine (TEQ) met meest recente TEF waarden. Voor dioxine wordt de som TEQ berekend als de som van de producten van de concentraties van 17 dioxines, dibenzofuranen en 12 dioxine-achtige PCB's en de TEF (TEF = Toxiciteits Equivalentie Factor). Hierbij is gebruik gemaakt van de meest recente TEF waarden zoals vastgesteld door de WHO in 2005²⁸.

De TEQ waarde drukt de toxiciteit van de aanwezige dioxines, dibenzofuranen en dioxine-achtige PCB's uit in toxiciteit van referentiestof TCDD.

Zoals eerder opgemerkt zijn de dioxine-achtige PCB's vanwege ontbreken van voldoende meetgegevens niet meegenomen in deze memo.

De norm voor PCB's in zwevende stof is vastgelegd in het BKMW²⁹. Er bestaat momenteel nog geen norm voor PCB's binnen de Europese Kader Richtlijn Water. In het Noordzeekanaal gebied – waar naast enkele andere stoffen vooral dioxines een probleem vormen - gaat het echter ook om onderhoud van de vaarwegbodem en de daarmee samenhangende extra kosten voor baggeren en nuttig toepassen van materiaal. Daarom kan in dit geval ook het Bbk als toetskader worden gehanteerd. Het verspreiden van verontreiniging geeft immers een milieurisico (o.a. via bioaccumulatie) en beïnvloedt de kosten van onderhoud (nuttig toepassen, verspreiden, afvoeren naar depot). De gehalten in zwevende stof kunnen een maat zijn voor de gehalten in de toekomstige waterbodem, afhankelijk van de locatie waar dat bezinkt. De Klasse A grens in waterbodemland is afgeleid van het herverontreinigingsniveau bij Lobith, omgerekend naar standaard sediment.

Verspreiding vanuit de slibbergingsputten

De meest westelijke put in het Noordzeekanaal ligt nu minstens 5 meter onder de vaarwegbodem die ter plaatse op ongeveer -16 m NAP ligt (zie bijlage 1). Lodingen en slibdikte-metingen in de putten hebben laten zien dat consolidatie van het slib zeer snel na het volstorten plaatsvond. Na drie maanden (maart 2009) was put 2 al 2,2 meter dieper (- NAP 21,6 meter), waarna de diepte in december 2010 nog 0,4 m was toegenomen tot rond -NAP 22,0 m. In 2010 was de bovenste bodemlaag al zo vast dat

²⁸ Van den Berg et al. The 2005 World Health Organization. Re-evaluation of Human and Mammalian Toxic Equivalency Factors for Dioxins and Dioxin-like Compounds.

²⁹ Bkmw = Besluit Kwaliteitseisen en monitoring water.

bemonstering met een slibkoker niet meer mogelijk was en moest een reguliere bodemhapper worden gebruikt.

Aan zwevende stof gebonden dioxines kunnen zich door opwerveling verspreiden uit de depots. Het is echter aannemelijk dat gezien de snelle consolidatie van het materiaal in de putten en de huidige diepe ligging van de putten de opwerveling van zwevende stof door scheepvaart, wind resuspensie en bioturbatie verwaarloosbaar zal zijn ten opzichte van opwerveling van de omringende waterbodembodem. Bovendien belemmert de zoutstratificatie op het Noordzeekanaal wateruitwisseling tussen de onderste en de bovenste waterlagen. Onderzoek naar bodemerosie door scheepvaart in het Noordzeekanaal in 1997 en 1998 heeft dat bevestigd³⁰. In dat onderzoek werd geconcludeerd dat de vertroebeling voornamelijk wordt veroorzaakt door de opgewekte retourstroming tijdens een scheepspassage. De erosie ten gevolge van de schroefstraal is van ondergeschikt belang (althans in het geval de schepen met een constante snelheid varen). In gebieden waar schepen keren wordt wel meer materiaal opgewerveld, maar dat is niet aan de orde boven de putten.

Toetsing en resultaten

De gehalten in zwevende stof bij Lobith zijn de laatste jaren gedaald tot 10 – 30 ng TEQ/kg ds (zie afbeelding 5).

Uit onderstaande trendfiguren 5 en 6 blijkt dat de gehalten dioxines in zwevend stof in het Noordzeekanaal duidelijk hoger zijn dan de gehalten die momenteel via de Rijn (meetpunt Lobith) worden aangevoerd. De gehalten in het zwevende stof dat Nederland via de Nieuwe Waterweg weer verlaat, zijn eveneens verhoogd, wat duidt op toevoer van dioxines in het benedenrivierengebied. Het patroon van de dioxines aldaar is echter afwijkend van het patroon in het Noordzeekanaal. Het patroon is blijkbaar beïnvloed door de lokale verontreiniging bij de calamiteit in 1963, de lozing vanwege de productie van het ontbladeringsmiddel 2,4,5-T tot 1969 en de productie van andere organochloor-bestrijdingsmiddelen, waarbij ook gechloreerde dioxines en dibenzofuranen zijn vrijgekomen tot 1983.

Ten oosten van het Jan van Riebeeckhaven gebied worden de hoogste gehalten gechloreerde dioxines en dibenzofuranen in het zwevende stof (op 1 meter onder de waterspiegel) aangetroffen (rond de 80 ng TEQ /kg d.s.).

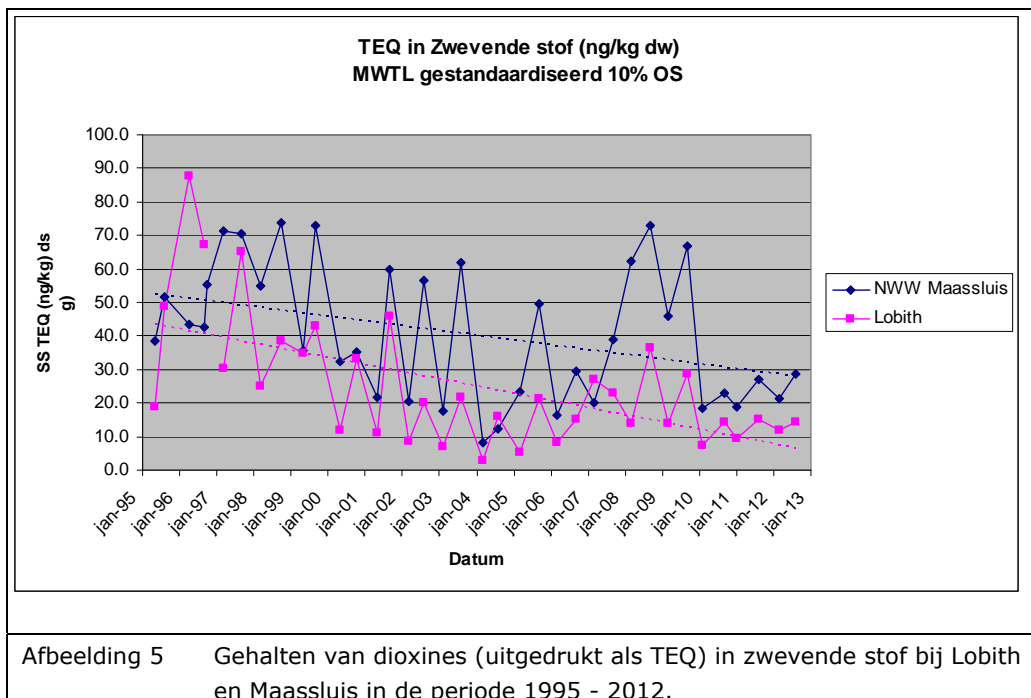
Het gemiddelde gehalten op de locatie Westzaan in het Noordzeekanaal bedragen 73 ng TEQ /kg d.s. in 2007 en 41 ng TEQ /kg d.s. in 2009. Deze waarden zijn hoger dan het jaargemiddelde over 2005 en 2009 bij het meetpunt Amsterdam bij de IJtunnel, resp 15 en 36 ng TEQ /kg d.s. Het gemiddelde daarvan ligt rond de 28 TEQ ng/kg d.s. De toetsresultaten zijn samengevat in tabel 1.

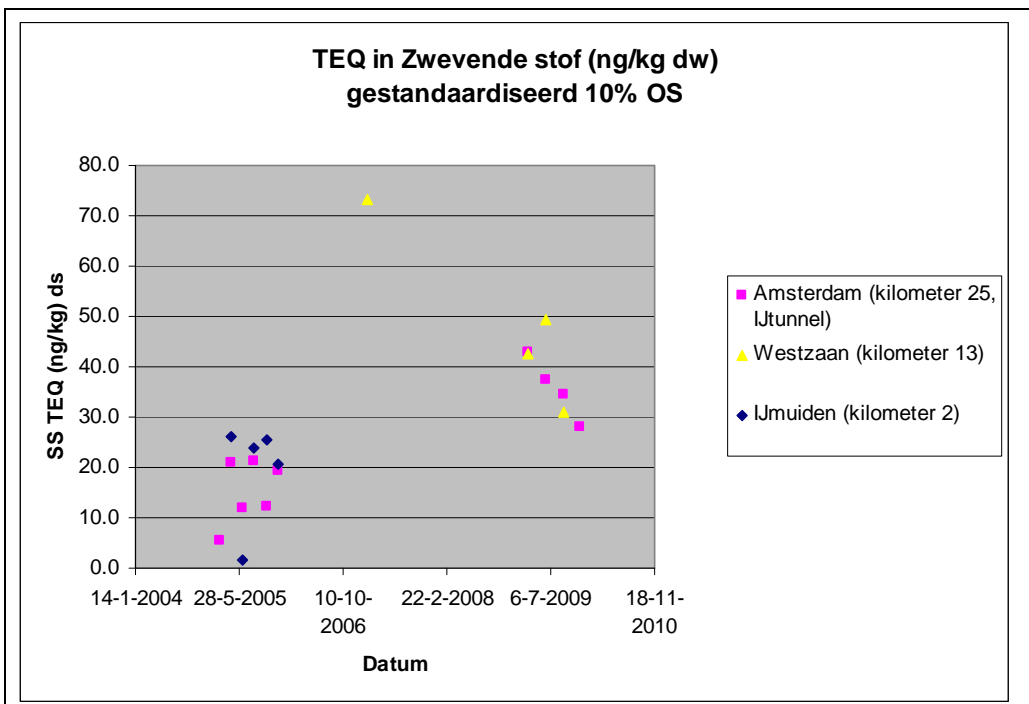
Hoewel de AW wordt overschreden in 2007 op de locaties ten oosten van de Jan van Riebeeckhaven in het Noordzeekanaal en de Westzaan moeten hierbij twee kanttekeningen geplaatst worden:

1. de hoeveelheid zwevende stof in het Noordzeekanaal is relatief laag, waardoor de totale vracht gering zal zijn;
2. de beaal van het OS gehalten is vanwege de geringe hoeveelheid

³⁰ Zie resultaten Frederic R. Harris, 1997 en 1998 in het RIZA rapport 2005.006 Vertroebeling tijdens en na baggeren met sleepopperzuiger in het Noordzeekanaal.

monstermateriaal (de bemonstering met doorstroomcentrifuges is zeer tijdrovend!) niet uitgevoerd, waardoor een voor dit gebied gemiddeld waarde is gekozen van 23% OS. Dit kan worden gerechtvaardigd omdat bleek, dat ook de niet gestandaardiseerde waarden in deze monsters het hoogste zijn in zwevende stof in het Noordzeekanaal (159-203 ng TEQ/kg ds).





Afbeelding 6 Gehalten van dioxines (uitgedrukt als TEQ) in zwevende stof in het Noordzeekanaal. De gehalten van Westzaan en Amsterdam in 2009 zijn bemonsterd op 1 m boven de bodem. De overige metingen vonden plaats 1 m onder het wateroppervlak.

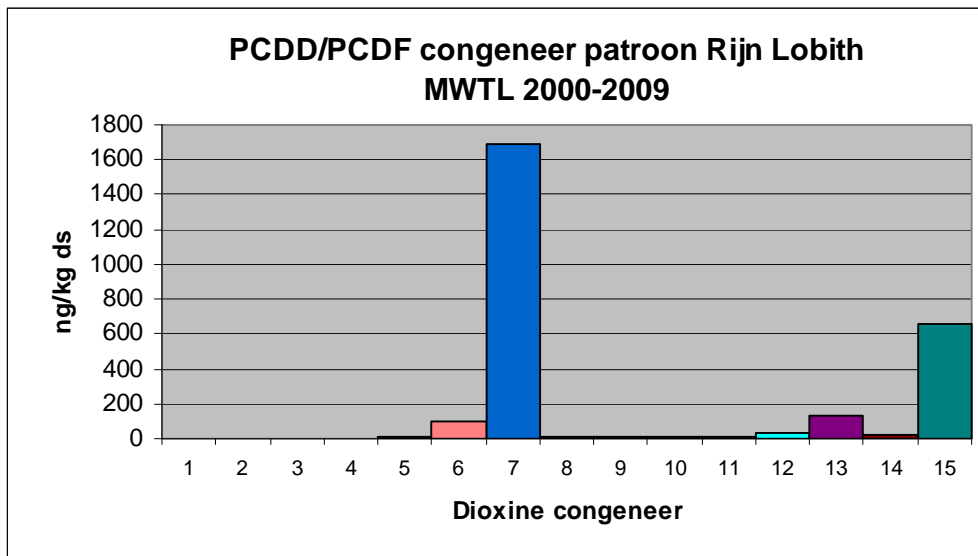
Tabel 1. *Overzicht van de indicatieve 'Bbk-toetsingen' van zwevende stof voor PCDD en PCDF per locatie. Weergegeven is het aantal geanalyseerde monsters en de procentuele verdeling over de vier Bbk-classes. Dit overzicht is gebaseerd op alle analyses.*

Gebied	Zwevende stof monsters		Bbk-oordeel (in % van het aantal zwevende stofmonsters)				Opm.	TEQ gemiddeld (range) ng/kg 10 % OS
	jaar	Aantal PCDD/PCDF beaalen	<AW % (55 ng/kg)	A %	B %	>I % (105 ng/ kg)		
Amsterdam	2005	6; 1m onder water opp	100					15 (5 - 21)
Amsterdam	2009	4; 1m boven bodem	100					36 (28 - 43)
NZK t.o. JvR haven	2007	2; 1m onder water opp		100			Org. Stof gehalte geschat	79 (69 - 88)
Westzaan	2007	1; halve diepte		100				73
Westzaan	2009	3; 1m boven bodem	100					41 (31 - 49)
IJmuiden	1994	4; 1m boven bodem	100					12 (8 - 18)
IJmuiden	2005	5; 1m onder oppwater	100					19 (1,5 - 26)

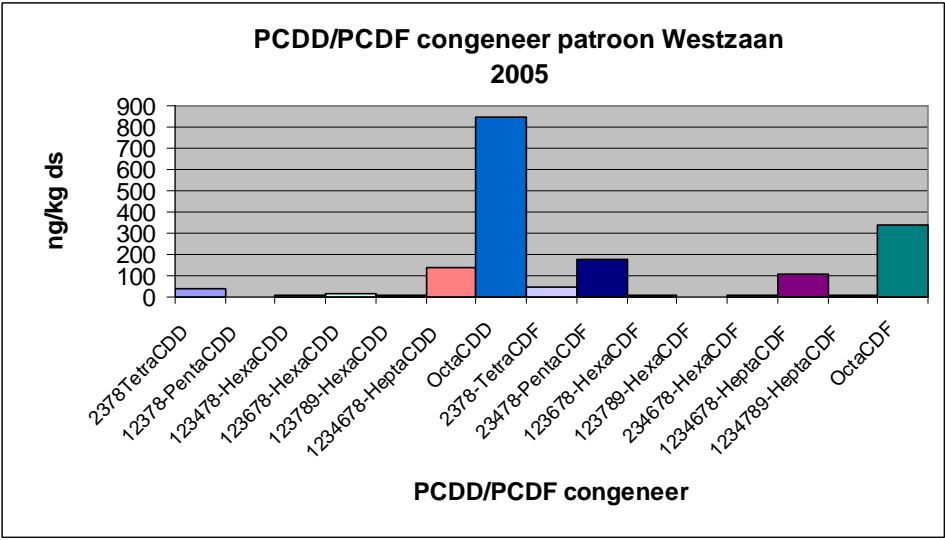
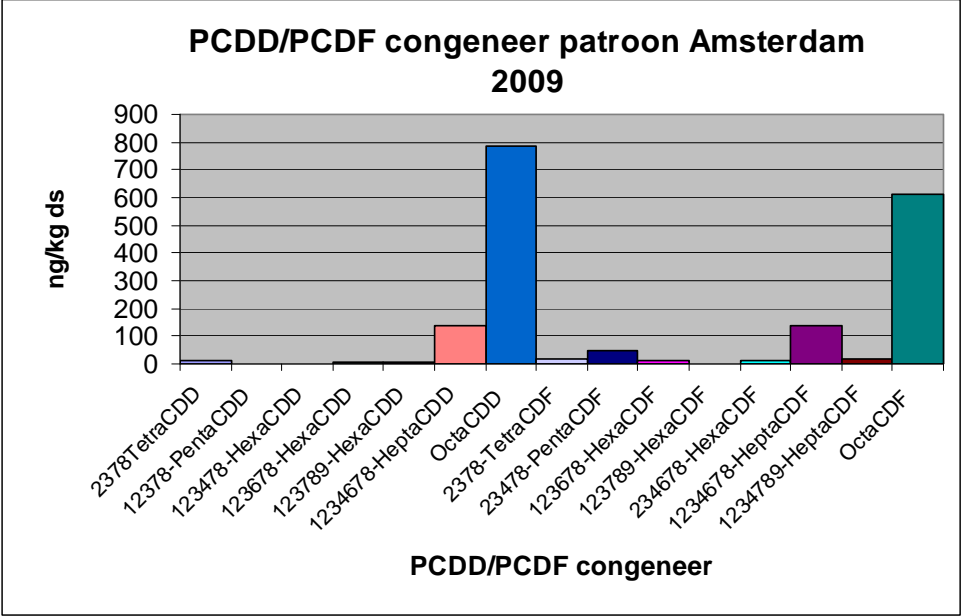
Karakteristieke patronen van PCDD en PCDF congenere

De hieronder afgebeelde dioxinepatronen laten zien dat vooral de penta- en hexachloordibenzofuranen (congeneren met nummer 9 en 10; ofwel 2,3,4,7,8-PentaCDF en 1,2,3,4,7,8-HexaCDF), karakteristiek zijn voor het JvR gebied. Zij dragen bovendien relatief fors bij aan de totale TEQ waarden. De hoogste piek is vaak de OCDD, die vanwege de voornaamste bron – verbrandingsprocessen - bijna altijd in sediment waar dan ook in Nederland en de wereld het hoogste is. Uitzondering hierop vormde ooit het sediment van de Chemiehaven te Rotterdam, voordat deze haven in 2003 is gesaneerd, vanwege een lokale verontreiniging³¹. Het OCDD gehalte draagt echter relatief weinig bij aan de toxiciteit.

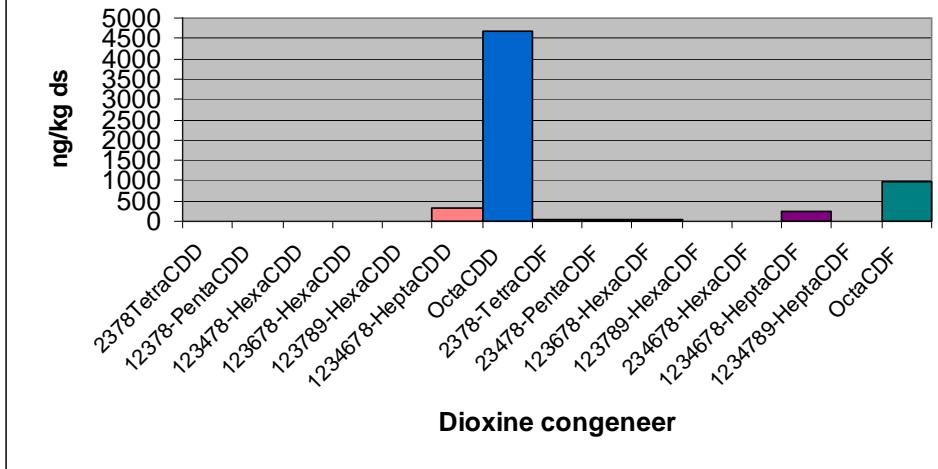
³¹ *Evaluatierapport Sanering Chemiehaven te Rotterdam. H.C.M. Seegers, N.J. Berg, Rapportnr. RWS WAU PSH-3-03048 (3-9-2003).*



De meest toxische dioxine, de 2,3,7,8-TCDD die zeer waarschijnlijk direct gerelateerd is aan de calamiteit van 1963 bij Philips-Duphar, komt op sommige plaatsen in dat gebied ook verhoogd voor, vermoedelijk in oudere sedimentlagen.



PCDD/PCDF congener patroon IJmuiden 2005



Bijlage F. Overzicht beschikbare biotamonsters Noordzeekanaal

				KRW-norm wettelijk														
				KRW-norm concept														
				Norm voedselveiligheid														
Soort	Matrix	Lengteklasse	Locatie	Jaar	TEQ	indicator PCB	Kwik	HCB	HCBD	Zware metalen	PAK's	Heptachloor	Heptachloorreperoxide (b)	PBDE's	Perfluor verbindingen	Auteur		
Aal	Filet	<30 cm	Noordzeekanaal (thv Zijkanaal C)	2008			x									van der Lee et al. (2009)		
Aal	Filet	<30 cm	Noordzeekanaal (thv Zijkanaal C)	2009			x									van der Lee et al. (2010)		
Aal	Filet	>40 cm	Noordzeekanaal (Jan van Riebeeck haven)	2007			x									van der Lee et al. (2008)		
Aal	Filet	>40 cm	Noordzeekanaal (Jan van Riebeeck haven)	2008			x									van der Lee et al. (2009)		
Aal	Filet	>40 cm	Noordzeekanaal (thv Zijkanaal C)	2008			x									van der Lee et al. (2009)		
Aal	Filet	>40 cm	Noordzeekanaal (thv Zijkanaal C)	2009			x									van der Lee et al. (2010)		
Aal	Filet	>45 cm	Noordzeekanaal (Zijkanaal C)	2012	x	x										Hoogenboom et al. (2013)		
Aal	Filet	30-40 cm	IJ (Amsterdam)	2006		x	x	x	x							Hoogenboom et al. (2007)		
Aal	Filet	30-40 cm	Noordzeekanaal (Jan van Riebeeck haven)	2007	x	x	x									van der Lee et al. (2008)		

			KRW-norm wettelijk				ja	ja	ja									
			KRW-norm concept		ja						ja	ja	ja	ja	ja			
			Norm voedselveiligheid		ja	ja	ja			ja	ja							
Soort	Matrix	Lengteklasse	Locatie	Jaar	TEQ	indicator PCB	Kwik	HCB	HCBD	Zware metalen	PAK's	Heptachloor	Heptachloorepoxide (b)	PBDE's	Perfluor verbindingen	Auteur		
	delen zonder kop, graat en huid																	
Aal	Zachte delen zonder kop, graat en huid	<30 cm	Noordzeekanaal (Zijkanaal C)	2011	x	x											Kotterman (2012)	
Aal	Zachte delen zonder kop, graat en huid	<40 cm	Noordzeekanaal (Amerikahaven)	2009	x	x											van Leeuwen (2010)	
Aal	Zachte delen zonder kop, graat en huid	<40 cm	Noordzeekanaal (specieput 2)	2009	x	x											van Leeuwen (2010)	
Aal	Zachte delen	>40 cm	Noordzeekanaal (Amerikahaven)	2011	x	x											Kotterman (2012)	

			KRW-norm wettelijk						ja	ja	ja						
			KRW-norm concept						ja			ja	ja	ja	ja	ja	
			Norm voedselveiligheid						ja	ja	ja			ja	ja		
Soort	Matrix	Lengteklasse	Locatie	Jaar	TEQ	indicator PCB	Kwik	HCB	HCBD	Zware metalen	PAK's	Heptachloor	Heptachloorepoxide (b)	PBDE's	Perfluor verbindingen	Auteur	
	zonder kop, graat en huid																
Aal	Zachte delen zonder kop, graat en huid	>40 cm	Noordzeekanaal (Jan van Riebeeck haven)	2011	x	x										Kotterman (2012)	
Aal	Zachte delen zonder kop, graat en huid	>40 cm	Noordzeekanaal (specieput 2)	2011	x	x										Kotterman (2012)	
Aal	Zachte delen zonder kop, graat en huid	>40 cm	Noordzeekanaal (Zijkanaal C)	2011	x	x										Kotterman (2012)	
Aal	Zachte delen zonder	>50 cm	Noordzeekanaal (Amerikahaven)	2009	x	x										van Leeuwen (2010)	

			KRW-norm wettelijk			ja	ja	ja								
			KRW-norm concept		ja					ja	ja	ja	ja	ja		
			Norm voedselveiligheid		ja	ja	ja			ja	ja					
Soort	Matrix	Lengteklasse	Locatie	Jaar	TEQ	indicator PCB	Kwik	HCB	HCBD	Zware metalen	PAK's	Heptachloor	Heptachloorepoxide (b)	PBDE's	Perfluor verbindingen	Auteur
	kop, graat en huid															
Aal	Zachte delen zonder kop, graat en huid	>50 cm	Noordzeekanaal (Km 2)	2009	x	x										van Leeuwen (2010)
Aal	Zachte delen zonder kop, graat en huid	>50 cm	Noordzeekanaal (specieput 2)	2009	x	x										van Leeuwen (2010)
Aal	Zachte delen zonder kop, graat en huid	30-40 cm	Noordzeekanaal (Amerikahaven)	2011	x	x										Kotterman (2012)
Aal	Zachte delen zonder kop, graat	30-40 cm	Noordzeekanaal (Jan van Riebeeck haven)	2011	x	x										Kotterman (2012)

			KRW-norm wettelijk				ja	ja	ja							
			KRW-norm concept		ja					ja	ja	ja	ja	ja		
			Norm voedselveiligheid		ja	ja	ja			ja	ja					
Soort	Matrix	Lengteklasse	Locatie	Jaar	TEQ	indicator PCB	Kwik	HCB	HCBD	Zware metalen	PAK's	Heptachloor	Heptachloorepoxide (b)	PBDE's	Perfluor verbindingen	Auteur
	en huid															
Aal	Zachte delen zonder kop, graat en huid	30-40 cm	Noordzeekanaal (specieput 2)	2011	x	x										Kotterman (2012)
Aal	Zachte delen zonder kop, graat en huid	30-40 cm	Noordzeekanaal (Zijkanaal C)	2011	x	x										Kotterman (2012)
Aal	Zachte delen zonder kop, graat en huid	40-50 cm	Noordzeekanaal (Amerikahaven)	2009	x	x										van Leeuwen (2010)
Aal	Zachte delen zonder kop, graat en huid	40-50 cm	Noordzeekanaal (Km 2)	2009	x	x										van Leeuwen (2010)

			KRW-norm wettelijk			ja	ja	ja								
			KRW-norm concept		ja					ja	ja	ja	ja	ja		
			Norm voedselveiligheid		ja	ja	ja			ja	ja					
Soort	Matrix	Lengteklasse	Locatie	Jaar	TEQ	indicator PCB	Kwik	HCB	HCBD	Zware metalen	PAK's	Heptachloor	Heptachloorepoxide (b)	PBDE's	Perfluor verbindingen	Auteur
Aal	Zachte delen zonder kop, graat en huid	40-50 cm	Noordzeekanaal (specieput 2)	2009	x	x										van Leeuwen (2010)
Grote baars	Zachte delen zonder kop, graat en huid	Onbekend	Noordzeekanaal (Amerikahaven)	2009											x	van Leeuwen (2010)
Kleine baars	Hele organisme	Onbekend	Noordzeekanaal (Amerikahaven)	2009											x	van Leeuwen (2010)
Quagga	Vlees	Onbekend	IJ (Amsterdam)	2012		x	x	x	x	x	x					Kotterman et al. (2013)
Rangia cuneata	Vlees	Onbekend	IJ (Amsterdam)	2011		x	x	x	x	x	x					Kotterman (2012)
Rangia cuneata	Vlees	Onbekend	Noordzeekanaal (Voorzaan)	2009	x	x										Hoek-van Nieuwenhuizen & Kaag (2010)
Rangia cuneata	Vlees	Onbekend	Noordzeekanaal (Voorzaan)	2011		x	x	x	x	x	x					Kotterman (2012)

			KRW-norm wettelijk				ja	ja	ja										
			KRW-norm concept			ja					ja	ja	ja	ja	ja				
			Norm voedselveiligheid			ja	ja	ja			ja	ja							
Soort	Matrix	Lengteklasse	Locatie	Jaar	TEQ	indicator PCB	Kwik	HCB	HCBD	Zware metalen	PAK's	Heptachloor	Heptachloorepoxide (b)	PBDE's	Perfluor verbindingen	Auteur			
Rangia cuneata	Vlees	Onbekend	Noordzeekanaal (Zijkanaal C)	2009	x	x											Hoek-van Nieuwenhuizen & Kaag (2010)		
Rangia cuneata	Vlees	Onbekend	Noordzeekanaal (Zijkanaal C)	2011		x	x	x	x	x	x						Kotterman (2012)		
Rangia cuneata	Vlees	Onbekend	Noordzeekanaal (Zijkanaal F)	2009	x	x											Hoek-van Nieuwenhuizen & Kaag (2010)		
Rangia cuneata	Vlees	Onbekend	Noordzeekanaal (Zijkanaal F)	2011		x	x	x	x	x	x						Kotterman (2012)		
Snoekbaars	Filet	Onbekend	Noordzeekanaal (Amerikahaven)	2010	x	x	x			x						x	van Veen (2012)		
Snoekbaars	Filet	Onbekend	Noordzeekanaal (Jan van Riebeeck haven)	2010	x	x	x			x						x	van Veen (2012)		
Snoekbaars	Filet	Onbekend	Noordzeekanaal (precieze locatie onbekend)	2011	x	x	x			x							van der Lee et al. (2012a)		
Snoekbaars	Filet	Onbekend	Noordzeekanaal (specieput 2)	2010	x	x	x			x					x	x	van Veen (2012)		
Snoekbaars	Filet	Onbekend	Noordzeekanaal (Zijkanaal C)	2010	x	x	x			x					x	x	van Veen (2012)		
Snoekbaars	Hele organisme	Onbekend	Noordzeekanaal (specieput 2)	2009	x	x											van Leeuwen (2010)		
Snoekbaars	Lever	Onbekend	Noordzeekanaal (Amerikahaven)	2010	x	x	x			x					x	x	van Veen (2012)		

			KRW-norm wettelijk				ja	ja	ja									
			KRW-norm concept			ja					ja	ja	ja	ja	ja			
			Norm voedselveiligheid			ja	ja	ja			ja	ja						
Soort	Matrix	Lengteklasse	Locatie	Jaar	TEQ	indicator PCB	Kwik	HCB	HCBD	Zware metalen	PAK's	Heptachloor	Heptachloorepoxide (b)	PBDE's	Perfluor verbindingen		Auteur	
Snoekbaars	Lever	Onbekend	Noordzeekanaal (Jan van Riebeeck haven)	2010	x	x	x			x				x	x		van Veen (2012)	
Snoekbaars	Lever	Onbekend	Noordzeekanaal (specieput 2)	2010	x	x	x			x				x	x		van Veen (2012)	
Snoekbaars	Lever	Onbekend	Noordzeekanaal (Zijkanaal C)	2010	x	x	x			x				x	x		van Veen (2012)	
Wolhandkrab	Bruin vlees	Onbekend	Noordzeekanaal (thv Zijkanaal C)	2011	x		x			x							van der Lee et al. (2012b)	
Wolhandkrab	Vlees	Onbekend	Noordzeekanaal (Amerikahaven)	2009	x	x											van Leeuwen (2010)	
Wolhandkrab	Wit vlees	Onbekend	Noordzeekanaal (thv Zijkanaal C)	2011	x		x			x							van der Lee et al. (2012b)	

Bijlage G. Achtergrond informatie over de soorten biota

Deze bijlage geeft nadere detaillering over de verschillende soorten biota die gebruikt zijn in de monitoring. Het gaat hierbij om de alom gebruikte soorten en de soorten die de laatste tijd getest worden als vervanger van de historisch gebruikte soorten of relevant gevonden zijn in het kader van de Jan van Riebeekhaven onderzoek.

Het gaat hierbij om de reguliere monitoringssoorten aal (aal, *Anguilla anguilla*), driehoeksmossel (*Dreissena polymorpha* (Pallas, 1771)), Chinese wolhandkrab (*Eriocheir sinensis* H. Milne Edwards, 1853) en hun respectievelijke vervangers, brasem (*Abramis brama*) dan wel blankvoorn (*Rutilus rutilus*, synoniem: *Leuciscus rutilus*) en Quaggamossel (*Dreissena rostriformis bugensis* (Andrusov 1897)). Andere soorten van interesse voor de Jan van Riebeekhaven waren de snoekbaars (*Stizostedion lucioperca* of *Sander lucioperca*) als vertegenwoordiger van een honkvaste vis, baars (*Perca fluviatilis*) als andere toppredator en de Amerikaanse strandschelp (*Rangia cuneata*) een benthos soort die ook algemeen verspreid is in het Noordzeekanaal en daarmee een indicatororganisme kan zijn.

Bijlage G.1. Driehoeksmossel en Quaggamossel

Beide mosselen zijn van hetzelfde *Dreissena* geslacht en zijn exoten die uit Oost-Europa zijn gekomen. De driehoeksmossel is al in 1823 een vaste bewoner van de Nederlandse binnenwateren, de quaggamossel is pas rond 2004 begonnen met de kolonisatie van deze wateren. Tot voor kort was de driehoeksmossel de zoetwatermossel die gebruikt werd voor monitoring. Echter omdat de driehoeksmossel overal wordt weggeconcurrereerd door de quaggamossel gebruikt men tegenwoordig ook een methode waarbij quaggamossel worden uitgehangen (Hoek e.a. 2013). Omdat ze nogal op elkaar lijken worden ze gezamenlijk behandeld zodat de verschillen beter tot uiting komen.

Kern van de ecologie van de *Dreissena*'s

Beide worden vermeld als alleen maar filterfeeders. Aangezien de quaggamossel een extreem korte instroomsiphon heeft en de driehoeksmossel ook en ook een grote gelijkenis hebben met de gewone mossel (*Mytilus edulis*) lijkt het waarschijnlijk dat deze soorten een suspension-feeder zijn (<http://www.nederlandsesoorten.nl/nsr/concept/0AHCYSI00459/similarSpecies>). PCDD/fs en PCB's komen binnen vooral via algen en (opgewerveld) zwevend stof. Een bodemcomponent is hiermee natuurlijk niet uit te sluiten. Qua substraat zit de driehoeksmossel vooral op hard substraat maar ook op de zachte bodem en de quaggamossel zowel op hard substraat als op zacht. Eenmaal op de bodem hebben driehoeksmosselen een voorkeur voor meer zanderige bodem en quaggamosselen voor meer slibbig substraat (Bij de Vaate, 2008).

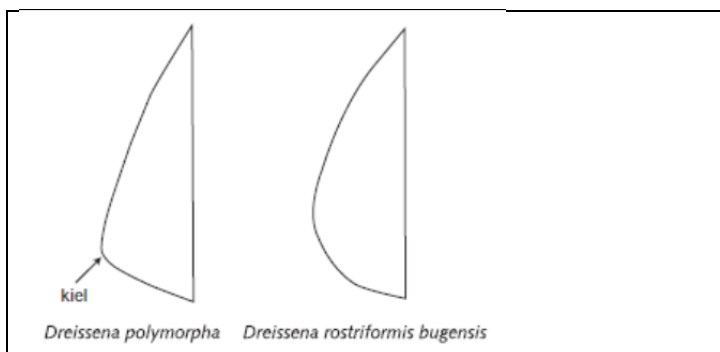
Algemene ecologie van de *Dreissena*'s

Driehoeksmossel en quaggamossel lijken zeer sterk op elkaar. Toch zijn ze wel uit elkaar te houden. Het meest in het oogspringende kenmerk is dat de quaggamossel verschilt van de driehoeksmossel door de afgeronde in plaats van gekielde schelp (in dwarsdoorsnee) en het feit dat de schelp helften van de quaggamossel duidelijk verschillend in hoogte zijn. Een tweede verschil in schelpvorm zit hem in de overgang tussen de ventrale en dorsale zijde van de beide schelp helften, de zogenaamde kiel of carina (Figuur 46). Een derde kenmerk is de onderrand van de beide schelp helften. Bij de driehoeksmossel is die vrij recht, bij de quaggamossel is er een duidelijk bocht waarneembaar (Figuur 47). Zie verder Bij de Vaate, (2008) voor meer detaillering.

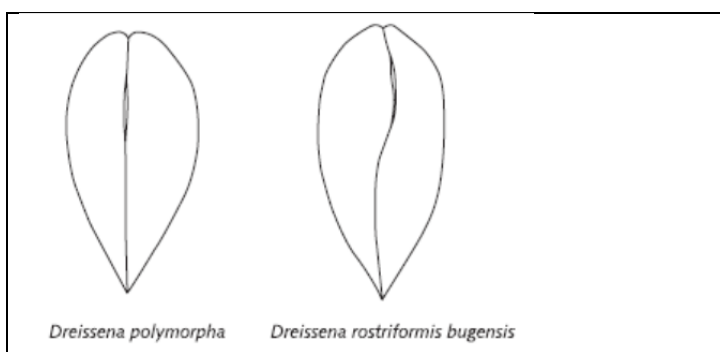
Na het larvale stadium moeten de soorten van het geslacht *Dreissena* zich met hun byssusdraden aan harde voorwerpen kunnen vasthechten om hun levenscyclus te kunnen volbrengen. Het belang van primair aanwezig hard substraat neemt echter af naarmate dichtheden toenemen en de soorten op aangrenzende zand, klei- en eventueel slibbodems kluiten gaan vormen (secundair hard substraat) die

vervolgens kunnen uitgroeien tot mosselbanken. Mosselbanken werden bijvoorbeeld waargenomen in het IJsselmeergebied. Ook kunnen mosselbanken op relatief zachte bodems ontstaan met als kern een andere zoetwatermossel. Door zich vast te hechten op andere mosselsoorten (levende dieren of lege schelpen) kunnen *Dreissena*'s verspreid voorkomen in de ondiepe Nederlandse wateren, waar bodempwoeling plaatsvindt als gevolg van golfwerking (Bij de Vaate, 2008).

Quaggamosselen zijn driehoeksmosselen aan het wegconcurreren. Het blijkt dat de respiratiesnelheid van quaggamosselen significant lager is dan van driehoeksmosselen. De consequentie van een lagere respiratiesnelheid is dat quaggamosselen naar verhouding minder energie nodig hebben voor hun voedselvoorziening en de verwerking daarvan dan driehoeksmosselen. Het gevolg is dat er dan meer energie beschikbaar is voor groei en reproductie. Een tweede gevolg is dat de quaggamossel naar verhouding minder van suboptimale voedingscondities te lijden zal hebben. In een slibbige omgeving is dat het geval waar slib een nadelige impact heeft op algengroei en op opname van algen. Ook blijkt dat ze sneller kunnen groeien dan driehoeksmosselen (Bij de Vaate, 2008). Beide soorten hebben wel een ongeveer gelijke filtratiesnelheid. Het verschil zit hem dus niet in de filtratiesnelheid per cm maar wel weer in grootte gerelateerde filtratiesnelheid. Quaggamosselen zijn groter en kunnen meer filteren (Ackerman, 1999). Beide kunnen ongeveer een zelfde range aan saliniteit aan waarbij gewinning een belangrijke rol speelt (7 ‰ voor quaggamosselen en 8 ‰ driehoeksmosselen). Qua temperatuur kan quaggamosselen iets beter een jaarrange van 0-32°C overleven dan driehoeksmosselen. Qua groei maakt het echter geen verschil (Bij de Vaate, 2008). Gezien deze range zal temperatuur weinig relevant zijn als mogelijk sturende factor voor verdeling in het Noordzeekanaal.



Figuur 46 De overgang tussen de ventrale en dorsale zijde van een schelphelften bij de driehoeksmossel en de quaggamossel (Bij de Vaate, 2008).



Figuur 47 De dorsale zijde van de driehoeksmossel en de quaggamossel (Bij de Vaate, 2008).

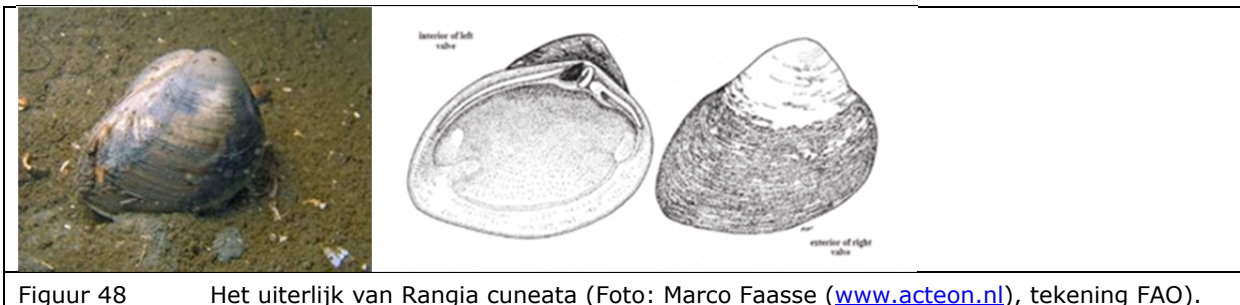
Bijlage G.2. Rangia cuneata

De Amerikaanse strandschelp *Rangia cuneata* komt oorspronkelijk uit de Golf van Mexico. Van daaruit koloniseerde deze tweekleppige de Atlantische kust van Noord-Amerika en Europa. De eerste Europese melding vond plaats in augustus 2005 in de haven van Antwerpen. Introductie gebeurde hoogstwaarschijnlijk door transport van larven in het ballastwater van schepen. Deze soort leeft vooral in estuaria, in brak en zoetwater (VLIZ Alien Species Consortium, 2011).

Kern van de ecologie van *Rangia cuneata*

De soort *R. cuneata* Sowerby I, 1831 leeft ingegraven in zanderig en modderig substraat. Dat laatste kan aanleiding geven voor grote hoeveelheden organo-contaminanten (bv PCDD/Fs) in zijn directe nabijheid. *R. cuneata* is een non-selectieve filter-feeder en het lijkt er ook op dat het als een detritus-eter organisch materiaal en fosfaat eet direct van het sediment dan wel via opname van bacteriën die geassocieerd zijn met bodemmateriaal. De soort blijkt hier goed te gedijen en vormt er in Zijkanaal C en Zijkanaal F dichtheden tot 200 individuen per m². Ook in het IJ in Amsterdam komt de soort vandaag algemeen voor.

Algemene ecologie van *Rangia cuneata*



Figuur 48 Het uiterlijk van *Rangia cuneata* (Foto: Marco Faasse (www.acteon.nl), tekening FAO).

De Amerikaanse strandschelp heeft een ingegraven levenswijze. Deze tweekleppige heeft dus een zand- of modderlaag nodig om zich te kunnen ingraven. De soort kan zich gemakkelijk aanpassen aan het wisselende zoutgehalte, typisch voor estuaria en havengebieden, dankzij een intern mechanisme genaamd 'osmoregulatie'. Hun saliniteitsrange omvat ook de 'horohalinicum', de 5-8 PSU zoutgehalte grens. Deze grens verdeelt meestal de ongewervelden in zoet en zoutwaterdieren. *Rangia* is in staat om als één van de weinige zoetwatermosselen in brakwater te overleven en als zodanig een niche in te nemen die door weinig andere soorten ingenomen kan worden.

In havens zijn zowel de temperatuur als het zoutgehalte van het water ideaal voor de overleving van deze strandschelp. De soort is tolerant voor zoutgehaltes tussen 0 en 33 PSU, gedijt de Amerikaanse strandschelp het best bij zoutgehaltes tussen 5 en 15 PSU. Verder kan deze soort ook in verschillende watertemperaturen overleven. De jonge dieren zijn het gevoeligst en verdragen temperaturen tussen 8 en 32 °C. Gezien deze range zal temperatuur weinig relevant zijn als mogelijk sturende factor voor het Noordzeekanaal. *R. cuneata* is een non-selectieve filter-feeder en het lijkt er ook op dat het als een detritus-eter organisch materiaal direct van het sediment eet dan wel via opname van bacteriën die geassocieerd zijn met bodemmateriaal.

Beide schelpelhalften zijn dik en hebben een min of meer ovale vorm. De buitenzijde van de schelp varieert in kleur van licht bruin tot grijsbruin naar bijna zwart (Figuur 48). De binnenkant van de schelp is glanzend wit met een blauwgrijze schijn. Verder zijn deze schelpen voorzien van een opvallend uitstekende top of umbo. Volwassen individuen van de Amerikaanse strandschelp bereiken een grootte van 2,5 tot 6 centimeter. Het grootste exemplaar ooit gevonden had een lengte van 9,4 centimeter. Op basis van de gemiddelde lengte is voorspeld dat deze tweekleppige gemiddeld 4 tot 5 jaar wordt. De Amerikaanse strandschelp graaft zich grotendeels in en voedt zich door kleine voedseldeeltjes uit het water te filteren. Larven worden in twee periodes vrijgelaten in de waterkolom tussen maart en

november, telkens nadat het zoutgehalte ongeveer 5 tot 10 PSU-eenheden stijgt of daalt. Na ongeveer 7 dagen vestigen de larven zich op het substraat (VLIZ Alien Species Consortium, 2011).

Bijlage G.3. Chinese wolhandkrab

Deze krab (*Eriocheir sinensis* H. Milne Edwards, 1853) is oorspronkelijk afkomstig uit het Verre Oosten en werd vermoedelijk meegebracht naar Europa als larve in ballastwater van schepen. Vanuit Duitsland heeft de soort zich verspreid door Noord- en West-Europa. De Chinese wolhandkrab leeft voornamelijk in rivieren, maar trekt in de late zomer zeewaarts om te broeden in het brakke deel van riviermondingen. De eierdragende wijfjes brengen de winter door in zee en komen in de lente terug naar het brakke deel van estuaria om er de larven in het water vrij te laten en ze verder te laten ontwikkelen tot juveniele krabbetjes. Later trekken deze dan weer geleidelijk de rivier, stromen en kanalen op, waar ze hun levenscyclus voltooien.

Kern Chinese Wolhandkrab in relatie tot PCDD vervuiling

Chinese Wolhandkrab is een scavenger en eet alles wat hij tegen komt. Deze krabben zijn generalistische alleseters of omnivoren en eten algen, viseieren, afval en verscheidene soorten ongewervelden waaronder wormen en schelpdieren. Ze kunnen PCDD/Fs opnemen zowel door voedsel alsook via sediment (zie ook Bijlage H). De vrouwtjes trekken de late zomer vanuit stromen, rivieren en kanalen naar estuaria en kustzee om er te broeden. De jongen trekken weer stroomopwaarts. Bij bemonstering dient rekening te worden gehouden met het trekgedrag. Ze worden geconsumeerd Aziaten, zeker door de Chinese bevolking. Dan gaat het niet alleen om de scharen (wit vlees) maar ook om het lichaam (bruin vlees, de organen waar PCDD/Fs zich extra ophopen) (Sous e.a., 2007).

Algemene ecologie van de Chinese Wolhandkrab

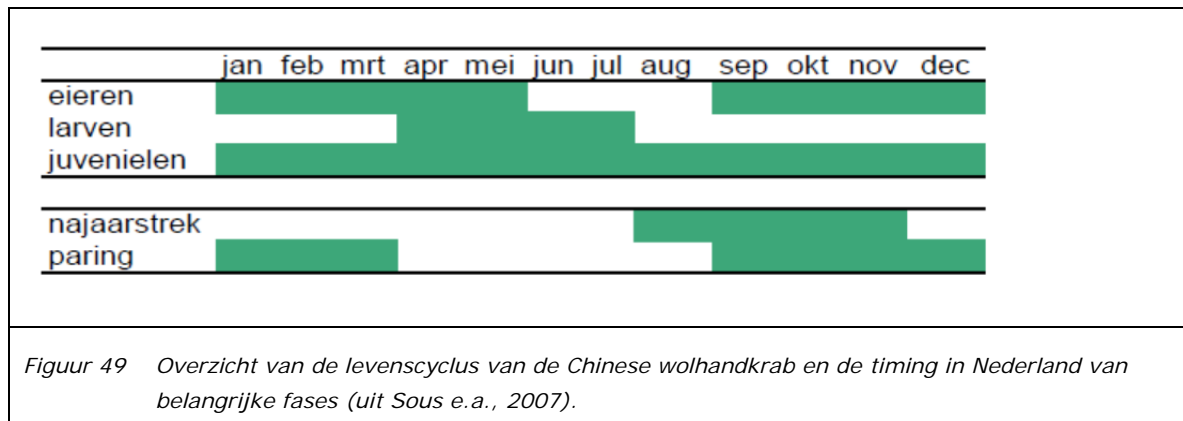
In de zoete en brakke wateren van Nederland komen drie soorten krabben voor: de blauwe zwemkrab, het Zuiderzeekrabbetje en de Chinese wolhandkrab. De Chinese wolhandkrab is veruit de grootste van de drie soorten en laat zich eenvoudig van de andere twee onderscheiden door de hoge dichtheid aan haren op de scharen. Hoewel jonge krabben waarschijnlijk door roofvissen gegeten kunnen worden, heeft de volwassen Chinese wolhandkrab in onze streken geen natuurlijke vijanden. Deze krab is goed beschermd door zijn harde pantser.

Deze krabben zijn generalistische alleseters of omnivoren en eten algen, viseieren, afval en verscheidene soorten ongewervelden waaronder wormen en schelpdieren. Ze kunnen door hun agressie en vraatzucht een bedreiging vormen voor de lokale flora en fauna en concurreren met inheemse en geïntroduceerde rivierkreeftjes voor dezelfde niche. De lange planktonische fase, brede zouttolerantie en grote migratiecapaciteit dragen bij tot het succes van de soort bij ons. Tijdens het juveniele en adulte stadium zijn de Chinese wolhandkrabben weinig kieskeurig in hun habitatkeuze. Ze worden zowel aangetroffen in stilstaande wateren als in sterk stromende wateren. Ze bewonen zowel sloten, kanalen, rivieren, als meren. Omdat de dieren bij de zoektocht naar geschikt opgroei gebied het water niet verlaten is bereikbaarheid misschien wel de belangrijkste voorwaarde.

Door zijn voorkeur voor de aanwezigheid van schuilgelegenheid, zoals vegetatie, stenen en andere bodemstructuren, en vermoedelijk ook de beschikbaarheid van voedsel zijn de dichtheden van Chinese wolhandkrabben in de oeverzone veelal hoger dan in het open water. Om de winter door te komen is het voor de Chinese wolhandkrab meestal niet nodig andere wateren op te zoeken. Ze is in staat om in watertemperaturen van vier graden te overleven.

De Chinese wolhandkrab is een katadrome soort die in het najaar richting zee migreert. De paring vindt in de winter in estuaria en zoete wateren plaats, waarna de vrouwtjes de zee intrekken om de eieren hier pas in het volgende voorjaar los te laten. De larven maken drie stadia door: pre-zoëa, zoëa en megalopa. In het volgende stadium, de juveniele krab, wordt het zoete water weer opgezocht. Binnen

twee tot vijf jaar bereikt de Chinese wolhandkrab de adulte fase, waarna de trek naar zee weer kan beginnen (Figuur 49).



Bijlage G.4. Aal

De kern van aal in relatie tot PCDD/Fs en PCB's

De aal, ook wel gewone aal of Europese aal (*Anguilla anguilla*), is een katadrome soort. Dit houdt in dat aal ten behoeve van zijn voortplanting naar zee trekt en dat de jonge dieren voor de opgroei naar de continentale wateren en naar het zoete water trekken. De aal is een bewoner van vooral wateren met modderbodems maar ook andere type bodems. De aal schuilt overdag en jaagt 's nachts op alle soorten macrofauna (muggenlarven, vlokreefjes, waterpissebedden, slakken, mosselen, aasgarnalen etc) maar ook viskuit, dood aas en vooral voor de grote aal ook vis. PCDD/Fs en PCB's worden opgenomen via consumptie van sediment <via water> via voedsel (Kotterman e.a. 2007). De aal is deels honkvast deels trekkend. In het najaar gaan de schieralen richting zee op weg naar hun voortplantingsgebied (Sargassozeë).

In Bijlage H wordt extra aandacht besteed aan de verschillen in opname en accumulatie van organocontaminanten tussen vissoorten.

Algemene ecologie van de aal

De aal heeft een lang slangachtig lichaam met zeer slijmerige huid. De rugvin begint tamelijk ver naar achteren en vormt een zoom die tot aan de staartpunt reikt en zich daar met de gelijkvormige anaalvin verenigt, de buikvinnen ontbreken volledig. De mannelijke alen blijven 6 tot 12 jaar in het zoete water, de vrouwelijke alen 9 tot 20 jaar. De aal komt voor vanaf Marokko, het hele Middellandse Zeegebied, de Oostzee, tot in het noorden van Noorwegen. In de Nederland en België kwam aal in vrijwel alle oppervlaktewateren voor.

De aal is in principe te vinden in alle denkbare watertypes van sloten en kleine beekjes tot de Waal en het IJsselmeer. Daarbinnen heeft de aal een grote voorkeur voor beschutte plaatsen. Hij verschuilt zich achter schoeiingen of tussen rietwortels, of graaft zich in in de bodem. Ook in zee levende aal zoekt plaatsen op om zich te verschuilen, zoals mosselbanken of scheepswrakken. De aal mijdt wateren waarbij op de bodem zuurstofloze omstandigheden voor kunnen komen. De aal is vaak in grote aantallen te vinden achter stuwen en andere waterinlaten waar het water zuurstofrijk is en veel voedsel wordt aangevoerd.

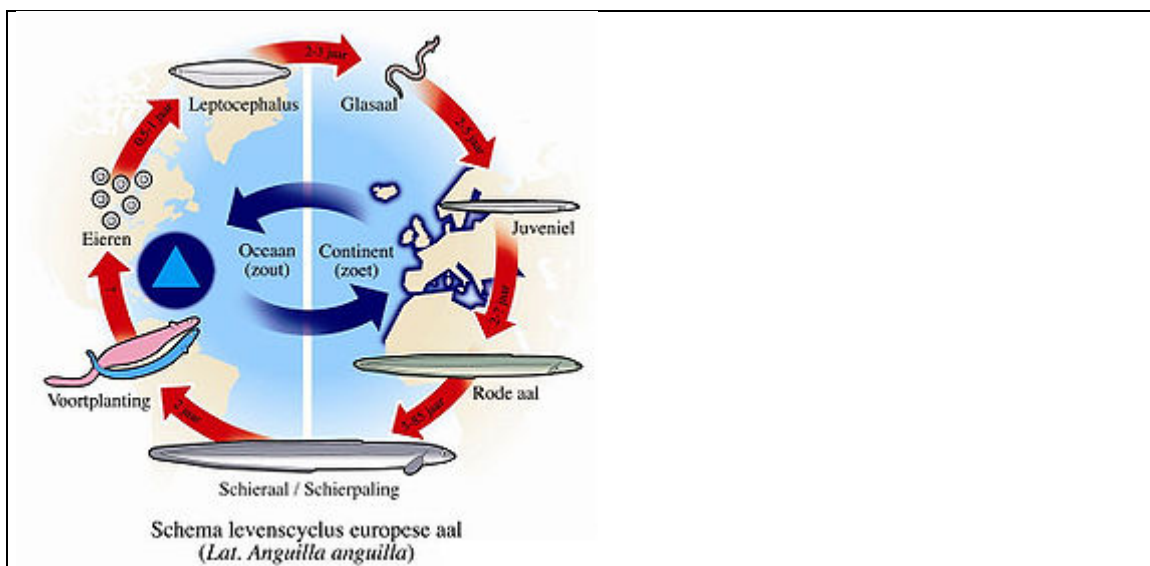
's Nachts en tijdens warme, vochtige, zomerse weersomstandigheden verlaat de aal de schuilplaats en foerageert actief naar voedsel. Aal op de grote rivieren heeft een scherpe piek in activiteit bij het invallen van de nacht. In de winter graaft de aal zich meer in en raakt hij in een rusttoestand waarbij niet naar voedsel wordt gezocht, dit is temperatuurafhankelijk, daarom is bijvoorbeeld in Galicië van een jaarritme

niet veel te merken. In Nederland en België is de aal niet meer actief van november tot maart, met wat variatie vanwege de jaarlijkse temperatuurverschillen.

De typische aal jaagt voornamelijk op muggenlarven, muggenpoppen, tweekleppigen als driehoeksmossel en de exotische korfmossels, vlokreeften en andere kleine ongewervelden. Ze eten ook kuit en larven van andere vissoorten als pos, baars en blankvoorn. Sommige aalen schakelen over op een dieet van vis als ze groter zijn dan 30 centimeter. Ze zijn herkenbaar aan de brede bek, veroorzaakt door een breedtegroei van de bovenkaak (Klein Breteler, 2005).

De levenscyclus van de aal

De meeste aalen bereiken na vijf tot vijftien jaar verblijf in het zoete water, bij voldoende voedselaanbod, het schieraalstadium en trekken dan terug naar de paaigronden. De aal is een zogenaamde katadrome vis die opgroeit in zoet of brak water en zich voortplant in de Sargassozee op grote diepte. De larven trekken geholpen door de Golfstroom naar Europa. Jonge, onvolwassen aal wordt rode aal genoemd. Bij het proces van seksuele rijping worden de dieren vetter, de ogen worden groter en ze krijgen een lichtgrijze kleur met een witte buik, de vinnen worden groter en de huid wordt dikker. Deze aal wordt schieraal genoemd, deze aalen zijn nog niet volledig geslachtsrijp. Verdere geslachtsontwikkeling vindt plaats tijdens de reis naar de Sargassozee door de bovenste waterlagen van de Atlantische oceaan. Volwassen aalen paaien hoogstwaarschijnlijk in de Sargassozee. wordt verondersteld, omdat de kleinste aallarven in deze regio werden aangetroffen. Het paaiproces zelf is echter nog nooit door mensen waargenomen (Klein Breteler, 2005).



Figuur 50 Overzicht van de levenscyclus van aal (naar Dekker, 2004).

Bijlage G.5. Snoekbaars

De kern van de snoekbaars in relatie tot PCDD/Fs en PCB's

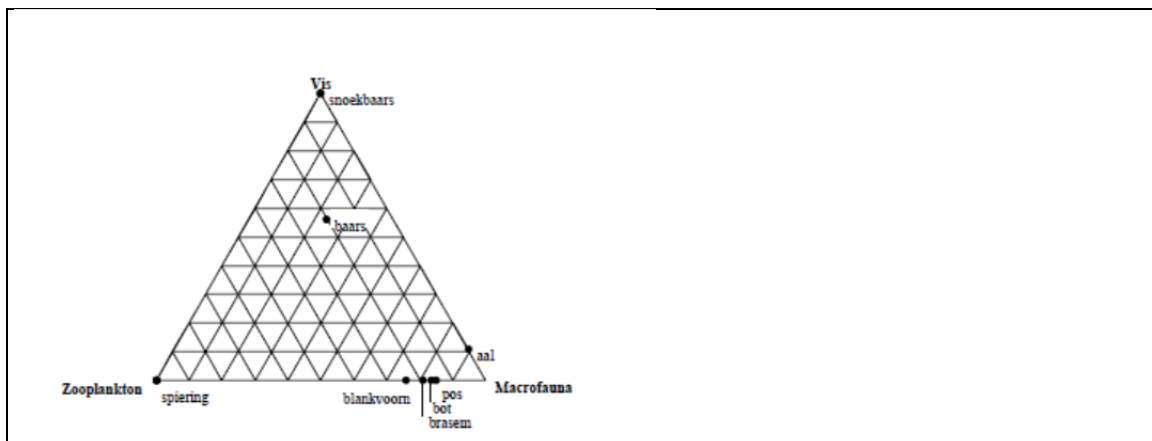
De snoekbaars is een toppredator die alleen maar vis eet (Figuur 51). De vis is mager en kent daardoor weinig accumulatie. De lever is wel een bekend target orgaan maar die wordt niet gegeten. De vis migreert lokaal van zomer naar winter locatie, niet tussen wateren.

Algemene ecologie van de snoekbaars

De snoekbaars komt van oorsprong uit Oost- en Midden-Europa. Sinds het einde van de 19e eeuw is de vis echter uitgezet voor de visvangst. De snoekbaars kan in Nederland bij een lengte van 80 centimeter al groot genoemd worden. Hij kan echter wel 120 centimeter worden. De snoekbaars is een vis van het open water en leeft voornamelijk in diep water. De snoekbaars paait van april tot mei bij temperaturen

van 12 tot 15 °C. De mannetjes maken in ondiep water een kuil die wortels van waterplanten blootlegt. De daar gelegde eieren worden door het mannetje bewaakt en door vinbewegingen van vers zuurstofrijk water voorzien.

Snoekbaars heeft een hekel aan te veel licht en zal overdag diepe of schaduwrijke plekken opzoeken. De jonge larven gaan zelfs dood bij te hoge lichtintensiteit. Snoekbaars is een pure viseter op de top van het voedselweb (Figuur 51). Alleen jonge snoekbaars wordt gegeten door snoek. De jonge snoekbaars eet kleine beestjes zoals watervlooien. Naarmate hij groter wordt gaat deze solitaire vis over op grotere prooien, met name langwerpige vissen. De snoekbaars maakt ook gebruik van de geur om de prooi te vinden en wordt door vissers vaak met een reepje vis als aas gevangen. In de winter trekt de snoekbaars zich als dat mogelijk is naar zeer diep water. Veel snoekbaarzen leven dan op dieptes tussen de tien en twintig meter. De snoekbaars is een zeer goed eetbare vis. Veel snoekbaars wordt na vangst dan ook daarom meegenomen in plaats van teruggezet.



Figuur 51 Vergelijking van de relatieve samenstelling van het voedsel van de belangrijkste vissoorten in het ecosysteem van het IJsselmeer. Links op de horizontale as staan de pure zoöplankton eters, rechts de pure macrofauna eters, in de top van de grafiek staan de pure viseters. Gemengde diëten zijn naar rato van de samenstellende delen op de drie schuine assen opgezet. Als gevolg van de driehoekige opbouw van de grafiek is de som van de drie componenten altijd exact 100 %. De gridlijnen zijn om de 10 % afgebeeld (Kotterman e.a, 2007).

Bijlage G.6. Baars

De baars (*Perca fluviatilis*) is een vis uit de vissenfamilie Echte baarzen (Percidae), die in de Benelux inheems voorkomt. De baars kan tot 60 centimeter lang en 4.5 kilogram zwaar worden. Hij kan 16 jaar oud worden. Verwanten van deze soort zijn onder andere de snoekbaars en de pos. Het is een roofvis die redelijk aan de topkant van het voedselweb zit (Figuur 51).

Ecologie van de baars

De baars leeft verspreid over bijna heel Europa en Noord-Azië, in meren, plassen, moerasland, rivieren en brakwater. De vissen paaien van maart tot juni in zeer ondiep water; zij leggen soms wel 200.000 eieren in lange netvormige linten. De jonge roofvis zwemt vaak in scholen en zoekt zijn prooi, die hij opzuigt met zijn uitstulpbare bek, langs de oever of bij de bodem. Als de baars ouder wordt komt hij vaker solitair voor in dieper water. Als de vis klein is leeft hij in scholen en eet hij zoöplankton. Tussen de 10 en 15 centimeter eet de vis grotere ongewervelden zoals aasgarnalen en vlokreeften. Daarboven gaat de vis over op het jagen op zijn eigen soortgenoten en op spiering. Hij mijdt pos en blankvoorn als prooi. De paaitijd van de baars loopt van half maart tot eind april bij watertemperaturen van meer dan 8 graden

Celsius. De eieren worden in ondiep water afgezet boven waterplanten, boomwortels of dode takken in de vorm van brede grillig gevormde linten van meerdere eitjes breed.

De baars is ook een van de eerste vissen die nieuw aangelegde wateren koloniseert. In voedselarme wateren (vennen en zandafgravingen) is de baars samen met de blankvoorn de dominante vissoort. De baars is een zichtjager en heeft dus helder water nodig. Hij leeft in het algemeen in scholen van enkele tientallen dieren van ongeveer gelijke grootte. In deze scholen kan een enorme voedselnijd optreden waarbij een vermeende prooi door de hele school tegelijk wordt bejaagd.

De baars is ondanks zijn stekels een gewilde prooi van de snoek. Baarzen staan evenals snoeken bekend om hun kannibalisme. In de zomer komen vaak erg grote scholen met jonge baars voor die voor hun wat oudere soortgenoten een gewilde prooi vormen. Ook dan jaagt de baars vaak groepsgewijs op de opgejaagde visjes.

De baars is een erg smakelijke vis. In de vijftiger en zestiger jaren van de twintigste eeuw werd in het IJsselmeer erg veel baars door beroepsvisser en hengelsporters gevangen. Ook in het buitenland is de baars een gewilde consumptievis. Baars voor consumptie meenemen is buiten de grote rivieren en het IJsselmeer niet echt aan te raden omdat hij vrij langzaam groeit en er na het fileren maar weinig vis overblijft. Maar in de grote rivieren groeit hij wel snel en is het een dikke vis.

Bijlage G.7. Brasem

Brasem is een bodem georiënteerde vis die op een vergelijkbare plek in het voedselweb zit als aal (Figuur 51). Men verwacht dat ze niet veel trekgedrag vertonen.

Algemene ecologische informatie over de brasem

De brasem is een vis die behoort tot de familie van de Cyprinidae. Het is een van de talrijkste vissen van Nederland en door zijn gewicht vaak de belangrijkste vis qua biomassa. Een Duitse recordvis uit 2000 was 85 cm lang en woog zeven kg. Het Nederlands record is 75 cm. Normale lengten zitten in het bereik van 40 tot 60 cm en brasems boven de 70 cm komen alleen in specifieke omstandigheden met een lage stand aan brasem voor.

Ze komen veel voor in kleine en grote rivieren, maar ook in sierwater, polderwater, zandafgravingen, tichelgaten en kanalen. De brasem is een scholenvis, zelfs de heel grote exemplaren komen nog in kleine groepjes voor. De kleine vissen bevinden zich op een lager trofisch niveau dan de grotere soortgenoten (dieet is meer planktivoor), hetgeen een effect kan hebben op de ophoping van contaminanten. Grotere brasems moeten overschakelen op bodemvoedsel (muggelarven). Op gunstige plaatsen graven de brasems gezamenlijk in de modder of het zand, waar ze eetbare bodemdiertjes uitfilteren. Soms schakelen brasems over op watervlooiën of andere diertjes in de middelste waterlagen. Modder en plantendelen worden weer uitgespuugd. Ze prefereren de diepere gedeeltes van het water. 's Avonds en 's nachts azen ze wel vaak op ondiep water.

De brasems paaien in mei en juni. Als de weersomstandigheden verslechteren wordt de paai vaak weer onderbroken om ze later weer te hervatten. Ze paaien in de oevers en zelfs langs rivierkribben, maar bij voorkeur wordt zeer ondiep water opgezocht. De mannetjes verdedigen kleine territoria, waar ze andere mannetjes uit verjagen. De vrouwtjes produceren afhankelijk van de grootte 90.000 tot 300.000 eitjes. De kleverige eitjes worden op plantenmateriaal afgezet. Na het dooierzakstadium vormen de brasems scholen in de oeverzone.

Brasems planten zich in het voorjaar voort in het zoete water. Dit is in sterk contrast met de aal. Echter, als vissen worden bemonsterd met een lengte kleiner dan de paailengte, kunnen de effecten van paaigedrag (omzetten vetreserve in eieren, verplaatsing contaminanten, trek naar paailocaties) eenvoudig voorkomen worden. Over het trekgedrag van kleine blankvoorn en brasem is weinig bekend.

Doorgaans foerageert kleine vis dicht onder de kant in ondiep water en trekt in de herfst / winter ook naar wat dieper water. Het trekgedrag van grote blankvoorns en brasems buiten de paaitijd wordt omschreven als gering. Kleine brasems, tot 25 cm, worden gegeten door baars, snoekbaars en snoek. Ook vogelsoorten als visdiefjes, futen en reigers bejagen deze vissen (naar Kotterman e.a., 2007 en www.wikipedia.nl).

Bijlage G.8. Blankvoorn

De blankvoorn is een vis uit de familie van de karperachtigen. In Nederland is het de algemeenst voorkomende vis, die in bijna ieder watertype in grote aantallen voorkomt. Ze trekken niet veel en nemen een positie in het voedselweb in nabij brasem en aal (Figuur 51). Aangezien ze ook detritus eten consumeren ze veel slib.

Algemene ecologische informatie over de brasem

De blankvoorn wordt zo'n 45 centimeter groot. Hij bereikt dit formaat niet vaak. Alleen in de grote rivieren en in zandafgravingen worden blankvoorns boven de 40 cm gevangen. In kleinere wateren wordt de blankvoorn vaak niet groter dan 30 centimeter. De blankvoorn komt ook vaak in relatief voedselarm water als dominante vis voor en wordt dan niet veel groter dan 25 centimeter. De vis leeft vooral in meren met veel planten, maar ook wel in stromend water en zelfs in brak water. Hij leeft in scholen. Jonge blankvoorn eet vooral watervlooien en muggenlarven. Oudere dieren eten slakken, tweekleppigen, kreeftachtigen, insectenlarven en plantaardig voedsel. De schelpdieren kan hij opeten omdat hij in zijn keel keeltanden heeft, die hij als een soort notenkraker gebruikt om de schelp kapot te krijgen. Daarnaast consumeert de blankvoorn ook plantaardig materiaal, vooral algen en detritus. De blankvoorn vindt zijn voedsel op zicht, zodat hij in troebel water de concurrentie verliest met de brasem, een vis die zijn voedsel uitfiltert met zijn kieuwzeef.

Meestal houden de scholen blankvoorn zich vlak bij de bodem op, alleen bij zeer warm weer komen ze naar het oppervlak. Ze zijn in normale omstandigheden wel vaak vlak onder de waterspiegel te zien, waar ze jagen op in het water vallende insecten. De paaitijd is in april en mei bij een watertemperatuur van minstens 12 °C. Voor de paai wordt ondiep water opgezocht, soms nog minder dan 15 centimeter diep. De blankvoorn trekt naar geschikte paaigebieden als hij hier de mogelijkheid toe heeft. Ondergelopen gebieden hebben de voorkeur. De paai duurt ongeveer een week.

In de winter trekken de blankvoorns naar diepere en rustige plekken, zoals jachthavens. Ook de roofvis volgt de blankvoorn naar deze overwinteringsplekken. Het trekgedrag van grote blankvoorns en brasems buiten de paaitijd wordt omschreven als gering. De blankvoorn wordt in Nederland niet gegeten, maar is wel belangrijk als voedselbron voor commercieel belangrijkere vissen. De blankvoorn wordt veel gegeten door grotere vissoorten zoals snoek, snoekbaars en baars. Ook visetende watervogels eten veel blankvoorn. De blankvoorn neemt door zijn massale voorkomen een belangrijke plaats in in het voedselweb van het water.

Bijlage G.9. Literatuur

Ackerman, J.D., 1999. Effect of velocity on the filter feeding of dreissenid mussels (*Dreissena polymorpha* and *Dreissena bugensis*): implications for trophic dynamics. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 56: 1551-156.

Bij de Vaate, A. (2008). Het voorkomen van zoetwatermosselen van het geslacht *Dreissena*, de driehoeksmossel en de quaggamossel, in het Hollandsch Diep. Waterfauna Hydrobiologisch Adviesbureau, Lelystad, rapportnummer 2008/01.

Dekker W. (2004) Slipping through our hands. Population of the European Eel Proefschrift UVA, ISBN 9074549101.

Klein Breteler, J.G.P., 2005. Kennisdocument Europese aal of aal, *Anguilla anguilla* (Linnaeus, 1758). Kennisdocument 11. OVB / Sportvisserij Nederland, Bilthoven.

Oregon Sea Grant (draft 2010). Aquatic Invasions! A Menace to the West. Species guide. Species in depth: Zebra and Quagga Mussels.

Soes D.M., P.W. van Horssen, S. Bouma, M.T. Collombon (2007) Chinese wolhandkrab. Een literatuurstudie naar ecologie en effecten. BuWa rapport nr. 07-234.

VLIZ Alien Species Consortium (2011). Amerikaanse strandschelp – *Rangia cuneata*. Niet-inheemse soorten van het Belgisch deel van de Noordzee en aanpalende estuaria. Vlaams Instituut voor de Zee (VLIZ). Geraadpleegd op 19-04-2013. Beschikbaar op http://www.vliz.be/wiki/Lijst_niet-inheemse_soorten_Belgisch_deel_Noordzee_en_aanpalende_estuaria

Bijlage H. Opname en accumulatie van PCDD/Fs en PCB's in vis

Deze sectie geeft de achtergronden en mechanisme van opname en accumulatie van PCDD/Fs en PCB's in vis. Het is een selectie uit Kotterman e.a. (2007).

Bijlage H.1. Plaats in de voedselketen

De plaats in de voedselketen (trofisch niveau) bepaalt in grote mate de blootstelling van een organisme aan contaminanten uit het omringende milieu. Vooral de sterk apolaire stoffen die zeer slecht in water oplossen (met een $\log K_{ow}$ 5.5 en hoger) worden via de voedselketen doorgegeven. Bij deze stoffen kan ook biomagnificatie optreden: bij elke stap hoger in de voedselketen neemt de concentratie van deze verbindingen toe. De plaats in de voedselketen van het te analyseren organisme heeft daarom effecten op de ophoping van apolaire organische contaminanten.

Als organismen hetzelfde dieet hebben en zich daarmee op eenzelfde trofisch niveau bevinden, is de blootstelling gelijk. Dit betekent niet noodzakelijkerwijs dat deze organismen evenveel ophopen; afbraak- en uitscheidingsprocessen en de hoeveelheid vet bepalen mede in hoeverre de contaminant uiteindelijk ophoopt.

Figuur 51 geeft de samenstelling van de voedselconsumptie weer van de belangrijkste vissoorten uit het IJsselmeer, uitgesplitst in drie hoofdgroepen. Hieruit blijkt dat de vissen brasem, pos en blankvoorn tamelijk dicht bij het trofisch niveau van de aal komen. Dit zijn ook algemeen voorkomende vissoorten in vrijwel alle Nederlandse wateren. Het dieet van aal is zeer divers en bestaat voornamelijk uit alle soorten macrofauna (muggenlarven, vlokreeftjes, waterpissebedden, slakken, mosselen, aasgarnalen etc) maar ook viskuit, dood aas en vooral voor de grote aal ook vis. Brasem is een uitgesproken bodemfoerageerder en kan goed muggenlarven en ander bodemdiertjes uit het sediment zeven. Brasem kan in sommige biotopen een voedselconcurrent zijn van aal. Pos is ook een benthische omnivoor wiens dieet deels overlapt met dat van brasem en aal. Blankvoorn is een omnivoor en zijn dieet bestaat, naast waterplanten, algen, mosselen en slakken, ook uit de macrofauna die brasem eet (Van Emmerik et al. 2006). Benadrukt moet worden dat zowel de grootte van het organisme als de biotoop (voedselaanbod) sterk kan bepalen op welk trofisch niveau het zich precies bevindt. Veel vissen beginnen als zoöplankton eter en dit verschuift langzaam of snel richting macrofauna en/of vis. Een kleine aal is een pure macrofauna eter, terwijl de grote vrouwelijke aal (schieraal) als viseter gekarakteriseerd kan worden. De alen het programma Monitoring Sportvis worden bemonsterd (30-40 cm) zitten net op die grootte dat vis op het menu kan komen en dat het trofisch niveau een stukje naar het viseter niveau toe verschuift (trofisch niveau zoals aangegeven in Figuur 51).

Bijlage H.2. Overeenkomsten wat betreft blootstellingroutes en accumulatie

Route

De wijze waarop vissen worden blootgesteld aan contaminanten en de parameters die de ophoping van deze contaminanten beïnvloeden, zijn in kaart gebracht. De opnameprocessen van contaminanten uit water en voedsel zijn vergelijkbaar voor vissen. Blootstelling aan opgeloste contaminanten vindt plaats via de waterfase (kieuwen), deze route is vooral belangrijk voor de apolaire stoffen die nog enigszins in het water kunnen oplossen. Er zijn geen gegevens bekend over verschillen in opname van contaminanten door de kieuwen tussen verschillende vissoorten.

Blootstelling via het voedsel is vooral belangrijk voor zeer apolaire stoffen die niet in water oplossen ($\log K_{ow} > 5.5$). Bij deze stoffen kan ook biomagnificatie optreden; bij elke stap hoger in de voedselketen neemt de concentratie van deze verbindingen toe. De plaats in de voedselketen van het te analyseren organisme heeft daarom effecten op de ophoping van apolaire organische contaminanten. De hoogste

BSAFs (biota sediment accumulatie factoren) worden over het algemeen gemeten voor stoffen met een log K_{ow} tussen 5.5 en 7.5. Stoffen met een log K_{ow} beneden de 5.5 worden door organismen gemakkelijker uitgescheiden. Stoffen met een hoge log K_{ow} hebben een zeer hoge affiniteit voor het visvet en zijn daarnaast vaak relatief groot. Hierdoor is uitscheiding moeilijker en deze stoffen worden dus relatief meer gestapeld (biomagnificatie) in hogere trofische niveaus.

Biobeschikbare concentraties van stoffen zijn vaak veel lager in het veld dan hetgeen is geschat gebruik makende van totale sedimentconcentraties en laboratoriumafgeleide partitie coëfficiënten. Dit is een gevolg van de processen dat stoffen "aging" vertonen (in de loop van de tijd worden de stoffen sterker gebonden aan het sediment) en de zeer sterke binding van organische contaminanten aan roetachtige stoffen (black carbon). Voor de schatting van de bioaccumulatie potentie in voedselketens en het risico voor organismen is het vaak beter om de biobeschikbare concentraties in plaats van de totale concentraties van contaminanten te gebruiken. Bioaccumulatie van PCB's in karper en vaak ook in andere biota bleek veel beter te correleren met de Tenax-extraheerbare concentraties dan met de totaal-extraheerbare concentraties van PCB's.

Metingen van PCB's, DDTs, HCB, PCDFs en PCDDs in aal op verschillende locaties in en rond Amsterdam leverden het beeld dat deze concentraties in aal toenamen met toenemende mate van verontreiniging in sediment, echter de BSAF waarden vertoonden wel een grote variatie. De suggestie was dat bioaccumulatie niet alleen afhangt van het type organisme, maar dat plaats specifieke factoren (o.a. verschillen in biobeschikbaarheid) en dieet van vissen (biomagnificatie) erbij betrokken zijn. De variatie in de biobeschikbaarheid tussen de verschillende locaties is waarschijnlijk een belangrijke verklaring, afgaande op de recente inzichten in de biobeschikbaarheid. In de veldsituatie blijken veel factoren de accumulatie van contaminanten in de voedselketen te beïnvloeden. Men vond bijvoorbeeld dat de ecosysteem structuur en seizoensinvloeden de accumulatie van PCB's en PAK's in evertrebraten beïnvloedden.

Een verschil van aal met andere vissoorten is dat hij meer contact heeft met de waterbodem, maar contaminanten zullen niet via direct contact met slib door de aal worden opgenomen. Bij predatie van bodemdierpjes kan wel vervuild slib worden opgenomen door de aal, maar dit gebeurt ook bij brasem en blankvoorn (consumptie muggenlarven, driehoeksmosselen). Er is wel een goed verband tussen de gemeten en de gemodelleerde gehalten van PCB's in karper. Uit de modelberekening bleek dat de drie opnameroutes: uit voedsel, uit water en uit opgegeten sediment, alle substantieel bijdragen aan de totale accumulatie in de vis. Hierbij zijn er tussen de PCB congenere onderling grote verschillen die zijn gecorreleerd aan de log K_{ow} van deze congenere. Bijvoorbeeld voor PCB153 is de bijdrage aan de totale PCB153 opname ongeveer 10% via sediment, 10% via water en 80% via voedsel. Voor PCB101 is deze respectievelijk ca. 15% via sediment, 35% via water en 50% via voedsel. Van de 15 PCB congenere (log K_{ow} varieert tussen 5.24 en 7.80) in dit onderzoek varieert de bijdrage via rechtstreekse sedimentopnamen tussen de 6 en 21%, via water van 4 en 62% en via voedselopname tussen de 23 en 89%.

Bijlage H.3. Accumulatie

Uit de literatuur blijkt dat verschillende soorten een andere gevoeligheid (ophoping) kunnen vertonen voor stoffen. De literatuurgegevens wijzen er niet op dat hierdoor bepaalde stoffen die nu gemeten worden in aal, niet aangetoond kunnen worden in de alternatieve vissoorten. In een Rijn delta survey uitgevoerd in de periode 1988-1994, bleken er relatief kleine verschillen tussen drie vissoorten te bestaan in de residuniveaus van stoffen. De drie vissoorten betroffen de zoö-planktivore en benthivore voorn (*Rutilus rutilus*), de visetende snoekbaars en de aal op een intermediair trofisch niveau. Een meer gedetailleerde analyse van de onderliggende meetgegevens, zoals bijvoorbeeld voor de stoffen HCB, HCH en PCB's, maakt echter wel duidelijk dat aal in deze studie bij de meeste locaties de soort is met de hoogste residuniveaus (op natgewicht) en blankvoorn de soort met de laagste residuniveaus, terwijl uit deze referentie snoekbaars de tussenpositie inneemt.

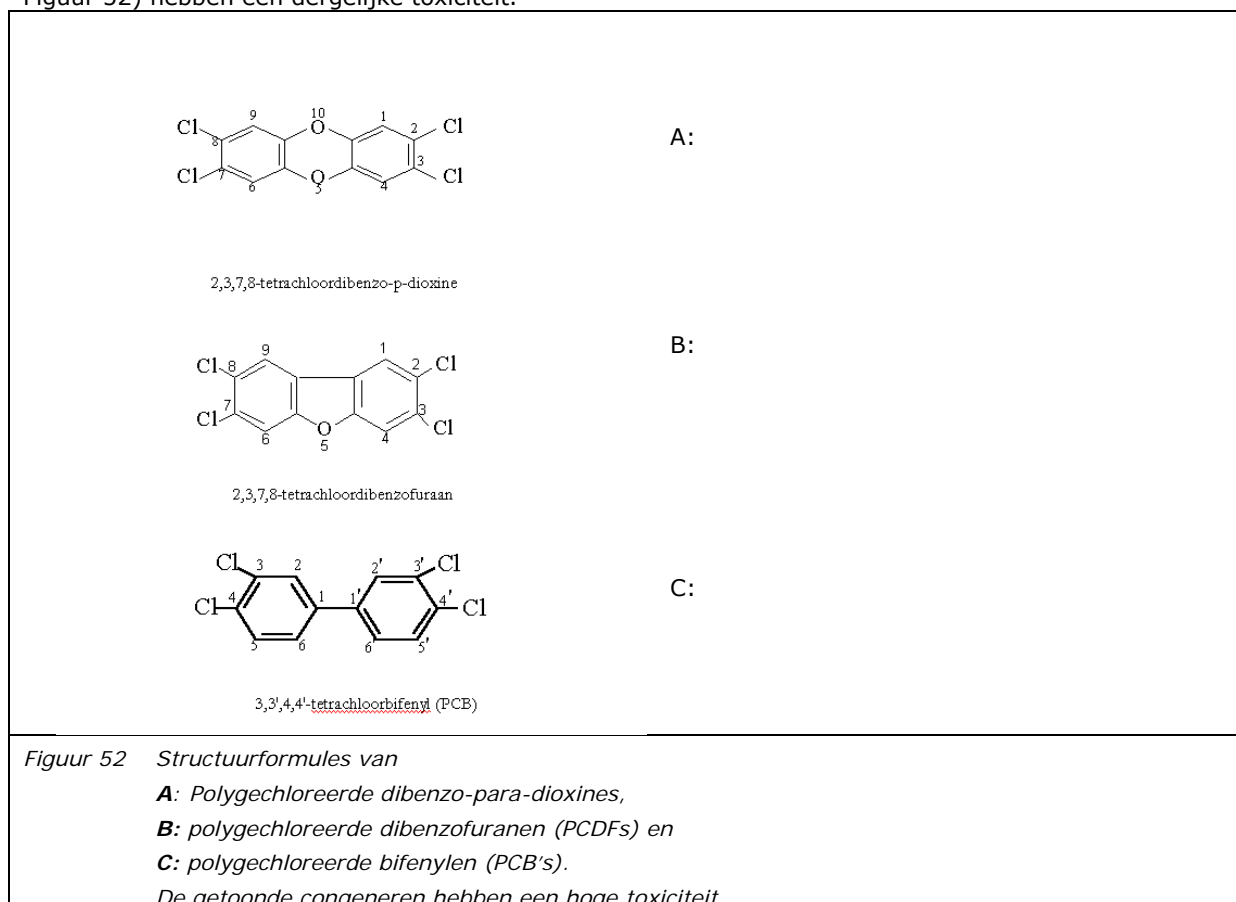
Op basis van CATS modelruns blijken de risico's van linaan het grootst voor sediment bewonende organismen en hun predatoren. Benthivore vis (aal) accumuleert meer linaan dan de andere type vissen zoals witvis (blankvoorn, brasem, kolblei) en roofvissen (snoekbaars, baars). Echter een vergelijking van de berekende residuen in de drie verschillende visgroepen wordt niet gepresenteerd. Onbekend is hoe groot de onderlinge verschillen zijn.

Van pos is heel weinig bekend, van baars slechts enkele artikelen. Baars wijkt af van aal en hierdoor kan een groot verschil in accumulatie verwacht worden. Uit een dataset over verzamelde data uit het Ketelmeer blijkt dat pos en spiering in het Ketelmeer beide op vetgewicht minder PCB's ophopen dan aal. De ophoping van contaminanten in blankvoorn en vooral in brasem, al dan niet vergeleken met aal op dezelfde locatie wordt wel vaak beschreven. Hieruit blijkt dat brasem en blankvoorn PCB's en OCP's op vetbasis in dezelfde orde van grootte ophopen als aal.

Bijlage I. Achtergrond informatie over dioxines en dioxine-achtige PCB's

Bijlage I.1. Chemie

De term 'dioxines' is een verzamelnaam voor een reeks gechloreerde tricyclische aromatische koolwaterstoffen met overeenkomstige fysische en chemische eigenschappen. Ze omvat polygechloreerde dibenzo-para-dioxines (PCDDs) en polygechloreerde dibenzofuranen (PCDFs) (Figuur 52). Deze gechloreerde aromatische koolwaterstoffen zijn vrijwel altijd in het milieu aanwezig als mengsels van congenere (stoffen met gelijkaardige basisstructuur maar met een verschillend aantal chlooratomen). Dit fenomeen, samen met een overeenkomstige toxiciteit, heeft bij de risicobeoordeling geleid tot het benaderen van deze stoffen als groep. Ook enkele polygechloreerde bifenylen (PCB's, Figuur 52) hebben een dergelijke toxiciteit.



De familie van de PCDDs bezit 75 congenere, die van de PCDFs 135. De PCB's vormen een groep van 209 congenere. Onder de 75 congenere van de PCDDs zijn er slechts zeven die Cl-atomen bevatten op de plaatsen 2,3,7 en 8. Deze zeven congenere zijn toxisch en vooral het 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-p-dioxine (2,3,7,8-TCDD) is erg toxisch omdat ze accumuleren. De andere congenere kunnen gemetaboliseerd en uitgescheiden worden. Die accumuleren niet tot toxische concentraties. Onder de 135 congenere van PCDFs zijn er tien toxisch. Hun toxiciteit is lager dan die van 2,3,7,8-TCDD. Onder de 209 congenere van de PCB's zijn er twaalf toxisch (om dezelfde redenen als PCDDs). Hun toxiciteit ligt beduidend lager dan die van 2,3,7,8-TCDD. PCDDs, PCDFs en sommige PCB's kunnen ruimtelijk op elkaar lijken. Daardoor is het mogelijk dat sommige PCB's bepaalde dioxines ruimtelijk kunnen imiteren en dus ook gelijklopende effecten kunnen hebben.

PCDDs en PCDFs zijn bijproducten van verbranding. Bij iedere verbranding waar zuurstof, koolstof en chloor aanwezig zijn, kunnen PCDDs en PCDFs ontstaan. Een vroeger belangrijke bron in Nederland was de verbranding van afval in verbrandingsinstallaties. PCDDs en PCDFs kunnen ook ontstaan als technologisch bijproduct, bijvoorbeeld tijdens de productie van gechlorideerde fenolen. Dit is onder meer het geval voor sommige herbiciden. Het meest bekende voorbeeld is het ontbladeringsmiddel Agent Orange dat tijdens de Vietnamoorlog in de kuststreek rond de Mekong-delta werd uitgesproeid.

PCB's zijn organische verbindingen die synthetisch worden aangemaakt voor industrieel gebruik. PCB's zijn dus industriële producten die al vanaf 1930 op grote schaal gebruikt worden. PCB's zijn slecht oplosbaar in water en goed oplosbaar in organische oplossingen, hebben een goede warmtegeleiding en zijn weinig vluchtig en onontvlambaar. Naarmate de chloreringsgraad stijgt, neemt hun chemische stabiliteit toe. Het zijn precies deze eigenschappen die hun aanvankelijk succes verklaren, zelfs in die mate dat hun wereldwijde productie sinds 1930 op 1,5 miljoen ton geschat wordt. Ze werden onder andere gebruikt in transformatoren (isolatievloeistof), in condensatoren, als hydraulische en koelvloeistoffen. PCB's werden eveneens aangewend als weekmakers of als additief in smeeroliën.

Bijlage I.2. Milieu gedrag

Door de hoge stabiliteit en vetoplosbaarheid van PCDDs, PCDFs en PCB's en doordat ze biologisch slecht afbreken, zijn deze stoffen zeer persistent in het milieu en kunnen ze zich in de voedselketen opstapelen, in het vetweefsel van mens en dier. Vooral via verontreinigde lucht (verbranding, sproeien), water (depositie en weglekken) en planten (depositie en sproeien) komen PCDDs en PCDFs terecht in voedsel. PCB's komen in het milieu terecht via lekkages en via verbranding van de systemen waarin ze gebruikt werden.

Bijlage I.3. Giftigheid

Doordat specifieke congenen van PCDDs, PCDFs en PCB's zo moeilijk afbreekbaar zijn, hopen ze zich op in het vetweefsel van dieren en worden zo doorgegeven in de voedselketen. Schadelijke effecten treden daardoor vaak op bij roofdieren aan het einde van de voedselketen.

Bij laboratoriumdieren konden huid- en nierafwijkingen worden vastgesteld alsook een toenemend aantal miskramen en kanker bij een hoge en langdurige toediening van 2,3,7,8 TCDD. De acute toxiciteit varieert sterk met de proefdiersoort en is ook afhankelijk van het type congener. Bij voortschrijdende intoxicaties vertonen de proefdieren een sterk gewichtsverlies, toename van het levergewicht, oedeem en huidaandoeningen. Bij de mens werden ook nog chlooracné, afwijkende haargroei, libidoverlies, impotentie, hyperpigmentatie, gedragsveranderingen, depressie, embryotoxisch effect en zware vermoeidheid gesignaleerd. Er zijn ook vermoedens van toegenomen kans op sterfte en hogere kans op bepaalde vormen van kanker (en weer vermindering van andere vormen bv borstkanker)

De toxiciteit van PCB's varieert sterk naargelang het proefdier en naargelang het onderzochte congener. De toxiciteit van PCB's wordt in de eerste plaats veroorzaakt door de twaalf PCB-congenen die op dioxines gelijken een toxiciteit vertonen die gelijkaardig is met dioxines. Chronisch is het meest opvallende effect de inductie van levermicrosomen, waardoor het levergewicht toeneemt. Daardoor kan de lever makkelijker lichaamsvreemde stoffen afbreken. Dat is jammer genoeg ook het geval voor lichaamseigen stoffen, zoals geslachtshormonen. Dit wordt in verband gebracht met voortplantingsstoornissen bij sommige proefdieren. Het lijkt ook geen twijfel meer dat sommige congenen levertumoren veroorzaken, onder andere bij ratten en muizen. Men beschikt over aanwijzingen voor hetzelfde effect bij de mens. Wat de acute toxiciteit betreft, zijn pigmentatie, acné-achtige huidrupties, verstoring van de ademhaling, verstoring van de leverfuncties, verstoring van het reproductiesysteem een greep uit de lijst van de symptomen die men waarneemt bij PCB-vergiftigingsperiodes. PCB's kunnen leverschade veroorzaken en het optreden van kanker bevorderen (carcinogeen). Ze kunnen geboortefwijkingen veroorzaken (teratogeen) en aantasting van het

afweersysteem (verminderde immuniteit). Ook kunnen PCB's een versturende invloed uitoefenen op de hormoonhuishouding, dit betreft zowel de geslachtshormonen als schildklierhormonen. Verminderde vruchtbaarheid kan hiervan het gevolg zijn.

Bijlage I.4. Toxische equivalent

De toxische equivalentiefactor (TEF) is de eenheid waarmee verschillende dioxines en PCB's qua giftigheid met elkaar kunnen worden vergeleken. Elk samenstel van dioxines of dioxineachtige PCB's heeft een andere toxiciteit. De TEF is geïntroduceerd om de risico beoordeling van deze mengsels en de wettelijke controle te vergemakkelijken. Per definitie is de toxiciteit van 1 eenheid 2,3,7,8-TCDD (2,3,7,8-tetrachloor-dibenzo-p-dioxine), de giftigste bekende dioxine verbinding, gelijk aan 1 eenheid TEF (zie ook Tabel 16, Bijlage C). De toxische equivalentie (TEQ) is de totale toxiciteit van een mengsel van PCB's. Om de TEQ van een mengsel te berekenen wordt de hoeveelheid van elke PCB in het mengsel vermenigvuldigd met haar TEF. Vervolgens worden al deze resultaten opgeteld.

Bijlage I.5. Referenties

http://interaxis.sesuada.org/content.php3?ia_menu=Thema&ia_thema_id=9&ia_tekst_id=85

<http://nl.wikipedia.org/wiki/Dioxine>

<http://nl.wikipedia.org/wiki/Polychloorbifeny>

Bijlage J. Kd-waarden van verschillende stoffen afgeleid voor het brakke tot zoute milieu

Bijlage J.1. Berekening van partiticoëfficiënten van zware metalen in de aerobe toplaag van het sediment in het Noordzeekanaal

Opgesteld door Dr Ir Jos P.M. Vink, Deltares, Unit Soil and Groundwater Systems
31-05-2013

Doel

In het kader van het waterbodemonderzoek Jan van Riebeeckhaven is een inschatting nodig van de concentraties in het poriewater in de aerobe toplaag bij verschillende zoutconcentraties van verschillende zware metalen bij bekende gehalten in de vaste fase. Door het kennisinstituut Deltares zijn modelberekeningen uitgevoerd om zo betrouwbaar mogelijke partiticoëfficiënten te achterhalen van cadmium, koper, kwik, methylkwik, nikkel, lood en zink voor het aerobe deel van de waterbodem en de waterkolom.

Modelaanpak

Om de partitie van metalen over de vaste en opgeloste fase zo goed mogelijk te kunnen bepalen zijn gegevens nodig van de samenstelling van zowel het sediment als van het oppervlaktewater. Door Rijkswaterstaat Noord Holland is hiervoor een database aangeleverd met monitoringsgegevens. Deze gegevens bevatten hoofdzakelijk grofstoffelijke parameters van de samenstelling van het sediment en de waterkolom, waarbij enkele essentiële variabelen (zoals sulfide, redoxpotentiaal en mangaanoxide) ontbreken. Hierdoor is het niet mogelijk om een betrouwbare uitspraak te kunnen doen.

Om deze hiaten in de meetwaarden in te vullen is gebruik gemaakt van twee rekenmodellen. Voor het zo nauwkeurig mogelijk schatten van de samenstelling van het sediment is gebruik gemaakt van het speciatiemodel BioChem (Vink en Meeussen, 2007). Hieruit zijn de reactieve fasen bepaald voor ijzeroxyhydroxiden, mangaanoxiden, silicaat- en kleifracies en organisch materiaal. Sulfiden en andere gereduceerde mineralen zijn in de modelschematisatie buiten beschouwing gelaten, omdat het systeem volledig aerob wordt beschouwd. Voor het opgeloste deel zijn de molaire verhoudingen afgeleid van Ca, Mg en Na concentraties die uitgaande van de samenstelling van het water uit het Noordzeekanaal, qua verhouding "passen" bij de gemeten chlorideconcentraties.

De feitelijke massaverdeling van het metaal over de vaste en opgeloste fase is uitgevoerd met het rekenmodel WHAM7 (Lofts, 2012). Dit model houdt rekening met de verdeling van een stof over reactieve fasen van opgelost en colloïdaal organisch materiaal (DOC) via de NICA-Donnan vergelijking. Vooral voor koper, lood en kwik is dit van belang. Vanwege het ontbreken van meetcijfers van DOC is in alle scenario's de concentratie gelijk gesteld aan 10 mg/l. Dit is een redelijke aanname omdat DOC concentraties binnen een watersysteem in de regel niet veel variatie vertoont, en de meetwaarden in het Noordzeekanaal rond deze waarde liggen.

De partiticoëfficiënt (K_p) geeft de verdeling weer van de werkelijk opgeloste fractie en de aan de vaste fase geassocieerde fractie. Deze K_p is bij evenwicht onafhankelijk van de metaalgehalten in de vaste fase. Het ontbreken van gehalten aan metalen in de vaste fase is dus niet belemmerend voor het uitrekenen van de K_p . Wanneer er meetgegevens beschikbaar zijn van ofwel gehalten in het sediment, ofwel concentraties in oppervlaktewater, dan kan met behulp van de partiticoëfficiënt de gewenste waarden voor beide compartimenten worden berekend. Wanneer echter de gehalten in het sediment ontbreken, en ook geen K_p bekend is, kan de concentratie in de opgeloste fase niet worden berekend.

Scenario-analyses

Partiticoëfficiënten zijn bepaald bij de zoutconcentraties die op de verschillende locaties zijn gemeten. Hierbij is de gemiddelde chlorideconcentratie genomen van de voorjaars- en najaarsmetingen uit de monitoring van 2011. Daarnaast zijn drie verschillende zoutscenario's gedefinieerd om het effect van zout op de Kp te bepalen (zie tabel 1). Om dit te kunnen doen is het niet voldoende om alleen de concentratie van chloride aan te passen, maar moet ook de verhouding met de overige macro-ionen Na, Ca en Mg worden aangepast.

Tabel 1. Scenarios zoutconcentratie.

Scenario	Chloride concentratie (mg/l)	Toelichting
1	1600	De laagst waargenomen waarde uit de geselecteerde database.
2	6400	4 maal de minimumwaarde; overeenkomstig met de 45-percentiel-waarde van de meetset.
3	16000	10 maal de minimumwaarde; overeenkomstig met de helft van de gemiddelde concentratie van Noordzee water.

Locatiekeuze

Voor het uitvoeren van de berekeningen zijn tien locaties gekozen. Deze locaties zijn via twee criteria geselecteerd:

- 1) Gekozen is voor een representatieve geografische spreiding. Rekening is gehouden met spreiding van oost naar west (vanwege een mogelijke zout gradiënt), maar ook naar het type waterlichaam: relatief stagnant (havens en zijkanalen) of periodiek snelstromend (hoofdkanaal);
- 2) De bandbreedte in sedimentsamenstelling is zo groot mogelijk gekozen. De te onderzoeken metalen vertonen verschillende geochemische eigenschappen, waarbij de afhankelijkheid van reactief materiaal (Fe, lutum, organisch materiaal etc.) per metaal verschilt. Om deze reden is ervoor gekozen om de partitie van kwik apart te berekenen voor zowel anorganische als organische species (methyl-kwik).

Tabel 2. Monsterlocaties en samenstelling sediment.

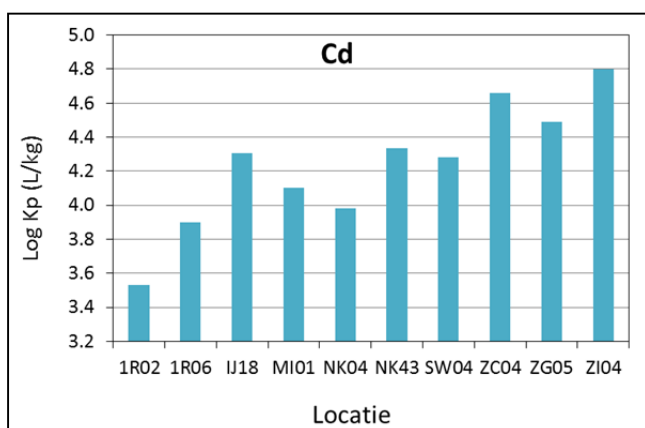
Lokatie ID	Beschrijving	Jaar monster-name	SPM (mg/l)	pH	Fe (g/kg)	Mn-ox (mg/kg)	Org. C (%)	Lutum (%)	Chloride (mg/l) gemiddelde voor-/najaar 2011
1R02	1e Rijksbinnenhaven	2010	60	8.0	6.4	300	0.6	1.0	3600
1R06	Binnenkanaal	2010	60	8.0	29	520	1.4	2.9	3500
IJ18	Kanaal KM28	2010	60	8.0	29	680	3.2	16.8	2900
MI01	Minervahaven	2011	60	8.0	51	1400	1.8	13.6	3200
NK04	Kanaal KM2	2008	60	8.0	20	600	1.7	8.8	10200
NK43	Kanaal KM16	2011	60	8.0	33	1700	3.8	21.8	6950
SW04	Pr. Willem-Alexandersluis 1	2010	60	8.0	19	460	3.2	8.2	1800
ZC04	Zijkanaal B2	2009	60	8.0	24	650	6.0	25.6	1750
ZG05	Zijkanaal G1	2011	60	8.0	42	1100	4.9	30.5	3850
ZI04	Douweskanaaloost	2006	60	8.0	22	400	11.0	13.7	1800
		min	60	8.0	6.4	300	0.6	1.0	1750

Lokatie ID	Beschrijving	Jaar monster-name	SPM (mg/l)	pH	Fe (g/kg)	Mn-ox (mg/kg)	Org. C (%)	Lutum (%)	Chloride (mg/l) gemiddelde voor-/najaar 2011
		max	60	8.0	51	1700	11.0	30.5	10200

Resultaten

Zoals verwacht laten de resultaten een spreiding zien naar metaal en locatie. Een voorbeeld is weergegeven in figuur 1, waarbij tussen de locaties de Kp-waarden voor cadmium een grootte-orde 20 verschillen.

De hoogste Kp-waarden, duidend op een lage chemische beschikbaarheid, worden berekend voor lood. Locatie 1R02 (Rijksbinnenhaven, het dichtst bij de Noordzee gelegen) laat voor alle metalen de laagste waarden zien.



Figuur 1. Log-Kp waarden voor cadmium per locatie.

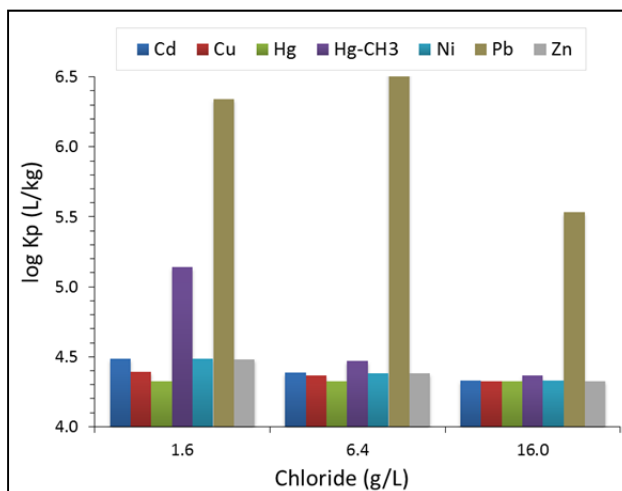
In tabel 2 zijn alle berekende Kp-waarden weergegeven. De waarden liggen qua grootte-orde in de lijn van de verwachting. Met nadruk wordt echter opgemerkt dat deze waarden specifiek gelden voor de aerobe toplaag van het sediment in het Noordzeekanaal en de (brakke) samenstelling van dit oppervlaktewater. Deze waarden kunnen daarom niet zonder meer worden geëxtrapoleerd naar andere watersystemen.

De resultaten van de scenario-berekeningen voor veranderende zoutconcentraties zijn weergegeven in tabel 3. Zoals gezegd zijn bij deze berekeningen de macro-ion samenstellingen (Na, Ca, Mg) voor het oppervlaktewater aangepast aan de chlorideconcentraties. In alle scenario's is dezelfde pH en zwevend stof concentratie (SPM; suspended matter) aangehouden. Ook de (verdeling van) reactieve fracties van opgeloste organische componenten (NICA-Donan houdt rekening met humine- en fulvo-achtige verbindingen) is gelijk verondersteld.

Tabel 2. Partiticoëfficiënten K_p (L/kg) bij heersende (=gemeten) chlorideconcentraties in het NZK

Locatie ID	Cd	Cu	Hg	Hg-CH3	Ni	Pb	Zn
1R02	3409	3333	3343	4520	3365	68799	3364
1R06	7975	7778	7768	12883	7862	183189	7859
IJ18	20260	19905	17778	28114	20253	272565	20256
MI01	12624	10860	10100	23653	12314	11406699	12457
NK04	9608	9445	9445	10546	9550	143721	9538
NK43	21603	21141	21111	23809	21322	442639	21314
SW04	19128	18911	17778	25889	19123	198395	19125
ZC04	45499	36728	33266	44157	37068	166341	37068
ZG05	31041	30726	27222	37890	31033	307411	31037
ZI04	62943	62855	61111	65746	62943	85281	62943
Gemiddeld e	23409	22165	20882	27721	22483	1327504	22496
St.dev.	18516	17667	16866	17976	17608	3543195	17601

In figuur 2 is een voorbeeld weergegeven van een locatie in de vaargeul. De meeste metalen laten een significante ($p < 0.05$) afname zien van de K_p met toenemende zoutconcentraties, gerangschikt als Cd > Hg-NH3 > Ni > Pb > Zn. Voor Cu en Hg kon geen relatie van de K_p met de zoutgradiënt worden aangetoond.



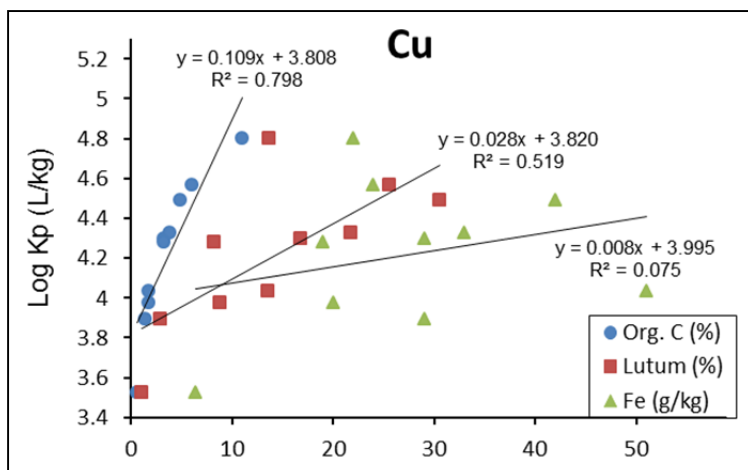
Figuur 2. K_p -waarden bij veranderende zoutconcentraties (voorbeeld locatie NK43, halverwege de vaargeul).

Tabel 3. Partiticoëfficiënten Log Kp (L/kg) bij drie chloride scenario's.

Locatie ID	Chloride scenario	Cd	Cu	Hg	Hg-CH3	Ni	Pb	Zn
1R02	1	3.583	3.532	3.523	4.390	3.578	6.232	3.580
1R02	2	3.531	3.523	3.523	3.644	3.528	4.771	3.527
1R02	3	3.533	3.523	3.523	3.607	3.533	5.086	3.532
1R06	1	3.958	3.905	3.891	4.746	3.956	6.243	3.957
1R06	2	3.899	3.891	3.891	4.086	3.897	5.159	3.896
1R06	3	3.906	3.891	3.891	4.006	3.907	5.513	3.904
IJ18	1	4.398	4.304	4.250	4.873	4.397	6.028	4.397
IJ18	2	4.440	4.250	4.250	4.297	4.327	6.991	4.332
IJ18	3	4.256	4.250	4.250	4.297	4.256	5.431	4.255
MI01	1	4.201	4.058	4.002	5.087	4.199	6.534	4.200
MI01	2	4.014	4.010	4.002	4.227	4.008	5.450	4.007
MI01	3	4.022	4.000	4.002	4.139	4.020	5.711	4.017
NK04	1	4.119	4.011	3.975	4.793	4.117	6.279	4.118
NK04	2	3.982	3.975	3.975	4.095	3.979	5.140	3.979
NK04	3	3.985	3.975	3.975	4.045	3.984	5.396	3.983
NK43	1	4.489	4.393	4.325	5.142	4.488	6.343	4.489
NK43	2	4.387	4.365	4.325	4.472	4.385	6.570	4.386
NK43	3	4.332	4.325	4.325	4.368	4.330	5.534	4.329
SW04	1	4.328	4.276	4.250	4.747	4.327	5.886	4.328
SW04	2	4.253	4.250	4.250	4.294	4.251	5.122	4.251
SW04	3	4.254	4.250	4.250	4.282	4.254	5.285	4.253
ZC04	1	4.651	4.587	4.523	4.946	4.650	5.771	4.651
ZC04	2	4.559	4.557	4.523	4.572	4.559	5.242	4.559
ZC04	3	4.526	4.523	4.523	4.547	4.525	5.358	4.525
ZG05	1	4.611	4.519	4.435	5.064	4.610	6.052	4.610
ZG05	2	4.490	4.485	4.435	4.533	4.490	5.656	4.490
ZG05	3	4.440	4.435	4.435	4.477	4.440	5.525	4.439
ZI04	1	4.828	4.812	4.786	4.934	4.828	5.212	4.828
ZI04	2	4.796	4.796	4.786	4.801	4.796	4.870	4.796
ZI04	3	4.787	4.786	4.786	4.793	4.787	5.131	4.787

De gebruikte rekenmodellen gebruiken thermodynamische constanten. Processen zoals het in oplossing gaan, het vormen van neerslagen en complexen (zouten), en adsorptie wordt via vaste stofconstanten of coëfficiënten berekend. In beginsel is er dus een relatie met de samenstelling van het sediment voor zover de verschillende componenten als invoer hebben gediend. Zie bijvoorbeeld figuur 1, waarin de locatie-specifieke Kd feitelijk een afgeleide is van de lokale samenstelling van het sediment.

In figuur 3 is weergegeven hoe de samenstelling van het sediment bijdraagt aan de uiteindelijke Kp. Hierbij is nagegaan of het mogelijk is om per stof een enigszins betrouwbare relatie af te leiden met behulp van de meest dominante sedimenteigenschap. In het voorbeeld van koper is te zien dat de relatie met het organisch stofgehalte in het sediment (OC) redelijk sterk is ($r^2=0.798$), terwijl het gehalte ijzer maar beperkt bijdraagt en dus een lage voorspellende waarde heeft.



Figuur 3. Log Kp-waarden voor koper als functie van enkele sedimenteigenschappen.

De resultaten voor alle metalen zijn samengevat in tabel 4. Relaties met een correlatiecoëfficiënt lager dan 0,5 zijn niet vermeld in de tabel.

Tabel 4. Partitierelaties afgeleid uit sedimentsamenstelling. OC=organisch koolstof (%); L=Lutum (%); Fe=Ijzergehalte (g/kg).

Metaal	Relatie Kp met samenstelling	Vergelijking Log Kp=	Correlatie r2
Cd	OC	$0,11 \cdot OC + 3,82$	0,78
	L	$0,009 \cdot L + 4,0$	0,54
Cu	OC	$0,109 \cdot OC + 3,81$	0,80
	L	$0,028 \cdot L + 3,82$	0,52
Hg	OC	$0,107 \cdot OC + 3,79$	0,82
	L	$0,025 \cdot L + 3,99$	0,50
Hg-CH3	OC	$0,092 \cdot OC + 4,0$	0,68
Ni	OC	$0,107 \cdot OC + 3,82$	0,79
	L	$0,028 \cdot L + 3,83$	0,53
Pb	Fe	$0,042 \cdot Fe + 4,28$	0,72
Zn	OC	$0,107 \cdot OC + 3,82$	0,79
	L	$0,027 \cdot L + 3,83$	0,53

De relaties in tabel 4 zijn nadrukkelijk afgeleid voor de locaties uit het Noordzeekanaal en kunnen niet zonder meer worden geëxtrapoleerd naar andere gebieden.

Referenties

Lofts, S. (2007). User's guide to WHAM7. NERC centre for ecology and hydrology. Swindon, UK.

Vink, J.P.M. J.C.L. Meeussen (2007). BIOCHEM-ORCHESTRA: a scenario-DSS for heavy metal speciation and ecotoxicological impacts in river systems. *Environmental Pollution* 148:833-841.

Bijlage J.2. Hoe is deze kennis over Kp-waarden in het Noordzeekanaal toegepast in de berekening van msPAF-waarden?

door ir Charlotte Schmidt (RWS WVL) en dr Jaap Postma (Ecofide)

Om inzicht te krijgen in de mogelijke effecten van een verontreinigde waterbodems op de macrofauna, dient conform de Handreiking Beoordelen Waterbodems de zogenaamde msPAF-waarde uitgerekend te worden. Deze msPAF-waarde integreert de mogelijke effecten van alle aanwezige toxicanten in één waarde. Als rekentool is hiervoor door Deltares de Excel-applicatie Sedias opgesteld.

Omdat de gehalten van de verschillende verontreinigingen in het Noordzeekanaal sterk verschillen wordt voor elke locatie (bodemonmonster) een msPAF berekend.

Voor de metalen rekt Sedias de opgeloste concentratie uit door gebruik te maken van Kp-waarden zoals die ook in de normstelling worden gehanteerd. Deze zijn opgesteld uitgaande van "standaard bodem" en gelden alleen voor een zoetwater-omgeving. Om deze rekenmethode toe te kunnen passen op de gegevens van het Noordzeekanaal zijn dus twee stappen nodig:

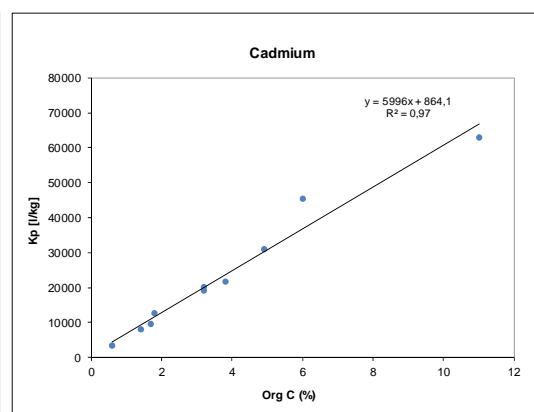
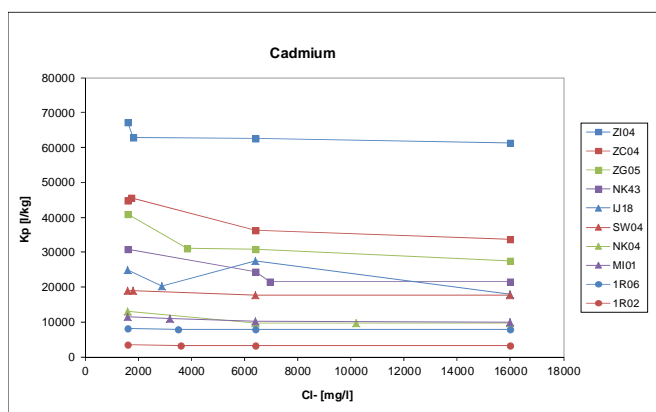
- Enerzijds dient voor ieder metaal de afhankelijkheid van de Kp-waarden met het zoutgehalte in beeld gebracht te worden. De huidige notitie van Deltares levert hiervoor de basisinformatie aan.
- Anderzijds dienen deze locatie-afhankelijke Kp-waarden van Deltares te worden omgezet naar Kp-waarden voor standaardbodems, zodat deze op alle gestandaardiseerde sedimentgehalten toe te passen zijn.

Hiertoe zijn de volgende berekeningen uitgevoerd.

1) Het effect van het zoutgehalte

In de notitie van Deltares is voor tien locaties met behulp van twee milieuchemische modellen (sediment schematisatie resp. partitie in water) gesimuleerd wat het effect is van verschillende zoutgehalten op de Kp-waarden (zie tabel 3). Vervolgens is deze afhankelijkheid voor ieder metaal in beeld gebracht. Onderstaand figuur geeft deze voor cadmium, die in de notitie van Deltares het sterkste zouteffect kent.

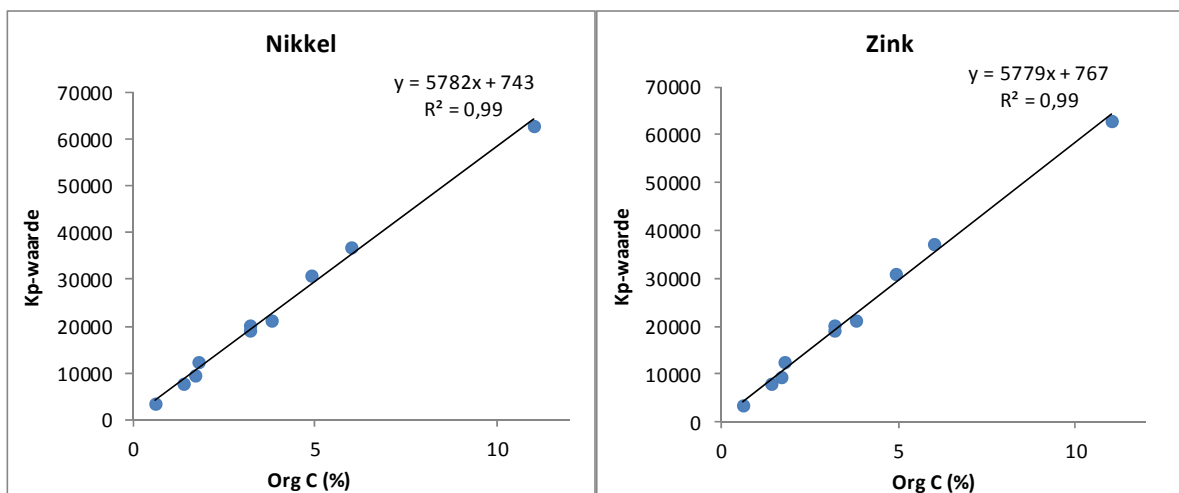
- Het zoutgehalte in het Noordzeekanaal ligt overigens minstens 6 tot 60 keer hoger dan in een echte zoetwater omgeving (met <300 mg Cl/l). Verwacht wordt dat het effect van het zoutgehalte op de Kp-waarden vooral optreedt tussen de 300 mg/l en de lagere zoutgehalten in het Noordzeekanaal van rond de 1600 mg/l (dit traject is niet gemodelleerd omdat het niet relevant is voor de huidige situatie), terwijl het additionele effect vanaf zoutgehaltenes >1600 mg Cl/l beperkt is. Onderstaande figuren lijken dit te illustreren met relatief constante Kp waarden over een groot zoutbereik, maar met stijgende waarden nabij de laagst gemodelleerde zoutgehaltenes van 1600 mg Cl/l.



- Vervolgens is per metaal bepaald of de locatiespecifieke Kp-waarden vooral worden bepaald door het lutumgehalte, het organisch C-gehalte of de Cl^- concentratie. Voor cadmium was het verband met het OrgC het sterkst en veel groter dan de invloed van de zoutconcentratie. Het is hierbij van belang om te realiseren dat het lokale zoutgehalte in een waterbodenvak niet altijd even nauwkeurig is in te schatten en daarnaast ook over de seizoenen zal variëren. Daarnaast hebben ook de andere variabelen die in deze exercitie een rol spelen, zoals org C, metaalgehalten in sediment, de hoeveelheid DOC en de samenstelling van de macroïonen, ieder hun eigen variatie in het veld. Op basis van de analyse door Deltares is daarom gekeken naar de vraag voor welke metalen het zoutgehalte-effect van betekenis is gezien de optredende zoutvariatie in het Noordzeekanaal en de samenstelling van de bodem. Daarnaast is het voor het projectresultaat van belang dat voor ieder sedimentmonster een msPAF-waarde kan worden berekend, wat betekent dat een statistisch significante, maar tevens kleine zoutafhankelijkheid in de concentratierange van het Noordzeekanaal geen grote invloed zal hebben op het resultaat van de msPAF-berekening. Deltares heeft de statistisch significante effecten als volgt geordend: $Cd > Hg-NH_3 > Ni > Pb > Zn$. Geen relatie van de Kp met de zoutgradiënt kon worden aangetoond voor Cu en Hg. Bovenstaande figuur illustreert dat het effect van org C (%) veel sterker is dan het zouteffect. Zo is het maximale verschil tussen de hoogste en laagste Kp per locatie 35%, namelijk voor MI01. Gelet op de variabele zoutgehalten, de variatie in de andere parameters, de onmogelijkheid om het zoutgehalte voor ieder waterbodenvak nauwkeurig in te schatten én de wens om voor ieder sedimentmonster een msPAF-waarde te kunnen berekenen, is op basis hiervan besloten om een uniforme Kp-waarde af te leiden, waarbij het relatief geringe zouteffect niet is meegenomen en die daarmee geldt voor de gemiddelde, brakke situatie in het kanaal.

2) Het effect van organisch stof

Deltares heeft voor koper in figuur 3 laten zien dat de berekende Kp-waarden sterk afhangen van het organisch-stofgehalte. Om de Kp-waarden bij 10% organisch stof uit te kunnen rekenen, is de relatie tussen de locatiespecifieke Kp en het organisch-stofgehalte voor ieder metaal geanalyseerd. Hierboven is deze relatie voor cadmium reeds geïllustreerd. Hieronder zijn aanvullend ook de relaties voor nikkel en zink opgenomen (die overigens opvallend uniform zijn).



- Op basis van deze analyses is voor ieder metaal de Kp-waarde bij 10% organisch stof (overeenkomend met $10/1.724=5,8\%$ org C) bepaald zodat deze kan worden toegepast op ieder afzonderlijk sedimentmonster. In onderstaande tabel is voor elk metaal deze vaste Kp-waarde, afgeleid voor standaardbodem in de brakke situatie in het gehele Noordzeekanaal, opgenomen. Deze Kp's zijn toegepast in de msPAF-berekeningen gerapporteerd in hoofdstuk 5.

Metaal	Log Kp standaardbodem in Noordzeekanaal [l/kg]	-	Log Kp uitSedias [l/kg]
Cadmium	- 4,55	-	4,93
Koper	- 4,53	-	4,53
Nikkel	- 4,54	-	3,72
Zink	- 4,54	-	4,86
Kwik	- 4,51	-	5,05
Lood	- 5,86	-	5,63

Bijlage K. De methodiek voor het verrekenen van punt concentraties naar vlakken

Door Aad Fioole (Rijkswaterstaat)

Bijlage K.1. Inleiding.

Bij het Dienst West Nederland Noord, Afdeling Werkenpakket RWS, is de vraag gesteld of dat er een vlekkenkaart gemaakt kan worden met daarin de gemeten en de gestandaardiseerde gehaltenes dioxine.

Bijlage K.2. Doorlopen stappen

Hier volgen (zonder nadere toelichting) de stappen die doorlopen zijn:

1. Opschonen aangeleverd bestand met punt en mengmonsters in het Noordzeekanaal en aanliggende havens.
2. genereren puntmonsters uit mengmonsters
3. toevoegen nulwaarden aan de oevers
4. interpoleren gemeten en gestandaardiseerde gehaltenes dioxine
5. verwijderen geïnterpoleerde waarden buiten het gebied
6. omzetten berekende rasterwaarden naar een ESRI grid

Bijlage K.3. Stap 1: Opschonen aangeleverd bestand met punt en mengmonsters in het Noordzeekanaal en aanliggende havens.

Bij deze interpolatie zijn zowel puntmonsters als mengmonsters beschikbaar uit verschillende jaren (periode 2005 t/m 2011). Al deze monsters staan in het excel bestand "eindconc per vak gemeten en gestandaardiseerd DIOXINES Aad Fioole.xlsx" dat samengesteld is door Jaap Postma van Ecofide. Omdat in dit bestand meerdere puntmonsters op (bijna) dezelfde plaats staan (afstand onderling is minder dan 12 meter), zijn de eerdere monsters (meestal uit 2005) verwijderd. Als in een bemonsteringsvak zowel puntmonsters als mengmonsters aanwezig waren, dan zijn de mengmonsters niet gebruikt.

Bijlage K.4 Stap 2: genereren puntmonsters uit mengmonsters

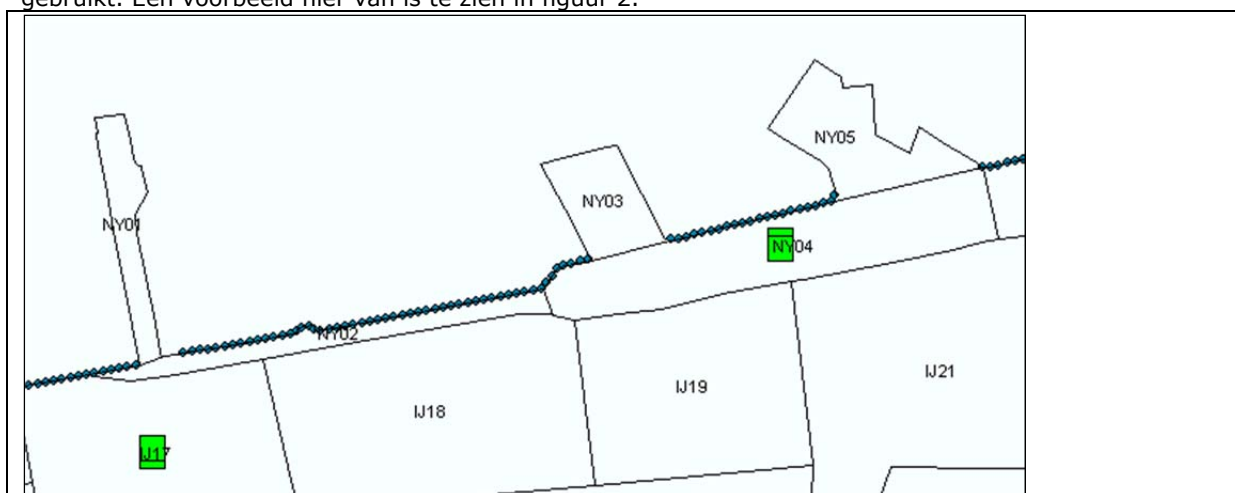
In figuur 1 is te zien waar puntmonsters uit 1 mengmonster binnen een vak zijn gesimuleerd. Als er binnen een monstervak een mengmonster beschikbaar was, dan is dat in eerste instantie gepositioneerd in het midden van een vak. Door alleen de waarde in het midden te gebruiken is een ruimtelijke interpolatie niet goed mogelijk. Om deze reden zijn alle meetgegevens van dat mengmonster gekopieerd naar andere posities in dat vak. Door er later de coördinaten van die posities aan te hangen, zijn puntmonsters gesimuleerd met de zelfde meetwaarden als van het mengmonster.



Figuur 1 Visualisatie gesimuleerde puntmonsters uit mengmonsters.

Bijlage K.4. Stap 3: toevoegen nulwaarden aan de oevers

Het gebruikte interpolatieprogramma (SURFIS-dir) kan alleen interpoleren en niet extrapoleren. Dit houdt in dat er geen waarden bereken kunnen worden tussen de buitenste gemeten waarden en de oevers. Hierdoor zullen er geen gebiedsdekkende plaatjes (tot de oever) gemaakt kunnen worden. Omdat de gemeten gehalten in de buitenste monstervakken bijna altijd heel laag zijn, is er voor gekozen om NUL waarden toe te kennen aan de randen van het gebied (zie de blauwe punten aan de randen in de figuren 1 en 2). Dit is natuurlijk niet helemaal correct (deze waarde is immers niet gemeten) maar de fout die gemaakt wordt door interpolatie naar NUL, zal heel erg klein zijn. Om er voor te zorgen dat de havens waar niet gemeten is, door deze actie ineens op NUL komen, zijn de Nul waarden daar niet gebruikt. Een voorbeeld hier van is te zien in figuur 2.



Figuur 2: toegevoegde NUL waarden

In figuur 2 is te zien dat er op de randen van het gebied NUL waarden toegevoegd zijn. Ook is te zien dat deze NUL waarden bij de havens (NY01, NY03 en NY05) niet toegevoegd zijn.

Bijlage K.5. Stap 4: interpoleren gemeten en gestandaardiseerde gehalten dioxine

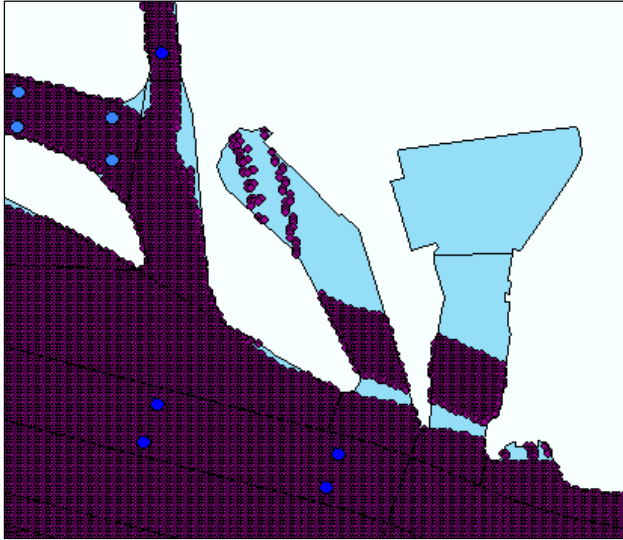
De opgeschoonde en met NUL aangevulde dioxine gehalten zijn met het programma SURFIS-dir gebiedsdekkend gemaakt. Voor deze interpolatie zijn zoekrichtingen gemaakt die overeenkomen met de vermoedelijke stroomrichting. Het resultaat zijn geïnterpoleerde waarden op een regelmatig raster met een afstand van 5 meter. De inhoud van de runfile voor het programma SURFIS-dir met daarin de instellingen van de diverse parameters, is te zien in figuur 3.

```
bestandsnaam verslag          :ber_gem_log.txt
ondergrens x                  :60000
bovengrens x                  :130000
ondergrens y                  :400000
bovengrens y                  :600000
bestandsnaam met meetgegevens :gemeten_mengmonsters_en_puntmonsters_gefilterd_en_uitgebreid_met_oever.txt
vermenigvuldigingsfactor meetwaarden :1
maximale zoekafstand in breedterichting is :250
maximale zoekafstand in lengterichting is :1000
maximale zoekafstand richtingen is :200
macht voor IDW                :1
bestandsnaam met zoekrichtingen :richtingen_1_en_2.txt
beginafstand bij zoeken dichtsbijzijnde punten :10
resultaten middelen voor alle richtingen :j
bestandsnaam met de te interpoleren punten :raster_5.txt
bestandsnaam berekende punten :ber_gem_250_1000.txt
```

Figuur 3: inhoud runfile SURFIS-dir

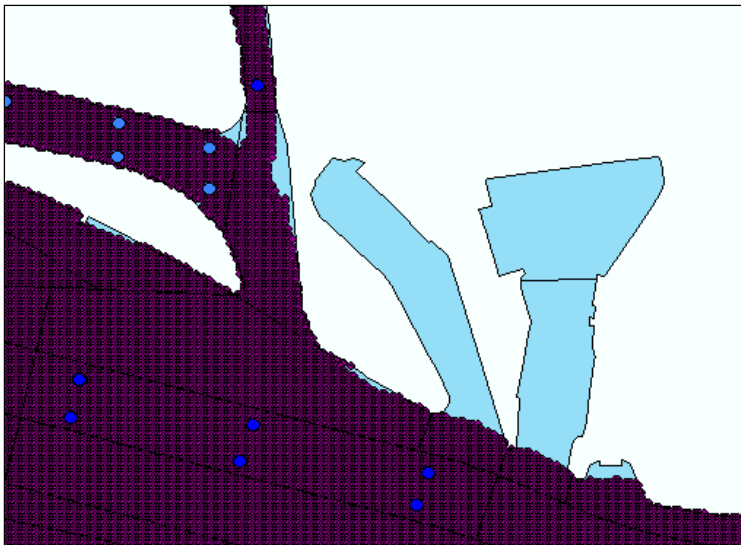
Bijlage K.6. Stap 5: verwijderen geïnterpoleerde waarden buiten het gebied

In figuur 4 is een voorbeeld te zien op welke posities er gehalten berekend zijn. In deze figuur is ook te zien dat er soms punten buiten het gebied berekend worden. Deze punten zijn handmatig verwijderd.



Figuur 4: rasterpunten met berekende gehalten.

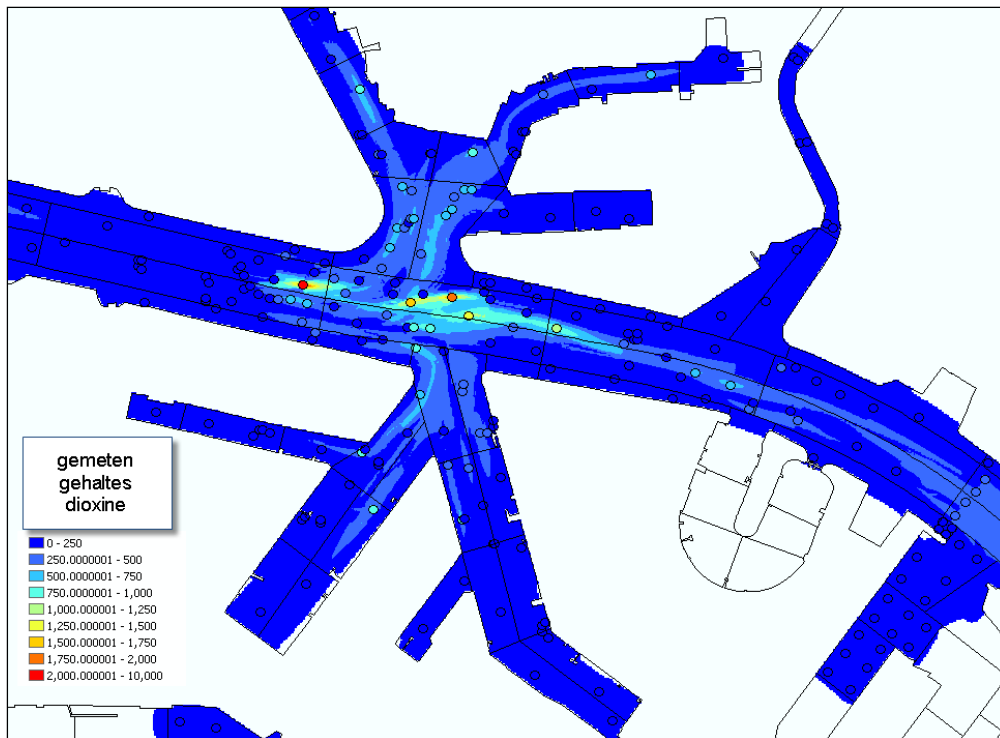
Het resultaat van de handmatige verwijdering van de punten buiten het gebied is te zien in figuur 5.



Figuur 5: rasterpunten met berekende gehalten na opschonen

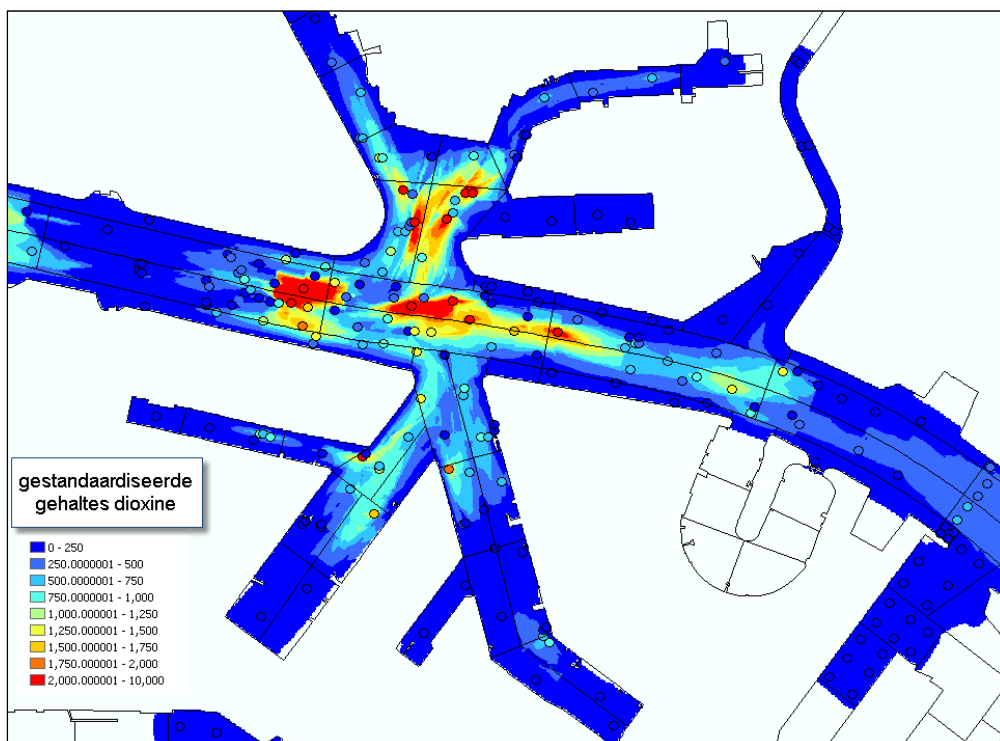
Bijlage K.7. Stap 6: omzetten berekende rasterwaarden naar een ESRI grid

De ruimtelijk geïnterpoleerde gemeten en gestandaardiseerde gehalten dioxine op de rasterpunten zijn binnen ARCGIS met behulp van IDW omgezet naar een ESRI grid. De resultaten zijn vlekkenkaarten met gemeten en gestandaardiseerde gehalten. Een voorbeeld met een deel van het gebied is te zien in figuur 6. In deze figuur staan de geïnterpoleerde gemeten gehalten en de gebruikte metingen (puntmonsters en de naar punten omgezette mengmonsters).



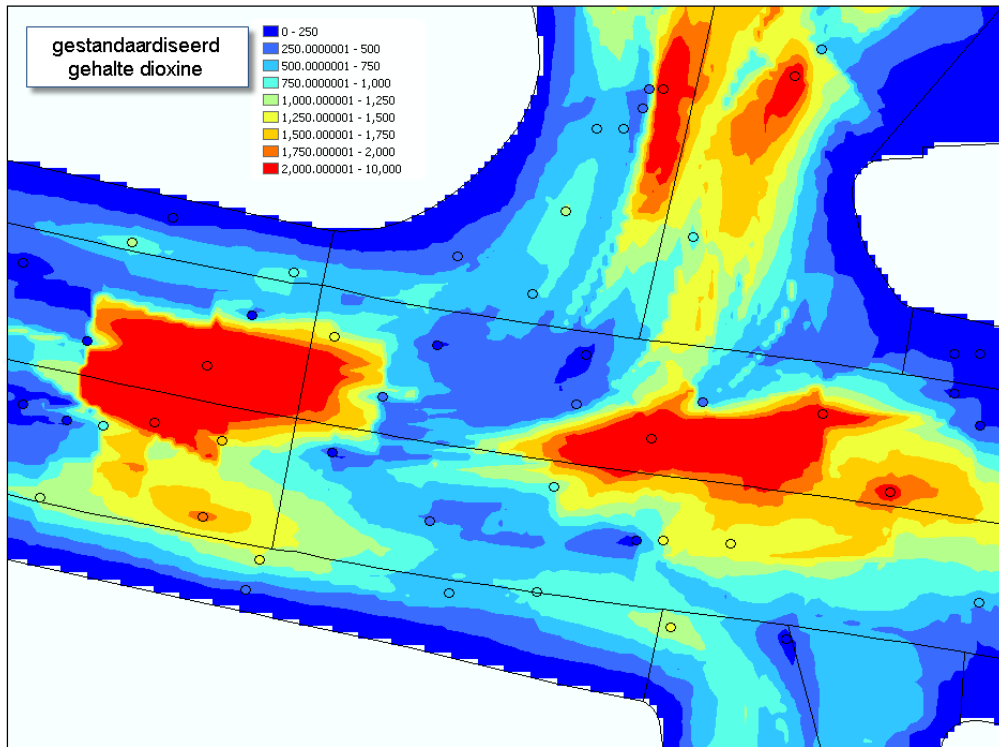
Figuur 6: geïnterpoleerde gemeten gehaltenes dioxine

Behalve de gemeten gehaltenes zijn ook de gestandaardiseerde gehaltenes geïnterpoleerd. Het resultaat hiervan is te zien in figuur 7. In figuur 7 is te zien dat door de standaardisatie de gehaltenes veel hoger worden.



Figuur 7: geïnterpoleerde gestandaardiseerde gehaltenes dioxine

Tenslotte is, om te zien hoe er geïnterpoleerd is en wat de invoer was, een detail van dit gebied gemaakt. Het resultaat hiervan is te zien in figuur 8.



Figuur 8: detail geïnterpoleerd gestandaardiseerd gehalte dioxine.