



KWR 2025.063 | Juli 2025

Zwevend stof en KRW- overschrijdingen van microverontreinigingen

Colofon

Zwevend stof en KRW-overschrijdingen van microverontreinigingen

KWR 2025.063 | Juli 2025

Opdrachtnummer

405191

Projectmanager

Ton van Leerdam

Opdrachtgever

Rijkswaterstaat

Auteur(s)

Tessa Pronk, Thomas ter Laak

Kwaliteitsborger(s)

Bas van der Grift

Verzonden naar

Carmen Hogendoorn

Dit rapport is verstrekt aan de opdrachtgevers van het adviesproject. De opdrachtgever is gerechtigd het rapport te verspreiden en delen hiervan te gebruiken in verdere publicaties mits er een referentie naar het rapport bij wordt gegeven. Werkwijzen, rekenmodellen, technieken, ontwerpen van proefinstallaties, prototypen en door KWR gedane voorstellen en ideeën alsmede instrumenten, waaronder software, die in het onderzoeksresultaat zijn opgenomen, zijn en blijven het eigendom van KWR. Ook alle rechten die voortvloeien uit intellectueel en industrieel eigendom, alsmede de auteursrechten, blijven bij KWR berusten en derhalve eigendom van KWR.

Keywords

Kader Richtlijn Water, Zwevend Stof, Microverontreinigingen, Chemische Waterkwaliteit

Jaar van publicatie
2025

Meer informatie
Dr.ir. Tessa Pronk

T +31306069681
E Tessa.Pronk@kwrwater.nl

PO Box 1072
3430 BB Nieuwegein
The Netherlands

T +31 (0)30 60 69 511
E info@kwrwater.nl
I www.kwrwater.nl

KWR

Juli 2025 ©

Alle rechten voorbehouden aan KWR. Niets uit deze uitgave mag - zonder voorafgaande schriftelijke toestemming van KWR - worden verveelvoudigd, opgeslagen in een geautomatiseerd gegevensbestand, of openbaar gemaakt, in enige vorm of op enige wijze, hetzij elektronisch, mechanisch, door fotokopieën, opnamen, of enig andere manier.

Samenvatting

Rijkswaterstaat (RWS) is de waterkwaliteitsbeheerder van de Nederlandse Rijkswateren. Als waterbeheerder moet RWS aan de normen en doelen van de Kaderrichtlijn Water (KRW) voldoen of beroep doen op een uitzonderingsgrond als een norm of doel niet gehaald wordt. Onderdeel van de beoordeling voor de KRW zijn een aantal stoffen die vallen onder de Richtlijn Prioritaire Stoffen en de specifiek verontreinigende stoffen. Structurele monitoring van deze stoffen laat zien dat sommige regelmatig normen overschrijden. Een aantal overschrijdende stoffen valt op, omdat hun concentratie afwijkt van het landelijk beeld.

In deze studie zijn 26 microverontreinigingen geselecteerd die regelmatig maximaal aanvaardbare concentraties (MAC) of jaargrenzen (JG) overschrijden in Rijkswateren waardoor de doelen van de KRW niet worden gehaald. Dit zijn enkele polycyclische aromatische koolwaterstoffen (PAKs), metalen, pesticiden, een biocide (tributyltin) en een industriële stof (PFOS). Metalen worden in de KRW getoetst na filtratie. Met deze filtratiestap wordt het zwevend stof grotendeels verwijderd. Het doel van de studie is om op basis van monitoringsgegevens, modelberekeningen en theoretische verkenningen van sorptiemechanismen de KRW-overschrijdingen te verklaren. Hierbij is specifiek aandacht voor de rol die zwevend stof, ofwel deeltjes in de waterkolom, bij deze overschrijdingen spelen. Hoe hoger de binding van de microverontreiniging aan het zwevend stof, hoe groter de invloed van het zwevend stofgehalte op de concentratie van de microverontreinigingen. Omdat meestal de totaalconcentratie van microverontreinigingen in de waterkolom (dus zowel opgelost in het water als gebonden aan zwevend stof) wordt getoetst, kunnen normoverschrijdingen van microverontreinigingen met een hoge bindingscapaciteit (ten dele) worden veroorzaakt door het zwevend stof. Als een verhoogd gehalte zwevend stof een gevolg van natuurlijke fenomenen is, zoals erosie van land en onderwaterbodems en de betreffende microverontreinigingen door historische emissies in het watersysteem aanwezig zijn, zullen emissiebeperkende maatregelen weinig effect hebben. In dat geval kunnen enkel maatregelen die de erosie van land en onderwaterbodems beperken of het zwevend stof afvangen deze overschrijdingen beperken. In dit rapport wordt verkend of overschrijdingen plaatsvinden, waar deze overschrijdingen plaatsvinden en in hoeverre dat een gevolg is van emissies en/of een toename van zwevend stofgehalten.

Drie analyses zijn uitgevoerd om te achterhalen of de KRW-overschrijdingen geassocieerd zijn met zwevend stofgehalten. De eerste analyse is een correlatieanalyse van het zwevend stofgehalte en de concentratie van de microverontreiniging op de verschillende monitoringslocaties. Met name concentraties van PAKs, metalen boor, uranium en arseen en de microverontreinigingen PFOS en tributyltin vertoonden een positieve correlatie met zwevend stofgehalte over de locaties. Voor PAKs is de binding aan het zwevend stof hoog. In dat geval kan een toename van het zwevend stof zorgen voor verhoogde concentraties van microverontreinigingen in de waterkolom. Dit kan eventueel leiden tot KRW-overschrijdingen. Positieve correlaties tussen microverontreinigingen en het zwevend stofgehalte, waarbij de binding onvoldoende is om deze correlatie te verklaren, kunnen zijn veroorzaakt door factoren die zowel de concentratiedynamiek van de microverontreinigingen als het zwevend stofgehalte beïnvloeden (boor, uranium, PFOS en tributyltin). Voor microverontreinigingen waarvan de binding aan zwevend stof hoog is maar waarvoor een correlatie met het zwevend stofgehalte ontbreekt kan dit duiden op lokale of temporele emissies, al kan dit ook worden veroorzaakt door incomplete datasets. Daardoor wordt de generieke correlatie tussen de concentratie van de microverontreiniging en het zwevend stofgehalte overstemd (sommige pesticiden, twee PAKs).

De tweede analyse betreft het toepassen van een model. In het model wordt variatie in concentratie gekoppeld aan variatie in waarden van diverse variabelen, waaronder zwevend stof. Door het deel dat werd geassocieerd met zwevend stofgehalte af te trekken van de gemeten concentraties was het mogelijk om een deel van de

overschrijdingen toe te wijzen aan zwevend stof. Voor de PAKs was rond de vijftig procent van de overschrijdingen van de maximaal acceptabele concentratie (MAC) milieukwaliteitsnorm geassocieerd met zwevend stof. Ook bleek de overschrijding van de jaargemiddelde (JG) milieukwaliteitsnorm volgens het model 1,7 tot 2,1 keer hoger door zwevend stof. Voor de metalen vóór filtratie was er eveneens associatie met zwevend stof, deze associatie verdween voor de gegevens ná filtratie. Dit illustreert hoe zwevend stof de concentratieniveaus en -dynamiek kan beïnvloeden.

Overschrijdingen die met behulp van het model niet toe te schrijven waren aan zwevend stofgehaltes vielen samen met hoge waarden van seizoensgebonden variabelen die duiden op zomerse omstandigheden en hevige regenval na een periode van relatieve droogte. Dit bevestigt dat overschrijdingen in de praktijk meerdere oorzaken kunnen hebben, en dat in sommige gevallen deze oorzaken (bijvoorbeeld weersomstandigheden) zowel de zwevend stofgehaltes als de concentraties van de microverontreinigingen in dezelfde richting beïnvloeden zonder dat het zwevend stofgehalte de verhoogde concentraties van microverontreinigingen in de waterkolom veroorzaakt.

Databeschikbaarheid was limiterend voor veel van de andere geselecteerde microverontreinigingen. Dit maakte het onmogelijk om met het model een eenduidig beeld te krijgen van de associatie met zwevend stof en overschrijdingen. Ook het ontbreken van de JG of MAC voor diverse microverontreinigingen verhinderde een analyse op overschrijdingen van de KRW-normen. Een aantal pesticiden bindt potentieel voldoende aan zwevend stof om door de in de waterkolom aangetroffen zwevend stofgehaltes te kunnen worden beïnvloed, maar databeschikbaarheid was onvoldoende om dit te kunnen bevestigen of ontkrachten. Dit betreft de pesticiden lambda-cyhalothrin, pyriproxyfen, esfenvaleraat en deltamethrin.

De derde, laatste analyse betreft een inventarisatie van afwijkend hoge concentraties van microverontreinigingen op specifieke locaties. Deze resultaten kunnen helpen om hotspots te herkennen en bronnen op te sporen. Enkele locaties blijken ernstig vervuild en bevatten de hoogste concentraties van meerdere microverontreinigingen, maar het is ook mogelijk dat de hoge concentraties microverontreinigingen op deze locaties samenvallen met (extreem) hoge zwevend stofgehaltes op deze locaties, waardoor (ook) het zwevend stofgehalte een rol speelt. Hoge concentratieniveaus van microverontreinigingen waren in diverse gevallen uniek voor locaties in het Nederlands watersysteem, wat duidt op lokale emissies of historische verontreinigingen. Locaties met opvallend hoge concentraties van diverse microverontreinigingen én hoge zwevend stofgehaltes waren Schaar van Oude Doel (stroomgebied Schelde), Gouda Voorhaven (stroomgebied Rijn) en locaties in de Waddenzee (stroomgebied Eems), zoals Bocht van Watum en Groote Gat Noord. Andere locaties met hoge concentraties van diverse microverontreinigingen maar zonder bijzonder hoge zwevend stofgehaltes waren Sas van Gent, Antwerpen Kanaalpand (stroomgebied Schelde), Stevensweert, Nederweert (stroomgebied Maas) en Wiene (stroomgebied Rijn).

In conclusie is voornamelijk voor PAKs een deel van de waargenomen KRW overschrijdingen van de MAC en de JG te associëren met het zwevend stofgehalte terwijl dit voor tributyltin en PFOS niet het geval is. Voor diverse pesticiden ontbreekt een correlatie terwijl de binding aan zwevend stof in principe voldoende zou moeten zijn om tot een correlatie te leiden. Op basis van hun bindingsaffiniteit met zwevend stof kan wel worden verondersteld dat aangetroffen zwevend stofgehaltes hun concentraties in de waterkolom kunnen beïnvloeden. Echter door beperkte databeschikbaarheid, mogelijk seizoensgebonden gebruik en regionale/lokale toepassing en emissie naar het water maakt dat correlaties met het zwevend stofgehalte niet statistisch significant zijn. Metalen binden wel sterk aan zwevend stof, maar het zwevend stofgehalte is niet relevant voor de toetsing, omdat de metalen worden getoetst ná filtratie van het zwevend stof.

Inhoud

Colofon	2
Samenvatting	3
Inhoud	5
1 Introductie	7
1.1 De Kaderrichtlijn Water	7
1.2 Overschrijdingen van normen	7
1.3 Oorzaken van overschrijdingen van normen in oppervlaktewater	7
1.4 Doel van de studie	8
2 Opzet van het onderzoek	9
2.1 Overschrijdende microverontreinigingen	9
2.2 Herkomst van geselecteerde microverontreinigingen	10
2.3 Meetlocaties voor data-analyse	11
3 Binding van microverontreinigingen aan zwevend stof	15
3.1 Zwevend stof	15
3.2 Binding van microverontreinigingen aan zwevend stof (theorie)	16
3.3 Binding van microverontreinigingen aan zwevend stof (praktijk)	17
3.4 De milieutechnische en ecologische relevantie van gebonden en opgeloste microverontreinigingen	18
3.5 Binding van geselecteerde microverontreinigingen aan zwevend stof	19
4 Data en trendanalyse	21
4.1 Overzicht databronnen en -analyses	21
4.2 Resultaten data-analyses	23
4.2.1 Associaties tussen concentraties van microverontreinigingen en zwevend stofgehalte	23
4.2.2 Overschrijdingen van normen van microverontreinigingen	24
4.2.3 Concentratiedynamiek van microverontreinigingen <i>zonder</i> de invloed van zwevend stof	28
4.3 Concentratieniveaus op de verschillende locaties in het watersysteem	30
5 Discussie	34
5.1 Verklaart zwevend stof de concentratiedynamiek van microverontreinigingen?	34

5.1.1	PAKs	36
5.1.1	Pesticiden	36
5.1.2	Metalen	36
5.1.3	Overige microverontreinigingen	37
5.2	Associaties tussen concentraties van microverontreiniging en diverse variabelen	37
5.3	Handelingsperspectieven voor beperken van overschrijdingen van geselecteerde microverontreinigingen	38
5.4	Conclusie	39
6	Literatuur	40
	Supplement I Invloeden op de binding van microverontreinigingen aan zwevend stof	42
	Supplement II Afleiding <i>in situ</i> sorptiecoëfficiënten van metalen	44
	Supplement III Barplots gemiddelde invloed zwevend stof op de concentratie	46
	Supplement IV Kaarten met mediaanconcentraties van microverontreinigingen	51
	Supplement V Microverontreinigingen met hoge concentraties, per locatie	58

1 Introductie

1.1 De Kaderrichtlijn Water

De Kaderrichtlijn Water (KRW) of Water Framework Directive (WFD) (2000/60/EG) is erop gericht de kwaliteit van watersystemen te verbeteren. Dit betreft zowel grondwater als oppervlaktewater. Het moet de vervuiling van waterlichamen verminderen en voorkomen, duurzaam watergebruik bevorderen en de effecten van overstromingen en droogte beperken. Om deze reden bevat de KRW een lijst van prioritaire stoffen zoals pesticiden, industriële stoffen, (zware)metalen, nutriënten en poly-aromatische koolwaterstoffen (PAKs) (1). Daarnaast heeft Nederland ook specifieke verontreinigende stoffen, die binnen de KRW worden getoetst. Binnen de KRW vallen deze stoffen onder de ecologische toestand. Waterbeheerders rapporteren normoverschrijding voor deze stoffen als onderdeel van deze ecologische toestand.

1.2 Overschrijdingen van normen

Rijkswaterstaat (RWS) is de waterkwaliteitsbeheerder van de Nederlandse Rijkswateren. Structurele monitoring van deze microverontreinigingen door Rijkswaterstaat in de Nederlandse Rijkswateren bij de KRW beoordeling laat zien dat sommige van deze microverontreinigingen regelmatig normen uit de KRW overschrijden. Ook ziet RWS microverontreinigingen die opvallen, omdat hun concentratie in bepaalde waterlichamen hoger is dan andere waterlichamen.

1.3 Oorzaken van overschrijdingen van normen in oppervlaktewater

Overschrijdingen van microverontreinigingen in het oppervlaktewater kunnen vele combinaties van oorzaken hebben. De randvoorwaarde is natuurlijk dat de betreffende verontreiniging (ooit) in het milieu terecht moet zijn gekomen. Grofweg kunnen overschrijdingen van microverontreinigingen in oppervlaktewateren het gevolg zijn van (combinaties van) 1) structureel hoge emissies in het betreffende waterlichaam zelf of afwenteling vanuit een ander (regionaal) waterlichaam 2) natuurlijke fenomenen die leiden tot (re)mobilisatie van microverontreinigingen vanuit de waterbodem naar de waterfase en 3) incidentele of seizoensgebonden piekemissies, bijvoorbeeld door diffuse belasting van bijvoorbeeld bestrijdingsmiddelen uit het landsysteem als gevolg van oppervlakkige afspoeling tijdens afvoerpieken en 4) uitspoeling van microverontreinigingen uit de ondergrond met kwelwater.

In het eerste geval vallen overschrijdingen van microverontreinigingen vaak samen met lage afvoeren van rivieren ten tijde van droge perioden. Structurele emissies leiden bij lage afvoeren tot de hoogste concentraties in het oppervlaktewater (3). In het tweede geval wordt het verband tussen de afvoer en de concentratie in de waterfase verstoord door andere processen en fenomenen. In het derde en vierde geval kan het verband tussen de afvoer en de concentratie ook worden verstoord omdat de emissies plaatsvinden onder specifieke milieuocondities, zoals hoge temperaturen, hevige neerslag, lage of juist hoge afvoer, soms in combinatie met een bepaald seizoen waarin de betreffende microverontreiniging (veel) wordt toegepast. In het tweede en ook in het derde en vierde geval zijn er naast verdunning dus nog andere factoren en processen die de concentratiedynamiek van de microverontreinigingen in het water beïnvloeden. In deze studie is specifiek aandacht voor groepen microverontreinigingen die (regelmatig) overschrijdingen vertonen en waarvan concentraties niet (geheel) te relateren zijn aan structurele emissies en beperkte verdunning bij lage afvoer. Voor deze microverontreinigingen bestaat het vermoeden dat (combinaties van) incidenten / piek emissies, natuurlijke processen en specifieke omstandigheden (naast verdunning door het afvoer volume) van invloed zijn op de concentratiedynamiek.

Onderzoek naar allerlei processen en omstandigheden die van invloed zijn op de concentratiedynamiek van microverontreinigingen in natuurlijke systemen is complex. Veel factoren die van invloed zijn op emissies en uiteindelijke concentraties van microverontreinigingen in de waterfase van een watersysteem vertonen immers correlaties. Bijvoorbeeld, hoge afvoer en hevige neerslag, en erosie van waterbodems en landbodems waardoor het zwevend stofgehalte toeneemt. Bovendien zijn voor bepaalde emissieroutes bepaalde combinaties van omstandigheden nodig. Voor afspoeling van bestrijdingsmiddelen van landbouwbodems is het immers nodig dat de bestrijdingsmiddelen (recent) gebruikt zijn (seizoensgebonden) en dat op dat moment voldoende neerslag valt waardoor de middelen door oppervlakkige afspoeling in oppervlaktewater kunnen komen.

In de voorliggende studie zijn een aantal factoren gekozen waarmee de concentratiedynamiek van de geselecteerde microverontreinigingen worden gecorreleerd. Dit zijn concentraties of gehalten van de macroparameters chloride, fosfor, bicarbonaat en gesuspendeerd materiaal (zwevend stof) in de waterkolom, de zuurgraad (pH), de aan klimaat en seizoen gerelateerde watertemperatuur, waterafvoer en neerslag, en de locatie en datum. In de studie is specifieke aandacht voor de variabele zwevend stof, omdat zwevend stof bepaalde microverontreinigingen kan binden, en deze zo in de waterfase kan brengen. Op deze manier worden historische verontreinigingen die lang geleden zijn geëmitteerd op gezette tijden in hoge concentraties in water gemeten, ook zonder een actuele emissiebron. Wat het onderzoek complex maakt is dat deze variabele zelf weer kan worden beïnvloed door diverse andere variabelen als afvoer (stroomsnelheid leidt tot opwervend sediment), neerslag (kan leiden tot afspoeling deeltjes van landoppervlak) en temperatuur (kan leiden tot bloei van algen) en van locatie tot locatie kan verschillen door samenstelling van sediment en dynamiek van het water.

1.4 Doel van de studie

Het doel van de studie is om op basis van monitoringsgegevens, modelberekeningen en theoretische verkenningen van mechanismen te onderzoeken of KRW-normoverschrijdingen te verklaren zijn en wanneer overschrijdingen plaatsvinden op specifieke locaties, wat kan duiden op lokale emissiebronnen. Hierbij is specifiek aandacht voor de rol die deeltjes in de waterkolom, ook wel zwevend stof genoemd, bij deze overschrijdingen spelen.

Daarvoor is met behulp van statistische analyses van monitoringgegevens en literatuuronderzoek naar sorptiemechanismen verkend welke fenomenen de concentratiedynamiek van geselecteerde microverontreinigingen kunnen verklaren (zie Tabel 1) en op welke locaties concentraties sterk afwijken. Deze informatie is van belang om te bepalen welke handelingsperspectieven de waterbeheerder en betrokken partijen hebben om overschrijdingen te beperken of voorkomen. Dit biedt Rijkswaterstaat de mogelijkheid om af te wegen of en welke maatregelen in samenwerking met bedrijfsleven, waterschappen en andere betrokken partijen effectief kunnen worden ingezet om aan KRW criteria te voldoen, en wanneer dit minder effectief is. Wanneer zowel statistische verbanden als mechanistische verklaringen suggereren dat overschrijdingen buiten de invloedssfeer van de waterbeheerder, bedrijven en andere betrokkenen vallen, kan aanspraak gemaakt worden op een uitzonderingsbepaling, ook wel een derogatie genoemd. Zoals eerder beschreven, heeft zwevend stof specifieke aandacht, omdat deze waterkwaliteitsparameter wordt beïnvloed door diverse, grotendeels natuurlijke, factoren en kunnen diverse microverontreinigingen eraan binden. Daardoor kan zwevend stof een aandeel hebben in het verhogen van concentraties van specifieke microverontreinigingen waarvan de milieubelasting in het verleden hoog is geweest.

2 Opzet van het onderzoek

De voorliggende studie bestaat uit verschillende onderdelen. De opzet van het onderzoek en de achtergrondinformatie van de geselecteerde microverontreinigingen die regelmatig worden aangetroffen in concentraties boven de geldende normen van de Kaderrichtlijn Water worden gepresenteerd in Hoofdstuk 2. In Hoofdstuk 3 worden de sorptiemechanismen en de binding van de geselecteerde microverontreinigingen aan zwevend stof beschreven. In Hoofdstuk 2 worden monitoringsgegevens met geavanceerde statistische methoden geanalyseerd om te onderzoeken welke factoren en omstandigheden de concentratiedynamiek van de microverontreinigingen kunnen verklaren. Op basis van de resultaten van Hoofdstuk 3 en 4 wordt in Hoofdstuk 5 bediscussieerd in hoeverre zwevend stof en andere omstandigheden van invloed kunnen zijn op de concentratiedynamiek en overschrijdingen van waterkwaliteitsnormen. Ook wordt besproken welke handelingsperspectieven waterbeheerders al dan niet hebben om deze overschrijdingen te voorkomen of beperken.

2.1 Overschrijdende microverontreinigingen

De microverontreinigingen in Tabel 1 zijn geselecteerd voor data-analyse omdat ze, ondanks maatregelen, niet voldoen aan de KRW doelen. Tabel 1 geeft tevens de maximaal aanvaardbare concentraties (MAC) en jaargemiddelde (JG) milieukwaliteitsnorm voor zowel zoet als zout water van deze microverontreinigingen. De JG wordt overschreden als de gemiddelde concentratie over de periode van 3 jaar dit niveau overschrijdt, terwijl elke unieke meting boven de MAC als overschrijding wordt gezien.

Wanneer MACs of JGs worden overschreden, betekent dit dat waterbeheerders in samenwerking met bedrijfsleven en andere partijen in het gehele stroomgebied met een verantwoordelijkheid in de waterketen maatregelen moeten vast stellen en nemen om de overschrijding in de toekomst te voorkomen, om zo de KRW doelen alsnog te halen. Wanneer de doelen niet worden bereikt binnen de gestelde periode, kan de Europese Unie boetes opleggen aan de lidstaten.

Tabel 1: Geselecteerde microverontreinigingen en hun maximaal aanvaardbare concentraties (MAC) en jaargemiddelde milieukwaliteitsnorm (JG) uit de Kaderrichtlijn Water. PAK staat voor polycyclische aromatische koolwaterstoffen. CAS staat voor Chemical Abstracts Service. 'nf' staat voor na filtratie.

Parameter naam	Code	Categorie	CAS nummer	MAC(zoet) µg/L	JG(zoet) µg/L	MAC(zout) µg/L	JG(zout) µg/L
benzo(a)antraceen	BaA	PAK	56-55-3	0,28	0,00064	0,012	0,00027
benzo(a)pyreen	BaP	PAK	50-32-8	0,27	0,00017	0,027	0,00017
benzo(b)fluorantheen	BbF	PAK	205-99-2	0,017	-*	0,017	-*
benzo(ghi)peryleen	BghiPe	PAK	191-24-2	0,0082	-*	0,00082	-*
benzo(k)fluorantheen	BkF	PAK	207-08-9	0,017	-*	0,017	-*
chryseen	Chr	PAK	218-01-9	0,17	0,0029	0,008	0,0014
fluorantheen	Flu	PAK	206-44-0	0,12	0,0063	0,12	0,0063
methylpirimifos	C1yprmf	Pesticide	29232-93-7	0,0016	0,0005	0,0016	0,0005
lindaan	cHCH	Pesticide	58-89-9	0,04	0,02	0,02	0,002

cypermethrin	cypmtn	Pesticide	52315-07-8	0,0006	0,00008	0,00006	0,000008
deltamethrin	dmtn	Pesticide	52918-63-5	0,00031	0,0000031	0,00031	0,0000031
esfenvaleraat	esfvlt	Pesticide	66230-04-4	0,0017	0,00019	-*	-*
imidacloprid	imdcpd	Pesticide	138261-41-3	0,2	0,0083	0,02	0,00083
lambda-cyhalothrin	lcyhltn	Pesticide	91465-08-6	0,00047	0,00002	-*	-*
pyriproxyfen	pyrpxfn	Pesticide	95737-68-1	0,026	0,00003	-*	-*
arseen (nf)	As	Metaal	7440-38-2	8	0,5	1,1	0,6
boor (nf)	B	Metaal	7440-42-8	450	180	-*	-*
kobalt (nf)	Co	Metaal	7440-48-4	1,36	0,2	0,21	-*
koper (nf)	Cu	Metaal	7440-50-8	-*	2,4	4,5	3,5
kwik (nf)	Hg	Metaal	7439-97-6	0,07	0,00007	0,07	0,00007
seleen (nf)	Se	Metaal	7782-49-2	24,6	0,052	2,6	-*
thallium (nf)	Tl	Metaal	7440-28-0	0,8	0,05	-*	-*
uranium (nf)	U	Metaal	7440-61-1	9,4	0,17	-*	-*
zink (nf)	Zn	Metaal	7440-66-6	15,6	7,8	3	-*
tributyltin	TC4ySn	Biocide	36643-28-4	0,0017	0,0012	-*	-*
Perfluorocetaan-sulfonzuur (lineair)	PFOS	Industrieel	1763-23-1	36	0,00065	7,2	0,00013

* geen norm beschikbaar

2.2 Herkomst van geselecteerde microverontreinigingen

PAKs

Tabel 1 bevat zeven poly-aromatische koolwaterstoffen (PAKs). Dit zijn restproducten van onvolledige verbranding van organisch materiaal waar onder ook olieproducten. Veel PAKs worden bij verbranding uitgestoten, gebonden aan kleine roetdeeltjes, en komen door regen op de bodem en in oppervlaktewater terecht. Deze deeltjes met daarin de PAKs kunnen vervolgens afspoelen van bodem naar oppervlaktewater. Infiltratie in de bodem en uitspoeling naar oppervlaktewater ligt minder voor de hand omdat deze microverontreinigingen relatief sterk sorberen aan organisch materiaal in de bodem. Recente toepassing van filters beperkt deze emissies. Naast continue diffuse emissies van allerlei verbrandingsprocessen door huishoudens, verkeer industrie en natuurbranden (bosbranden, veenbranden) zijn veel petrochemische industrieterreinen, gasfabriek terreinen en havens vervuild met PAKs door verwerking, transport van petrochemische producten en dumpen van afvalmateriaal (in het verleden). Producten met daarin PAKs werden in het verleden ook breed toegepast voor preservatie van houten bielzen, houten kadebeschoeiingen, bruggen, steigers, dukdalfpalen en wegen, gevels en daken van huizen. Dit maakt het bepalen van de herkomst van PAKs in (grotere) rivieren vaak erg lastig.

Pesticiden

Tabel 1 bevat acht pesticiden. Dit zijn alle insecticiden die soms ook worden toegepast en/of zijn toegelaten als biocide tegen mieren of vliegen (in huis of tuin) of als diergeneesmiddel tegen vlooiën en teken bij huisdieren. Behalve lindaan, waarvan de laatste toelating is ingetrokken in 1999, zijn de andere middelen voor bepaalde toepassingen toegestaan door het Ctgb (College voor de toelating van Gewasbeschermingsmiddelen en Biociden). Deze middelen zijn relatief hydrofobe organische stoffen.

Metalen

Tabel 1 bevat negen metalen. Metalen zijn van nature aanwezig in gesteenten. Door menselijke activiteiten zoals mijnbouw en andere menselijke activiteiten zoals grondwaterpeilbeheer en (landbouw)activiteiten die leiden tot verzuring en vermisting van de bodem kunnen metalen mobiliseren, waardoor deze in grond- en oppervlaktewater terecht komen. Daarnaast leidt ook de toepassing van metalen in allerlei materialen en producten tot emissies en kunnen concentraties in watersystemen boven natuurlijke achtergrondconcentraties uitstijgen. De toepassingen van de metalen variëren van mest, bouwmaterialen, katalysatoren, tot batterijen en hi-tech toepassingen in elektronica. Metalen zijn als opgelost ion in de waterfase positief geladen (zoals Zn^{2+} en Ni^{2+} , maar kunnen ook als geoxideerd anion voorkomen (zoals As in AsO_4^{3-} en Se in SeO_4^{3-}). Positief geladen metalen binden sterk aan de doorgaans negatief geladen oppervlakken zoals organisch of mineraal materiaal in sediment of opgelost en gesuspendeerd in het water. Geoxideerde anionische metalen hebben een negatieve lading, zij hebben vaak een hoge affiniteit voor ijzerhydroxides die in de bodem en (gesuspendeerd) sediment voorkomen. De binding worden voornamelijk bepaald door elektrostatische interacties tussen het sorbent (bv. sediment) en het sorbaat (het metaal) (4-6). Het zoutgehalte van het water en de pH kunnen daarnaast van grote invloed zijn op deze bindinginteractie omdat ze (indirect) de lading van het sorbent beïnvloeden en (direct) kunnen concurreren om sorptieplaatsen met het metaalion. Bij het bestuderen van metalen in oppervlaktewater moet dus rekening gehouden worden met 1) natuurlijke achtergrondconcentraties, en 2) mogelijke invloed van pH, ionsterkte en 3) de (minerale) samenstelling van het sorbent.

Overige microverontreinigingen

Naast de bovengenoemde categorieën zijn PFOS en tributyltin geselecteerd. PFOS behoort tot de groep van de poly- en perfluoralkylstoffen (PFAS) en is in 2009 opgenomen in de bijlage B van het Verdrag van Stockholm inzake persistente organische verontreinigende stoffen, wat wil zeggen dat het uit de handel moet worden genomen. Het werd onder andere gebruikt in smeermiddelen, om stoffen en coatings vuilafstotend te maken en in brandblusschuim. Vooral deze laatste toepassing heeft, door brandblus (oefen) activiteiten, met vaak directe emissies in het milieu, tot hoge emissies geleidt. Deze stof heeft een negatieve lading bij natuurlijke pH-niveaus waardoor het relatief goed oplosbaar is. De negatief geladen groep én de apolaire gefluoreerde koolstofketen maakt dat het in watersystemen vaak op grensvlakken tussen water en vast materiaal of de gasfase gaat zitten. Daarbij oriënteert de geladen kop zich richting de waterfase en de hydrofobe staart richting het (organisch) vast of gesuspendeerd materiaal of de lucht. Het bepalen van sorptiecoëfficiënten van dergelijke microverontreinigingen is daarom erg lastig te voorspellen en experimenteel te bepalen (7, 8). Tributyltin is een organometaal dat werd toegepast als anti-aangroeimiddel in coatings van scheepsrompen ter voorkoming van de aangroei van pokken en algen. Sinds 1998 mag dit middel niet meer toegepast worden als biocide (EC No 782/2003) en sinds 2003 mag dit middel niet meer worden toegepast in coatings en verf (Directive 76/769/EEC), omdat het leidt tot misvormingen van de geslachtsorganen van slakken en andere schelpdieren (9). Tributyltin is relatief hydrofoob, waardoor het sterk bindt aan organisch materiaal in sediment en dus ook aan opgelost of gesuspendeerd materiaal in het water.

2.3 Meetlocaties voor data-analyse

Data in de periode van 2018 tot en met 2024 is verzameld, echter voor 2024 is er beperkt data gerapporteerd ten tijde van het schrijven van dit rapport. In Hoofdstuk 4 wordt verder ingegaan op het type data dat is verzameld. In Tabel 2 staan alle geselecteerde meetlocaties van Rijkswaterstaat, met het aantal beschikbare metingen aan zwevend stof in de periode 2018-2024.

De locaties zijn opgedeeld in locatiegroepen ('groep') deze groepen vertegenwoordigen (delen van) stroomgebieden. Binnen de locatiegroepen zijn de omstandigheden, en daardoor de verhouding tussen gemeten variabelen, naar verwachting vergelijkbaar. Hierdoor zal een model eenduidiger relaties kunnen representeren. Door locaties te groeperen zijn er daarnaast meer waarnemingen binnen hetzelfde stroomgebied beschikbaar. Meer waarnemingen zorgen voor een robuuster beeld van de waarden van variabelen en variatie van de

microverontreinigingen. Deze zijn daardoor minder afhankelijk van toevallige variaties of afwijkingen als gevolg van incidenten en leiden tot robuuste statistische verbanden. De locatiegroepen zijn niet volledig uniform in hun normtoetsing. Om een eenduidige interpretatie mogelijk te maken zijn de locatiegroepen getoetst op de norm van de meerderheid van de locaties in de groep. De MAC voor zout water is meestal strenger en soms gelijk aan die van zoet water. De JG is dat ook, met uitzondering van arseen en koper (zie Tabel 1). Dat betekent dat locaties die nu getoetst worden op de ‘verkeerde’ waarde of norm meer of minder overschrijdingen zullen laten zien dan werkelijk het geval is.

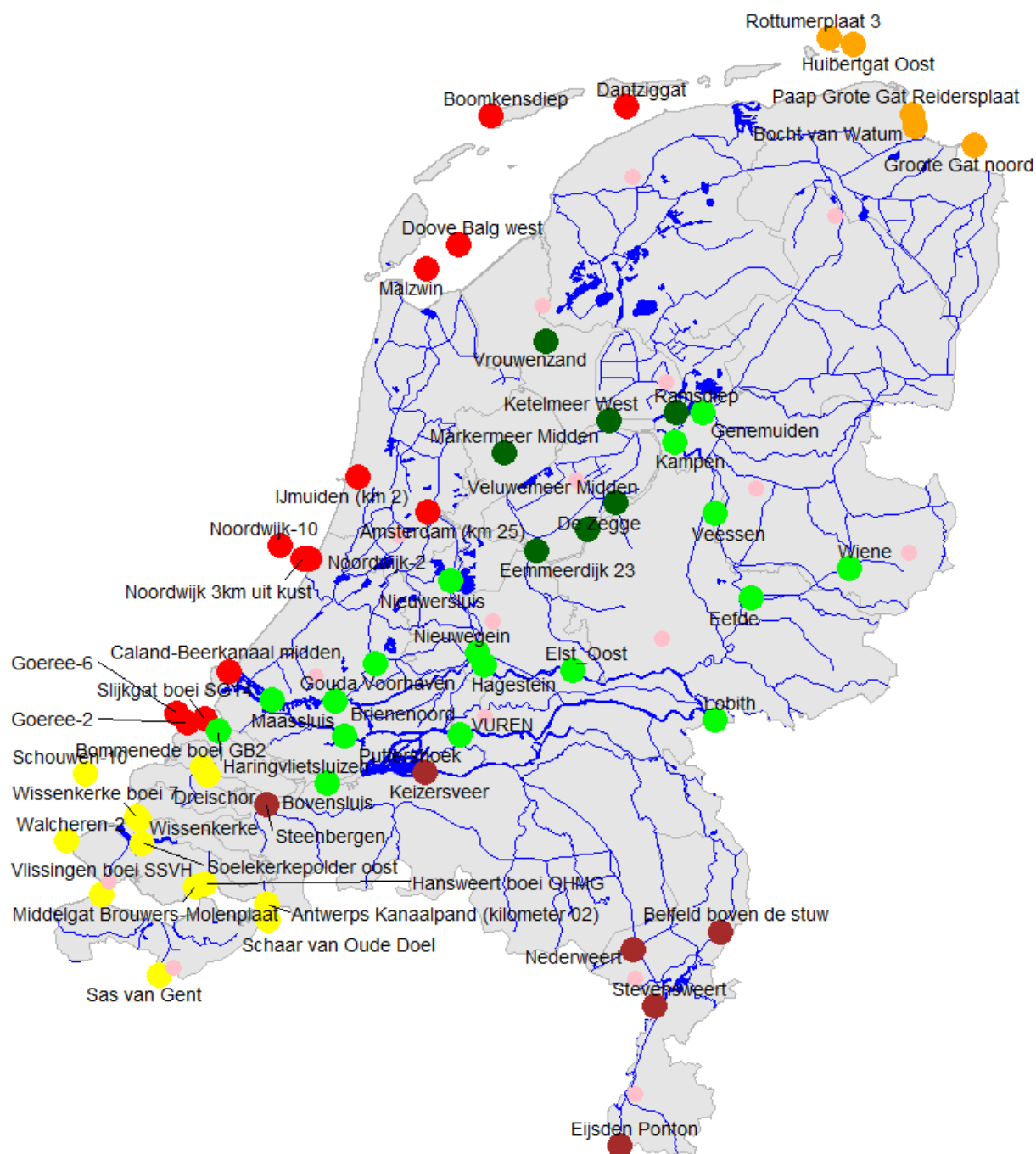
Tabel 2. Geselecteerde monsterlocaties Rijkswaterstaat met het aantal metingen met zwevend stof ('zw stof'), of er op de waarde voor zout of zoet water wordt getoetst, en tot welke locatiegroep de locatie behoort ('GROEP').

Code Naam	# met. zwevendstof	Omschrijving	Waterlichaam naam	Toets KRW	GROEP
BOCHTVWTM	93	Bocht van Watum	Eems-Dollard	Zout	Eems
GROOTGND	94	Groote Gat noord	Eems-Dollard	Zout	Eems
HUIBGOT	94	Huibergat Oost	Eems-Dollard (kustwater)	Zout	Eems
PAAPGTGRDPT	0	Paap Grote Gat Reidersplaat	Eems-Dollard	Zout	Eems
ROTTMPT3	60	Rottumerplaat 3	Eems territoriaal water	Zout	Eems
BELFBVN	117	Belfeld boven de stuw	Zandmaas	Zoet	MaasRivier
EIJSDPTN	1916	Eijsden Ponton	Bovenmaas	Zoet	MaasRivier
KEIZVR	79	Keizersveer	Bergsche Maas	Zoet	MaasRivier
NEDWT	78	Nederweert	Midden Limburgse en Noord-Brabantse kanalen	Zoet	MaasRivier
STEENBGN	76	Steenbergen	Volkerak	Zoet	MaasRivier
STEVWT	79	Stevensweert	Grensmaas	Zoet	MaasRivier
DEZGE	0	De Zegge	Randmeren-oost	Zoet	RijnMeer
EEMMDK23	76	Eemmeerdijk 23	Randmeren-zuid	Zoet	RijnMeer
KETMWT	78	Ketelmeer West	Ketelmeer, Vossemeer	Zoet	RijnMeer
MARKMMDN	77	Markermeer Midden	Markermeer	Zoet	RijnMeer
RAMSDP	77	Ramsdiep	Zwarte Meer	Zoet	RijnMeer
VELWMMDN	76	Veluwemeer Midden	Randmeren-oost	Zoet	RijnMeer
VROUWZD	78	Vrouwenzand	IJsselmeer	Zoet	RijnMeer
BRIENOD	77	Brienoord	Nieuwe Maas	Zout*	RijnRivier
BOVSS	78	Bovensluis	Haringvliet-oost	Zoet	RijnRivier
EEFDBVN	78	Eefde	Twenthekanalen	Zoet	RijnRivier
ELSTOT	0	Elst_Oost	Nederrijn, Lek	Zoet	RijnRivier
GENMDN	78	Genemuiden	Vechtdelta Groot Salland	Zoet	RijnRivier
GOUDVHVN	77	Gouda Voorhaven	Hollandsche IJssel	Zoet	RijnRivier
HAGSN	90	Hagestein	Nederrijn, Lek	Zoet	RijnRivier
HARVSS	77	Haringvlietluizen	Haringvliet-west	Zout*	RijnRivier
KAMPN	78	Kampen	IJssel	Zoet	RijnRivier

LOBPTN	1967	Lobith	Bovenrijn, Waal	Zoet	RijnRivier
NIEUWGN	91	Amsterdam-Rijnkanaal Noordpand	Amsterdam-Rijnkanaal Noordpand	Zoet	RijnRivier
NIEUWSS	74	Amsterdam-Rijnkanaal Noordpand	Amsterdam-Rijnkanaal Noordpand	Zoet	RijnRivier
PUTTHK	78	Puttershoek	Oude Maas	Zoet	RijnRivier
VEESSN	0	Veessen	IJssel	Zoet	RijnRivier
VURN	90	VUREN	Bovenrijn, Waal	Zoet	RijnRivier
WIENE	77	Wiene	Twenthekanalen	Zoet	RijnRivier
BOMMNDBIGB2	0	Bommenede boei GB2	Grevelingenmeer	Zout	Schelde
DREISR	95	Dreischor	Grevelingenmeer	Zout	Schelde
HANSWBIOHMG	0	Hansweert boei OHMG	Westerschelde	Zout	Schelde
MIDDEGBWPLPT	0	Middelgat Brouwers-Molenplaat	Westerschelde	Zout	Schelde
SCHAARVODDL	151	Schaar van Oude Doel	Westerschelde	Zout	Schelde
SCHOUWN10	58	Schouwen-10	Schelde territoriaal water	Zout	Schelde
SOELKKPDOT	95	Soelekerkepolder oost	Veerse Meer	Zout	Schelde
VLISSGBISSVH	92	Vlissingen boei SSVH	Westerschelde	Zout	Schelde
WALCRN2	59	Walcheren-2	Zeeuwse kust (kustwater)	Zout	Schelde
WISSKKBI7	0	Wissenkerke boei 7	Oosterschelde	Zout	Schelde
WISSKKE	96	Wissenkerke	Oosterschelde	Zout	Schelde
ANTWKNPD2	76	Antwerps Kanaalpand (kilometer 02)	Antwerps kanaalpand	Zoet**	Schelde
SASVGT	77	Sas van Gent	Kanaal Gent Terneuzen	Zoet**	Schelde
BEERKNMDN	78	Caland-Beerkanaal midden	Nieuwe Waterweg	Zout	Zee
IJMDN1	52	IJmuiden (km 2)	Noordzeekanaal	Zout	Zee
AMSDM	78	Amsterdam (km 25)	Noordzeekanaal	Zout	Zee
BOOMKDP	92	Boomkendsdiep	Waddenkust (kustwater)	Zout	Zee
DANTZGT	94	Dantziggat	Waddenzee	Zout	Zee
DOOVBT	95	Doove Balg west	Waddenzee	Zout	Zee
GOERE2	59	Goeree-2	Noordelijke Deltakust (kustwater)	Zout	Zee
GOERE6	59	Goeree-6	Maas territoriaal water	Zout	Zee
MAASSS	75	Maassluis	Nieuwe Waterweg	Zout	Zee
MALZN	0	Malzwin	Waddenzee	Zout	Zee
NOORDWK10	88	Noordwijk-10	Rijn territoriaal water	Zout	Zee
NOORDWK2	88	Noordwijk-2	Hollandse kust (kustwater)	Zout	Zee
NOORDWK3	0	Noordwijk 3km uit kust	Hollandse kust (kustwater)	Zout	Zee
SLIJBISG14	0	Slijkgat boei SG14	Noordelijke Deltakust (kustwater)	Zout	Zee

* Wordt in het model op de waarde voor 'zoet' getoetst. ** Wordt in het model op de waarde voor 'zout' getoetst

In Figuur 1 worden alle posities van geselecteerde meetlocaties uit Tabel 2 weergegeven in een kaart. De stroomgebieden van de verschillende rivieren en mariene wateren zijn met verschillende kleuren weergegeven.



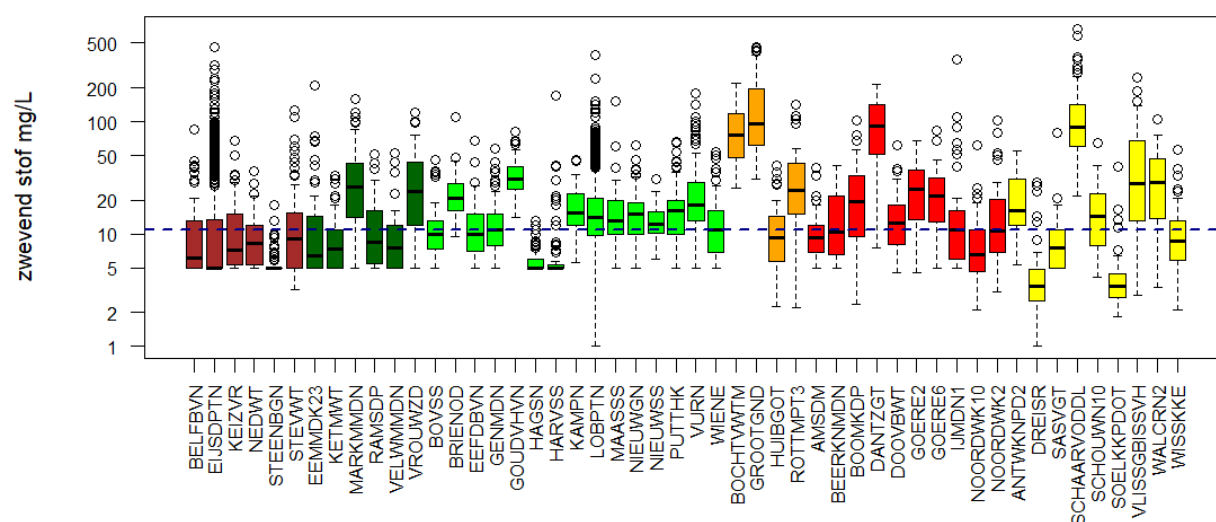
Figuur 1: RWS KRW locaties. Oranje: Eemsstroomgebied. Bruin: Maasstroomgebied. Groen: Rijnstroomgebied, waarbij donkergroen meren betreft en lichtgroen rivieren. Geel: Scheldestroomgebied. Rood: kustwateren. In roze, KNMI locaties waarvan de weergegevens zijn gebruikt als variabelen voor het regressiemodel.

3 Binding van microverontreinigingen aan zwevend stof

3.1 Zwevend stof

Het oppervlaktewater kan allerlei typen deeltjes bevatten. Deze deeltjes kunnen afkomstig zijn van het sediment, 'authigeen' gevormd, wat wil zeggen gevormd door neerslagreacties van opgeloste minerale en organische verbindingen in de waterfase (bijvoorbeeld ijzerhydroxides), zijn afgespoeld vanaf het land of afkomstig van organismen in de waterkolom (algen, planten, bacteriën, ongewervelde organismen, etc.), van antropogene bronnen (e.g. microplastics) en kunnen worden beïnvloed door natuurlijke omstandigheden (hevig neerslag, harde wind, hoge afvoer van rivieren) in combinatie met antropogene activiteiten (baggerwerkzaamheden, grondverzet, bouw, landbouw, mijnbouw, scheepvaart). Deze deeltjes worden ook wel zwevend stof genoemd. Het gehalte zwevend stof wordt bepaald door het oppervlaktewater te filteren met een 0,45 µm filter, alles wat in deze filter achterblijft wordt gedefinieerd en gekwantificeerd als zwevend stof.

In Figuur 2 zijn de zwevend stofgehalten van alle meetlocaties weergegeven in de meetperiode van 2018 tot en met 2024. Hierbij moet worden opgemerkt dat voor veel van deze metingen de rapportagelimiet 5 mg/L is. Dit betekent dat het gehalte zwevend stof 5 mg/L of lager is. Voor deze metingen is de rapportagelimiet aangehouden als minimale waarde. De verdeling van het zwevend stofgehalte is niet symmetrisch, in de meeste metingen is het zwevend stofconcentratie laag (enkele tot tientallen mg/L), en in enkele metingen wordt dit zeer hoog (honderden mg/L). Als de verdeling op een log-schaal wordt weergegeven (Figuur 2), is het verschil in de verdeling goed te zien tussen locaties.



Figuur 2: Concentratieverdeling zwevend stofgehalten in Nederlands oppervlaktewater (periode 2018-2024) op een natuurlijke log-schaal. De mediaan over alle locaties is aangegeven met een horizontale lijn. Bruin: Maasstroomgebied; groen: Rijnstroomgebied, waarbij donkergroen meren betreft en lichtgroen rivieren; oranje: Eemsstroomgebied; rood: kustwateren; geel: Scheldestroomgebied. Zie ook de kaart in Figuur 1.

De in het oppervlaktewater aangetroffen zwevend stofgehalten variëren van enkele tot honderden mg/L met een mediaan van 11 mg/L (Figuur 2). Sommige locaties hebben structureel hogere zwevend stofgehalten dan andere locaties, terwijl andere locaties een zeer grote variatie in zwevend stofgehalte vertonen. Locaties met een structureel hoog zwevend stofgehalte zijn voornamelijk zoute locaties; Bocht van Watum, Groote Gat noord, Schaar

van Oude Doel, Dantzigat. Maar ook Gouda voorhaven heeft een hoog gehalte zwevend stof, evenals Brieneoord, Markermeer midden en Vrouwenzand. De twee grenslocaties, Lobith voor de Rijn en Eijsden voor de Maas, vertonen een hoge spreiding van het gehalte zwevend stof met uitschieters tot boven 200 mg/L.

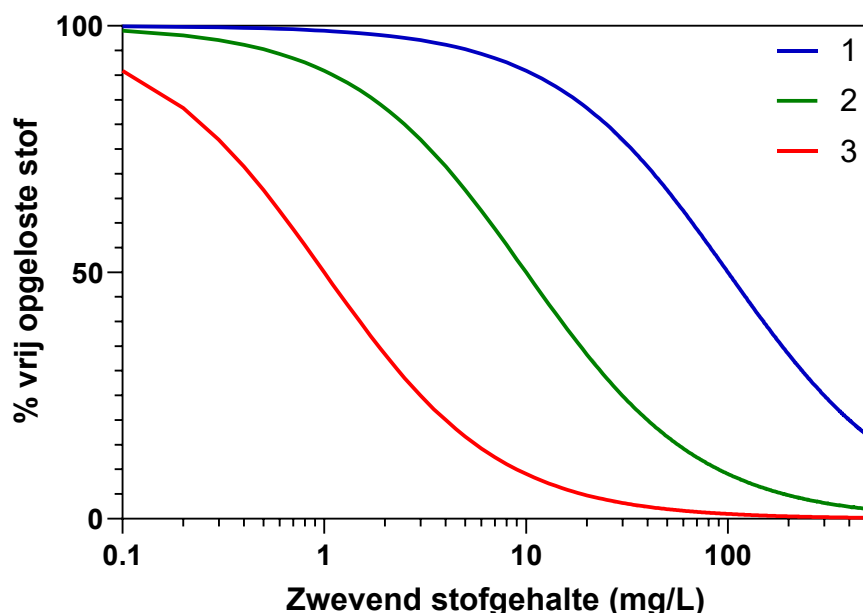
3.2 Binding van microverontreinigingen aan zwevend stof (theorie)

Microverontreinigingen kunnen binden aan zwevend stof. De verdeling van microverontreinigingen gebonden aan zwevend stof ten opzichte van het deel dat is opgelost in het water wordt bepaald door de affiniteit van de betreffende stof voor het zwevend stof ten opzichte van het water en het gehalte zwevend stof. De verdeling van een stof tussen twee fases, in dit geval water en zwevend stof wordt uitgedrukt met een sorptiecoëfficiënt.

$$K_{ZS-W} = \frac{\text{Concentratie}_{\text{zwevend stof}}}{\text{Concentratie}_{\text{water}}} \quad \text{Vergelijking 1}$$

Waarin K_{ZS-W} de sorptiecoëfficiënt van de microverontreiniging is tussen zwevend stof en water is in (L/kg). Deze wordt bepaald door de verhouding tussen de concentratie in zwevend stof ($\text{concentratie}_{\text{zwevend stof}}$), uitgedrukt in $\mu\text{g/kg}$, en de concentratie opgelost in de waterfase ($\text{concentratie}_{\text{water}}$), uitgedrukt in $\mu\text{g/L}$. Met een toenemend gehalte van zwevend stof, zal een groter deel van alle microverontreinigingen aan het zwevend stof binden ten opzichte van het gedeelte dat in oplossing blijft.

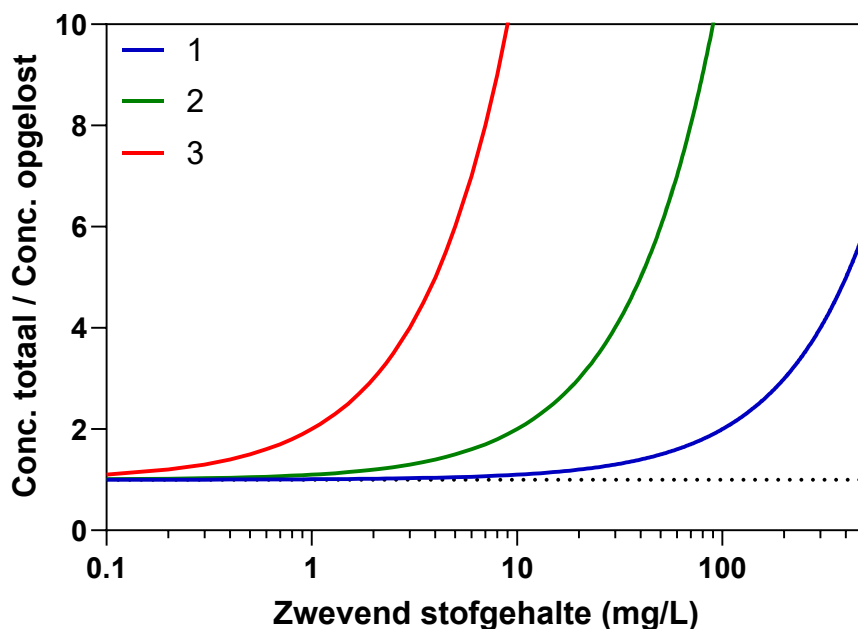
In Figuur 3 is de verdeling van drie fictieve microverontreinigingen met verschillende sorptiecoëfficiënten weergegeven tussen de waterfase en het zwevend stof (beide uitgedrukt in massa per liter). De gekozen sorptiecoëfficiënten zijn 10^4 L/kg 10^5 L/kg en 10^6 L/kg. Dergelijke sorptiecoëfficiënten zijn typisch voor hydrofobe tot zeer hydrofobe microverontreinigingen met octanol/water partiticoëfficiënten van 10^4 tot 10^7 (10, 11). Soortgelijk hoge sorptiecoëfficiënten worden tevens waargenomen voor metalen (6, 12). Dit is ook te zien in Tabel 3, waar sorptiecoëfficiënten van de verschillende geselecteerde stoffen zijn weergegeven.



Figuur 3: Verdeling van microverontreinigingen 1, 2 en 3 met verschillende affiniteit voor het zwevend stof tussen water en zwevend stof in relatie tot het zwevend stofgehalte

Wanneer de opgeloste en gebonden fractie in een dynamisch evenwicht is en de opgeloste concentratie stabiel is, betekent dit dat het zwevend stof leidt tot aanmerkelijk hogere totale (gebonden plus vrij opgeloste) concentratie

in het water. Dit is weergegeven in Figuur 4, waarbij een onderscheid wordt gemaakt tussen de stabiele vrij opgeloste concentratie en de totale concentratie in de waterkolom in relatie tot het zwevend stofgehalte. Dit is het fundament voor de invloed van zwevend stof op concentraties van microverontreinigingen in de waterkolom.

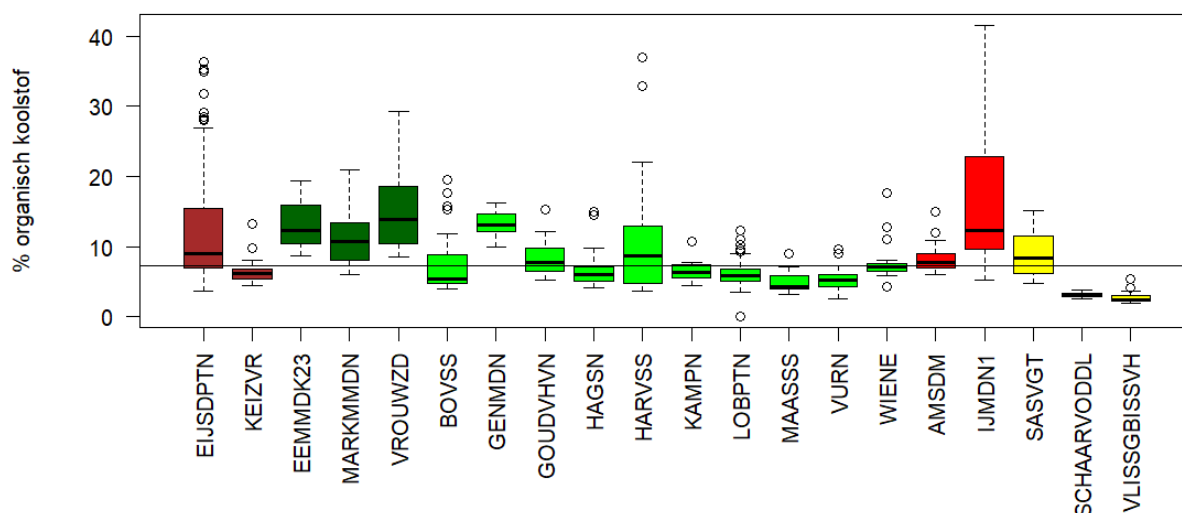


Figuur 4: Totale (gebonden aan zwevend stof + vrij opgelost) concentratie van microverontreiniging 1, 2 en 3 bij stabiele vrij opgeloste concentratie in de waterkolom

3.3 Binding van microverontreinigingen aan zwevend stof (praktijk)

De mediaan van zwevend stof in Nederlands oppervlaktewater (zie Figuur 2) is 11 mg/L. In sommige gevallen wordt echter tot wel tien keer meer zwevend stof in Nederlands oppervlaktewater waargenomen. Bij dergelijke niveaus is een relevante fractie van de microverontreinigingen met sorptiecoëfficiënten boven 10^4 L/kg gebonden aan het zwevend stof. In Figuur 3 en Figuur 4 is de concentratie van sterk bindende microverontreinigingen gemodelleerd met verschillende gehalten zwevend stof. De modellen zijn een versimpeling van de werkelijkheid. De werkelijkheid kan van deze modellen afwijken. Een gedetailleerde opsomming van oorzaken voor afwijkingen is te vinden in Supplement I.

De binding van microverontreinigingen aan zwevend stof wordt beïnvloed door een combinatie van de eigenschappen van de microverontreiniging (bv. lading(-verdeling) massa, dimensies), de eigenschappen van het zwevend stof (bv. gehalte organisch materiaal in zwevend stof, zie Figuur 5), concentratie van de microverontreinigingen en het zwevend stof, de samenstelling van het water (bv. pH, zoutgehalte, zoutsamenstelling), eigenschappen van het systeem (bv. temperatuur) en of het thermodynamisch evenwicht tussen water en zwevend stof is ingesteld. Het percentage organisch koolstof in het zwevend stof (Figuur 5) is niet gebruikt in verder analyses omdat niet voldoende data (locaties en meetmomenten per locatie) beschikbaar waren om correlaties met het zwevend stofgehalte te corrigeren voor het percentage organisch koolstof van het zwevend stof. Bij verdere analyses is uitgegaan van het gemiddelde percentage organisch koolstof (zie Paragraaf 3.5).



Figuur 5: Percentage organisch koolstof in zwevend stof, per locatie waarvoor deze data beschikbaar zijn. Bruin: Maasstromgebied. Groen: Rijnstromgebied, waarbij donkergroen meren betreft en lichtgroen rivieren. Rood: kustwateren. Geel: Scheldestroomgebied. Zie ook de kaart in Figuur 1.

Bovenstaande factoren en omstandigheden kunnen voor individuele microverontreinigingen op verschillende momenten en locaties mogelijk tot variaties in de sorptiecoëfficiënten leiden. Desalniettemin zullen de concentraties van microverontreinigingen waarvan een relevante fractie bindt aan het aanwezige zwevend stof in het oppervlaktewater hoe dan ook worden beïnvloed door zwevend stofgehalten. Spatio-temporele metingen van totale concentraties van zulke microverontreinigingen in oppervlaktewater zullen daardoor positief correleren met het zwevend stofgehalte.

3.4 De milieutechnische en ecologische relevantie van gebonden en opgeloste microverontreinigingen

Water is een belangrijke matrix voor de verspreiding van verontreinigingen in het milieu. Oppervlaktewater kan microverontreinigingen van emissiepunt in het watersysteem (stroomafwaarts) verplaatsen en sedimenteren. Als microverontreinigingen sterk aan sediment of bodem binden zijn deze doorgaans niet mobiel. Dat wil zeggen dat ze niet of nauwelijks met het water mee stromen. Wanneer het sediment (of de bodem van uiterwaarden) door hoge afvoer, hevige regen of bagger- of graafwerkzaamheden geresuspendeerd wordt in de waterfase, kunnen deze microverontreinigingen, gebonden aan het zwevend stof, met de waterfase mee worden vervoerd en andere plekken verontreinigen. Dit zien we bijvoorbeeld terug op plaatsen waar het zwevend stof (weer) bezinkt. Op die plekken hopen microverontreinigingen zich op die ooit elders zijn geëmitteerd. Om deze reden kunnen sedimenten van (stuw) meren en bodems van uiterwaarden verontreinigd zijn.

In de milieutoxicologie wordt vaak gesproken over de vrij opgeloste concentratie (13), ook wel chemische activiteit genoemd (14, 15). In een watersysteem wordt de vrij opgeloste concentratie voor kleinere organismen vaak gelijk gesteld aan de biologisch beschikbare concentratie (16). De hypothese is dan dat de blootstelling van het organisme wordt gedomineerd door de het instellen van een thermodynamisch evenwicht tussen de vrij opgeloste microverontreinigingen in de waterfase en microverontreinigingen in het organisme. Dit evenwicht stelt zich in door passieve diffusie van de betreffende microverontreinigingen tussen water en bestanddelen van het organisme. De verdeling tussen water en het organisme wordt uitgedrukt met een bioconcentratiefactor (16). Wanneer een deel van de microverontreinigingen is gebonden aan sediment, zwevend stof of zelfs aan opgelost organisch materiaal is dit niet 'vrij opgelost' en dus niet biobeschikbaar (17, 18). Wanneer organismen echter op een andere wijze worden blootgesteld, bijvoorbeeld doordat ze voedsel innemen waaraan de microverontreinigingen zijn gebonden en de daaraan gebonden microverontreinigingen tijdens het

verteringsproces 'vrij' maken. Dit kan dat leiden tot hogere interne concentraties dan te verwachten zijn op basis van het thermodynamisch evenwicht van een microverontreiniging tussen water en het organisme (19).

Dit kan bijvoorbeeld relevant zijn voor filter-feeders als mosselen (20, 21), maar ook voor hogere organismen met een geavanceerd verteringsstelsel dat in staat is allerlei voedingsstoffen en daarmee ook allerlei microverontreinigingen uit het voedsel te extraheren (22, 23). In dat geval is niet alleen de vrij opgeloste concentratie maar ook de totale concentratie in de waterkolom, inclusief de aan het zwevend stof en aanwezige algen en (micro)organismen gebonden microverontreinigingen ecotoxicologisch relevant voor hun blootstelling. Het bovenstaande laat zien dat zowel de vrij opgeloste als de totale concentratie van microverontreinigingen een milieuchemische en milieu-ecotoxicologische relevantie hebben.

3.5 Binding van geselecteerde microverontreinigingen aan zwevend stof

Tabel 3 laat binding coëfficiënten van geselecteerde microverontreinigingen zien. Deze coëfficiënten zijn uitgedrukt in liter per kg koolstof (K_{oc}) of per kg materiaal (K_D) op een logschaal. Het zwevend stof bestaat niet enkel uit koolstof. Op basis van organisch koolstofgehalten van het zwevend stof dat is bepaald in 817 metingen op 22 locaties kan de sorptiecoëfficiënt aan het zwevend stof worden afgeleid van de sorptiecoëfficiënt aan organisch koolstof. Het gemiddelde organisch koolstofgehalte van het zwevend stof was 9,3% (standaard deviatie 6,1%) op basis van de massa van het zwevend stof (Figuur 5). Daarmee is de $\log K_D$ voor de organische verbindingen berekend op basis van gemiddelde sorptiecoëfficiënten aan organisch koolstof. Voor de metalen ontbreken sorptiecoëfficiënten, omdat deze niet goed op basis van organisch koolstofgehalte te modelleren zijn. Wel zijn, waar mogelijk, *in situ* sorptiecoëfficiënten afgeleid uit monitoringsgegevens. Hoe dit is gedaan, is te lezen in Supplement II.

Tabel 3: Gemiddelde en gemeten sorptiecoëfficiënten van geselecteerde microverontreinigingen

microverontreiniging	Log K_{oc} (L/kg)	Log K_D (L/kg)
benzo(a)antraceen	5,248 ^a	4,217
benzo(a)pyreen	5,769 ^a	4,738
benzo(b)fluorantheen	5,778 ^a	4,747
benzo(ghi)peryleen	6,290 ^a	5,259
benzo(k)fluorantheen	5,769 ^a	4,738
chryseen	5,256 ^a	4,225
fluorantheen	4,744 ^a	3,713
methylpirimifos	2,574 ^a	1,543
lindaan	3,448 ^a	2,417
cypermethrin	4,902 ^a	3,871
deltamethrin	4,902 ^a	3,871
esfenvaleraat	5,501 ^a	4,470
imidacloprid	2,987 ^a	1,956
lambda-cyhalothrin	5,533 ^a	4,502
pyriproxyfen	5,081 ^a	4,050
arseen		4,2
boor		n.a. ^b
kobalt		4,9

koper		4,5
kwik		5,9
seleen		4,0
thallium		4,3
uranium		n.a. ^b
zink		5,1
tributyltin	3,908 ^a	2,877
Perfluorooctaan-sulfonzuur (lineair)	4,855 ^a	3,824

^a bron (24)

^b niet analyseerbaar, binding aan zwevend stof was onvoldoende om een *in situ* sorptiecoëfficiënt te bepalen

Voor alle metalen met uitzondering van boor en uranium, waarvoor geen significante afname van de concentraties in de monster na filtratie werd waargenomen ten opzichte van de metingen voor de filtratie, zijn de mediaan sorptie coëfficiënten 10^4 tot 10^6 . Dit betekent dat bij zwevend stofgehalten van tientallen milligrammen per liter (zie Figuur 2) een relevante fractie van het betreffende metaal gebonden zal zijn.

Voor de andere stofgroepen (PAKs, bestrijdingsmiddelen, PFOS en tributyltin) zijn de *in situ* sorptiecoëfficiënten niet te bepalen omdat de concentraties van deze microverontreinigingen alleen zijn bepaald in het ongefilterde water. De gemodelleerde sorptiecoëfficiënten tussen water en organisch koolstof, die grofweg variëren van 10^3 tot 10^6 L/kg organisch koolstof doen echter vermoeden dat de waargenomen gehalten zwevend stof (Figuur 2) ook een significante fractie microverontreinigingen binden. Het zwevend stof bestaat immers voor een belangrijk deel uit organisch materiaal (Figuur 5) (25).

4 Data en trendanalyse

4.1 Overzicht databronnen en -analyses

Concentraties van microverontreinigingen, zwevend stofgehalten en andere variabelen werden verzameld uit verschillende bronnen. Vanaf de website van RWS werden historische data opgevraagd voor microverontreinigingen en variabelen. Van de website van het KNMI werden weersgegevens gedownload. Vanaf het Waterkwaliteitsportaal werden ook RWS data gedownload, als een waarborg dat alle relevante beschikbare data wordt gebruikt. Dubbele metingen zijn na samenvoegen van de data weer verwijderd. Tabel 4 geeft een overzicht van alle gebruikte databronnen.

Tabel 4: Databronnen, gedownload voor de periode 2018 tot en met 2024.

Data	Bron	Website
Waterafvoer	RWS historische data	https://waterinfo.rws.nl/
Zwevend stof	RWS historische data	https://waterinfo.rws.nl/
Bicarbonaat	RWS historische data	https://waterinfo.rws.nl/
Zout	RWS historische data	https://waterinfo.rws.nl/
DOC	RWS historische data	https://waterinfo.rws.nl/
Stofconcentraties (zowel voor- als na filtratie)	- RWS historische data (alleen geselecteerde microverontreinigingen, zie Tabel 1) - Waterkwaliteitsportaal (alle parameters gerapporteerd door RWS)	https://waterinfo.rws.nl/ https://wkp.rws.nl/downloadmodule
Stofconcentraties in zwevend stof	RWS historische data	https://waterinfo.rws.nl/
Organisch koolstofgehalte in zwevend stof	RWS historische data	https://waterinfo.rws.nl/
KNMI weerdata	KNMI dag gegevens	https://www.daggegevens.knmi.nl/

De data werden gekoppeld op basis van dag-locatie combinatie. Voor KNMI data is voor dit doel uitgezocht welke locaties met meetgegevens het dichtst bij de meetlocaties lagen (Figuur 1), en daarbij een volledige datarapportage bevatten. Voor waterafvoer (alleen voor locaties in de rivieren Rijn en Maas) is ook per locatie het meest nabijge waterafvoerdatapunt gebruikt.

In een eerste, verkennende analyse is een simpele correlatie bepaald tussen de mediaan van de concentratie microverontreiniging per locatie, en de bijbehorende mediaan van het zwevend stof. Dit is gedaan met een Pearson-correlatie voor het bepalen van een lineaire correlatie. Hiermee wordt duidelijk of locaties met een hoger gehalte zwevend stof hogere concentraties van de microverontreiniging bevatten. Een correlatiecoëfficiënt ligt tussen de -1 (perfecte negatieve correlatie) en 1 (perfecte positieve correlatie).

De relatie tussen concentraties en variabelen die gerelateerd zijn aan veranderingen in concentraties kan explicieter gemaakt worden door deze te modelleren met een regressiemodel. In het regressiemodel wordt de associatie tussen de dynamiek van de microverontreiniging en de variabelen uitgedrukt in coëfficiënten. De variabele (Variabele x1) die de variatie van de microverontreiniging voor het grootste deel kan verklaren krijgt eerst een coëfficiënt. Een volgende variabele (Variabele x2) verklaart vervolgens de resterende onverklaarde variatie van

de concentraties van de microverontreiniging, enzovoort. Van de concentratie microverontreiniging en de afvoer wordt een natuurlijk log genomen, omdat dit een meer lineaire relatie oplevert. Dit resulteert in een lager verschil van het model met de werkelijke concentratie. In Vergelijking 2 en 3 wordt dit weergegeven.

$$\ln(\text{Stof}_c) = \alpha + \ln(Q) \cdot \beta_1 + x_2 \cdot \beta_2 + x_3 \cdot \beta_3 \quad \text{Vergelijking 2}$$

$$\text{Stof}_c = e^\alpha \cdot Q^{\beta_1} \cdot e^{x_2 \cdot \beta_2} \cdot e^{x_3 \cdot \beta_3} \quad \text{Vergelijking 3}$$

In deze vergelijkingen is Stof_c de concentratie van de microverontreiniging, α is de intercept, Q is de rivierafvoer, β_1 , β_2 , β_3 etc. zijn coëfficiënten voor de variabelen x_1 , x_2 , x_3 etc.. 'e' is de exponent. De exponent wordt in Vergelijking 3 gebruikt omdat in Vergelijking 2 het natuurlijke logaritme is gebruikt. Daardoor kan de concentratie worden berekend door de exponent te nemen.

Tabel 5 bevat de variabelen die zijn overwogen en eventueel meegenomen in het model om de variatie van de microverontreinigingen te verklaren (zie Tabel 1 voor het overzicht van microverontreinigingen). Het is mogelijk dat de betreffende microverontreiniging niet met de geselecteerde variabelen correleert omdat het proces dat de emissies beïnvloedt geen verband houdt met deze variabelen, maar met andere, niet gebruikte variabelen. Het is echter niet mogelijk om een groot aantal variabelen te introduceren omdat dit leidt tot zogenaamde 'overfitting' waarbij variabelen elkaar gaan compenseren voor kleine toevallige variaties in de data waardoor het model wel goed past, maar niet generiek is. De omvang van de dataset (aantal metingen en meetpunten) dicteert hoeveel variabelen statistisch verantwoord kunnen worden gebruikt om een model op te stellen. Enkele variabelen zijn daardoor uiteindelijk niet opgenomen in het model.

Tabel 5: Variabelen die zijn geëvalueerd op hun associaties met concentraties microverontreiniging in het regressiemodel

Variabele	Eenheid	Potentiële invloed
Waterafvoer*	m ³ /s	Waterafvoer kan hogere / lagere concentraties veroorzaken door concentratie / verdunning maar kan ook verhoogde concentraties bevatten van microverontreinigingen die gevoelig zijn voor afspoeling of resuspensie.
Regen (RH)	0,1 mm	Regen dichtbij het meetpunt kan verdunning veroorzaken of lokale afspoeling.
Watertemperatuur	Graden Celsius	Afwijkende concentraties bij hoge temperaturen kunnen duiden op seizoensgebonden emissies of op verhoogde microbiële activiteit en afbraak van organische verbindingen.
Gesuspendeerde stof	mg/L	Microverontreinigingen kunnen gebonden aan gesuspendeerde stof (ook wel zwevend stof) in de waterkolom terecht komen.
Chloride	mg/L	Afvalwater is veelal zouter dan het ontvangende zoete water. Een hoog chloridegehalte is daarom indicatief voor de bijdrage van afvalwater op het oppervlaktewater. Dit gaat niet op voor de kustwateren en estuaria. <i>Niet opgenomen in het model; ongeschikt omdat de invloed niet consistent is wanneer zowel zoete brakke en zoute wateren worden geanalyseerd.</i>
Fosfor	mg/L	Fosfor is geassocieerd met afspoeling. Deze stof infiltreert niet makkelijk in de bodem.**
Bicarbonaat	mg/L	Bicarbonaat in oppervlaktewater komt uit exfiltrerend grondwater (kwel). De hypothese is dat microverontreinigingen die uit grondwater in het oppervlaktewater komen correleren met het bicarbonaatgehalte. <i>Niet opgenomen in het model; leidde tot overfitting.</i>
pH	-	pH heeft invloed op de speciatie en sorptie van microverontreinigingen. <i>Niet opgenomen in het model; leidde tot overfitting.</i>

Plek	-	Concentraties kunnen door lokale emissies hoger zijn op de ene locatie dan op de andere locatie.
Tijd	-	Concentraties kunnen door emissie(reducties) verschillen tussen jaren.

* Alleen bij locaties in de rivieren Maas en Rijn

** Noot: Fosfor kan ook vrijkomen uit de waterbodan en in komt in relatief hoge concentraties voor in effluent van rioolwaterzuiveringsinstallaties.

Per stof zijn er dag-locatie combinaties waarbij de data op alle relevante parameters hierboven gerapporteerd zijn. Voor microverontreinigingen met meer dan 30 dag-locatiecombinaties per watersysteem zijn analyses uitgevoerd.

4.2 Resultaten data-analyses

4.2.1 Associaties tussen concentraties van microverontreinigingen en zwevend stofgehalte

In een eerste verkenning is gekeken in hoeverre de concentraties van de verschillende microverontreinigingen correleren met het zwevend stofgehalte tussen locaties. Daarvoor zijn in Tabel 6 de correlatiecoëfficiënten van de medianen van de concentraties van de microverontreiniging en de medianen van het zwevend stofgehalte van de locaties weergegeven. Een hoge positieve correlatie geeft aan dat locaties met een hoger zwevend stofgehalte over het algemeen ook hogere concentraties van de microverontreiniging laten zien.

Tabel 6: Correlatiecoëfficiënten van de concentratie van de microverontreiniging het zwevend stofgehalte over locaties.

Microverontreiniging	Correlatiecoëfficiënt zwevend stof	Microverontreiniging	Correlatiecoëfficiënt zwevend stof
benzo(a)antraceen	0,37	lambda-cyhalothrin	-0,34
benzo(a)pyreen	0,21	pyriproxyfen	-0,12
benzo(b)fluorantheen	0,61	arseen	0,30
benzo(ghi)peryleen	0,55	boor	0,31
benzo(k)fluorantheen	0,58	kobalt	-0,21
chryseen	0,01	koper	-0,16
fluorantheen	0,45	kwik	0,02
methylpirimifos	-0,06	seleen	0,03
lindaan	0,08	thallium	-0,03
cypermethrin	0,12	uranium	0,31
deltamethrin	0,11	zink	-0,15
esfenvaleraat	-0,02	tributyltin (kation)	0,34
imidacloprid	-0,14	perfluorooctaansulfonzuur (lineair)	0,28

De resultaten in Tabel 6 laten zien dat de concentraties van een aantal microverontreinigingen positief correleren met zwevend stofgehalte op de locaties, maar dat deze correlaties niet zeer hoog zijn. De concentratie (benzo(b)fluorantheen) heeft de hoogste correlatiecoëfficiënt (0,61) met het zwevend stofgehalte. Voor de andere PAKs (uitgezonderd chryseen en benzo(a)pyreen), trybutyltin, PFOS, uranium, arseen en boor is de correlatie met het zwevend stofgehalte hoger dan 0,25. Voor microverontreinigingen die maar weinig worden aangetroffen door een relatief hoge rapportagelimiet (RL) ten opzichte van de aanwezige concentratie, is een correlatie met zwevend stof op locaties lastig vast te stellen. De laagste waarden ontbreken geheel voor dit soort microverontreinigingen. Voor chryseen, bijvoorbeeld, zijn van de 4961 metingen er slechts 987 boven rapportagelimiet (RL) terwijl, ter vergelijking, voor benzo(b)fluorantheen 3930 van de 4109 metingen boven RL zijn. Ook benzo(a)pyreen,

methyldimorfos, cypermethrin, deltamethrin, esfenvaleraat, lambda-cyhalothrin en pyriproxyfen hebben relatief weinig metingen boven RL.

Het zwevend stofgehalte is maar één van de mogelijke variabelen waarmee de concentratie van microverontreiniging kan variëren, en de correlatie tussen mediaanconcentraties per locatie waar deze kan worden vastgesteld doet geen recht aan de variatie van de concentraties van de microverontreinigingen met betrekking tot de temporele (per meting) variatie van het zwevend stofgehalte binnen locaties. Daarom is voor verdere analyse een regressiemodel gebruikt welke de associatie van de concentratie microverontreiniging met meer variabelen (Tabel 5) tegelijk beschouwd (Vergelijking 2 en 3) voor afzonderlijke metingen. Dit regressiemodel is in staat om in meer detail de relatie tussen zwevend stof en concentratie karakteriseren. De volgende paragrafen beschrijven de resultaten van het toepassen van het regressiemodel.

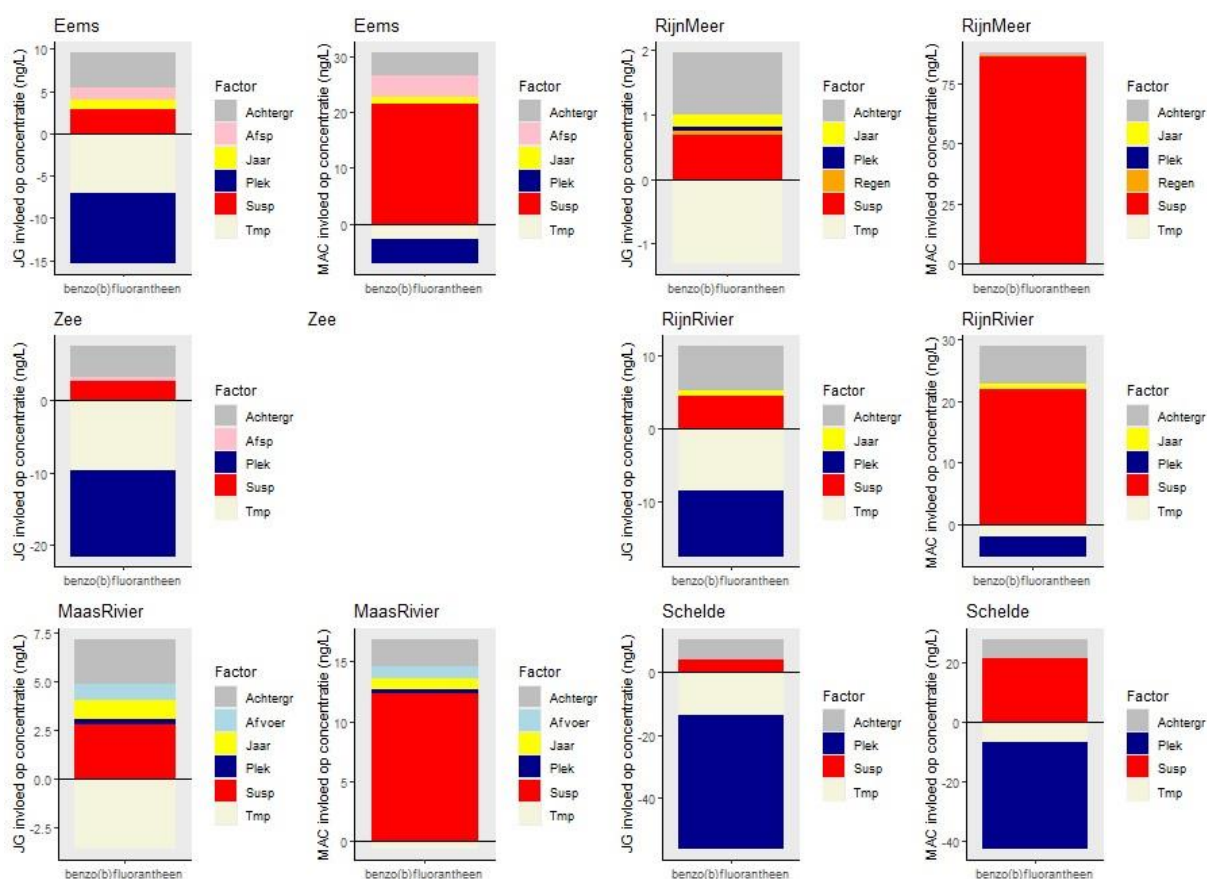
4.2.2 Overschrijdingen van normen van microverontreinigingen

Het in deze studie toegepaste regressiemodel analyseert de associatie tussen verschillende variabelen en de concentratiedynamiek van de microverontreinigingen. Dit model kan de verschillende variabelen echter niet (altijd) goed scheiden omdat de variabelen onderling correleren. Zo is de temperatuur in de winter lager, en de afvoer en het gehalte zwevend stof vaak hoger. Dit betekent dat schijnbare verbanden tussen de concentratiedynamiek van de microverontreinigingen en één variabele ook hun oorsprong kunnen vinden in een andere correlerende variabele. De resultaten van de bestudeerde microverontreinigingen moeten daarom niet als oorzakelijke verbanden worden gezien, maar als een indicatie hoe sterk concentraties van microverontreinigingen associëren met bepaalde variabelen. Dit helpt bij het interpreteren van achterliggende mechanismen en het vormen van hypothesen voor mogelijke oorzaken.

De concentraties van microverontreinigingen moeten voldoen aan wettelijke normen. In deze studie is gebruik gemaakt van twee normen, de jaargemiddelde milieukwaliteit (JG) en de maximaal aanvaardbare concentratie (MAC) (Tabel 1). Voor elke microverontreiniging is geanalyseerd welke variabelen geassocieerd zijn met overschrijdingen van de jaargemiddelde milieukwaliteit (JG) en de maximaal aanvaardbare concentratie (MAC).

De relatieve bijdrage van een variabele zoals vastgelegd in het regressiemodel kan gevisualiseerd worden door elke coëfficiënt te vermenigvuldigen met de daadwerkelijke waarde van de variabele, en hier vervolgens het gemiddelde van te nemen. Door deze gemiddelden te visualiseren in een 'barplot' wordt inzichtelijk in welke mate de variabele over het algemeen geassocieerd is met de variatie van de betreffende microverontreiniging. In Figuur 6 is als voorbeeld voor benzo(b)fluorantheen weergegeven welk deel van de variatie van de concentratie van de microverontreiniging volgens het regressiemodel kan worden geassocieerd met de verschillende variabelen (en welk deel niet). Ter herinnering, in het regressiemodel zijn metingen in de periode 2018-2024 gebruikt. In Figuur 6 zijn, voor het eerste barplot per locatiegroep, resultaten gebruikt die voor het toetsen van de JG relevant zijn. Dit zijn de metingen van de meest recente drie jaar omdat dit voorgeschreven is voor de JG toets. De tweede barplot betreft alleen de resultaten voor metingen die de MAC overschrijden. Het is te zien dat zwevend stof positief associeert met de concentratie van benzo(b)fluorantheen voor deze geselecteerde metingen; de waarden zijn boven nul. Een aanzienlijk deel van de variatie van de concentratie van benzo(b)fluorantheen is geassocieerd met zwevende stof. Wanneer alleen metingen met de overschrijdingen van de MAC worden geselecteerd kan zelfs een nog groter deel van de variatie geassocieerd worden met zwevend stof (Figuur 6).

De figuren van andere microverontreinigingen waar zwevend stof positief associeert met de concentratie microverontreiniging staan in Supplement III. Wat in Supplement III niet is weergegeven zijn de metalen vóór filtratie. Deze associëren allen in meer of mindere mate positief met zwevend stof (niet getoond) maar omdat in de KRW getoetst wordt op metalen ná filtratie is dit niet relevant voor deze analyses.



Figuur 6: Afgeleide associatie van variabelen in het regressiemodel met de stofconcentratie, van in dit geval, benzo(b)fluorantheen. ‘Achtergr’ is het onverklaarde deel (dit is de intercept van het regressiemodel), ‘Susp’ is zwevend stof, ‘Afvoer’ is de rivierafvoer, ‘Tmp’ is de watertemperatuur, ‘Afsp’ is afspoeling. Negatieve waarden betekenen dat een hoge waarde van de variabele een negatieve invloed heeft op de concentratie en bij positieve waarden is dit andersom. De waarden van variabelen ‘Plek’ (locatie) en ‘Jaar’ zijn de gemiddelde waarden ten opzichte van een referentielocatie en -jaar. Voor locatiegroep ‘Zee’ waren er geen overschrijdingen van de MAC voor benzo(b)fluorantheen.

Uit Figuur 6 blijkt dat de variaties van de concentraties van benzo(b)fluorantheen binnen de locatiegroepen voor een groot deel geassocieerd zijn met het gehalte zwevend stof. Daarnaast is er een negatieve associatie met hoge temperaturen, een positieve associatie met de rivierafvoer voor de plekken waar deze beschikbaar/relevant is en een klein deel is te associëren met regen en afspoeling. Dit schetst een beeld dat hoge waterstanden in de winter kunnen zorgen voor resuspectie van zwevend stof. Daarnaast neemt de concentratie gemiddeld iets toe ten opzichte van het referentiejaar. Dit is niet de verwachting doordat verbrandingsprocessen in verkeer, huishoudens en industrie die emissie kunnen veroorzaken tegenwoordig vaker voorzien zijn van filters om emissies van roet te beperken (38). De huidige dataset beslaat echter een relatief korte periode, die veranderingen op de lange termijn minder goed inzichtelijk maken. Dergelijke analyses zijn echter wel zeer relevant om de invloed van veranderingen in toelating, gebruik of emissiebeperkende maatregelen te toetsen. Ook is er voor enkele locatiegroepen (Schelde, RijnRivier, Zee, Eems) een grote variatie in concentraties benzo(b)fluorantheen tussen de locaties.

Het is de vraag of de KRW-overschrijdingen nog zouden bestaan als de (gemodelleerde) invloed van zwevend stof op de concentratie ontbreekt. Voor deze analyse berekenen we eerst per stof per locatiegroep het percentage van de gerapporteerde waarden die MAC overschrijden. Daarna trekken we voor alle individuele metingen de door het zwevend stof verklaarde variatie, op basis van een eenvoudig regressiemodel met daarin *alleen* zwevend stof als variabele, af van de concentraties van de microverontreinigingen. Daarna worden opnieuw de percentages metingen welke de MAC overschrijden berekend.

Tabel 7 laat de resultaten van deze exercitie voor alle microverontreinigingen zien. Tussen haakjes staat de factor waarmee gemiddeld de MAC overschreden wordt voor de metingen waar deze wordt overschreden. De laatste kolom geeft de gemiddelde percentuele afname in overschrijdingen weer, per stof over alle locatiegroepen.

Tabel 7: Percentuele overschrijdingen van de MAC voor microverontreinigingen in de periode 2018-2023. Per locatiegroep presenteert de linker kolom de resultaten op basis van de oorspronkelijke concentraties van de microverontreinigingen. De rechter kolom representeert de resultaten op basis van de bewerkte resultaten waarbij het berekende effect van het zwevend stofgehalte op basis van de geobserveerde associatie van de oorspronkelijke concentratie is afgetrokken. Tussen haakjes is de factor van overschrijding van de MAC weergegeven. GN staat voor: 'geen norm beschikbaar voor de stof', GI staat voor 'geen invloed' van zwevende stof. Er is dan geen afname van de overschrijding na aftrek invloed zwevend stof. Bij minder dan 30 beschikbare waarnemingen is de analyse niet uitgevoerd en blijft de cel leeg. Wanneer er geen overschrijdingen zijn in de locatiegroep voor deze periode, staat er een nul.*

Stof	Eems	EemsZS	Zee	ZeeZS	MaasRivier	MaasRivierZS	RijnMeer	RijnMeerZS	RijnRivier	RijnRivierZS	Schelde	ScheldeZS	Gem. % Afname
BaA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10,1 (1,3)	6,5 (1,2)	35,6
BaP	0	0	0	0	0	0			0	0	1,8 (1,1)	0,6 (2,4)	66,7
BbF	3,9 (1,5)	0	0	0	13,2 (2,1)	6,4 (1,6)	0,5 (2,2)	0	3,6 (1,5)	1,8 (1,6)	10,7 (1,8)	5,6 (1,3)	69,8
BghiP e	66,1 (3,5)	51,1 (2,2)	52,3 (1,8)	36,7 (1,7)	14,9 (2,1)	7,7 (1,7)	0,5 (2)	0	3,8 (1,3)	1,8 (1,5)	64,4 (3,5)	45 (3,5)	47,3
BkF	0	0	0	0	2,9 (1,5)	0,4 (1,8)	0	0	0,5 (1,5)	0,3 (1,9)	1,7 (1,1)	0,5 (1,6)	65,6
Chr	7,3 (1,4)	2,4 (1,3)			0	0			0	0	32,4 (1,4)	13,5 (1,4)	62,7
Flu	0	0	0	0	0,8 (3,5)	0,4 (5,6)	0	0	0,3 (1,6)	0,3 (1,6)	0,3 (1,1)	0	50
C1ypr mfs					11,8 (3)	5,9 (7,7)			0	0			50
cHCH	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	-
cypm tn					100 (2,6)	90,6 (2,4)							9,4
dmtn													-
esfvlr t													-
imdc pd	0	0	0	0	0	0	0	0	0	GI	1,9 (1,4)	GI	0
lcyhlt n													-
pyrpx fn													-
TC4y Sn	GN	GN	GN	GN	0	0	0	0	0,3 (2,3)	0,3 (2,3)	GN	GN	0
PFOS	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	-

* De percentages in deze tabel wijken af van de ruwe data, omdat in het regressiemodel allen metingen met bijbehorende metingen van zwevend stof zijn meegenomen.

Tabel 7 maakt duidelijk dat door het verwijderen van de door het zwevend stofgehalte verklaarde deel van de concentratie (het verschil tussen de linker en de rechter kolom per locatiegroep) de frequentie van de overschrijdingen (in %) afneemt voor met name de PAKs, methylpirimifos en in mindere mate cypermethrin. De metalen zijn niet in de tabel opgenomen omdat de MAC wordt getoetst op de concentraties in de waterfase, bepaald ná filtratie van de monsters. De omvang van de overschrijding waarmee overschrijdingen van de MAC plaatsvinden (weergegeven als factor tussen haakjes) is in sommige gevallen hoger na het wegnemen van de (vermeende) invloed van zwevend stof. Dit duidt erop dat de overschrijdingen die 'verdwijnen' na aftrek van de

gemodelleerde invloed van zwevend stof, niet de hoogste overschrijdingen waren. In Paragraaf 4.2.3 analyseren we met welke omstandigheden de ‘overgebleven’ overschrijdingen in verband gebracht kunnen worden. PFOS liet op geen van de locatiegroepen overschrijdingen zien in de data die gebruikt is in het model. Voor lambda-cyhalothrin, pyriproxyfen, deltamethrin en esfenvaleraat waren onvoldoende (>30) datapunten om het model toe te passen.

Voor de JG kunnen we niet rekenen met percentages omdat de overschrijding wordt bepaald aan de hand van gemiddelde concentraties over een periode van drie jaar, hier overschrijdt de concentratie de jaargrens dus wél of niet. In Tabel 8 is genoteerd of de stofconcentraties van de afgelopen drie jaar de JG overschreden in de locatiegroepen. Een plus geeft aan dat er een overschrijding is, een min geeft aan dat er geen overschrijding is. Vervolgens is berekend of deze overschrijdingen in tact blijven als de veronderstelde invloed van het zwevend stof van de gemeten concentratie wordt afgetrokken. De gemiddelde factor van afname van de overschrijding staat in de laatste kolom van Tabel 8. Een factor 1 betekend geen afname.

Tabel 8: Overschrijdt de microverontreiniging de JG wel (+) of niet (-), in de periode van de metingen (berekend als gemiddelde van de gehele periode), met de oorspronkelijke concentraties en gecorrigeerde concentraties voor de invloed van zwevend stof, per locatiegroep. Tussen haakjes is de factor waarmee de JG wordt overschreden weergegeven. GN staat voor: ‘geen norm beschikbaar voor de microverontreiniging’, GI staat voor ‘geen invloed’ van zwevende stof. Er is dan geen afname van de overschrijding na aftrek invloed zwevend stof. Bij minder dan 30 beschikbare waarnemingen is het model niet uitgevoerd, en is er een lege cel.

Microverontreiniging	Eems	EemsZS	Zee	ZeeZS	MaasRivier	MaasRivierZS	RijnMeer	RijnMeerZS	RijnRivier	RijnRivierZS	Schelde	ScheldeZS	Gem. keer afname
BaA	+ (12,8)	+ (6,3)	+ (6,8)	+ (5,4)	+ (9,3)	+ (1,7)	+ (3,3)	+ (2,6)	+ (5,6)	+ (3,6)	+ (23,3)	+ (18,2)	2,1
BaP	+ (25,4)	+ (14,2)	+ (18,3)	+ (15,1)	+ (46,3)	+ (16,1)			+ (26,4)	+ (18)	+ (42,2)	+ (29,4)	1,8
BbF	GN	GN	GN	GN	GN	GN	GN	GN	GN	GN	GN	GN	-
BghiPe	GN	GN	GN	GN	GN	GN	GN	GN	GN	GN	GN	GN	-
BkF	GN	GN	GN	GN	GN	GN	GN	GN	GN	GN	GN	GN	-
Chr	+ (3,5)	+ (2,1)			+ (3,7)	+ (1,4)			+ (2,3)	+ (1,6)	+ (5,5)	+ (3,8)	1,8
Flu	+ (1,5)	- (0,6)	- (0,9)	- (0,7)	+ (2,9)	+ (1,3)	- (0,8)	- (0,7)	+ (1,9)	+ (1,2)	+ (2,3)	+ (1,7)	1,7
C1y prmfs					+ (2,1)	+ (1,8)			- (0,4)	GI			1,1
cHCH	- (0,1)	- (0,1)	- (0,2)	- (0,2)	- (0)	- (0)	- (0)	- (0)	- (0)	- (0)	- (0,2)	GI	1
cypmtn					+ (46,7)	+ (41,9)							1,1
dmtn													-
esfvrt													-
imdcpd	+ (1,9)	GI	+ (2,6)	GI	- (0,4)	GI	- (0,3)	- (0,3)	- (0,3)	GI	+ (5,3)	GI	1
lcyhltn													-
pyrpxfn													-
TC4ySn	GN	GN	GN	GN	- (0,1)	- (0,1)	- (0,1)	- (0,1)	- (0,2)	- (0,2)	GN	GN	1
PFOS	+ (4,1)	+ (3,1)	+ (5,5)	GI	+ (2,5)	GI	+ (1,8)	+ (1,8)	+ (3,1)	GI	+ (31,1)	+ (24,8)	1,1

Ook hier zijn de metalen niet in de tabel opgenomen omdat de JG eveneens wordt getoetst op de concentraties in de waterfase, bepaald ná filtratie van de monsters. Uit deze analyse blijkt dat de factor van de JG voor bijna alle microverontreinigingen overschreden blijft wanneer de veronderstelde invloed van het zwevend stof daarvan wordt afgetrokken. Wel wordt in veel gevallen de overschrijding lager. De overschrijding van de JG van fluorantheen in de locatiegroep ‘Eems’ verdwijnt wel helemaal wanneer de veronderstelde invloed van het zwevend stof daarvan wordt afgetrokken. Voor de PAKs neemt de overschrijding met een factor 1,7 tot 2,1 af.

Andere microverontreinigingen waarvoor de mate van JG overschrijding iets afneemt zijn PFOS, cypermethrin en methylpirimifos (factor 1,1 tot 1,2).

4.2.3 Concentratiedynamiek van microverontreinigingen zonder de invloed van zwevend stof

In Tabel 7 is te zien dat er voor veel microverontreinigingen MAC overschrijdingen overblijven als de veronderstelde invloed van zwevend stof van de gemeten concentraties wordt afgetrokken. De overschrijdingen kunnen dus niet volledig worden geassocieerd met de variatie in zwevend stof. Dit is ook het geval voor de metalen, waarbij de invloed van het zwevend stof door de fysieke verwijdering ervan voordat de concentratie van de metalen wordt bepaald nog steeds leidt tot overschrijdingen van de MAC of JG. De concentraties worden voor metalen en diverse organische microverontreinigingen dus wel beïnvloed door het zwevend stof.

De samenhang tussen concentratieniveaus van een microverontreiniging met andere gemeten parameters (dit kunnen andere microverontreinigingen zijn, of omstandigheden) kan informatie opleveren over de mogelijke oorzaak of oorsprong van de overschrijding. Een samenhang tussen concentraties van microverontreinigingen kan bijvoorbeeld duiden op een gezamenlijke bron of emissieroute (26). Een samenhang tussen een concentratie van een microverontreiniging en een bepaalde klimatologische conditie (bijvoorbeeld de tijd sinds een grote regenbui) kan dit duiden op processen die emissies naar of verspreiding tussen milieucompartimenten beïnvloeden. In Tabel 9 is genoteerd welke andere parameters afwijkend hoge niveaus (>95 percentiel van hun concentratie of andere waarde verdeling) hebben wanneer de geselecteerde microverontreiniging de MAC overschrijdt met de reeds voor zwevend stof gecorrigeerde concentratie. Dit kan gebruikt worden om hypothesen te formuleren voor bronnen, emissieroutes of processen die de concentraties kunnen beïnvloeden. Voor deze analyse zijn *alle* gerapporteerde parameters geïnccludeerd, niet alleen de parameters in Tabel 5. Ook zijn enkele parameters afgeleid, zoals het aantal dagen tot een bui van een bepaalde hevigheid (5-10 mm), die is afgeleid van neerslaggegevens en de dagelijkse windsnelheid per richting (noord, oost, zuid, west) die is bepaald door windsnelheid en richting te combineren. De locatiegroep 'RijnMeer' ontbreekt in deze analyse omdat hier geen associaties gevonden zijn met andere parameters.

Tabel 9: Associaties van microverontreinigingen die frequent de MAC overschrijden, na aftrek van de gemodelleerde invloed van het zwevend stofgehalte. De geassocieerde microverontreinigingen zijn gegroepeerd en het aantal staat tussen haakjes.

Locatiegroep	Microverontreiniging	Geassocieerde microverontreinigingen	Andere geassocieerde variabelen
Eems	Chr	PAKs (2)	
Eems	Zn	Metalen (2)	
Eems	BghiPe		Tsinds10mmregen
Eems	As		Tsinds10mmregen
Zee	Cu	PFAS (6); Metalen (2); PFOS in zwevend stof; Bestrijdingsmiddelen (2)	chemisch zuurstofverbruik; sulfaat; evaporatie, zonneshijnduur
Zee	Co	Metalen (2)	koolstof organisch
MaasRivier	Zn	Metalen (3); dibutyltin (kation)	fosfor; fosfaat; ammonium; Tsinds5mmregen
MaasRivier	Flu	PAKs (9); Metalen (3); PFAS (1); diisopropylether; Bestrijdingsmiddelen (2);	
MaasRivier	C1ypmfs	PAKs (3) methylpirimifos;	
MaasRivier	BghiPe	PAKs (3)	
MaasRivier	BkF	PAKs (10); Bifenolen (2); PFAS (1) Metalen (11)	zwevend stof; windsnelheid, westenwind
MaasRivier	BbF	PAKs (7)	
MaasRivier	cypmtn		Tsinds10mmregen
RijnRivier	B	Bifenolen (1); Metalen (14)	sulfaat; chloride na filtratie;
RijnRivier	Zn	Metalen (8)	chloride na filtratie;

RijnRivier	TC4ySn	Bifenolen (4); dibutyltin (kation); Bestrijdingsmiddelen (1); tributyltin (kation);	fluoride; chloride; pH; noorderwind
RijnRivier	BbF	PAKs (10)	
RijnRivier	BghiPe	PAKs (10)	
RijnRivier	BkF	PAKs (10)	zonneshijnduur
RijnRivier	Flu	PAKs (10)	zonneshijnduur
Schelde	BaA	PAKs (6)	
Schelde	BaP	PAKs (11) Bifenolen (5) Metalen (12); PFAS (5); vlamvertrager (1); tributyltin (kation); aromatische verbindingen (3)	chemisch zuurstofverbruik
Schelde	BkF	PAKs (10) PFAS (5) Bifenolen (2); Metalen (7); tributyltin (kation)	
Schelde	BbF	PAKs (1)	
Schelde	imdcpd	Metalen (2) Bestrijdingsmiddelen (4)	koolstof organisch; nitriet;
Schelde	Cu	Metalen (1)	Tsinds10mmregen

De resultaten in Tabel 9 laten zien dat de 'overgebleven' overschrijdingen in sommige gevallen samenvallen met hoge waarden van andere microverontreinigingen of omstandigheden. De overschrijdingen van PAKs maar ook andere van de geselecteerde microverontreinigingen bleken sterk samen te vallen met hoge concentratiewaarden van andere PAKs, bisfenolen, PFAS, metalen (voor- én na filtratie).

Diverse microverontreinigingen, waaronder één PAK diverse metalen en een bestrijdingsmiddel, vielen samen met hoge waarden van de variabele 'Tsinds10mmRegen' en 'Tsinds5mmRegen'. Deze variabele representeert het aantal dagen dat voorbij is gegaan tot aan een flinke (>10 mm of >5 mm) regenbui. Het is de verwachting dat een flinke regenbui na een lange relatief droge periode leidt tot extra afspoeling van microverontreinigingen opgehoopt op verharde en onverharde oppervlakken. Voor zink bleek de variabele 'Tsinds5mmRegen' samen te vallen met de variabele 'fosfor'. De combinatie van de variabele 'fosfor' en 'Tsinds5mmRegen' kan samen een indicatie zijn voor afspoeling. De variabele 'wind' is ook terug te vinden. Dit kan te maken hebben met de weersomstandigheden die samenvallen met hevige regen. Ook de variabele 'zwevend stof' komt nog een keer voor, in locatiegroep 'MaasRivier' voor de stof benzo(k)fluorantheen, terwijl deze invloed al is verwijderd door de correctie voor de modelmatig vastgestelde associatie met zwevend stof voor alle locaties tezamen. Het kan dat de overschrijdingen in deze locatiegroep zeer hoog waren en niet geheel toe te wijzen aan zwevend stof, maar wel samenvielen met een hoog gehalte zwevend stof.

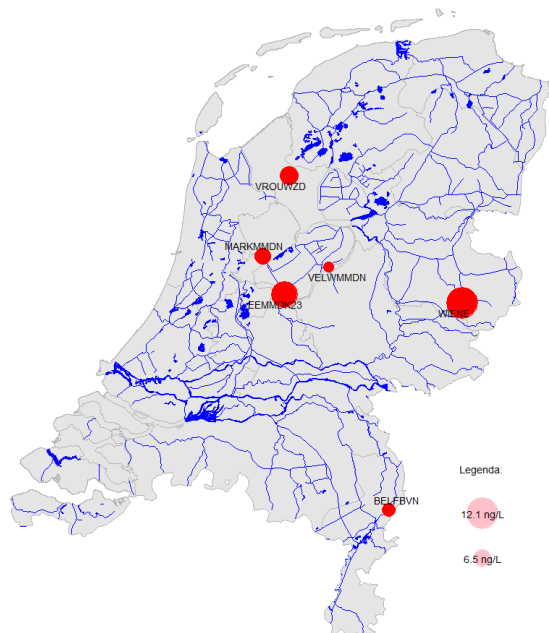
Tenslotte zijn er een aantal microverontreinigingen waarvan hoge concentraties samenvielen met diverse seizoensgebonden variabelen die te linken zijn aan de zomerperiode. Dit zijn de variabelen 'zonneshijnduur' en 'verdamping' (evaporatie), chemisch zuurstofgebruik, organisch koolstof, nitriet, ammonium, maar ook chloride, een zout dat typisch hoge concentraties heeft bij lage verdunning (lage afvoer). Ook vallen overschrijdingen in sommige gevallen samen met hoge concentraties van bestrijdingsmiddelen, die over het algemeen in de lente en zomerperiode worden toegepast. Dit wil niet zeggen dat deze variabelen direct invloed hebben, maar dat er naast de invloed van zwevend stof, andere factoren zijn die in de zomer prevaleren en die samenvallen met overschrijdingen die overblijven na correctie voor de modelmatig vastgestelde associatie met zwevend stof.

Samenvattend kan op basis van deze analyse van de overschrijdingen van de MAC die overblijven na corrigeren voor de gemodelleerde invloed van het zwevend stofgehalte worden gesteld dat diverse seizoensinvloeden ook een rol kunnen spelen bij overschrijdingen die niet door het model zijn aangemerkt met een associatie met zwevend stof. De tijd sinds een flinke regenbui zou indicatief kunnen zijn voor microverontreinigingen die een relevante (piek) emissie kennen door afspoeling. Verder blijkt het echter lastig om verbanden te evalueren omdat het seizoen een divers palet van variabelen beïnvloedt, en het niet mogelijk is om deze invloeden te ontrafelen. Er zijn geen aanwijzingen dat antropogene puntbronnen vanuit specifieke toepassingen of industrieën overschrijdingen veroorzaken.

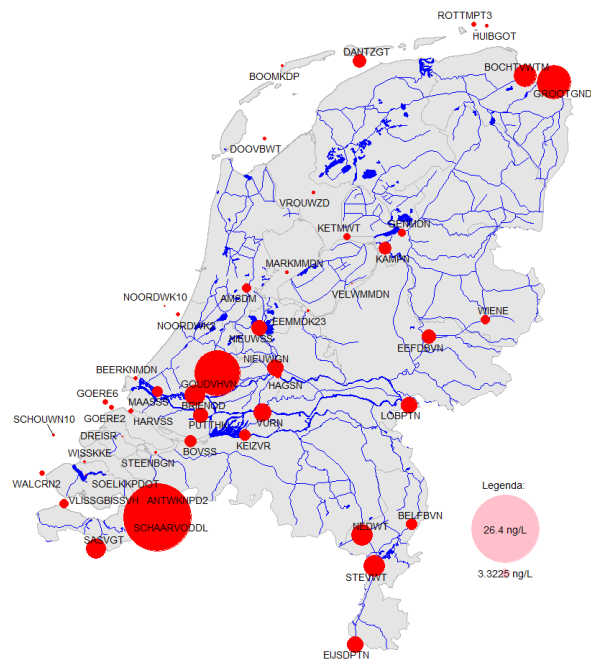
4.3 Concentratieniveaus op de verschillende locaties in het watersysteem

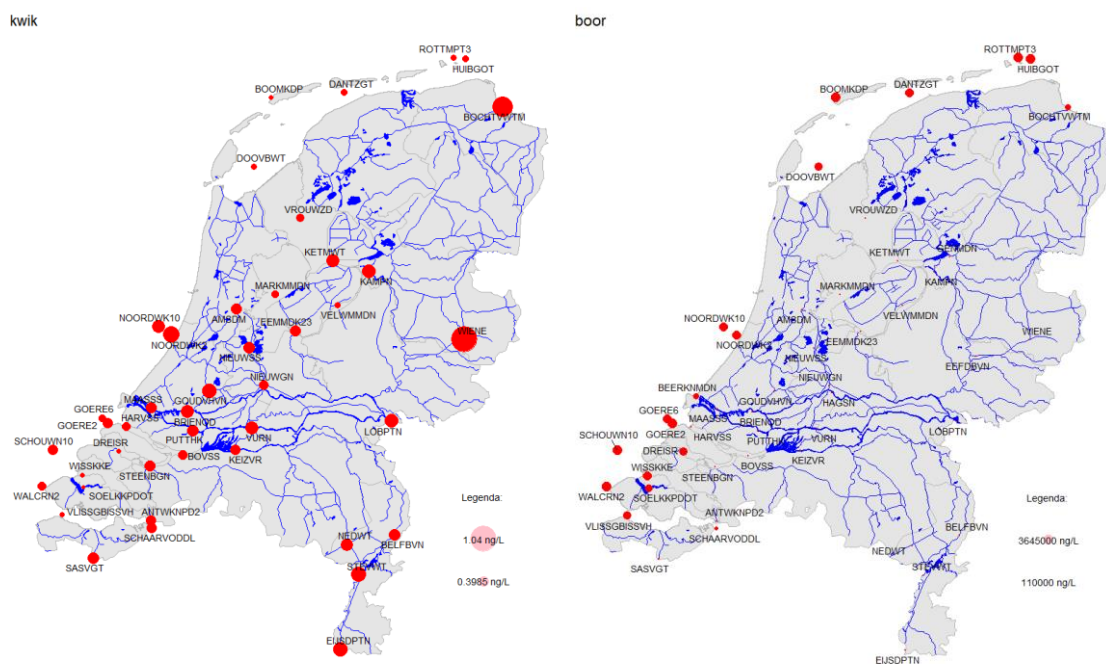
In Hoofdstuk 3 en bovenstaande paragrafen blijkt dat zwevend stofgehalte een belangrijke maar niet allesbepalende factor is voor het overschrijden van de MAC- en JG voor een aantal microverontreinigingen. Echter, al deze de microverontreinigingen moeten ooit ergens in het watersysteem terecht gekomen zijn of nog steeds worden geëmitteerd. Het voorkomen van hoge concentraties op specifieke locaties of (delen van) stroomgebieden kan een indicatie zijn dat 1) deze microverontreiniging op of nabij deze locatie wordt geëmitteerd of 2) dat lokaal al relatief grote hoeveelheden van deze verontreinigingen in het watersysteem aanwezig zijn, bijvoorbeeld gebonden aan sediment als gevolg van historische emissies. In Figuur 7 zijn de mediaanconcentraties van enkele microverontreinigingen op de kaart van Nederland weergegeven. Kaarten voor de overige microverontreinigingen (Figuur 1) zijn te vinden in Supplement IV. Voor deze analyse zijn alleen de metingen boven rapportagelimiet (RL) gebruikt om voldoende onderscheidend vermogen te hebben tussen locaties. De weergegeven medianen zijn berekend over alle positieve waarnemingen (>RL). Voor sommige microverontreinigingen op sommige locaties zijn de medianen daarom gebaseerd op weinig metingen.

esfenvaleraat



benzo(b)fluorantheen





Figuur 7: Voorbeelden van kaarten met de mediaan concentraties (metingen > rapportage limiet) over de periode 2018-2024 van locaties beheerd door RWS.

Tabel 11 zijn de locaties aangegeven waar veel microverontreinigingen zulke relatief hoge concentraties vertoonden. Het valt op dat de verschillende PAKs, de bestrijdingsmiddelen lindaan en imidacloprid, diverse metalen als zink, seleen, kwik en kobalt, koper en arseen alsook de overige microverontreinigingen tributyltin en PFOS vaak op één of meer van de volgende locaties de hoogste concentraties vertonen: Schaar van Oude Doel, Sas van Gent (in Zeeland nabij België), Gouda voorhaven (in het Groene Hart). Dit suggereert dat deze locaties of hun bovenstroomse gebieden sterk met deze microverontreinigingen worden of werden belast. Andere locaties laten voor verschillende microverontreinigingen de hoogste concentraties zien, wat suggereert dat daar een lokale bron of emissies plaatsvindt. De overige metalen, boor en uranium vertonen de hoogste (> 90 percentiel) concentraties op vier locaties waarvan ze er drie delen. Dit zijn de mariene meetlocaties nabij Goeree Overflakkee (GOERE2), Walcheren (WALCRN2), Rottmerplaat (ROTTMPT3). Het zijn alle kustwateren met van nature hoge concentraties uranium en boor.

Tabel 10: Locaties met bijzonder hoge mediaanconcentraties (>90% percentiel) per microverontreiniging. N.b. als er voor een microverontreiniging op weinig locaties is gemeten, komen hiervoor minder locaties in aanmerking.

Microverontreiniging	Locatie met concentraties > 90 percentiel gemiddeld
benzo(ghi)peryleen	GOUDVHVN; GROOTGND; NEDWT; SCHAARVODDL; STEVWT
benzo(b)fluorantheen	BOCHTVWTM; GOUDVHVN; GROOTGND; SCHAARVODDL; STEVWT
fluorantheen	GOUDVHVN; GROOTGND; NIEUWSS; SASVGT; SCHAARVODDL
benzo(k)fluorantheen	BOCHTVWTM; GOUDVHVN; GROOTGND; NEDWT; SCHAARVODDL
chryseen	EEMMDK23; GOUDVHVN; SCHAARVODDL; STEVWT
benzo(a)pyreen	BELFBVN; GOUDVHVN; HARVSS; SCHAARVODDL; STEVWT
benzo(a)antracene	GOUDVHVN; GROOTGND; SCHAARVODDL; STEVWT; VELWMMDN
imidacloprid	EEMMDK23; GOUDVHVN; NEDWT; SASVGT; STEVWT
methylpirimifos	STEENBGN; VELWMMDN; VURN
cypermethrin	GENMDN; HAGSN

deltamethrin	GOERE2; SOELKKPDOT
lindaan	BOOMKDP; DANTZGT; DOOVBWT; SASVGT; WIENE
esfenvaleraat	WIENE
lambda-cyhalothrin	MAASSS
pyriproxyfen	ANTWKNP2; DREISR; EIJSPTN; MAASSS; NIEUWSS
kwik	BOCHTVWTM; GOUDVHVN; NOORDWK2; STEVWT; WIENE
thallium	ANTWKNP2; BELFBVN; KEIZVR; SASVGT; SCHAARVODDL
arseen	ANTWKNP2; DREISR; SASVGT; SCHAARVODDL; SOELKKPDOT
boor	BOOMKDP; HUIBGOT; ROTTMPT3; SCHOUWN10; WALCRN2
kobalt	GENMDN; GOUDVHVN; KEIZVR; SASVGT; STEENBGN
koper	AMSDM; ANTWKNP2; SASVGT; SCHAARVODDL; WIENE
uranium	GOERE2; HUIBGOT; ROTTMPT3; WALCRN2
zink	BELFBVN; KEIZVR; NEDWT; SASVGT; SCHAARVODDL
seleen	ANTWKNP2; BELFBVN; NEDWT; SASVGT; SCHAARVODDL
tributyltin (kation)	AMSDM; ANTWKNP2; GOUDVHVN; SASVGT; SCHAARVODDL
perfluorooctaansulfonzuur (lineair)	ANTWKNP2; SASVGT; SCHAARVODDL; WIENE

Tabel 11: Locaties waar drie of meer microverontreinigingen de hoogste mediaan hebben.

LOC	SCHAARVODDL	GOUDVHVN	SASVGT	STEVWT	ANTWKNP2	BOCHTVWTM	GROOTGND	NEDWT	WIENE	BELFBVN	KEIZVR
# micro-verontreinigingen	14	11	11	7	7	3	5	5	5	4	3

Hieronder zijn de locaties waar veel microverontreinigingen relatief hoge concentraties vertoonden gekarakteriseerd.

- **SCHAARVODDL (Schaar van Oude Doel)** Deze locatie ligt in de rivier de Schelde net over de grens met België. De Schelde stroomt door Antwerpen waar veel industrie actief is en een grote haven ligt. Mogelijk kunnen de activiteiten van de industrie en in deze haven leiden tot de emissies de microverontreinigingen die zijn waargenomen in relatief hoge concentraties. In de analyses ontbreken meetgegevens uit België, waardoor het emissiepunt niet kan worden gelokaliseerd. Deze locatie heeft een hoog zwevend stofgehalte (Figuur 2).
- **GOUDHVN (Gouda voorhaven)** Deze locatie ligt aan de Hollandse IJssel. Het meetpunt ligt nabij de stad Gouda waar de Hollandse IJssel en het Gouwekanaal samenkomen. De Hollandse IJssel mondt uit in de Oude Maas voor Brienenoord. Er is weinig doorstroom op deze locatie, het water pendelt afhankelijk van getijden (27). Deze locatie heeft een hoog zwevend stofgehalte (Figuur 2).
- **SASVGT (Sas van Gent)** Deze locatie is gelegen in een kanaal tussen Terneuzen en Gent. Dit kanaal heeft geen zijrivieren. Dit betekent dat de vervuiling ergens tussen Gent en Terneuzen wordt geëmitteerd of in het verleden is geëmitteerd. Deze locatie heeft géén hoog zwevend stofgehalte (Figuur 2).

- **STEVW (Stevensweert)** Deze locatie ligt in de Maas. Stroomopwaarts ligt de meetlocatie Eijsden. In theorie geldt dat als er bij Eijsden geen hoge concentraties worden gemeten voor een stof er kan worden afgeleid dat er op een locatie tussen Eijsden en Stevensweert geëmitteerd. De locatie heeft géén hoog zwevend stofgehalte (Figuur 2).
- **ANTWKNPD2 (Antwerpen Kanaalpand)** Deze locatie ligt in een kanaal parallel aan de Schelde. Antwerpen ligt aan dit Kanaal. De locatie heeft géén bijzonder hoge zwevend stofgehalten.
- **BOCHTVWTM (Bocht van Watum)** Deze staat in contact staat met de Waddenzee, en wordt gevoed door de rivier de Eems, die uit Duitsland komt. Deze locatie heeft een hoog zwevend stofgehalte.
- **GROOTGND (Groote Gat Noord)** Deze staat in contact staat met de Waddenzee, en wordt gevoed door de rivier de Eems, die uit Duitsland komt. Deze locatie heeft een hoog zwevend stofgehalte.
- **NEDWT (Nederweert)** Deze locatie ligt in Wessum-Nederweert kanaal, welke wordt gevoed door de Maas ter hoogte van Wessum. Wessum ligt stroomafwaarts van Stevensweert (Maas) en stroomopwaarts van Belfeld (Maas). Als op locaties Stevensweert en Belfeld geen hoge concentraties worden aangetroffen, kan worden afgeleid dat de verontreiniging lokaal geëmitteerd wordt. Deze locatie heeft géén hoog zwevend stofgehalte (Figuur 2).
- **WIENE (Wiene)** Deze locatie ligt in het Twentekanaal. Dit kanaal start in Enschede en stroomt langs Hengelo en Delden. De locatie heeft géén hoog zwevend stofgehalte (Figuur 2).
- **BELFBVN (Belfeld boven de stuw)** Deze locatie ligt in de Maas, bovenstrooms van meetlocatie Stevensweert. Als concentraties laag zijn bij Stevensweert, is een mogelijke emissie tussen deze twee locaties. De locatie heeft géén hoog zwevend stofgehalte (Figuur 2).
- **KEIZVR (Keizersveer)** Deze locatie ligt in de Bergsche Maas, vlak voor de Biesbosch. Andere meetlocaties van Rijkswaterstaat liggen ver weg, waardoor het niet goed te bepalen is waar een eventuele emissie start. De locatie heeft géén hoog zwevend stofgehalte (Figuur 2).

Samenvattend kan gesteld worden dat bij een deel van alle beschouwde locaties (Tabel 2) namelijk Schaar van Oude Doel, Gouda Voorhaven, Sas van Gent, Bocht van Watum, Groote Gat Noord, Antwerpen Kanaalpand, Wiene, Belfeld, Keizersveer, Stevensweert en Nederweert, relatief hoge concentraties van meerdere van de geselecteerde microverontreinigingen (Tabel 1) worden aangetroffen. Van deze locaties hebben Groote Gat Noord, Bocht van Watum, Gouda Voorhaven en Schaar van Oude Doel (vaak) een hoog gehalte zwevend stof. Daardoor kan (ook) zwevend stof een rol hebben in de relatief hoge concentraties van diverse aangetroffen microverontreinigingen. Nederweert, Antwerpen Kanaalpand, Keizersveer, Belfeld, Wiene, Stevensweert en Sas van Gent hebben géén hoog zwevend stofgehalte, waardoor het zwevend stofgehalte voor die locaties waarschijnlijk geen rol speelt bij de hoge concentraties van de microverontreinigingen. De hoge concentraties van de microverontreinigingen lijken daar een gevolg van lokale emissies of reeds aanwezige verontreinigingen. Microverontreinigingen die maar op één of twee locaties relatief hoge concentraties vertonen (Tabel 10), zoals de voor de pesticiden cypermethrin bij Genemuiden (GENMDN) en Hagstein (HAGSN) en esfenvaleraat bij Wiene en lambda-cyhalothrin bij Maassluis (MAASSS) worden mogelijk beïnvloed door lokale emissies of bovenstroomse afwenteling van deze microverontreinigingen. In Supplement V staat, ter informatie, Tabel 10 weergegeven op de volgorde van de locaties in plaats van de microverontreinigingen.

5 Discussie

5.1 Verklaart zwevend stof de concentratiedynamiek van microverontreinigingen?

In deze studie zijn 26 microverontreinigingen geselecteerd die regelmatig geldende MAC en/of JG overschrijden. Op basis van data en theoretische analyse van processen in de watersystemen is onderzocht welke processen (kunnen) bijdragen aan de variaties in de concentratie en de overschrijdingen.

Uiteindelijk is de oorzaak van de overschrijdingen te grote emissies of historische emissies van de betreffende microverontreinigingen in het systeem. Het palet aan verklarende variabelen en achterliggende mechanismen zullen per locatie, per seizoen en afhankelijk van de omstandigheden verschillen. Het is dan ook niet verwonderlijk dat diverse microverontreinigingen en hun overschrijdingen correleren met meerdere variabelen (zie Hoofdstuk 4). De uiteindelijke concentratiedynamiek is immers een integratie van meerdere factoren. Voor diverse microverontreinigingen worden correlaties tussen de concentraties en meetlocatie waargenomen (zie parameter 'plek' in Figuur 6 en gerelateerde figuren in Supplement III). Door verschillende watersystemen in de statistische analyses van de overschrijdingen van de MAC en JG te onderscheiden in de locatiegroepen wordt voorkomen dat verschillen in (historische) emissies tussen stroomgebieden van rivieren eventuele verschillen als gevolg van variaties in het zwevend stofgehalte verhullen. De kans is daardoor groter dat bij één van de locatiegroepen statistisch significant verband wordt gevonden. Met de analyses kan een beeld ontstaan van de (vermoedelijke) oorzaak van KRW-overschrijdingen voor de individuele microverontreinigingen.

Databeschikbaarheid was voor sommige microverontreinigingen niet voldoende om een eenduidige conclusie te trekken over de mate van de associatie met zwevend stof. Dit was het geval voor enkele pesticiden. Daarnaast maakt de veelheid van mogelijke invloeden van andere factoren en hun interacties het mogelijk dat wél een associatie tussen concentraties van microverontreinigingen en zwevend stof wordt gevonden zonder dat er een oorzakelijk verband bestaat. Daarom moet worden opgepast voor over-interpretatie. Deze mate van associatie moet gezien worden als een indicatie en meerdere lijnen van bewijs moeten samenkomen om hier een solide conclusie over te kunnen trekken.

In Tabel 12 staat een kwalitatieve analyse van de vermeende statistische invloed van de variabele en de geschatte plausibiliteit óf het zwevend stofgehalte de overschrijding kan verklaren. Als alle aspecten op 'groen' staan betekent dit dat het zwevend stofgehalte een rol speelt in. Wanneer de aspecten op 'oranje' staan zou het zwevend stof mogelijk een rol kunnen spelen in de overschrijdingen van de KRW normen. In veel gevallen kan maar voor één of enkele van de beschouwde locatiegroepen een statistisch significante correlatie tussen het zwevend stofgehalte en de concentraties van de microverontreinigingen worden aangetoond. Een significante positieve correlatie tussen zwevend stofgehalte en de concentratie van de microverontreiniging voor één of enkele locatiegroepen wordt 'groen' aangemerkt, ook als dit niet voor andere locatiegroepen of de totale dataset kon worden vastgesteld.

Tabel 12: Kwalitatieve evaluatie van de invloed van zwevend stof op de concentratiedynamiek van 26 geselecteerde microverontreinigingen. De kleur van de cel onder het gedeelte 'Statistische invloed zwevend stofgehalte' indiceert in hoeverre er een positieve associatie is waargenomen tussen het zwevend stofgehalte en de concentraties of de mate van overschrijding van de betreffende water kwaliteitsnormen van de microverontreinigingen. De kleurcodering van de kolom 'Plausibiliteit invloed zwevend stofgehalte' indiceert of de geschatte of afgeleide sorptiecoëfficiënt aan zwevend stof voldoende is om een significant deel van de betreffende microverontreiniging te binden. Wanneer het vlak wit is, is er geen (voldoende) data beschikbaar. Wanneer het vlak grijs is, is de analyse niet relevant omdat de concentraties van de microverontreinigingen zijn bepaald na filtratie van het zwevend stof

Parameter naam	Categorie	Statistische invloed zwevend stofgehalte			Plausibiliteit invloed zwevend stofgehalte (Log K _D (L/kg))
		Correlatie-coëfficiënt met zwevend stofgehalte op locaties	Associatie afname overschrijding norm MAC	Associatie afname factor overschrijding norm JG	
		<0 0-0,25 >0,25	<0 0-10% >10%	1 1-1.5 >1.5	<3,5 3,5-4,0 >4,0
benzo(a)antraceen	PAK				
benzo(a)pyreen	PAK				
benzo(b)fluorantheen	PAK				
benzo(ghi)peryleen	PAK				
benzo(k)fluorantheen	PAK				
chryseen	PAK				
fluorantheen	PAK				
methylpirimifos	Pesticide				
lindaan	Pesticide				
cypermethrin	Pesticide				
deltamethrin	Pesticide				
esfenvaleraat	Pesticide				
imidacloprid	Pesticide				
lambda-cyhalothrin	Pesticide				
pyriproxyfen	Pesticide				
arseen	Metaal				
boor	Metaal				
kobalt	Metaal				
koper	Metaal				
kwik	Metaal				
seleen	Metaal				
thallium	Metaal				
uranium	Metaal				
zink	Metaal				
tributyltin	Biocide				
Perfluorocetaan-sulfonzuur (lineair)	Industrieel				

5.1.1 PAKs

De concentraties van PAKs correleren positief met zwevend stofgehalte op locaties (Paragraaf 4.2) en overschrijdingen worden gereduceerd wanneer het effect van het zwevend stof (mathematisch) wordt verwijderd. Zo'n 50% van de MAC overschrijdingen voor PAKs waren te associëren met zwevend stof over de gehele dataset. Dat wil zeggen dat het percentage overschrijdingen ongeveer voor de helft toe te schrijven was aan zwevend stofgehalte. Dit percentage verschilt afhankelijk van de PAK en beschouwde locatiegroep, maar het is waarschijnlijk dat dit binnen de modelonzekerheid valt omdat er geen structurele verschillen zijn in de locatiegroepen voor alle PAKs samen. De factor waarmee de JG werd overschreden was volgens het model voor PAKs een factor 1,7 tot 2,1 keer hoger door zwevend stof. Bovendien is dit ook plausibel omdat de aangetroffen zwevend stofgehalten ook significant kunnen bijdragen aan de concentratie van de PAKs in de waterkolom. Alleen voor de minst hydrofobe geselecteerde PAK fluorantheen is de sorptiecoëfficiënt mogelijk niet toereikend (zie Paragraaf 3.5) om te zorgen voor een (grote) invloed van zwevend stof op de gemeten concentratie in de waterkolom. Aanvullende analyse (niet getoond) laat zien dat de concentraties van alle PAKs doorgaans goed met elkaar correleren (correlatiecoëfficiënt $> 0,9$), behalve fluorantheen (correlatiecoëfficiënt $\pm 0,6$).

5.1.1 Pesticiden

De mediaanconcentraties van de meeste bestrijdingsmiddelen laten geen, of een zwakke positieve correlatie zien met het zwevend stofgehalte van de locaties. Ook voor een associatie van zwevend stofgehalte met specifieke overschrijdingen van MAC of JG is het bewijs zwak, of afwezig (Tabel 12). Dat de mediaanconcentraties niet correleren met het zwevend stofgehalte van de locaties kan te maken hebben met beperkte beschikbaarheid van metingen boven de rapportagelimiet maar ook met de toepassing van pesticiden. Deze worden lokaal toegepast bij gewas- of bloementeel en zullen lokaal de hoogste concentraties vertonen alvorens ze verspreiden in het watersysteem en verdunnen of sorberen waardoor concentraties afnemen. Een aantal pesticiden heeft de potentie om met zwevend stofgehalte in de waterkolom te komen, maar databeschikbaarheid was niet voldoende om dit te analyseren. Dit betreft de pesticiden lambda-cyhalothrin, pyriproxyfen, esvenvaleraat en deltamethrin. Voor lindaan en imidacloprid zijn voldoende beschikbare metingen boven rapportagelimiet beschikbaar en lijkt het zwevend stof geen invloed te hebben op de concentratiedynamiek. Dit zou ook niet te relateren zijn aan sorptiefenomenen zoals beschreven in Hoofdstuk 3, omdat de betreffende pesticiden naar verwachting onvoldoende aan het zwevend stof binden om er door te kunnen worden beïnvloed onder de in de watersystemen aangetroffen zwevend stof concentraties.

De mate van MAC en JG overschrijding van cypermethrin is (zwak) geassocieerd met zwevend stof, al kon dit maar voor één locatiegroep (de Maas) worden vastgesteld. De binding van cypermethrin aan zwevend stof is mogelijk voldoende zodat een relevante fractie aan het zwevend stof gebonden kan zijn en de concentratiedynamiek enigszins te beïnvloeden. Het aantal metingen (boven RL) van cypermethrin is echter laag, waardoor resultaten minder robuust zijn.

Voor het bestrijdingsmiddel methylpirimifos lijkt ook een relatie te bestaan tussen het zwevend stofgehalte en de concentraties of overschrijdingen. Dit kon ook voor deze pesticide maar voor één locatiegroep (de Maas) worden vastgesteld. De binding aan het zwevend stof van methylpirimifos is echter onvoldoende om de associatie te kunnen verklaren. Bovendien worden de hoogste concentraties van methylpirimifos op atypische locaties aangetroffen (Veluwemeer midden en Vuren, in de Waal). Meer inzicht in bronnen en emissieroutes zijn nodig om deze waarnemingen te verklaren.

5.1.2 Metalen

Voor de KRW overschrijdingen van metalen wordt de concentratie ná filtratie getoetst. Hoewel een significante fractie van de andere metalen aan het zwevend stof is gebonden, wordt ook na het fysiek verwijderen van het zwevend stof met daaraan gebonden metalen uit de waterfase, de MAC -en JG op diverse locaties overschreden. Voor de alle metalen met uitzondering van boor en uranium heeft het zwevend stof een significante invloed op de

concentratie. Daarom kon voor deze metalen een *in situ* sorptiecoëfficiënt worden afgeleid. Boor en uranium zijn van nature hoog in zoute wateren en sorberen niet sterk aan zwevend stof.

Omdat metalen van nature in gesteenten en water voorkomen maar ook door antropogene activiteiten in het water worden gebracht, is het voor de metalen van belang te onderzoeken welk deel van de aangetroffen metalen een antropogene oorsprong heeft en welk deel van natuurlijke oorsprong is. Vervolgens zal voor het antropogene deel moeten worden verkend wat de bronnen en emissieroutes zijn om handelingsperspectieven te verkennen.

5.1.3 Overige microverontreinigingen

Zowel tributyltin als perfluorooctaansulfonzuur correleren met het zwevend stofgehalte tussen locaties. Alleen voor perfluorooctaansulfonzuur lijkt de veronderstelde binding aan het zwevend stof mogelijk voldoende zodat zwevend stofgehalten de concentratiedynamiek en overschrijdingen kunnen beïnvloeden. Het bindingsgedrag van zeepachtige stoffen zoals perfluorooctaansulfonzuur aan sediment, zwevend stof en andere vaste fasen is echter lastig in te schatten. Voor tributyltin zijn incidenteel ook wel zeer hoge bindingen gerapporteerd, maar lijkt de gemodelleerde binding in deze rapportage onvoldoende om een significante invloed te kunnen hebben op de concentratie (en overschrijdingen). De positieve associatie van tributyltin met zwevend stofgehalte op specifieke locaties kan veroorzaakt zijn doordat emissies van deze stof vooral in havens, estuariën en nabij scheepswerven plaatsvond waar schepen met coatings met dit middel voeren of werden onderhouden, en waar door getijdebeweging, scheepvaart en baggeractiviteiten zwevend stofgehalten ook hoog waren (Figuur 2).

5.2 Associaties tussen concentraties van microverontreiniging en diverse variabelen

Voor alle microverontreinigingen geldt dat zwevend stof niet de totale mate van overschrijding van de JG kan verklaren. Ook bleven er MAC overschrijdingen over als de gemodelleerde invloed van zwevend stof van de concentraties werd afgetrokken. Deze overgebleven overschrijdingen hadden een samenhang met zomer-gebonden variabelen en/of neerslag en afspoeling.

Een correlatie tussen de afvoer en concentraties van microverontreinigingen is het uitgangspunt bij het onderzoeken van stofdynamiek in oppervlaktewater. Bij stabiele emissie van relatief persistente mobiele microverontreinigingen bepaalt de verdunningsfactor immers de concentratie in het oppervlaktewater, en ook als emissies niet stabiel zijn of de microverontreinigingen niet persistent zal de verdunning altijd een rol spelen. In veel riviersystemen wordt dit voor diverse microverontreinigingen geobserveerd (3, 26). Wanneer de concentratiedynamiek van de microverontreinigingen echter niet goed correleert met de afvoer moeten andere verklaringen worden gezocht voor deze afwijkingen.

Het lastige van veel van de variabelen zoals temperatuur, neerslag, afvoer en de hoeveelheid zwevend stof die kunnen correleren met de concentratiedynamiek van bepaalde microverontreinigingen ook tot op zekere hoogte met elkaar correleren. Daardoor is het niet altijd duidelijk welke variabelen en achterliggende processen daadwerkelijk de variatie in de concentratie van de microverontreiniging veroorzaken of beïnvloeden. Ook is het ook mogelijk dat bepaalde variabelen wel afwijkend hoge concentraties kunnen verklaren terwijl de lagere concentraties op dezelfde locatie voornamelijk door andere variabelen, zoals bijvoorbeeld 'afvoer', worden verklaard.

De toegepaste regressiemodellen gaan uit van een bepaalde statistische ((log)lineaire) relatie tussen de variabele en de microverontreiniging over het gehele bereik van de variabele en concentratie van de microverontreiniging. Daarmee kunnen ze dus niet goed omgaan met processen die alleen relevant zijn in een bereik van de variabele en/of concentratieniveau van de microverontreiniging. Het is van belang om dit in ogenschouw te nemen, met name wanneer alleen de overschrijdingen van normen van de microverontreinigingen worden beschouwd. De

processen die vooral zijn geassocieerd met de variatie (en dus mogelijk invloed hebben of indicatief zijn voor een bepaald proces wat deze concentraties beïnvloedt) wanneer de MAC wordt overschreden zijn immers het meest relevant omdat deze overschrijdingen consequenties hebben in de beoordeling van de waterkwaliteit en vragen om maatregelen van de waterbeheerders.

Om meer waarnemingen te hebben per microverontreiniging, voor een betere statistische basis, is gewerkt met locatiegroepen waar meerdere locaties in een gebied bij elkaar genomen zijn. Zeer hoge concentraties en mogelijke overschrijdingen blijken regelmatig uniek te zijn voor één (of enkele) specifieke locatie(s), zoals te zien is in de kaarten met de mediaan concentraties per stof op meetlocaties. Deze afwijkend hoge concentraties kunnen de MAC (incidenteel) of JG (structureel) overschrijden. Naast zwevend stofgehalte (bij microverontreinigingen waarvoor dit relevant is) kan een dergelijke observatie worden verklaard door een plaatselijke (historische) emissie of afwenteling uit bovenstroomse gebieden. Deze informatie is relevant voor waterbeheerders omdat een lokale overschrijding als gevolg van een lokale emissie vraagt om lokale maatregelen, terwijl structurele overschrijdingen in het gehele watersysteem om generieke maatregelen vraagt. Vervolgens is het relevant de bron of emissieroute van de verontreiniging te zoeken om te bepalen welke maatregelen kunnen worden getroffen.

Wanneer zwevend stof met de concentratie van de microverontreiniging correleert en het een plausibele verklaring vormt voor de waargenomen concentratiedynamiek en de overschrijdingen, kan worden verkend of en welke maatregelen zinvol zouden kunnen zijn om de overschrijdingen te beperken. Wanneer dit verband ontbreekt of de variabele en het veronderstelde fenomeen of mechanisme niet plausibel is, is het noodzakelijk verder te zoeken naar de mogelijke factoren die de concentraties beïnvloeden of bronnen van de verontreiniging voordat kan worden verkend welke maatregelen kunnen worden getroffen om overschrijdingen in te perken.

5.3 Handelingsperspectieven voor beperken van overschrijdingen van geselecteerde microverontreinigingen

Het zwevend stofgehalte wordt voornamelijk beïnvloed door de samenstelling van het sediment, stroomsnelheid of turbulentie in de watergang en eventueel introductie van deeltjes door afspoeling. Op deze natuurlijke fenomenen hebben waterbeheerders beperkte invloed, al zijn er wel mogelijkheden om het watersysteem anders in te richten om turbulentie te beperken of zwevend stof te laten bezinken en afspoeling te beperken (27). Wanneer menselijke activiteiten als bijvoorbeeld scheepvaart, grondverzet of baggerwerkzaamheden leiden tot verhoogde zwevend stofgehalten zijn er naast het anders inrichten van het watersysteem ook andere beheersmaatregelen mogelijk zoals het aanpassen van de vaarsnelheid, limiteren van diepgang van schepen en technische maatregelen om bij baggerwerkzaamheden opwerveling van sediment te beperken.

In Tabel 12 staat welke microverontreinigingen correleren met het zwevend stofgehalte en of deze correlatie kan worden verklaard doordat de microverontreiniging sterk aan het zwevend stof bindt. Wanneer dit het geval is én wanneer de natuurlijke fenomenen de zwevend stofgehalten beïnvloeden, is het voor de waterbeheerder erg lastig om de frequentie en omvang van de overschrijdingen te beperken. Als de betreffende microverontreinigingen reeds aanwezig zijn in het watermilieu (bijvoorbeeld gebonden aan het sediment in watergangen en nabij historische emissielocaties) of diffuus worden geëmitteerd (denk aan emissies van PAK door verbrandingsprocessen) zijn ook de handelingsperspectieven voor emissiebeperking (op korte termijn) beperkt. Het terugdringen van emissies is immers niet zinvol als de microverontreinigingen reeds in het watersysteem aanwezig zijn. Daarnaast zijn diffuse emissies vaak lastig met emissiebeperkende maatregelen te beheersen.

5.4 Conclusie

Kennis van de mechanismen die de concentratiedynamiek van microverontreinigingen in oppervlaktewater bepalen is essentieel om vast te stellen welke maatregelen zinvol zijn om de concentratie te verlagen, zeker in gevallen waarbij de concentratiedynamiek leidt tot normoverschrijding. Geavanceerde data-analyse kan helpen om hier inzicht in te verkrijgen en effectieve maatregelen te selecteren. Het in deze studie toegepaste regressiemodel analyseert de associatie tussen verschillende variabelen en de concentratiedynamiek van de microverontreinigingen. De resultaten kunnen niet als oorzakelijke verbanden worden gezien, maar wel als een indicatie hoe sterk concentraties van microverontreinigingen associëren met bepaalde variabelen. Dit helpt bij het interpreteren van achterliggende mechanismen en het vormen van hypothesen voor mogelijke oorzaken.

Uit de analyses in dit rapport kan geconcludeerd worden dat de concentratiedynamiek en de overschrijdingen van normen van PAKs geassocieerd kunnen worden met sorptie aan het zwevend stof. Vijftig procent van de overschrijdingen van de MAC kunnen worden geassocieerd aan zwevend stof. Overschrijdingen van de MAC die niet toe te schrijven waren aan zwevend stofgehaltes vielen samen met hoge waarden van seizoensgebonden variabelen die duiden op zomerse omstandigheden. Dit was met name het geval voor PAKs en metalen. Voor de JG was 1,7 tot 2,1 keer de overschrijding geassocieerd aan zwevend stof. Doordat voor metalen de concentratie in het water zowel vóór als ná filtratie zijn bepaald, kon worden aangetoond dat het zwevend stof voor alle bestudeerde metalen met uitzondering van boor en uranium een relevante fractie van de metalen bond, en dus een significante invloed heeft op de totale concentraties in de waterfase. Databeschikbaarheid was limiterend voor een groot aantal van de andere geselecteerde microverontreinigingen om een eenduidig beeld te krijgen van de associatie met zwevend stof en overschrijdingen. Ook het ontbreken van JG of MAC voor microverontreinigingen verhinderde een analyse met betrekking tot de overschrijdingen van deze normen.

Verder bleken concentratieniveaus en overschrijdingen in voorkomende gevallen uniek voor bepaalde locaties in het Nederlands watersysteem, wat duidt op lokale of bovenstroomse (historische) emissies. Voor de groep pesticiden met een sorptiecoëfficiënt die in theorie voldoende is om invloed van zwevend stof te ondervinden (lambda-cyhalothrin, pyriproxyfen, esfenvaleraat en in mindere mate deltamethrin) waren te weinig metingen boven de rapportagelimiet beschikbaar om dit vast te kunnen stellen.

Indien de oorzaak van het zwevend stof een gevolg is van natuurlijke fenomenen en de betreffende microverontreinigingen voornamelijk door historische emissies in het watersysteem aanwezig zijn, hebben waterbeheerders beperkt handelingsperspectief om deze maatregelen te nemen om de overschrijdingen in te perken. Natuurlijke variatie in zwevend stof zal te linken zijn aan weerfenomenen en hoge stroomsnelheden. Een verschil in historische en actuele emissies maken is lastiger. Het concentratieaandeel van de historische emissies zal geleidelijk afnemen door omzetting en verspreiding van microverontreinigingen. Dit betekent dat de omzetting, de verspreiding en de omvang van huidige emissies zal moeten worden vastgesteld om de relatieve bijdrage van actuele emissies te kunnen reconstrueren.

6 Literatuur

1. INFORMATIEPUNT LEEFOMGEVING. Stoffenlijst KRW impuls, Netherlands: IPLO; 2023.
2. EUROPEAN COMMISSION. Aandachtstoffen voor Richtlijn 2008/105/EG van het Europees Parlement en de Raad, Brussels, Belgium: European Union 2022.
3. SJERPS R. M. A., TER LAAK T. L., ZWOLSMAN G. J. J. G. Projected impact of climate change and chemical emissions on the water quality of the European rivers Rhine and Meuse: A drinking water perspective, *Science of the Total Environment* 2017: 601-602: 1682-1694.
4. SPOSITO G. The chemistry of soils New York, NY, USA: Oxford University Press; 1989.
5. VASUDEVAN D., COOPER E. M., EXEM O. L. Sorption-Desorption of ionogenic compounds at mineral-water Interface: Study of metal oxide-rich soils and pure-phase minerals, *Environmental Science and Technology* 2002: 36: 501-511.
6. FENG C., GUO X., YIN S., TIAN C., LI Y., SHEN Z. Heavy metal partitioning of suspended particulate matter–water and sediment–water in the Yangtze Estuary, *Chemosphere* 2017: 185: 717-725.
7. SIGMUND G., ARP H. P. H., AUMEIER B. M., BUCHELI T. D., CHEFETZ B., CHEN W. et al. Sorption and Mobility of Charged Organic Compounds: How to Confront and Overcome Limitations in Their Assessment, *Environmental Science and Technology* 2022: 56: 4702-4710.
8. DROGE S. T. J., GOSS K. U. Ion-exchange affinity of organic cations to natural organic matter: Influence of amine type and nonionic interactions at two different pHs, *Environmental Science and Technology* 2013: 47: 798-806.
9. EUROPEAN UNION. Amendment of Annex I of Council Directive 76/769/EEC: Restrictions on the marketing and use of organostannic compounds. In: European Commission, editor, Brussels Belgium; 2009.
10. KARICKHOFF S. W. On the sorption of neutral organic solutes in soils, *J Agric Food Chem* 1981: 29: 424-425.
11. POERSCHMANN J., KOPINKE F.-D., PAWLISZYN J. Solid phase microextraction to study sorption of organotin compounds onto particulate and dissolved humic organic matter, *Environmental Science and Technology* 1997: 31: 3629-3636.
12. ZHENG S., WANG P., WANG C., HOU J., QIAN J. Distribution of metals in water and suspended particulate matter during the resuspension processes in Taihu Lake sediment, China, *Quaternary International* 2013: 286: 94-102.
13. BELFROID A. C., SIJM D. T. H. M., VAN GESTEL C. A. M. Bioavailability and toxicokinetics of hydrophobic aromatic compounds in benthic and terrestrial invertebrates, *Environ Rev* 1996: 4: 276-299.
14. REICHENBERG F., MAYER P. Accessibility and chemical activity, two sides to bioavailability. Workshop internal exposure - linking bioavailability to effects, Monte Verita, Switzerland; 2004, p. 1.
15. HERMENS J. L. M. Some information and additional thoughts about bioavailability and ecological risk assessment, San Fransisci, CA; 2005, p. 3.
16. LESLIE H. A., TER LAAK T. L., BUSSE F. J. M., KRAAK M. H. S., HERMENS J. L. M. Bioconcentration of organic chemicals: Is a solid phase microextraction fiber a good surrogate for biota?, *Environmental Science and Technology* 2002: 36: 5399-5404.
17. FREIDIG A. P., ARTOLA GARICANO E., BUSSE F. J. M., HERMENS J. L. M. Estimating the impact of humic acid on the bioavailability and bioaccumulation of hydrophobic chemicals in guppies using a kinetic solid phase extraction, *Environmental Toxicology and Chemistry* 1998: 17: 998-1004.
18. YANG W. C., GAN J. Y., HUNTER W., SPURLOCK F. Effect of suspended solids on bioavailability of pyrethroid insecticides, *Environmental Toxicology and Chemistry* 2006: 25: 1585-1591.

19. GOBAS F., ZHANG X., WELLS R. Gastrointestinal magnification - the mechanism of biomagnification and food-chain accumulation of organic-chemicals, *Environmental Science and Technology* 1993: 27: 2855-2863.
20. ABU A., SMITH S. Assessing sequestration of selected polycyclic aromatic hydrocarbons by use of adsorption modeling and temperature-programmed desorption, *Environmental Science and Technology*.
21. BJÖRK M. Bioavailability and uptake of hydrophobic organic contaminants in bivalve filter-feeders, *Annales Zoologici Fennici* 1995: 32: 237-245.
22. WANG H., XIA X., LIU R., WANG Z., ZHAI Y., LIN H. et al. Dietary Uptake Patterns Affect Bioaccumulation and Biomagnification of Hydrophobic Organic Compounds in Fish, *Environmental Science & Technology* 2019: 53: 4274-4284.
23. ZHANG L., WANG W. X. Size-dependence of the potential for metal biomagnification in early life stages of marine fish, *Environmental Toxicology and Chemistry* 2007: 26: 787-794.
24. U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. EPI-suite: Environmental Protection Agency; 2011.
25. NIU L., GÄRTNER A. A. E., KÖNIG M., KRAUSS M., SPAHR S., ESCHER B. I. Role of Suspended Particulate Matter for the Transport and Risks of Organic Micropollutant Mixtures in Rivers: A Comparison between Baseflow and High Discharge Conditions, *Environmental Science & Technology* 2025: 59: 4857-4867.
26. PRONK T. E., AMATO E. D., KOOLS S. A. E., TER LAAK T. L. Linking Clusters of Micropollutants in Surface Water to Emission Sources, Environmental Conditions, and Substance Properties, *Environments - MDPI* 2024: 11.
27. OSTÉ L., REEZE B., POSTMA J., K. O. Waterbodemkwaliteit in Rijn-Maas Monding. Kan waterbodembeheer bijdragen aan het behalen van de KRW-doelen?, Utrecht, the Netherlands: Deltares; 2022, p. 86.
28. KARICKHOFF S. W., BROWN D. S., SCOTT T. A. Sorption of hydrophobic pollutants on natural sediments, *Water Res* 1979: 13: 241-248.
29. TONGAREE S., FLANAGAN D. R., POUST R. I. The interaction between oxytetracycline and divalent metal ions in aqueous and mixed solvent systems, *Pharmaceutical Development and Technology* 1999: 4: 581-591.
30. TURNER A. Salting out of chemicals in estuaries: implications for contaminant partitioning modeling, *Science of the Total Environment* 2003: 314-316: 599-612.
31. HOLTEN LÜTZHØFT H. C., VAES W. H. J., FREIDIG A. P., HALLING-SØRENSEN B., HERMENS J. L. M. Influence of pH and other modifying factors on the distribution behavior of 4-quinolones to solid phases and humic acids studied by "negligible-depletion" SPME-HPLC, *Environmental Science and Technology* 2000: 34: 4989-4994.
32. HOLTEN LÜTZHØFT H.-C., VAES W. H. J., FREIDIG A. P., HALLING-SØRENSEN B., HERMENS J. L. M. 1-Octanol/water distribution coefficient of oxolinic acid: influence of pH and its relation to the interaction with dissolved organic carbon, *Chemosphere* 2000: 40: 711-714.
33. TER LAAK T. L., GEBBINK W. A., TOLLS J. The effect of pH and ionic strength on the sorption of Oxytetracyclin, Tylosin and Sulfachloropyridazin to soil, *Environmental Toxicology and Chemistry* 2006: 25: 904-911.
34. MUIJS B., JONKER M. T. O. Effects of temperature and salinity on PAH partitioning into PDMS-coated SPME fibers and aquatic worms: Is SPME really a biomimetic tool? SETAC, Montreal; 2006, p. 1.
35. ALEXANDER M. Aging, bioavailability, and overestimation of risk from environmental pollutants, *Environ Sci Technol* 2000: 34: 4259-4265.
36. TER LAAK T. L., BARENDREGT A., HERMENS J. L. M. Uptake kinetics of PAHs in SPME-fibers exposed to spiked and field contaminated soils. SETAC Europe, Lille, France; 2005, p. 1.
37. RIJKSWATERSTAAT. Protocol monitoring en toestandsbeoordeling oppervlaktewaterlichamen KRW. RWS Informatie, Lelystad, The Netherlands: Rijkswaterstaat Water, Verkeer en Leefomgeving; 2021, p. 167.

Supplement I Invloeden op de binding van microverontreinigingen aan zwevend stof

Invloed van de eigenschappen van zwevend stof op sorptie van microverontreinigingen

In de modellering in Figuur 3 en 4 wordt aangenomen dat de samenstelling van het zwevend stof stabiel is. De samenstelling van het zwevend stof zal echter niet elk seizoen en niet onder elke conditie gelijk zijn. Dit kan ook betekenen dat de sorptie-eigenschappen voor de microverontreinigingen verschillen. In de zomermaanden kan het zwevend stof veel algen bevatten, in de herfst veel afstervend organisch materiaal, terwijl in de winter en lente neerslag of smelten van sneeuw ander type zwevend stof in de waterfase kan brengen. Bij piekbuien zal het zwevend stof ook gedeeltelijk door afspoeling in de waterfase komen, terwijl bij hoge afvoer leidt tot re-suspensie van sediment. Ten slotte kunnen menselijke activiteiten als scheepvaart (juist bij lage afvoer, ondiepe wateren), recreatievaart (juist in zomerseizoen) en baggerwerkzaamheden ook leiden re-suspensie van sediment zonder dat de afvoer daarvoor hoog hoeft te zijn of dat het hard regent.

Invloed van eigenschappen van microverontreinigingen op sorptie aan zwevend stof

De massa, dimensies en lading(verdeling) van een microverontreiniging bepaalt zowel de oplosbaarheid in de waterfase als de mogelijke sorptie interacties met sorbentia zoals zwevend stof. Neutrale organische microverontreinigingen wordt de sorptie gedreven door partitie tussen water en organisch materiaal in bodem, sediment of in dit geval zwevend stof (28). Geladen organische microverontreinigingen als PFOS en anorganische microverontreinigingen zoals zware metalen wordt de binding gedeeltelijk of geheel door aantrekkingskracht tussen positieve en negatieve ladingen (elektrostatische interacties) en complexatie bepaald.

Invloed samenstelling van water op sorptie aan zwevend stof

In de modellering wordt aangenomen dat de samenstelling van de waterfase stabiel is. De samenstelling en eigenschappen zijn echter niet constant in ruimte en tijd. Dit kan van invloed zijn op de sorptie van microverontreinigingen. Zo kan opgelost organisch materiaal op het water, zoals humuszuren, concurreren voor bindingsplekken met microverontreinigingen (4, 17). Het zoutgehalte beïnvloedt de lading aan het oppervlak van het zwevend stof en daarmee de mogelijke elektrostatische interacties van geladen microverontreinigingen zoals metalen en geïoniseerde organische moleculen. Dit kan de sorptie coëfficiënten zowel vergroten door elektrostatische afstoting te verminderen of aantrekking te vergroten, alsook verlagen door het verhogen van afstoting en competitie voor bindingplekken.

Daarnaast kan het zout in de waterfase ook de oplosbaarheid van microverontreinigingen beïnvloeden door complexen te vormen met een andere oplosbaarheid in water (29) of door de waterfase (nog) meer polair te maken waardoor de oplosbaarheid van neutrale hydrofobe organische microverontreinigingen (enigszins) afneemt (30). De zuurgraad kan ook van invloed zijn op het sorptiegedrag om dat het ten eerste de lading van ioniseerbare organische moleculen kan beïnvloeden (31-33) en de lading en ladingverdeling aan het oppervlak van zwevend stof (net als voor sedimenten en bodems) kan beïnvloeden (8)). Ten slotte heeft de temperatuur ook een (beperkt) effect op de sorptie van microverontreinigingen omdat de oplosbaarheid in water wordt beïnvloedt door de temperatuur. Voor neutrale organische stoffen leidt een verhoging van de temperatuur tot een hogere oplosbaarheid in water en daarmee soms tot een (beperkte) verlaging van de sorptie (34). Voor geladen stoffen en zouten zijn deze relaties minder eenduidig.

Invloed van concentratie van microverontreinigingen op sorptie aan zwevend stof

De gehanteerde modellen gaan uit van een concentratie onafhankelijke sorptie coëfficiënt. Dat wil zeggen dat de verdeling van de stof tussen de waterfase en het sorbent, in dit geval het zwevend stof, onafhankelijk is van de concentratie in de waterfase. Vaak wordt in laboratoriumexperimenten echter waargenomen dat de sorptiecoëfficiënt bij hogere concentraties in de waterfase (vrij opgelost) lager wordt. In het milieu zijn de concentraties van de stoffen echter zo laag dat de concentratie van de stof zelf geen grote invloed heeft op zijn eigen sorptiecoëfficiënt.

Invloed van instelling thermodynamisch evenwicht tussen water en zwevend stof

De gehanteerde modellen gaan uit van een (instantaan) evenwicht waarin de stof zich op basis van een thermodynamisch evenwicht heeft kunnen verdelen tussen de waterfase en het zwevend stof. Het instellen van een evenwicht tussen water en een sorbent als zwevend stof kan echter wat tijd in beslag nemen, dus als de concentraties van de microverontreiniging of gehalten zwevend stof sterk variëren, wordt het evenwicht niet bereikt. Omdat het zwevend stof echter relatief veel oppervlak heeft met het omringende water, stelt dit evenwicht zich doorgaans erg snel in. Er bestaan echter uitzonderingen. Het is bijvoorbeeld bekend dat roetdeeltjes met meso- en microporiën of teer achtige deeltjes gebonden microverontreinigingen sterk binden en zeer traag loslaten omdat de diffusie van de microverontreinigingen in de poriën van het roet of door het stroperige teer heel traag verloopt (35, 36). Dit speelt in bodems en sedimenten soms een grote rol, maar lijkt voor zwevend stof doorgaans minder relevant te zijn.

Invloed van bepaling zwevend stofgehalte

De modellen gaan uit van een verdeling tussen vrij opgeloste stoffen en stoffen gebonden aan het zwevend stof en opgelost organisch materiaal terwijl het zwevend stof wordt bepaald met behulp van filtratie. Alle deeltjes kleiner dan 0,45 µm en zogenaamd opgelost organisch materiaal zoals geaggregeerde humuszuren, eiwitten, sommige biopolymeren vormen ook een sorptiefase voor de microverontreinigingen, maar worden bij het bepalen van het zwevend stofgehalte niet meegenomen. Mogelijk zal met het toenemen van het zwevend stof boven de 0,45 µm ook het zwevend stof kleiner dan 0,45 µm toenemen, waardoor een correlatie tussen zwevend stof en de concentratie van de microverontreinigingen in tact blijft, maar de opgeloste fractie structureel wordt overschat en de sorptiecoëfficiënt onderschat.

Supplement II Afleiding *in situ* sorptiecoëfficiënten van metalen

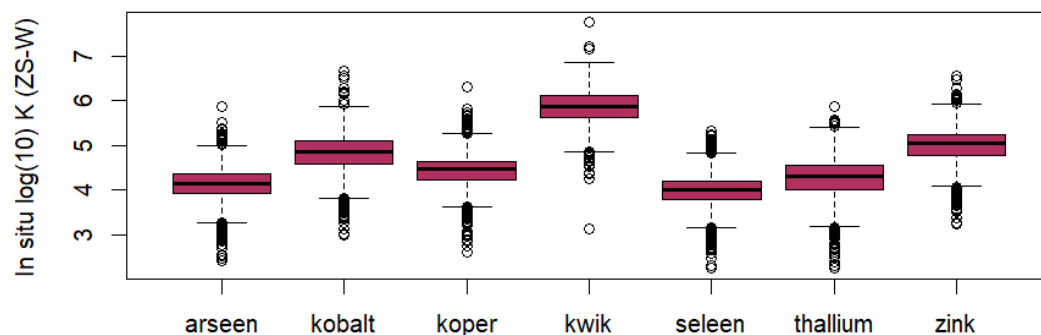
Zoals in Paragraaf 3.3 wordt beschreven is de binding van microverontreinigingen afhankelijk van de samenstelling van het water, de eigenschappen van zwevend stof en allerlei omgevingsfactoren. Omdat er gegevens zijn van het zwevend stofgehalte en de concentraties van metalen in het water vóór en ná filtratie kunnen voor de microverontreinigingen *in situ* sorptie coëfficiënten worden afgeleid met behulp van Vergelijking 1.

$$K_{ZS-W} = \frac{(Concentratie_{totaal\ in\ water} - Concentratie_{opgelost\ in\ water})}{Zwevend\ stofgehalte * Concentratie_{opgelost\ in\ water}} \quad \text{Vergelijking 4}$$

Waarbij de $Concentratie_{totaal\ in\ water}$, de concentratie vóór filtratie betreft en de $Concentratie_{opgelost\ in\ water}$ wordt afgeleid van de concentratie in water ná filtratie, waarbij wordt aangenomen dat na filtratie geen relevante hoeveelheid sorberend (bindend) materiaal in de waterfase achterblijft. Het zwevend stofgehalte wordt uitgedrukt in kg/L. Daarmee wordt de sorptiecoëfficiënt tussen zwevend stof en water K_{ZS-W} berekend in L/Kg.

De Richtlijn prioritaire stoffen stelt dat de MKN (Milieukwaliteitsnorm) voor water in het geval van **cadmium, lood, kwik** en **nikkel** verkregen door filtratie over een filter van 0,45 µm of een gelijkwaardige voorbehandeling, of, indien specifiek vermeld, op de biobeschikbare concentratie (37). Om deze reden zijn voor diverse metalen zowel concentraties in het water beschikbaar voor en na filtratie.

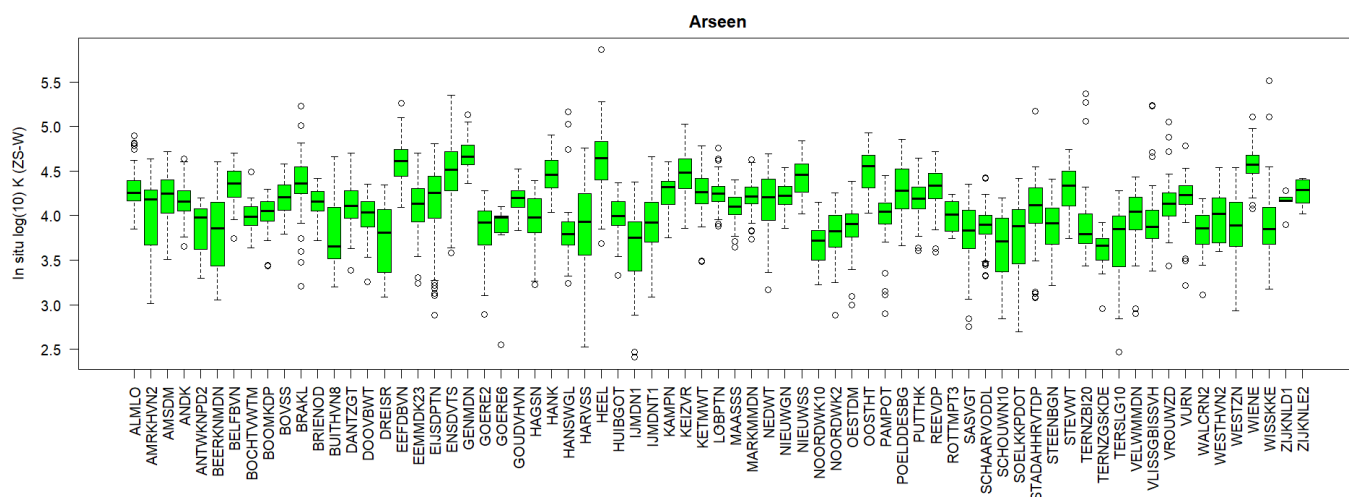
De concentraties van metalen in het oppervlaktewater voor en na filtratie van het zwevend stof kunnen worden gebruikt om de verdeling van de metalen tussen het zwevend stof en de waterfase te bepalen. Daarbij moet worden aangemerkt dat de waterfase in deze analyse waarschijnlijk niet alleen de vrij opgeloste concentratie betreft maar ook het deel van de microverontreiniging dat is gebonden aan opgelost organisch materiaal en deeltjes (zwevend stof) die de filter wel kunnen passeren. De *in situ* bepaalde sorptiecoëfficiënt kan dus gezien worden als conservatieve (minimale) sorptiecoëfficiënt. Het Figuur geeft deze *in situ* sorptiecoëfficiënten voor metalen weer. Dit is alleen bepaald voor metalen die met meer dan 10% in concentratie afnemen na filtratie. Als de concentratie minder afneemt na filtratie, is de stof sowieso weinig gebonden aan zwevend stof. Dit was het geval voor boor en uranium.



Figuur 1 Supplement II: *in situ* sorptiecoëfficiënten van probleemstoffen bepaald door concentratie voor filtratie en concentratie na filtratie te vergelijken en het verschil te verklaren door sorptie aan zwevend stof en het zwevend stofgehalte.

In Figuur II is te zien dat de *in situ* sorptiecoëfficiënt van de bestudeerde metalen tussen de metalen maar ook tussen de verschillende metingen varieert. De sorptiecoëfficiënten variëren grofweg van 10^3 tot 10^7 .

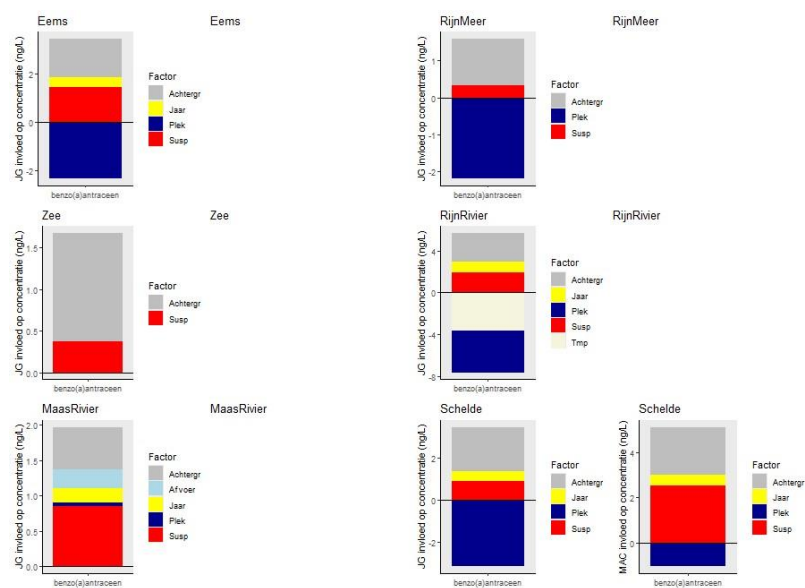
Hieronder is, ter illustratie, een voorbeeld gegeven van het verschil in $\log_{10}$ *in situ* sorptiecoëfficiënten tussen locaties voor arseen.



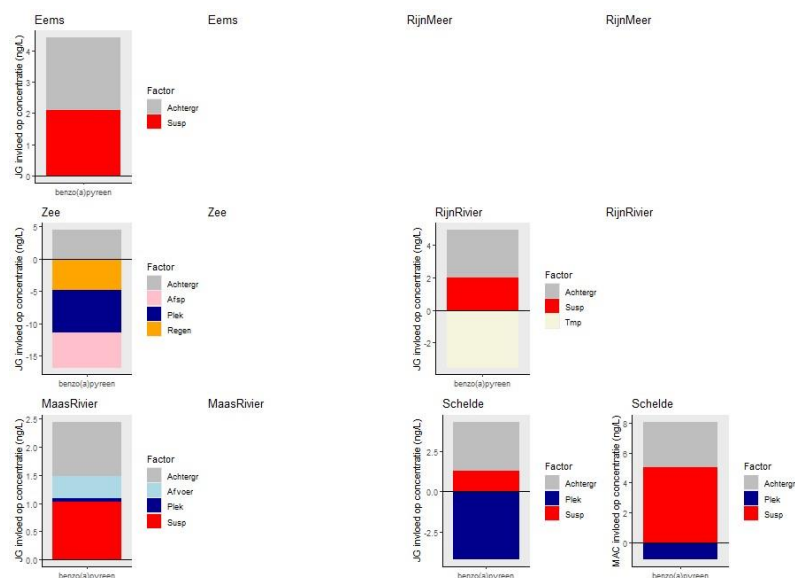
Figuur 2 Supplement II: *in situ* sorptiecoëfficiënten per locatie van arseen bepaald door concentratie voor filtratie en concentratie na filtratie te vergelijken en het verschil te verklaren door sorptie aan zwevend stof en het zwevend stofgehalte.

Supplement III Barplots gemiddelde invloed zwevend stof op de concentratie

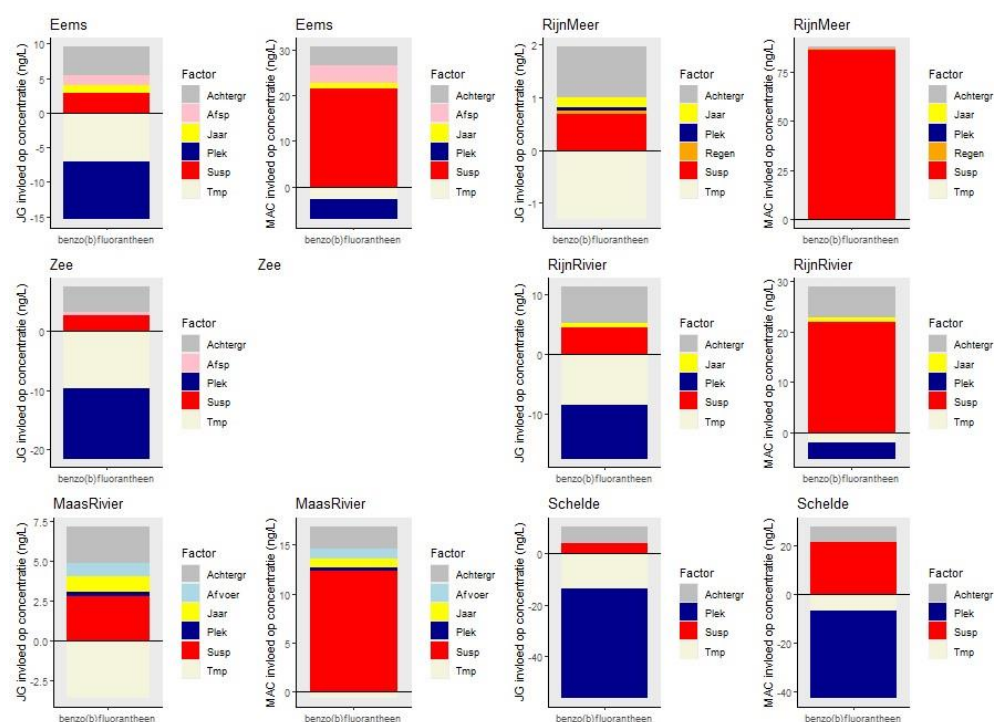
In dit supplement zijn microverontreinigingen weergegeven waar zwevend stof in meer dan één locatiegroep geassocieerd is met concentratie, en de associatie consistent is (positief in alle locatiegroepen).



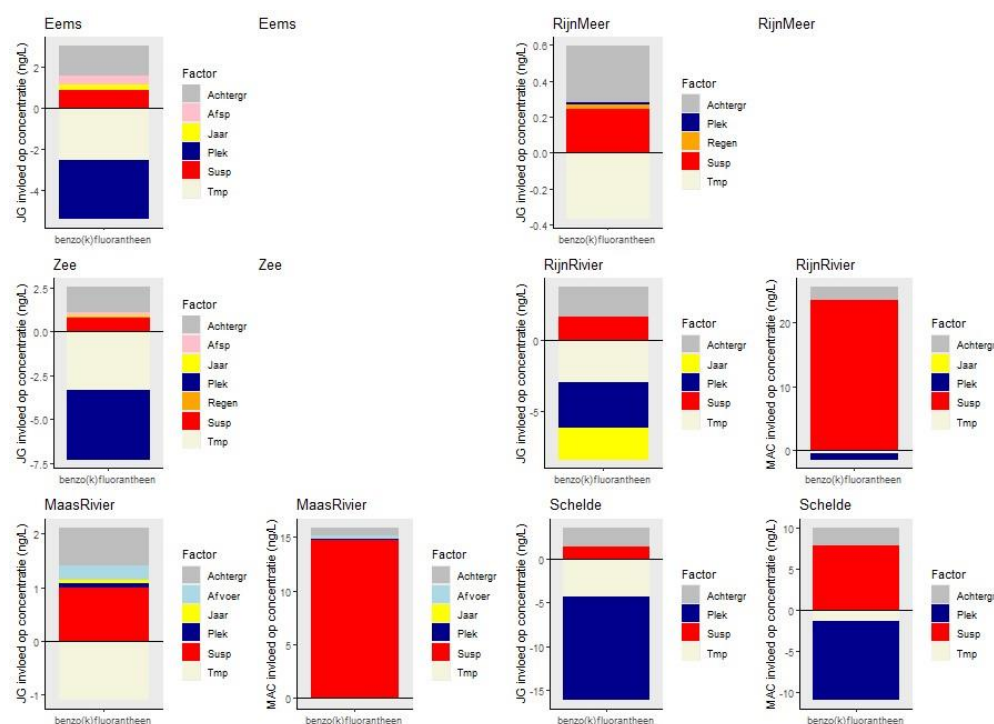
Figuur IIIa. Associatie van concentratie microverontreiniging met factoren in metingen relevant voor de JG (linker figuur per locatiegroep) en MAC (rechter figuur per locatiegroep). Er is op alle locatiegroepen met data een duidelijke invloed van zwevend stof.



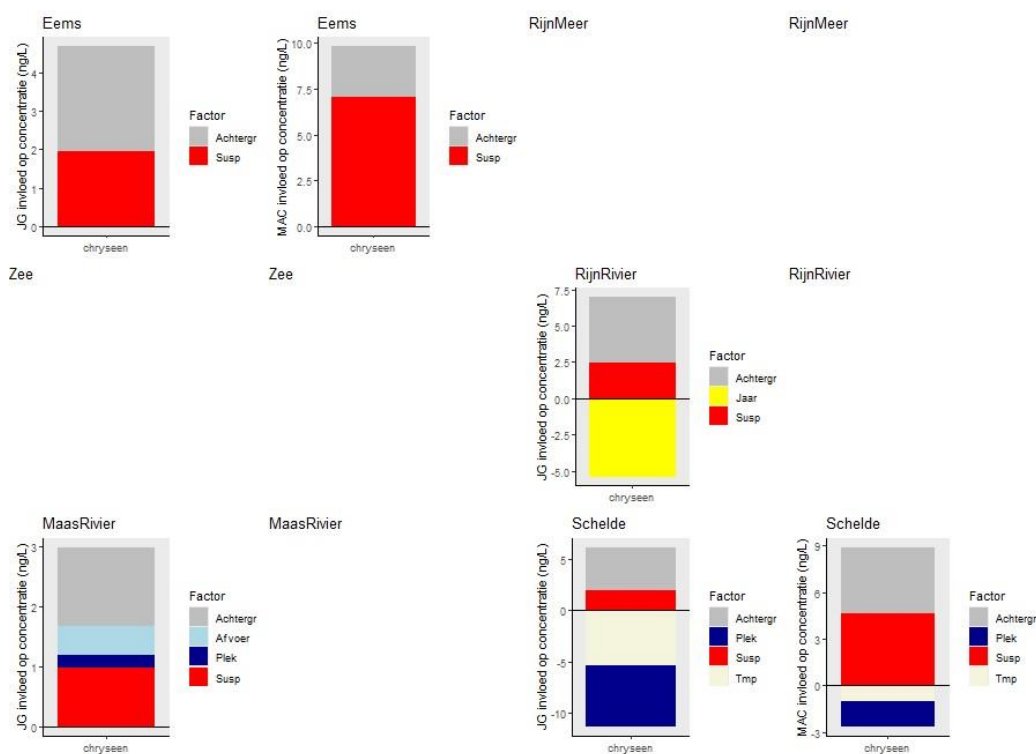
Figuur IIIb. Associatie van concentratie microverontreiniging met factoren in metingen relevant voor de JG (linker figuur per locatiegroep) en MAC (rechter figuur per locatiegroep). Er is op bijna alle locatiegroepen met data een duidelijke invloed van zwevend stof.



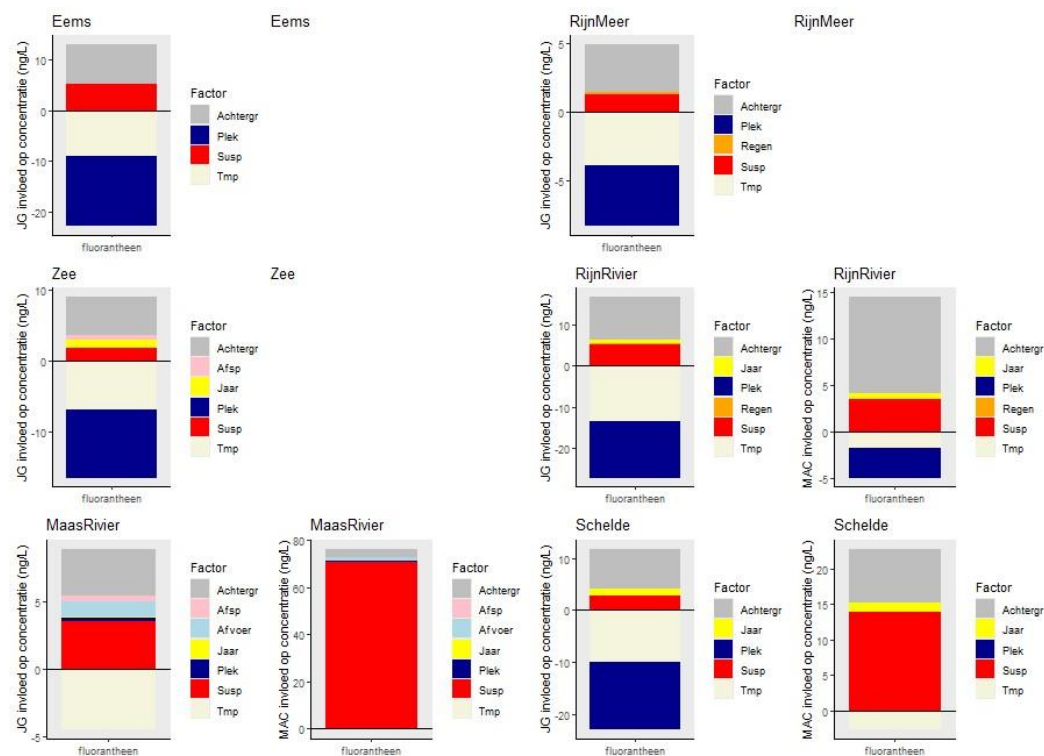
Figuur IIIc. Associatie van concentratie microverontreiniging met factoren in metingen relevant voor de JG (linker figuur per locatiegroep) en MAC (rechter figuur per locatiegroep). Er is op alle locatiegroepen een duidelijke invloed van zwevend stof.



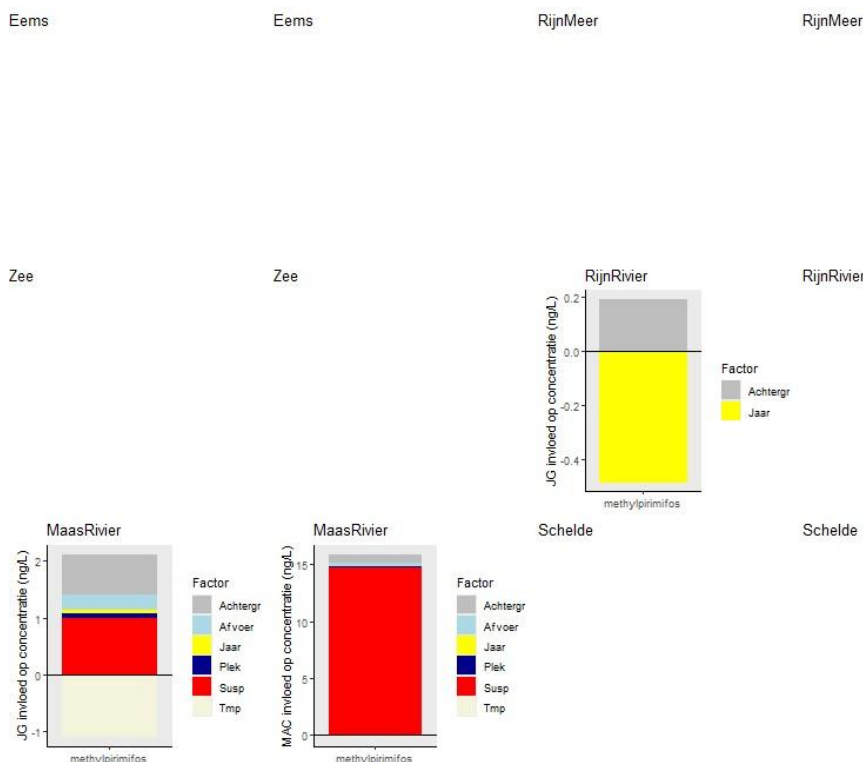
Figuur IIId. Associatie van concentratie microverontreiniging met factoren in metingen relevant voor de JG (linker figuur per locatiegroep) en MAC (rechter figuur per locatiegroep). Er is op alle locatiegroepen een duidelijke invloed van zwevend stof.



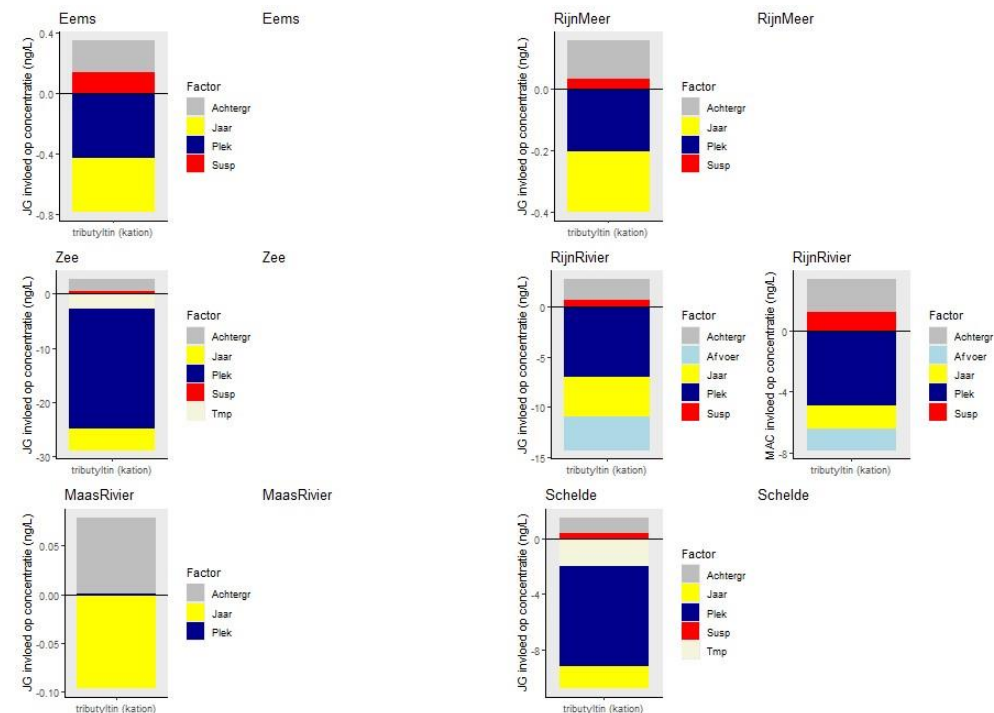
Figuur IIIe. Associatie van concentratie microverontreiniging met factoren in metingen relevant voor de JG (linker figuur per locatiegroep) en MAC (rechter figuur per locatiegroep). Er is op alle locatiegroepen met data een duidelijke invloed van zwevend stof.



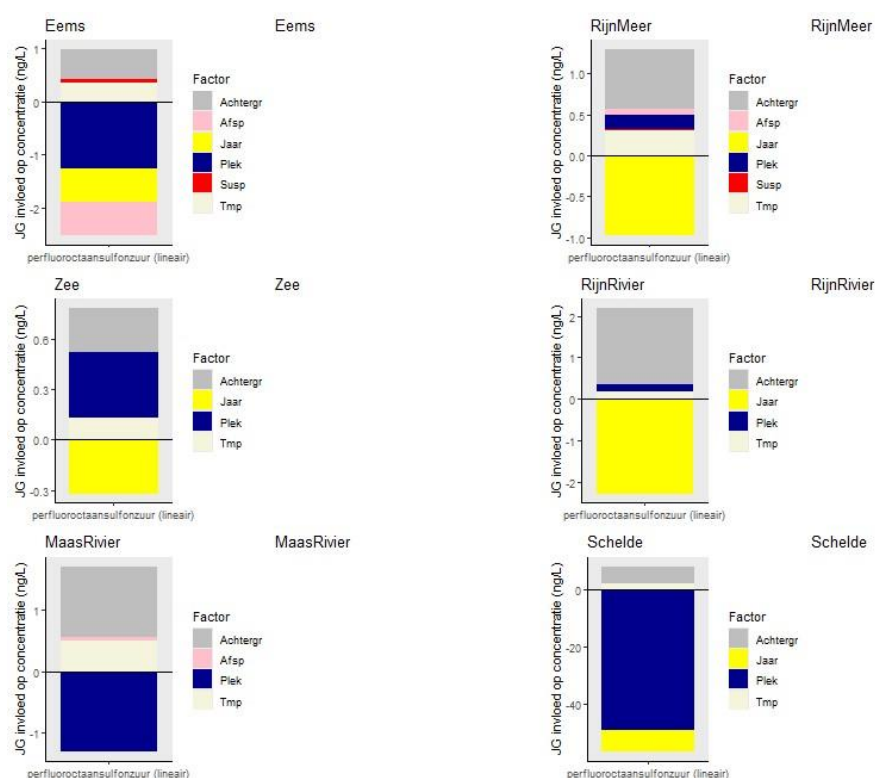
Figuur IIIf. Associatie van concentratie microverontreiniging met factoren in metingen relevant voor de JG (linker figuur per locatiegroep) en MAC (rechter figuur per locatiegroep). Er is op alle locatiegroepen een duidelijke invloed van zwevend stof.



Figuur IIIg. Associatie van concentratie microverontreiniging met factoren in metingen relevant voor de JG (linker figuur per locatiegroep) en MAC (rechter figuur per locatiegroep). Er is binnen locatiegroep 'MaasRivier' een duidelijke invloed van zwevend stof.



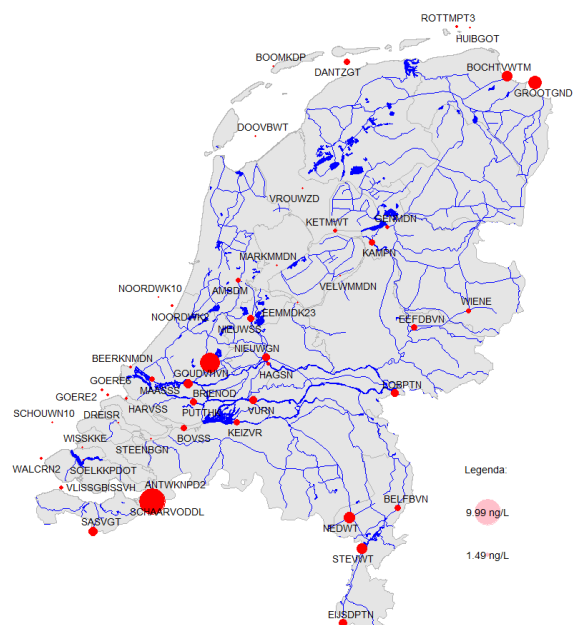
Figuur IIIh. Associatie van concentratie microverontreiniging met factoren in metingen relevant voor de JG (linker figuur per locatiegroep) en MAC (rechter figuur per locatiegroep). Er is een kleine structurele invloed van zwevend stof.



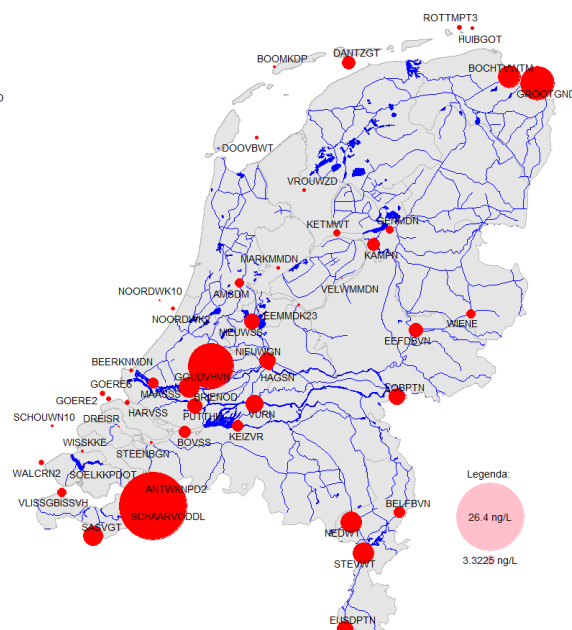
Figuur III. Associatie van concentratie microverontreiniging met factoren in metingen relevant voor de JG (linker figuur per locatiegroep) en MAC (rechter figuur per locatiegroep). Er is op twee locatiegroepen een kleine invloed van zwevend stof.

Supplement IV Kaarten met mediaanconcentraties van microverontreinigingen

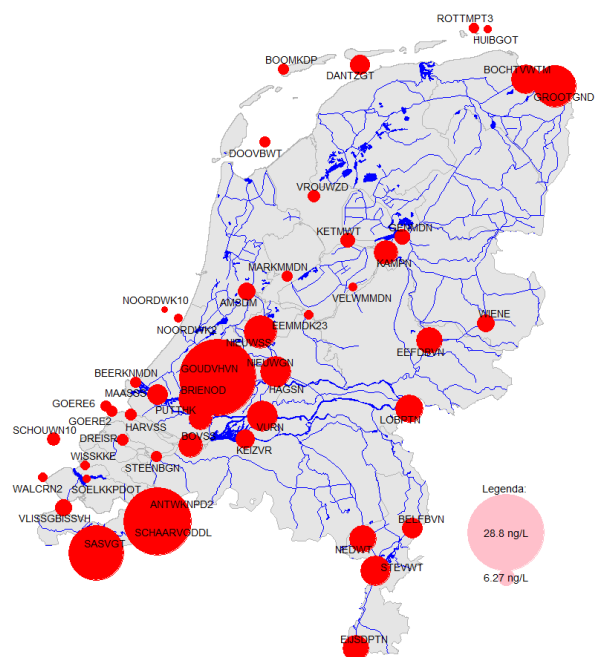
benzo(ghi)peryleen



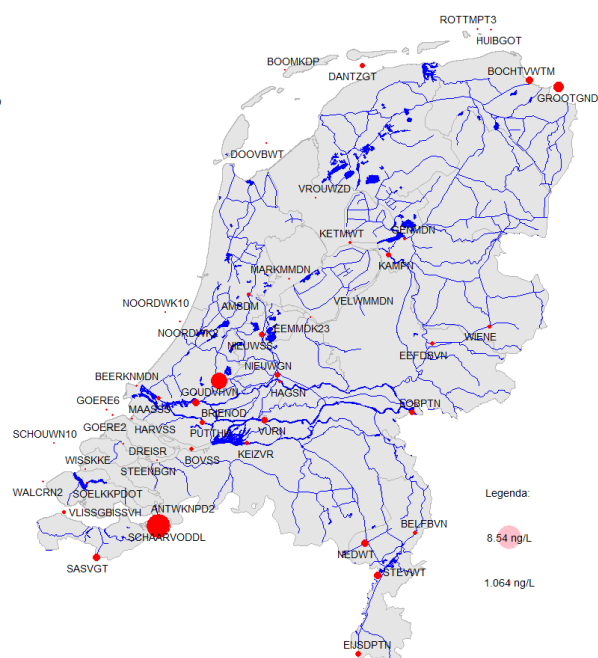
benzo(b)fluorantheen



fluorantheen

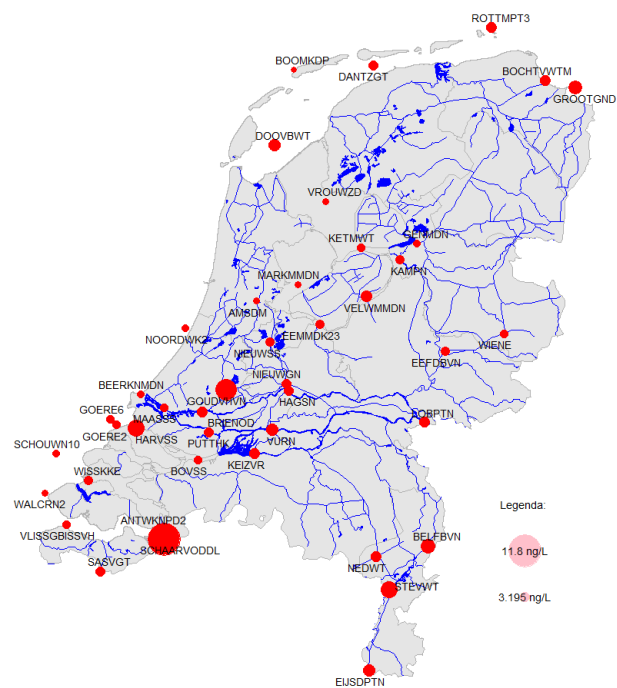


benzo(k)fluorantheen

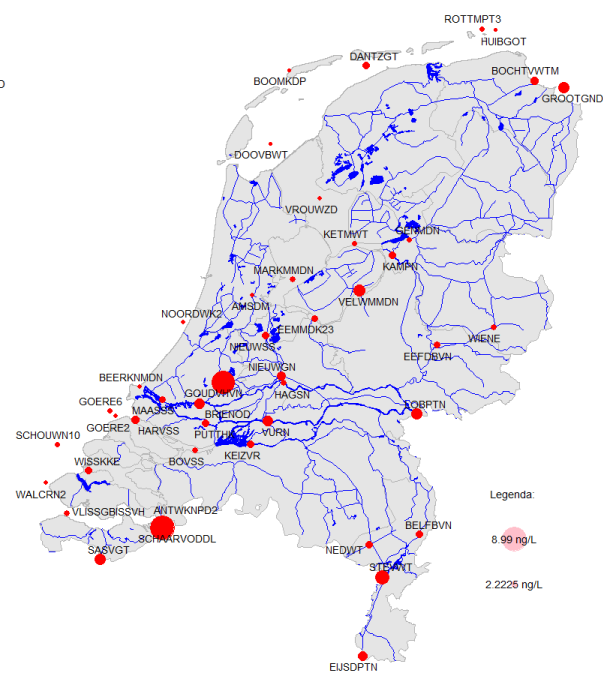


Figuur IVa-d. Mediaan stofconcentraties voor aangetroffen microverontreinigingen op meetlocaties van RWS.

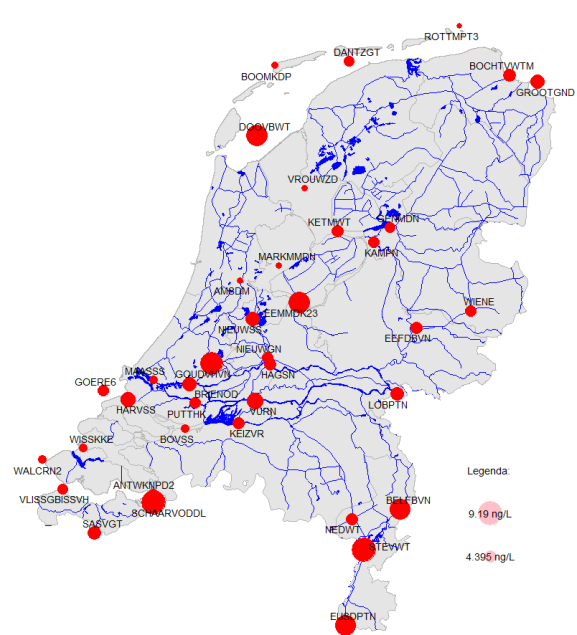
benzo(a)pyreen



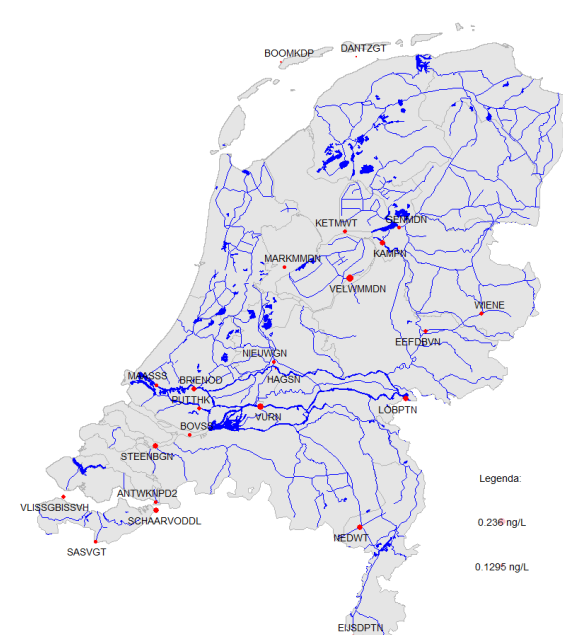
benzo(a)antracene



chryseen

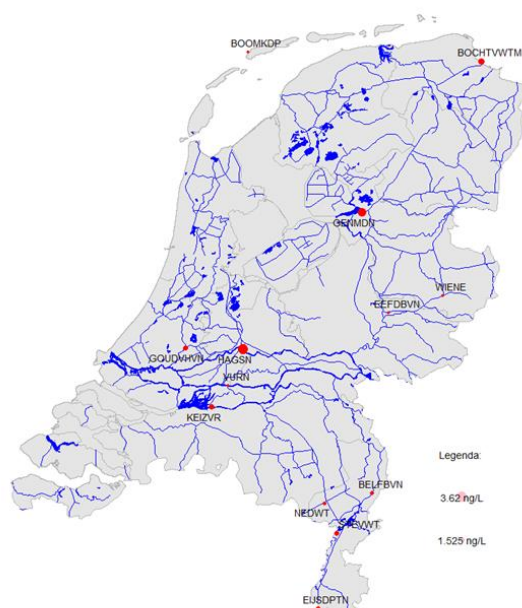


methylpirimifos

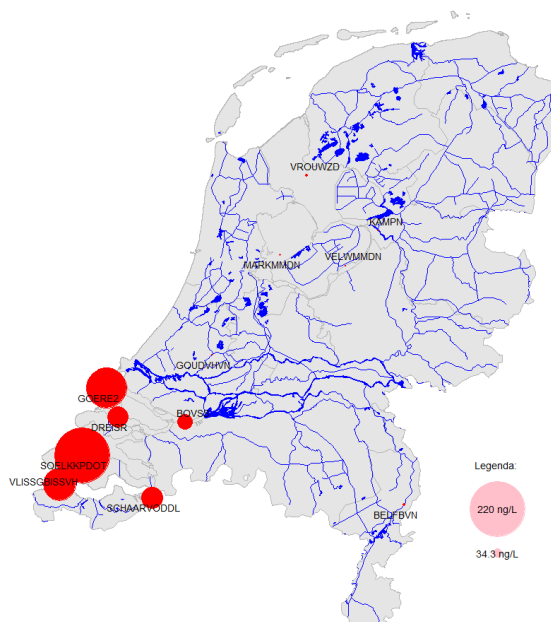


Figuur IVe-h. Mediaan stofconcentraties voor aangetroffen microverontreinigingen op meetlocaties van RWS.

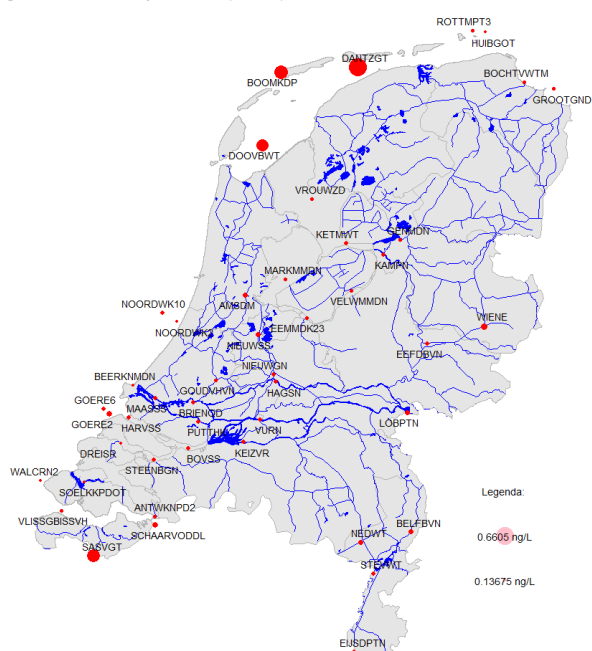
cypermethrin



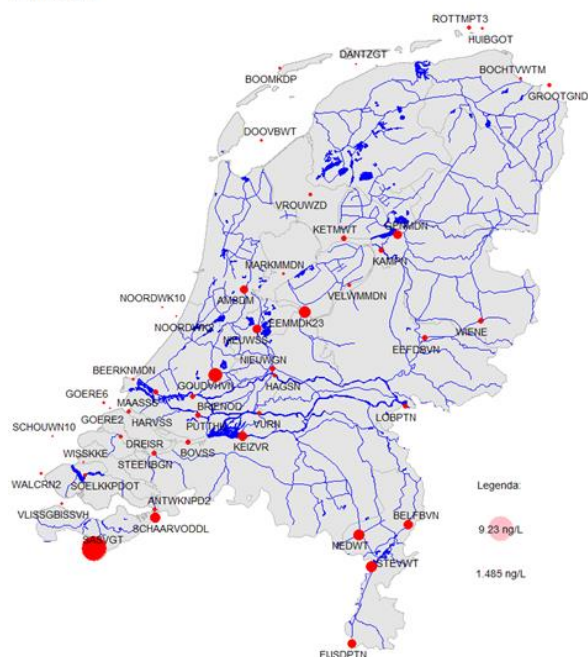
deltamethrin



gamma-hexachloorcyclohexaan (lindaan)

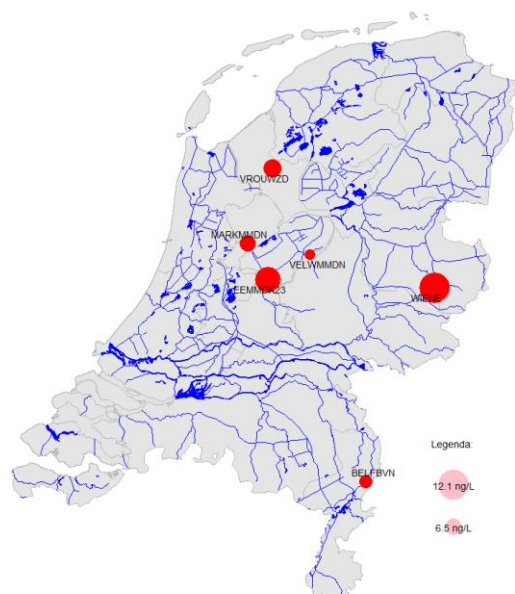


imidacloprid

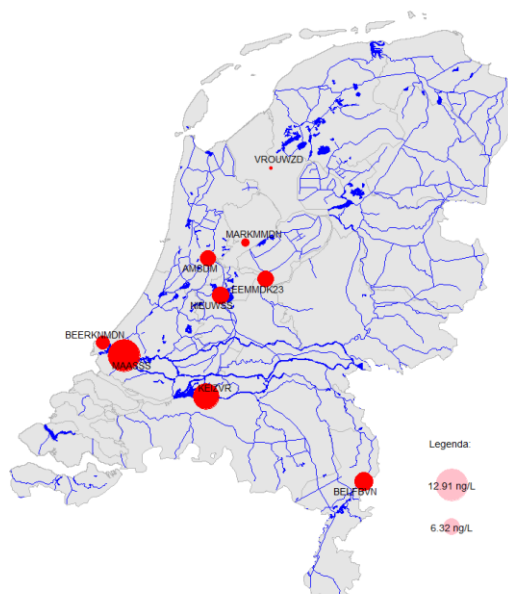


Figuur IVi-I. Mediaan stofconcentraties voor aangetroffen microverontreinigingen op meetlocaties van RWS.

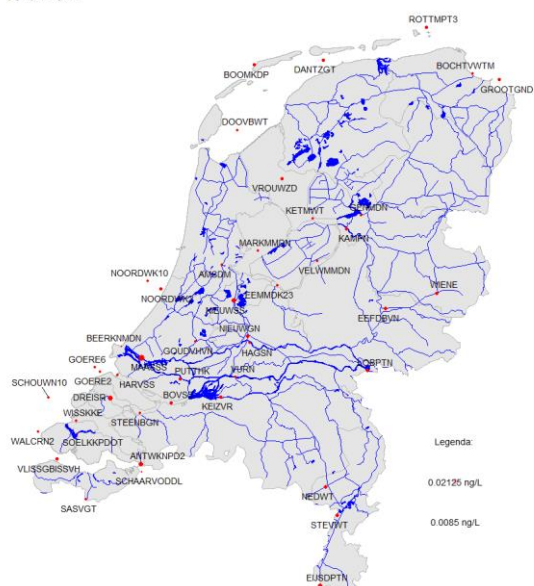
esfenvaleraat



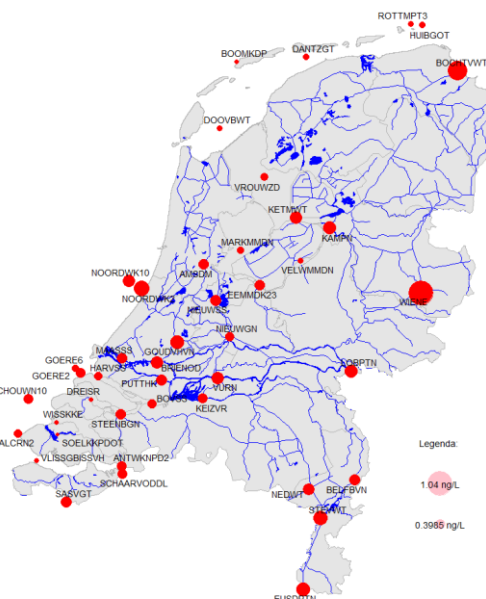
lambda-cyhalothrin



pyriproxyfen

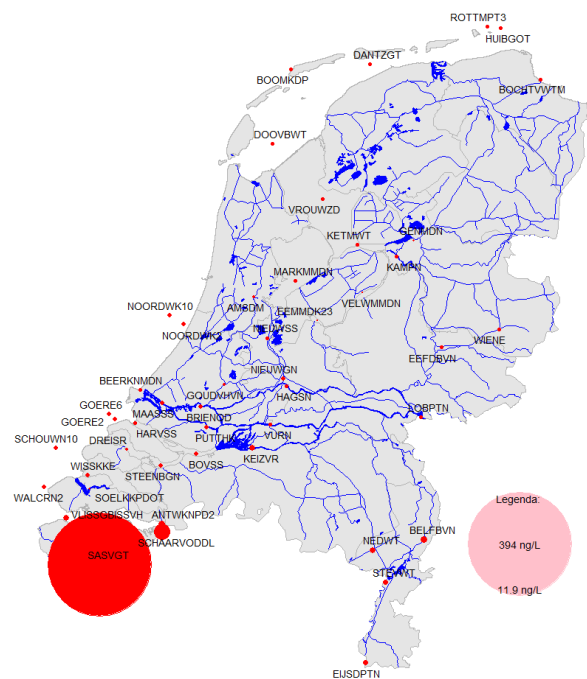


kwik

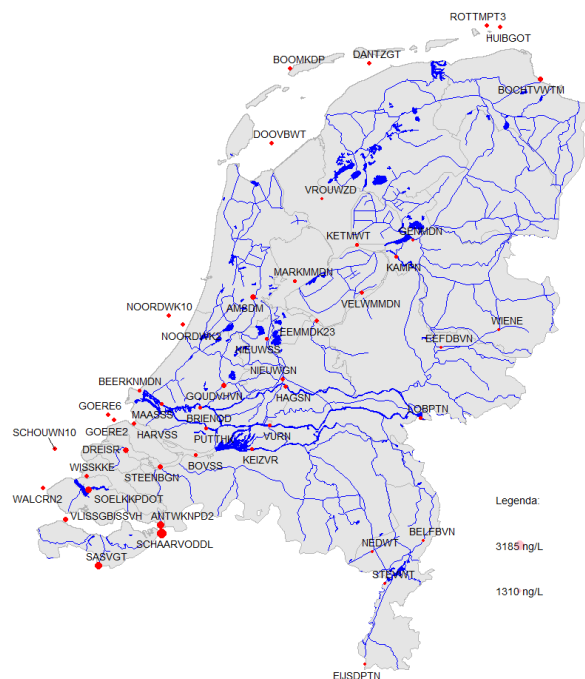


Figuur IVm-p. Mediaan stofconcentraties voor aangetroffen microverontreinigingen op meetlocaties van RWS.

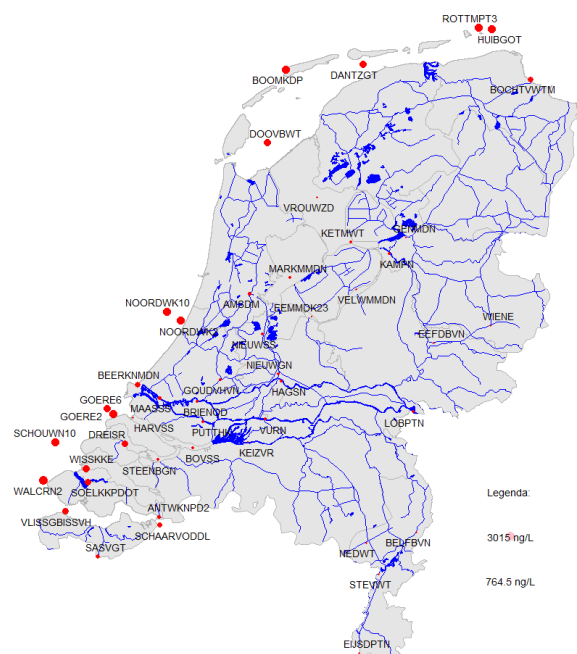
thallium



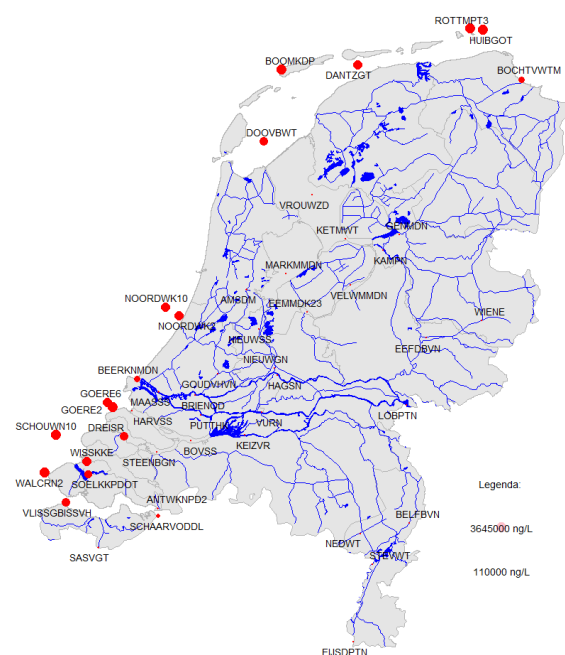
arsen



uranium

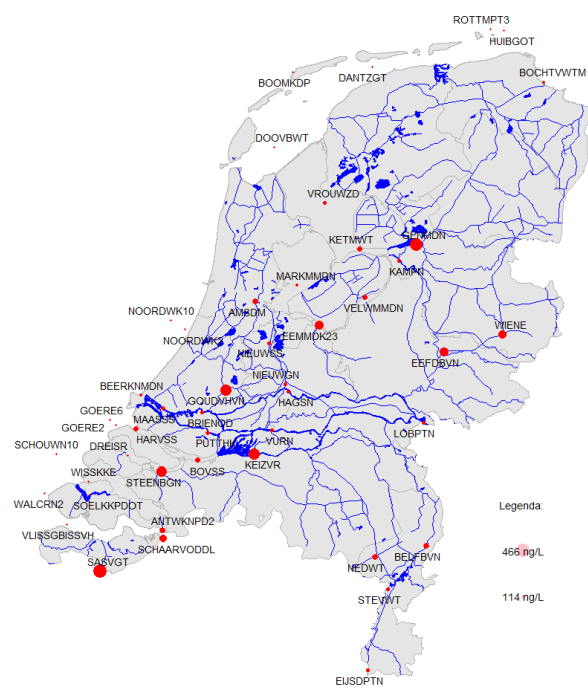


boor

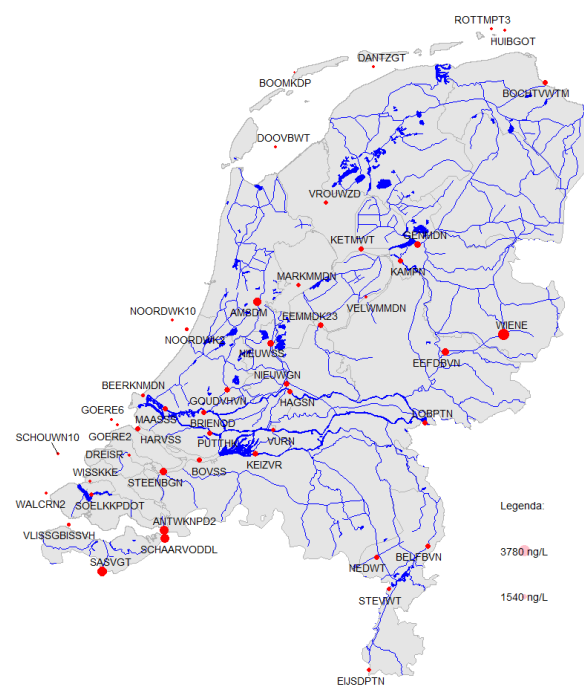


Figuur IVq-t. Mediaan stofconcentraties voor aangetroffen microverontreinigingen op meetlocaties van RWS.

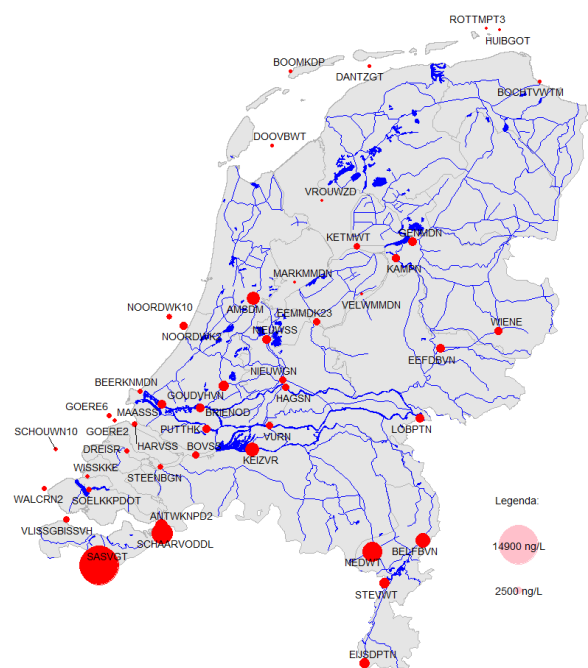
kobalt



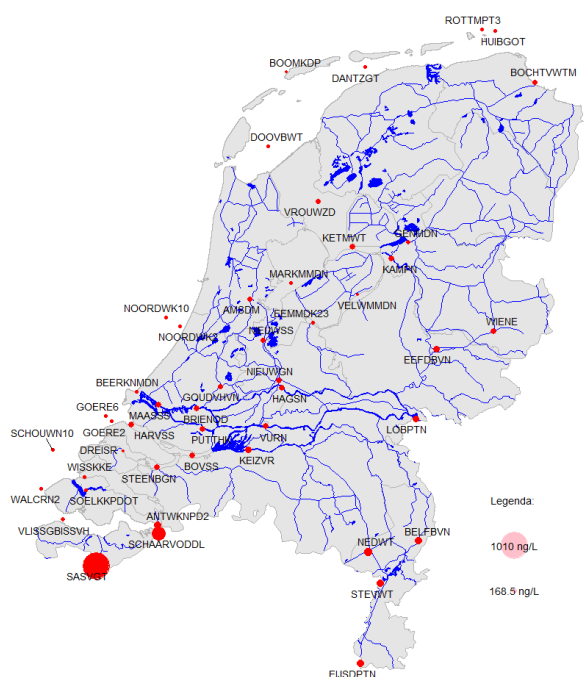
koper



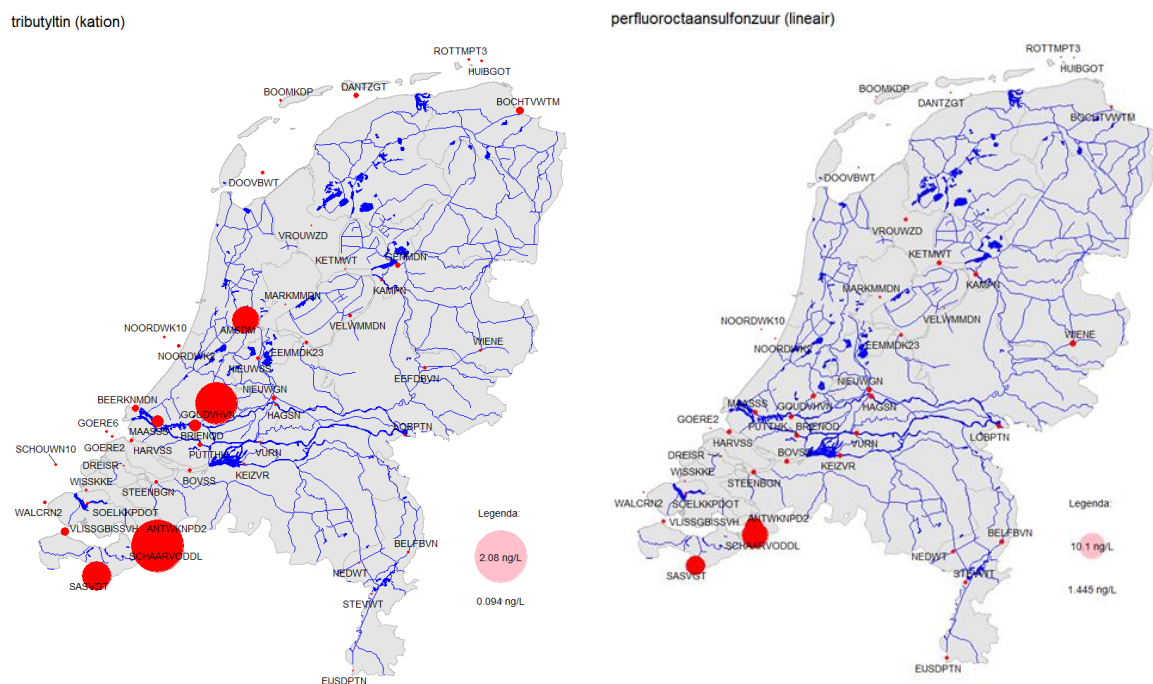
zink



seleen

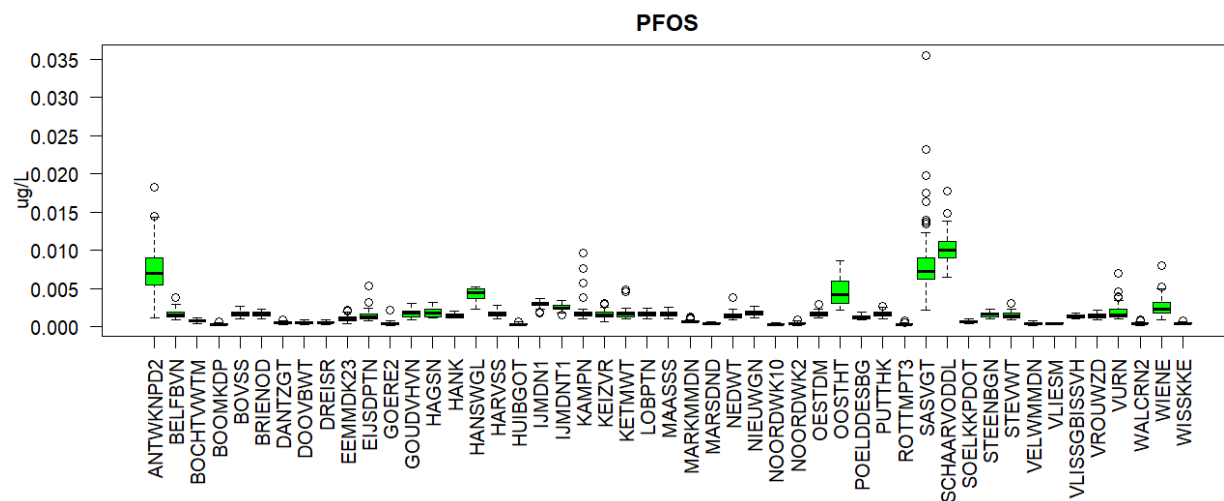


Figuur IVu-x. Mediaan stofconcentraties voor aangetroffen microverontreinigingen op meetlocaties van RWS.



Figuur IVy-z. Mediaan stofconcentraties voor aangetroffen microverontreinigingen op meetlocaties van RWS.

Ter illustratie is hieronder de verdeling van de concentraties per locatie aangegeven, voor PFOS. Niet alle locaties in het figuur hieronder zijn de geselecteerde locaties die in de bovenstaande figuren zijn weergegeven, er staan wat extra bemeeten locaties bij.



Figuur IVaa. Illustratie van de concentratieverdeling ($>RL$) van PFOS over de locaties bemeeten door Rijkswaterstaat. De medianen van deze concentratieverdelingen zijn voor de geselecteerde locaties (Tabel 2) weergegeven in de bovenstaande kaarten.

Supplement V Microverontreinigingen met hoge concentraties, per locatie

Tabel supplement V. Microverontreinigingen met een relatief hoge concentratie (>90 percentiel) per locatie. Zie Tabel 10 in het rapport voor een rangschikking van deze informatie per microverontreiniging.

Locatie	Microverontreinigingen (>90 percentiel concentratie)	Locatie Omschrijving	Waterlichaam	KRW type	GROEP
BOCHTVWTM	benzo(b)fluorantheen; benzo(k)fluorantheen; kwik	Bocht van Watum	Eems-Dollard	O2a	Eems
GROOTGND	benzo(ghi)peryleen; benzo(b)fluorantheen; fluorantheen; benzo(k)fluorantheen; benzo(a)antracene	Groote Gat noord	Eems-Dollard	O2a	Eems
HUIBGOT	boor; uranium	Huibergat Oost	Eems-Dollard (kustwater)	K1	Eems
ROTTMPT3	boor; uranium	Rottumerplaat 3	Eems territoriaal water	K0	Eems
BELFBVN	benzo(a)pyreen; thallium; zink; seleen	Belfeld boven de stuw	Zandmaas	R7	MaasRivier
STEVWT	imidacloprid; benzo(ghi)peryleen; benzo(b)fluorantheen; chryseen; benzo(a)pyreen; benzo(a)antracene; kwik	Stevensweert	Grensmaas	R16	MaasRivier
NEDWT	imidacloprid; benzo(ghi)peryleen; benzo(k)fluorantheen; zink; seleen	Nederweert	Midden Limburgse en Noord- Brabantse kanalen	M6b	MaasRivier
STEENBGN	methylpirimifos; kobalt	Steenbergen	Volkerak	M20	MaasRivier
EIJSDPTN	pyriproxyfen	Eijsden Ponton	Bovenmaas	R7	MaasRivier
KEIZVR	thallium; kobalt; zink	Keizersveer	Bergsche Maas	R8	MaasRivier
EEMMDK23	imidacloprid; chryseen	Eemmeerdijs 23	Randmeren-zuid	M14	RijnMeer
VELWMMDN	methylpirimifos; benzo(a)antracene	Veluwemeer Midden	Randmeren-oost	M14	RijnMeer
HARVSS	benzo(a)pyreen	Haringvlietluizen	Haringvliet-west	O2b	RijnRivier
HAGSN	cypermethrin	Hagestein	Nederrijn, Lek	R7	RijnRivier
GENMDN	cypermethrin; kobalt	Genemuiden	Vechtdelta Groot Salland	R7	RijnRivier
NIEUWSS	fluorantheen; pyriproxyfen	Nieuwersluis	Amsterdam- Rijnkanaal Noordpand	M7b	RijnRivier
GOUDVHVN	imidacloprid; benzo(ghi)peryleen; benzo(b)fluorantheen; fluorantheen; benzo(k)fluorantheen; chryseen; tributyltin (kation); benzo(a)pyreen; benzo(a)antracene; kwik; kobalt	Gouda Voorhaven	Hollandsche IJssel	R8	RijnRivier
MAASSS	lambda-cyhalothrin; pyriproxyfen	Maassluis	Nieuwe Waterweg	O2b	RijnRivier
VURN	methylpirimifos	Vuren	Bovenrijn, Waal	R7	RijnRivier

WIENE	perfluorooctaansulfonzuur (lineair); lindaan; esfenvaleraat; kwik; koper	Wiene	Twenthekanalen	M7b	RijnRivier
SCHOUWN10	boor	Schouwen-10	Schelde territoriaal water	K0	Schelde
WALCRN2	boor; uranium	Walcheren-2	Zeeuwse kust (kustwater)	K3	Schelde
SOELKKPDOT	deltamethrin; arseen	Soelekerkepolder oost	Veerse Meer	M32	Schelde
SASVGT	imidacloprid; perfluorooctaansulfonzuur (lineair); fluorantheen; tributyltin (kation); lindaan; thallium; arseen; kobalt; koper; zink; seleen	Sas van Gent	Kanaal Gent Terneuzen	M30	Schelde
SCHAARVODDL	perfluorooctaansulfonzuur (lineair); benzo(ghi)peryleen; benzo(b)fluorantheen; fluorantheen; benzo(k)fluorantheen; chryseen; tributyltin (kation); benzo(a)pyreen; benzo(a)antraceen; thallium; arseen; koper; zink; seleen	Schaar van Oude Doel	Westerschelde	O2a	Schelde
ANTWKNP2	perfluorooctaansulfonzuur (lineair); tributyltin (kation); pyriproxyfen; thallium; arseen; koper; seleen	Antwerps Kanaalpand (kilometer 02)	Antwerps kanaalpand	M30	Schelde
DREISR	pyriproxyfen; arseen	Dreischor	Grevelingenmeer	M32	Schelde
GOERE2	deltamethrin; uranium	Goeree-2	Noordelijke Deltakust (kustwater)	K1	Zee
DANTZGT	lindaan	Dantziggat	Waddenzee	K2	Zee
DOOVBT	lindaan	Doove Balg west	Waddenzee	K2	Zee
BOOMKDP	lindaan; boor	Boomkendsiep	Waddenkust (kustwater)	K3	Zee
NOORDWK2	kwik	Noordwijk-2	Hollandse kust (kustwater)	K1	Zee
AMSDM	tributyltin (kation); koper	Amsterdam (km 25)	Noordzeekanaal	O2b	Zee