

BTO 2016.028 | April 2016

BTO rapport

Ontwikkeling waterkwaliteit
bij innamepunten van
oppervlaktewater voor de
drinkwatervoorziening

BTO

Ontwikkeling waterkwaliteit bij innamepunten van oppervlaktewater voor de drinkwatervoorziening

BTO 2016.028 | April 2016

Opdrachtnummer

40554/078/002

Projectmanager

Dr. Edu Dorland

Opdrachtgever

BTO - Thematisch onderzoek - Klimaatbestendige
watersector

Kwaliteitsborger(s)

Prof. Dr. Pieter J. Stuyfzand

Auteur(s)

Rosa Sjerps, MSc, Dr. Thomas ter Laak, Dr. Gertjan
Zwolsman

Verzonden aan

Dit rapport is verspreid onder BTO-participanten en is
openbaar.

Jaar van publicatie
2016

Meer informatie

T 030 60 69 704
E rosa.sjerps@kwrwater.nl

PO Box 1072
3430 BB Nieuwegein
The Netherlands

T +31 (0)30 60 69 511
F +31 (0)30 60 61 165
E info@kwrwater.nl
I www.kwrwater.nl



BTO 2016.028 | April 2016 © KWR

Alle rechten voorbehouden.

Niets uit deze uitgave mag 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, zonder voorafgaande
schriftelijke toestemming van de uitgever.

BTO Managementsamenvatting

Prognose waterkwaliteit innamepunten oppervlaktewater in 2050 toont noodzaak maatregelen

Auteur(s) R. (Rosa) M. A. Sjerps, Msc, Dr T. (Thomas) L. ter Laak, Dr. G. (Gertjan) Zwolsman

Prognoses van de toekomstige waterkwaliteit van de Rijn (Lobith) en de Maas (Eijsden, Keizersveer) laten zien dat de voorspelde concentraties van diverse drinkwaterrelevante geneesmiddelen en röntgencontrastmiddelen in de Rijn en de Maas in het jaar 2050 de ERM streefwaarden voor oppervlaktewater als bron van drinkwater overschrijden. Dankzij hoge zuiveringsrendementen van de drinkwaterbedrijven zullen de meeste stoffen afdoende worden verwijderd uit het ruwe water, maar sporen van acesulfaam-K, metformine en amidotrizoïnezuur kunnen doordringen tot het drinkwater. Zowel metformine als amidotrizoïnezuur overschrijden volgens de prognoses de ERM streefwaarde in drinkwater, maar niet de signaleringswaarde uit het Drinkwaterbesluit. De gezondheidkundige relevantie van acesulfaam-K is gering.

Belang: inzicht in ontwikkeling waterkwaliteit innamepunten

Ongeveer 40% van het Nederlandse drinkwater wordt bereid uit oppervlaktewater. Nu overschrijden de concentraties geneesmiddelen, röntgencontrastmiddelen en hormoonverstorende stoffen in de Maas in ruim 10% van de metingen de streefwaarde uit het Europees riviermemorandum (ERM) voor oppervlaktewater als bron van drinkwater. De waterkwaliteit van Rijn en Maas zal naar verwachting verslechteren, bijvoorbeeld door frequentere en langdurige lage afvoeren als gevolg van klimaatverandering en bij toenemend medicijngebruik door vergrijzing. Door de toekomstige ontwikkeling van de waterkwaliteit bij de innamepunten in beeld te brengen, is het mogelijk tijdig maatregelen te nemen.

Aanpak: scenarioberekeningen voor 2050

Bestaande afvoer-concentratie-relaties in Rijn en Maas zijn geëxtrapoleerd naar 2050 conform de Deltascenario's. Daarbij zijn afbraak en verandering van stofgebruik door vergrijzing ingecalculeerd. Er zijn waterkwaliteitsprognoses gemaakt voor 13 aandachtstoffen op drie meetlocaties van RWS: Lobith, Eijsden (Luik voor farmaceutische stoffen) en Keizersveer, die als maatgevend worden gezien voor respectievelijk de innamepunten Nieuwegein (Lekkanaal), Heel (Lateraal Kanaal) en Gat van de Kerkstoot (Brabantsche Biesbosch). De huidige afvoer-concentratie-relaties zijn gecombineerd met

emissie- en afvoerprognoses tot projecties van toekomstige concentraties. Per stof en locatie zijn vijf klimaatscenario's doorgerekend voor drie hydrologische jaren (normaal, droog en extreem droog). Dit levert 15 tijdreeksen per stof, per locatie.

Resultaten: oppervlaktewaterkwaliteit verslechtert

De resultaten in onderstaande infographic tonen het aantal dagen met overschrijdingen van de ERM streefwaarde per jaar in de prognoses, bij een gegeven scenario en hydrologisch jaar. De voorspelde concentraties van meerdere aandachtstoffen in de Rijn en de Maas overschrijden de ERM streefwaarden. De overschrijdingen zijn groter bij een droog hydrologisch jaar en een sneller veranderend klimaat. De huidige zuiveringstechnieken op de productielocaties verwijderen de meeste van deze stoffen afdoende uit het ruwe water. Van acesulfaam-K, metformine en amidotrizoïnezuur kunnen echter op sommige plekken sporen doordringen in drinkwater. Zowel metformine als amidotrizoïnezuur overschrijden de ERM streefwaarde in drinkwater, maar niet de signaleringswaarde uit het Drinkwaterbesluit. De gezondheidkundige relevantie van acesulfaam-K is gering.

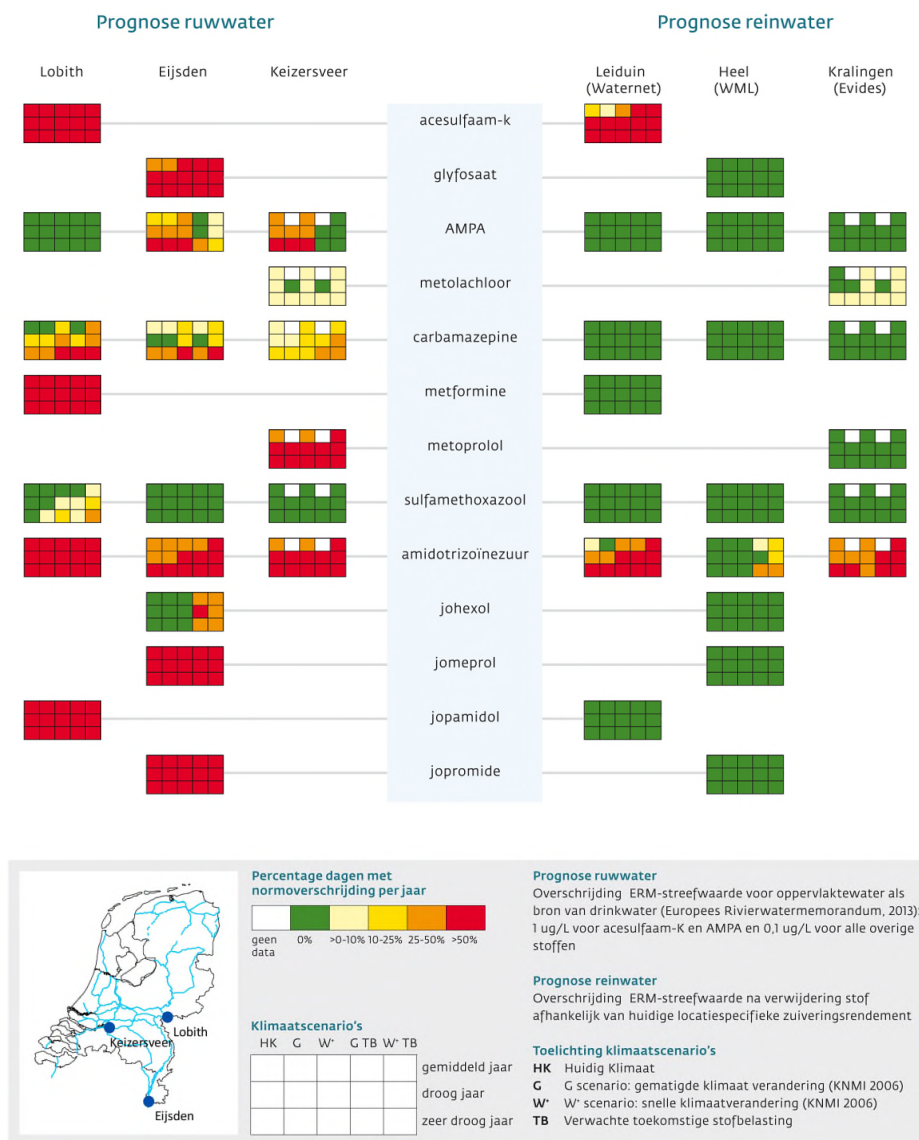
Implementatie: voorbereiden maatregelen voor de aanpak van de bron of aanpassing van de zuivering

Uit de waterkwaliteitsprognoses blijkt dat de concentraties van sommige stoffen in met name de

Maas bij grote droogte aanzienlijk kunnen oplopen, typisch met een factor twee tot drie t.o.v. de huidige situatie. De prognose helpt om hiervoor maatregelen te (laten) nemen: waterzuiveringen gelijke tred laten houden met de verslechtering van de waterkwaliteit of (beter) aanvullende maatregelen voor emissiebeperking of aflaten van Waalwater naar de Maas bij grote droogte, omdat de afvoer van de Rijn dan relatief minder zakt.

Rapport

Dit onderzoek is beschreven in het rapport *Ontwikkeling waterkwaliteit bij innamepunten van oppervlaktewater voor de drinkwatervoorziening* (BTO-2016.028). De gevolgen van het aflaten van Waalwater naar de Maas zijn beschreven in *Wateraanvoer van Waal naar Maas: gunstig voor de waterkwaliteit?* (KWR 2015.095).



Grafische weergave van de mate van normoverschrijding bij Lobith, Eijsden en Keizersveer bij huidig klimaat en het G en W+ scenario in het jaar 2050, bij huidige belasting en toekomstige belasting (TB). Glyfosaat, AMPA en acesulfaam-K zijn getoetst aan de normen uit de Drinkwaterregeling (0,1 µg/l voor glyfosaat resp. 1 µg/l voor AMPA en acesulfaam-K), geneesmiddelen en röntgencontrastmiddelen zijn getoetst aan de ERM streefwaarde van 0,1 µg/l.

Samenvatting

In 2013 heeft de BTO themagroep Klimaatbestendige watersector een risicoanalyse laten uitvoeren naar de effecten van klimaatverandering voor de drinkwatersector (Zwolsman et al., 2014). Uit deze analyse kwam naar voren dat de toekomstige ontwikkeling van de waterkwaliteit bij innamepunten van oppervlaktewater voor de drinkwatervoorziening als belangrijkste risico wordt gezien. In opdracht van de BTO Themagroep Klimaatbestendige Watersector zijn de effecten van klimaatverandering en maatschappelijke ontwikkelingen op de waterkwaliteit bij drie innamepunten onderzocht. Toekomstige concentraties van de geselecteerde aandachtstoffen, waaronder gewasbeschermingsmiddelen, geneesmiddelen en industriële stoffen, zijn bij de innamepunten geschat en getoetst aan waterkwaliteitsnormen. Waterkwaliteitsprognoses zijn gemaakt aan de hand van enerzijds scenario's voor emissies van stoffen beïnvloed door maatschappelijke ontwikkelingen en anderzijds afvoerscenario's uit het Deltaprogramma. Hierbij is gebruik gemaakt van bestaande datasets.

Voor drinkwaterrelevante stoffen is onderzocht of er relaties kunnen worden gelegd tussen de concentratie en de afvoer (Q-C relatie) op de locaties waar beide worden gemeten: Lobith, Eijsden/Luik en Keizersveer (meetpunten RWS en RIWA). Hiervoor zijn data gebruikt voor de jaren 2010 t/m 2012 (Eijsden/Keizersveer) resp. 2008 t/m 2012 (Lobith). Bij Lobith kan voor 7 van de 16 geselecteerde stoffen een bruikbare Q-C relatie worden opgesteld, bij Eijsden kan dit voor 11 stoffen en bij Keizersveer voor 7 stoffen. Belangrijke kanttekening hierbij is dat afbraak is verdisconteerd in de Q-C relaties bij Eijsden en Keizersveer, maar niet bij Lobith (behalve voor metformine). De reden dat afbraak wel is verdisconteerd in de Maas maar niet in de Rijn is dat de verblijftijd van het water in de Maas bij lage afvoeren veel hoger is dan die in de Rijn. De beste Q-C relaties worden verkregen voor acesulfaam-K (Lobith), sulfamethoxazool, carbamazepine en AMPA. Typische waarden voor de determinatiecoëfficiënt (R^2) van de Q-C relatie bij Lobith, Eijsden (of Luik) en Keizersveer voor deze stoffen variëren van 0,50 tot 0,80.

De modellering van de toekomstige concentraties is gebaseerd op:

- a) de gevonden Q-C relaties voor elke stof/locatie (we nemen dus aan dat die relatie in het jaar 2050 nog steeds zo geldt);
- b) een prognose van het medicijngebruik in het jaar 2050 t.o.v. het heden, gebaseerd op een RIVM studie uit 2011;
- c) de hydrologische scenario's uit het Deltaprogramma voor Lobith, Eijsden en Keizersveer in het jaar 2050, voor huidig klimaat, G en W+ scenario. Hierbij wordt onderscheid gemaakt naar een gemiddeld hydrologisch jaar (1967), een droog jaar (1989) en een extreem droog jaar (1976).

De projecties van carbamazepine bij Lobith laten goed het gecombineerde effect zien van het scenario en het hydrologische jaar. Bij huidig klimaat en een gemiddeld hydrologisch jaar (HK-1967) overschrijdt carbamazepine bij Lobith de ERM-streefwaarde niet, bij een droog jaar (HK-1989) gebeurt dat voor minder dan 10% van de tijd en bij een extreem droog jaar (HK-1976) voor 10-25% van de tijd. Bij het W+ scenario met huidige belasting wordt de ERM-streefwaarde vaker overschreden: 10-25% van de tijd bij een gemiddeld hydrologisch jaar, 25-50% van de tijd bij een droog jaar, en >50% van de tijd bij een extreem droog jaar.

Bij W+ met toekomstige belasting (toename gebruik 13%) neemt de mate van normoverschrijding verder toe. De mate van normoverschrijding hangt dus zowel af van toevallige variaties in de hydrologie als van lange-termijn ontwikkelingen zoals klimaatverandering en verandering van de emissies.

De resultaten van de diverse waterkwaliteitsprognoses zijn overzichtelijk samengevat in een infographic. Hierin is voor elke gemodelleerde stof aangegeven hoe vaak de ruwwaternorm voor gewasbeschermingsmiddelen (0,1 µg/l; drinkwaterregeling) of de ERM-streefwaarde voor farmaceutische stoffen (0,1 µg/l) wordt overschreden op de verschillende meetpunten in elk van de gehanteerde scenario's. *Grosso modo* laat de infographic zien dat de normen c.q. streefwaarden reeds in het huidige klimaat op grote schaal worden overschreden in de Rijn en de Maas, met name voor röntgencontrastmiddelen. Daarnaast is er sprake van specifieke overschrijdingen op individuele locaties. Bij Lobith overschrijden metformine en acesulfaam-K in hoge mate de ERM-streefwaarden (1 µg/l voor acesulfaam-K), in de Maas is dat naar verwachting ook het geval maar hiervoor waren geen veldmetingen beschikbaar bij Luik en Keizersveer. Overige probleemstoffen in de Maas zijn glyfosaat, AMPA en metoprolol. De glyfosaat belasting en daarmee die van AMPA zal echter vermoedelijk fors gaan afnemen in de toekomst. Bij het W+ scenario nemen de concentraties verder toe, typisch met een factor van 1,5 tot 2. Voor stoffen die relatief snel afbreken kan de concentratie echter afnemen (!) bij het W+ scenario, met name in droge en zeer droge jaren. Dit is bijvoorbeeld het geval voor glyfosaat, metoprolol en johexol in de Maas, en metformine in de Rijn.

Aangenomen wordt dat de waterkwaliteit op de innamepunten van Heel, Gat van de Kerkvloot en Nieuwegein overeenkomt met die op de RWS/RIWA meetpunten waarvoor de kwaliteitsprognoses zijn opgesteld, respectievelijk Eijssden (Luik voor farmaceutische stoffen), Keizersveer en Lobith. Deze aanname is plausibel voor Gat van de Kerkvloot en Nieuwegein maar in zijn algemeenheid minder juist voor Heel (varieert per stof). Op basis van de toekomstige kwaliteit van het ingenomen water en de bekende zuiveringsrendementen voor deze stoffen is berekend welke stoffen na zuivering de drinkwaternorm van 0,1 µg/l of de signaleringsnorm van 1 µg/l overschrijden. Voor farmaceutische stoffen, waarvoor geen drinkwaternormen bekend zijn, is getoetst aan de ERM-streefwaarde van 0,1 µg/l. Deze laatste toetsing is indicatief en heeft geen formele betekenis.

Door de hoge zuiveringsrendementen worden de meeste stoffen afdoende verwijderd uit het ruwe water, nu en in de toekomst. Uitzonderingen hierop zijn acesulfaam-K bij Leiduin (niet gemeten op de andere locaties), metformine bij Kralingen en amidotrizoïnezuur bij Leiduin, Kralingen en (in mindere mate) Heel. Als de zuiveringsrendementen voor deze stoffen niet verbeteren, zullen deze stoffen in de toekomst in toenemende mate in het drinkwater worden aangetroffen. Voor sommige stoffen is dat nu al het geval, al worden er nog geen normen overschreden.

Inhoud

Managementsamenvatting	2
Samenvatting	4
Inhoud	6
1 Inleiding	8
1.1 Achtergrond	8
1.2 Doel	9
1.3 Leeswijzer	9
2 Methode	10
2.1 Selectie van aandachtstoffen	10
2.2 Regressieanalyses	11
2.3 Klimaatscenario's	13
2.4 Toekomstige emissies	15
2.5 Waterkwaliteitsprognoses	15
3 Aandachtstoffen	16
3.1 Aandachtstoffen en databeschikbaarheid	16
3.2 Normen en signaleringswaarden	17
3.3 Omzetting en gedrag van aandachtstoffen (literatuurgegevens)	19
3.4 Omzetting afgeleid uit meetgegevens	20
4 Q-C relaties RWS meetpunten	24
4.1 Chloride	24
4.2 Aandachtstoffen	27
4.2.1 Q-C relaties Lobith	28
4.2.2 Q-C relaties Eijsden/Luik	30
4.2.3 Q-C relaties Keizersveer	33
4.2.4 Q-C relaties De Punt	35
4.3 Samengevat	36
5 Vergelijking waterkwaliteit RWS meetpunten en innamepunten	38
5.1 Lobith versus Nieuwegein en Nieuwersluis	38
5.2 Eijsden/Luik versus Heel	38
5.3 Keizersveer versus Gat van de Kerkstoot en Brakel	43
6 Toekomstige waterkwaliteit RWS meetpunten	45
6.1 Maatschappelijke ontwikkelingen	45
6.1.1 Geneesmiddelen en röntgencontrastmiddelen	45
6.1.2 Gewasbeschermingsmiddelen	46
6.1.3 Overige chemicaliën	47
6.2 Afvoerprognoses Rijn en Maas	48

6.3	Projecties waterkwaliteit meetpunten RWS (2050)	51
6.3.1	Resultaten Lobith	51
6.3.2	Resultaten Eijsden	54
6.3.3	Resultaten Keizersveer	56
6.3.4	Samenvatting projecties waterkwaliteit	57
6.4	Vergelijking met RIVM studie 'Effecten klimaatontwikkeling op innamepunten'	58
7	Implicaties voor de drinkwaterproductie	61
7.1	Zuiveringsrendementen	610
7.2	Infographic ruwwater- en drinkwaterkwaliteit	62
8	Conclusies en aanbevelingen	64
8.1	Conclusies	64
8.1.1	Over de methodiek (Q-C relaties)	64
8.1.2	Vergelijking waterkwaliteit: RWS meetpunten versus innamepunten waterbedrijven	65
8.1.3	Toekomstige waterkwaliteit onder invloed van klimaatverandering en vergrijzing	65
8.1.4	Implicaties voor de drinkwaterkwaliteit	66
8.2	Aanbevelingen	66
9	Referenties	67
	Bijlage I. Beschikbare data van stoffen op meet- en innamepunten	68
	Bijlage II. Tijdreeksen op locaties Keizersveer-Brakel (Afgedamde Maas)	69
	Bijlage III. Resultaten Q-C relaties chloride op RWS meetpunten	74
	Bijlage IV. Resultaten Q-C relaties aandachtstoffen op RWS meetpunten	75
	Bijlage V. Vergelijking waterkwaliteit RWS meetpunten en innamepunten	77
	Bijlage VI. Afvoer bij huidig klimaat en prognoses voor G en W+ scenario's (2050) op RWS meetpunten	84
	Bijlage VII. Projecties waterkwaliteit (2050) op RWS meetpunten	89
	Bijlage VIII. Overschrijdingen van norm- of streefwaarde op RWS meetpunten	98

1 Inleiding

1.1 Achtergrond

In 2013 heeft de BTO themagroep Klimaatbestendige watersector een risicoanalyse laten uitvoeren van de effecten van klimaatverandering voor de drinkwatersector (Zwolsman et al., 2014). Uit deze analyse kwam naar voren dat de ontwikkeling van de waterkwaliteit op de innamepunten van oppervlaktewater voor de drinkwatervoorziening (verder genoemd: innamepunten) als belangrijkste risico wordt gezien.

In 2013 overschrijden geneesmiddelen, röntgencontrastmiddelen en hormoonverstorende stoffen in de Maas in ruim 10% van de metingen (RIWA 2014) de streefwaarden uit het Europees riviermemorandum (IAWR 2013). Recent onderzoek (Houtman, Kroesbergen et al. 2014) wijst uit dat de individuele concentraties van deze stoffen in drinkwater zodanig laag zijn dat de risico's op menselijke gezondheidsschade verwaarloosbaar klein zijn. Toch zijn er ecotoxicologische effecten waargenomen in oppervlaktewater (Derksen and ter Laak 2013) en is het niet bekend wat het effect is van een langdurige blootstelling aan een mix van stoffen in drinkwater. Geneesmiddelen zijn immers ontworpen om biologisch actief te zijn. Het is zowel uit ecotoxicologisch oogpunt als voor de productie van drinkwater gewenst om naar een goede oppervlaktewaterkwaliteit te streven.

In de toekomst zal de waterkwaliteit van het oppervlaktewater veranderen door enerzijds maatschappelijke ontwikkelingen (vergrijzing, veranderd landgebruik, andere toepassingen van stoffen, ontwikkeling van nieuwe stoffen en aanpassing zuivering RWZI's), en anderzijds door klimaatverandering. Deze studie brengt de effecten van zowel klimaatverandering als demografische ontwikkelingen op de waterkwaliteit bij de innamepunten in beeld.

Uit eerder onderzoek van KWR is gebleken dat klimaatverandering leidt tot verslechtering van de waterkwaliteit van Rijn en Maas (van Bokhoven and Zwolsman 2007; van Vliet and Zolsman 2007). Een belangrijke factor is het frequenter en langduriger optreden van lage afvoeren, waarbij duidelijk meetbare effecten zijn geconstateerd op de waterkwaliteit. Dit beeld wordt bevestigd door het RIVM rapport "Effecten klimaatontwikkeling op de waterkwaliteit bij innamepunten voor drinkwater" (Wuijts et al., 2012). De studie van het RIVM is gebaseerd op een modelmatige analyse van de mate van verdunning van bestaande lozingen bij toekomstige afvoeren van Rijn en Maas. De RIVM studie laat vooral trends zien, maar is niet geschikt om de toekomstige concentraties van drinkwaterrelevante stoffen op de innamepunten in beeld te brengen. De oorzaken hiervoor zijn:

- Het RIVM rapport gaat uit van een denkbeeldige (zeer hoge) lozing van stof X;
- Veranderingen in de lozingen door maatschappelijke ontwikkelingen zijn niet beschouwd;
- Omzetting wordt niet in beschouwing genomen, terwijl de beschouwde stoffen (medicijnen en gewasbeschermingsmiddelen) reactief kunnen zijn;
- De modelberekeningen zijn niet geijkt op veldmetingen (kalibratie), en ook niet gevalideerd.

Vooraf het ontbreken van een kalibratie- en validatieprocedure maakt dat de resultaten van het RIVM rapport enkel kwalitatief beschouwd mogen worden. Om realistische concentraties

op de innamepunten te schatten, zal een meer kwantitatieve aanpak gevolgd moeten worden, gebaseerd op veldmetingen.

1.2 Doel

In deze studie worden de effecten van klimaatverandering en maatschappelijke ontwikkelingen op de waterkwaliteit bij de innamepunten onderzocht. Toekomstige concentraties van geneesmiddelen, gewasbeschermingsmiddelen en industriële stoffen op de innamepunten worden geschat en getoetst aan de geldende waterkwaliteitsnormen. Waterkwaliteitsprognoses worden gemaakt aan de hand van enerzijds scenario's voor emissies van stoffen - beïnvloed door maatschappelijke ontwikkelingen - en anderzijds afvoerscenario's uit het Deltaprogramma. Hierbij is gebruik gemaakt van bestaande datasets voor rivierafvoeren en waterkwaliteitsmetingen.

1.3 Leeswijzer

In Hoofdstuk 2 wordt beschreven hoe huidige waterkwaliteitsmetingen en scenario's voor emissies en afvoeren worden gebruikt voor het inschatten van de toekomstige waterkwaliteit van de Rijn (Lobith) en de Maas (Eijsden en Keizersveer). In Hoofdstuk 3 worden de relevante stoffen vanuit de drinkwateroptiek gedefinieerd. In Hoofdstuk 4 wordt onderzocht hoe de waterkwaliteit van de Rijn en de Maas voor de geselecteerde stoffen samenhangt met de afvoer. In Hoofdstuk 5 wordt onderzocht in hoeverre de waterkwaliteit op de onderzochte locaties (Lobith, Eijsden/Luik, Keizersveer) representatief is voor de waterkwaliteit op de innamepunten voor de drinkwatervoorziening. In Hoofdstuk 6 worden de afvoer- en emissiescenario's beschreven en worden de resultaten gepresenteerd van de gemodelleerde toekomstige waterkwaliteit van de Rijn en de Maas. Tevens wordt in Hoofdstuk 6 een vergelijking gemaakt met de, hiervoor al genoemde, prognoses van het RIVM (Wuijts et al., 2012). In Hoofdstuk 7 worden de conclusies beschreven.

2 Methode

In dit onderzoek wordt de toekomstige oppervlaktewaterkwaliteit op de innamepunten ingeschat aan de hand van scenario's voor emissies van stoffen, beïnvloed door enerzijds maatschappelijke ontwikkelingen en anderzijds afvoerscenario's van de Rijn en de Maas. Om realistische concentraties op de innamepunten te schatten, gebruiken we beschikbare veldmetingen voor het opstellen van afvoer-concentratie (Q-C) relaties, waarin omzetting, indien nodig, wordt meegenomen.

Dit onderzoek bestaat uit de volgende fasen:

1. Het selecteren van aandachtstoffen voor het onderzoek;
2. Het modelleren en statistisch beschrijven van de afvoer-concentratierelatie per stof op de drie belangrijkste meetpunten (Lobith, Eijsden/Luik en Keizersveer);
3. Een onderzoek of de waterkwaliteit op de genoemde meetpunten representatief is voor de innamepunten;
4. Het schatten van toekomstige emissies van de geselecteerde stoffen;
5. Het maken van waterkwaliteitsprognoses op de drie locaties (Lobith, Eijsden/Luik en Keizersveer) voor emissie- en afvoerscenario's.

2.1 Selectie van aandachtstoffen

Voor het onderzoek zijn 29 aandachtstoffen geselecteerd in samenspraak met de BTO themagroep (Tabel 2-1). Dit betreft geneesmiddelen, gewasbeschermingsmiddelen en industriële stoffen. De stoffen zijn geselecteerd op basis van het overschrijden van normen of signaalwaarden. Ondersteunende parameters zijn: afvoer, watertemperatuur, chloride, fluoride en kalium. De concentraties van de aandachtstoffen en ondersteunende parameters zijn beschouwd over de periode 2003-2012 op de meetlocaties en innamepunten uit Figuur 2-1. Op de meetlocaties zijn naast waterkwaliteitsgegevens ook afvoergegevens bekend: Lobith (Rijn), Eijsden/Luik (Maas), Keizersveer (Maas) en De Punt (Drentsche Aa).



Figuur 2-1 Meetlocaties en innamepunten. DPU = De Punt (meetpunt en tevens innamepunt), LOB = Lobith, KEI = Keizersveer, EIJS = Eijsden, AND = Andijk, NWS = Nieuwersluis, NWG = Nieuwegein, GVK = Gat van de Kerksloot (Brabantse Biesbosch), BRA = Brakel (Afgedamde Maas), HEE = Heel.

De meetstations Lobith, Eijsden en Keizersveer zijn onderdeel van het meetnet van Rijkswaterstaat. De afvoergegevens van Luik zijn afkomstig van het Station Amay (7132) langs de Maas van de Waalse afdeling Mobiliteit en Waterwegen (Direction générale opérationnelle de la Mobilité et des Voies hydrauliques), onderdeel van de Waalse Overheidsdienst (Service public de Wallonië) DGO 2. Deze gegevens zijn ook opgenomen in de RIWA database. De debieten van de Drentsche Aa zijn afkomstig van Waterschap Hunze en Aa's en verkregen via Waterbedrijf Groningen.

2.2 Regressieanalyses

Concentraties in oppervlaktewater worden bepaald door de emissies, de mate van verdunning, bezinking of resuspensie en omzetting en/of sorptie (reactiviteit). Een hogere afvoer zorgt voor een grotere mate van verdunning van stoffen die door puntbronnen (bijv. RWZI's) worden geloosd, waardoor de concentraties afnemen. De verwijdering van een stof is afhankelijk van de snelheid van afbraak of omzetting en/of sorptie aan sediment. De mate van verwijdering hangt dan ook samen met de verblijftijd die weer mede wordt bepaald door de afvoer. Het effect van verdunning in de projecties van de toekomstige waterkwaliteit wordt beschreven met Q-C relaties: de relatie tussen de afvoer van het rivierwater (Q) en de concentratie van de aandachtstoffen (C). De Q-C relatie kan worden beschreven voor de meetpunten waar afvoergegevens en meetgegevens van de waterkwaliteit beschikbaar zijn, namelijk Lobith (Rijn), Eijsden/Luik¹ (Maas) en Keizersveer (Maas). Op locatie De Punt kon de relatie tussen stofconcentratie en afvoer niet juist worden beschreven, wellicht vanwege het ontbreken van grote puntlozingen op dit watersysteem.

Voor het opstellen van Q-C relaties wordt aangenomen dat de vracht constant is over de periode waarover gegevens worden gebruikt. Echter, de vracht kan per jaar, per seizoen en zelfs per dag variëren afhankelijk van gebruik, productie, seizoensinvloeden en incidentele gebeurtenissen zoals (onbedoelde) lozingen of veranderende (weers)omstandigheden, die leiden tot afspoeling van stoffen, lozing van ongezuiverd afvalwater (overstort) of een tijdelijke afname van het zuiveringsrendement van een afvalwaterzuivering. De gegevens voor de Q-C relatie zijn gebruikt over een recente en beperkte periode (drie jaren). Door het kiezen van een beperkte periode wordt het effect van eventuele variaties beperkt. Anderzijds moet de periode lang genoeg zijn om over voldoende meetgegevens te beschikken voor de Q-C analyse. De Q-C relaties bij Eijsden, Luik en Keizersveer zijn gemaakt over de periode 2010-2012. De Q-C relatie bij Lobith is gebaseerd op de periode 2008-2012², vanwege het gewenste aantal datapunten bij hogere afvoeren (>3000 m³/s). De Q-C relaties bij de Punt zijn gemaakt op basis van gegevens over 2008-2011.

Bij het opstellen van de Q-C relaties worden de concentraties onder een detectiegrens omgezet naar een waarde van de halve detectiegrens.

De Q-C relatie voor stoffen die natuurlijk voorkomen in oppervlaktewater en niet onderhevig zijn aan omzetting, met de afvoer wordt beschreven door vergelijking (2.1).

$$c = \frac{a}{Q} + b \quad (2.1)$$

¹ Farmaceutische stoffen worden gemeten bij Luik en gerelateerd aan de afvoer bij Eijsden.

² De stof sulfamethoxazool is slechts gemonitord bij Lobith over de periode 2004-2006 (zie Bijlage I).

Waarin c = concentratie (mg/L), a = vracht (g/s), Q = debiet (m³/s) en b = achtergrondconcentratie (mg/L).

De coëfficiënten a en b kunnen worden bepaald uit de beste fit tussen de concentratie en de afvoer over de gekozen periode van meerdere jaren. In deze aanpak wordt aangenomen dat over de betreffende periode de vracht (a) en achtergrondconcentratie constant blijven. De vracht is de optelsom van alle mogelijke vrachten bovenstrooms van het meetpunt. Voor antropogene stoffen (geneesmiddelen, gewasbeschermingsmiddelen en industriële stoffen) mag worden aangenomen dat de natuurlijke achtergrondconcentratie nihil is. De relatie tussen de concentratie van antropogene stoffen in oppervlaktewater en de afvoer wordt daarom uitgedrukt door vergelijking (2.2).

$$c = \frac{a}{Q} \quad (2.2)$$

Waarin c = concentratie (µg/L), a = vracht (mg/s), Q = debiet (m³/s).

De concentratie van een reactieve stof in oppervlaktewater wordt naast het effect van verdunning tevens bepaald door de afbreekbaarheid van de stof. Een 1^e orde afbraak vergelijking wordt beschreven door vergelijking (2.3).

$$c(t) = c(0) * e^{-kt} \quad (2.3)$$

Waarin $c(t)$ = de concentratie op tijdstip t , $c(0)$ = de concentratie op tijdstip 0, k = 1^e orde afbraakconstante, t = tijdsinterval.

Vergelijking 2.3 is de basis van een realistische fysisch-chemische beschrijving van de Q-C relatie met een verdisconteerde afbraak/omzettings-component. Echter, het tijdsinterval varieert afhankelijk van het debiet. Daarom wordt het tijdsinterval beschreven door de ratio V/Q , het doorstroomvolume (m³) gedeeld door de afvoer (m³/s), zie vergelijking 2.4. De variabelen kV en a worden bepaald door de beste fit op meetgegevens van de concentratie en de afvoer. Als de gemodelleerde variabele kV gelijk is aan 0 (verwaarloosbare reactiviteit), wordt vergelijking (2.4) gelijk aan vergelijking (2.2).

$$c = \frac{a * e^{\frac{-kV}{Q}}}{Q} \quad (2.4)$$

Waarin c = concentratie (µg/L), a = vracht (mg/s), Q = debiet (m³/s), k = 1^e orde afbraakconstante (s⁻¹) en V = doorstroomvolume (m³).

Na het bepalen van de best fit tussen concentratie en afvoer wordt getoetst of de relatie verbetert door verwijdering van 1 tot maximaal 4 uitbijters in de dataset.

De coëfficiënten van de vergelijkingen zijn bepaald met het technische softwarepakket MATLAB. De gemodelleerde Q-C relatie en de werkelijke datapunten bepalen of de relatie significant kan worden genoemd voor verdere analyse. De determinatiecoëfficiënt (R^2) geeft de mate aan waarin het model de werkelijke data benadert (de 'fit'), zie tekst box 1. Een waarde van 0,5 houdt in dat 50% van de variantie kan worden verklaard met het gebruikte model. De stoffen met voldoende verklaarde variantie, zijn de $R^2 > 0,3$, zijn geselecteerd voor verdere analyse. De beschreven Q-C relatie is ingezet voor de waterkwaliteitsprognoses.

Tekst box 1. De determinatiecoëfficiënt (R^2)

De determinatiecoëfficiënt wordt bepaald door de ratio tussen de afwijking van de datapunten ten opzichte van de gemodelleerde waarden (SSE) en de afwijking van de datapunten ten opzichte van een horizontale lijn door de gemiddelde y-waarde (SST), volgens vergelijking (5).

$$R^2 = 1 - \frac{SSE}{SST} \quad (5)$$

De SSE ('sum of squares due to error') is de som van de gekwadrateerde afwijking van de datapunten (y_i) van de gemodelleerde waarden (f_i), zie vergelijking (6). Deze afwijkingen zijn 'residuals'. De SST ('total sum of squares') is de som van de gekwadrateerde afwijking van de datapunten (y_i) ten opzichte van het gemiddelde van de datapunten ($\bar{y}$). Deze afwijking is de variantie.

$$SSE = \sum_{i=1 \text{ tot } n}^i (y_i - f_i)^2 \quad (6)$$

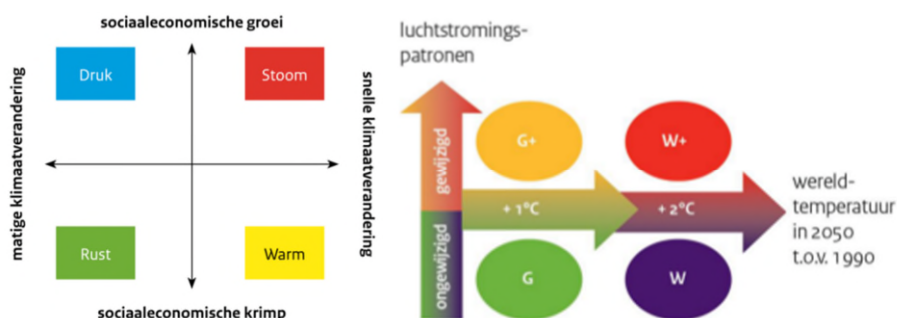
$$SST = \sum_{i=1 \text{ tot } n}^i (y_i - \bar{y})^2 \quad (7)$$

Als de afwijking van de datapunten ten opzichte van de gemodelleerde waarden (SSE) groter is dan de afwijking van de datapunten met een horizontale lijn door de gemiddelde waarde van de datapunten (SST) zal R^2 negatief worden.

2.3 Klimaatscenario's

De Deltascenario's zijn opgesteld binnen het Deltaprogramma in opdracht van Rijkswaterstaat (Deltares, 2011). De scenario's zijn gebaseerd op de klimaatscenario's van het KNMI (2006) en de sociaaleconomische (WLO-)scenario's van de samenwerkende planbureaus. Er zijn vier deltasenario's: druk, stoom, rust en warm (zie Figuur 2-2). De scenario's zijn gemaakt voor de zichtjaren 2050 en 2100. De in 2006 door het KNMI ontwikkelde klimaatscenario's zijn (zie ook Figuur 2-2):

- G = gemiddeld
- G* = gemiddeld plus gewijzigde luchtstromingspatronen
- W = warm
- W* = warm plus gewijzigde luchtstromingspatronen



Figuur 2-2 Schematische weergave van de Deltascenario's (links) en KNMI'06 klimaatscenario's (rechts).

De G en G⁺ scenario's gaan uit van een gemiddelde temperatuurstijging van 1 °C in 2050 door gematigde klimaatverandering. Het W en W⁺ scenario gaan uit van een sterke toename van de gemiddelde wereldtemperatuur door snelle klimaatverandering (+2 °C in 2050). In het G⁺ en W⁺ scenario zorgt een verandering in de luchtstroming boven de Atlantische oceaan en West-Europa voor een extra warme en natte winter, terwijl de zomers juist extra warm en droog zijn door het veelvuldig optreden van continentale winden. Bij de G en W scenario's is deze invloed veel kleiner. De scenario's zijn gebruikt bij het doorrekenen van hydrologische effecten, zoals neerslag, verdamping en rivierafvoer.

De afvoerprognoses behorende bij de klimaatscenario's zijn reeksen met - afhankelijk van de mate van klimaatverandering - nattere winters en drogere zomers. De afvoerprognoses zijn berekend door Deltares, zie voor details het rapport van het Deltaprogramma (Deltares, 2011). In het G scenario leidt de matige klimaatverandering tot een beperkte verandering van lage en hoge afvoeren van de grote rivieren. In het W⁺ scenario leidt de snelle klimaatverandering tot extreem lage én extreem hoge afvoeren van de grote rivieren. Kengetallen van de afvoerprognoses staan in Tabel 2-1.

De Rijn, een smeltwaterrivier, krijgt meer karakteristieken van een regenwaterrivier. Door klimaatverandering valt er minder sneeuw in de winter en meer regen in de Alpen. Zomers wordt er minder smeltwater afgevoerd, waardoor de zomerafvoer daalt. De zomerafvoeren nemen af met maximaal 30% in het W⁺ scenario voor 2050. Ook voor de Maas is het effect van droge zomers op de toch al lage afvoeren aanzienlijk, met een relatieve daling van de zomerafvoer met maximaal 47% in het W⁺ scenario voor 2050.

Tabel 2-1 Kengetallen afvoerscenario's 2050 (m³/s). De referentieperiode is 1961-1995. Gemiddelde afvoeren in februari en september zijn gebaseerd op 35 jaar dagwaarden. De extreem hoge en lage afvoeren zijn gebaseerd op de tijdsreeksen met 10.000 jaarmaxima. Bron: Deltares (2011).

		Referentie	G	W ⁺
Rijn (Lobith)	Gem. afvoer februari	2900	3100	3400
	Gem. afvoer september	1800	1900	1300
	Extreem hoge afvoer 1/100 p.j.	12.000	13.000	14.000
	Extreem hoge afvoer 1/1250 p.j.	16.000	17.000	18.000
	Extreem lage afvoer 1/10 p.j.	630	650	520
	Extreem lage afvoer 1/100 p.j.	400	440	360
Maas (Eijsden)	Gem. afvoer februari	480	500	530
	Gem. afvoer september	90	92	48
	Extreem hoge afvoer 1/100 p.j.	2.900	3000	3200
	Extreem hoge afvoer 1/1250 p.j.	3700	3900	4100
	Extreem lage afvoer 1/10 p.j.	18	18	10
	Extreem lage afvoer 1/100 p.j.	8	8	5

In deze studie zijn de afvoerprognoses gebruikt voor het jaar 2050 op de locaties Lobith, Monsin (Luik) en Keizersveer. De rivierafvoer bij Eijsden is berekend door de afvoer van het Albertkanaal af te trekken van de afvoer bij Monsin.

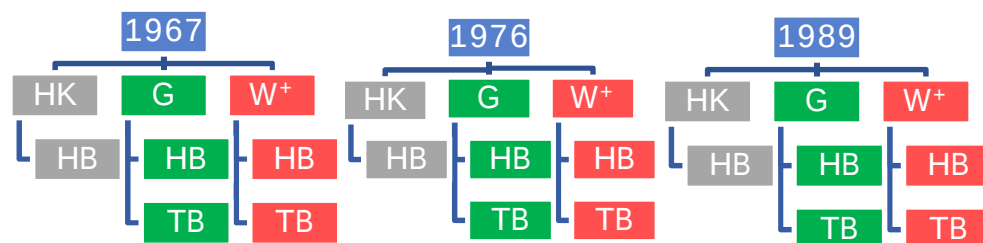
De huidige hydrologie wordt in beeld gebracht als de afvoerreeksen van Rijn en Maas voor de referentie jaren 1967 (normaal jaar), 1989 (droog jaar) en 1976 (extreem droog jaar). De jaren zijn referenties voor bepaalde droogtejaren: een normaal jaar komt 1x per 2 jaar voor, een droog jaar komt 1x per 10 jaar voor en een zeer droog jaar komt 1x per 100 jaar voor. De toekomstige hydrologie is gebaseerd op dezelfde referentie jaren, waarbij de afvoerreeksen zijn getransformeerd volgens het G scenario en het W⁺ scenario.

2.4 Toekomstige emissies

De prognose van toekomstige emissies (in 2050) van de geselecteerde stoffen is gebaseerd op literatuurgegevens en bestaande rapporten van het RIVM, PBL, RIWA en STOWA. De projectie van de emissietoename van diverse typen geneesmiddelen is overgenomen uit een RIVM studie (Van der Aa, 2011). Voor industriële stoffen en gewasbeschermingsmiddelen zijn toekomstige emissies moeilijker te voorspellen. Per stof of stofgroep wordt beredeneerd of er een toename of afname van de toekomstige emissies is te verwachten.

2.5 Waterkwaliteitsprognoses

Aan de hand van klimaatscenario's en emissieprognoses worden toekomstige concentraties van de geselecteerde stoffen op de drie meetlocaties (Lobith, Eijsden en Keizersveer) berekend in de combinaties gegeven in Figuur 2-3. Samengevat worden er 15 varianten doorgerekend. De hydrologie is gebaseerd op drie hydrologische jaren onder huidige klimaat en getransformeerd voor twee klimaatscenario's voor 2050 (G en W⁺). Daarnaast wordt in de klimaatprognoses rekening gehouden met twee emissiescenario's: huidige belasting en toekomstige belasting (2050).



Figuur 2-3 De combinaties van klimaat- en emissieprognoses leiden tot 15 varianten (3 hydrologische referentie jaren & 3 klimaatscenario's & 2 emissiescenario's) voor de waterkwaliteitsprognoses. De hydrologische referentie jaren 1967, 1976 en 1989 zijn respectievelijk een gemiddeld, zeer droog en droog jaar. HK = huidig klimaat, G = G scenario (gematigd), W⁺ = W⁺ scenario (warm), HB = huidige belasting en TB = toekomstige belasting.

Tot slot worden de prognoses getoetst aan waterkwaliteitsnormen voor oppervlaktewater bestemd voor drinkwater. Daarnaast wordt de vertaling gemaakt voor de kwaliteit van het hieruit bereide drinkwater, waarbij is uitgegaan van de feitelijke zuiveringsrendementen.

De waterkwaliteitsprognoses in het jaar 2050 zijn het integrale effect van klimaatverandering (lagere rivierafvoeren) en veranderd gebruik van stoffen. Deze resultaten worden gebruikt om de toekomstige waterkwaliteit bij de innamepunten voor de drinkwatervoorziening in te schatten. Hierbij is aangenomen dat de waterkwaliteit bij Eijsden een goede afspiegeling vormt voor de waterkwaliteit op het innamepunt bij Heel (Lateraalkanaal); idem Keizersveer voor de innamepunten Gat van de Kerkstoot (Brabantse Biesbosch) en Brakel (Afgedamde Maas), en idem Lobith voor de innamepunten Nieuwegein (Lekkanaal) en Nieuwersluis (Amsterdam-Rijnkanaal). Deze aanname is gecheckt op basis van bestaande metingen.

3 Aandachtstoffen

In dit hoofdstuk worden de aandachtstoffen voor deze studie gedefinieerd, de waterkwaliteitsnormen besproken en wordt een methodiek gepresenteerd om de omzettingssnelheid van de geselecteerde stoffen in te schatten.

3.1 Aandachtstoffen en databeschikbaarheid

Tabel 3-1 geeft een overzicht van de geselecteerde stoffen, 29 in totaal. De stofkeuze is gebaseerd op de jaarrapporten van RIWA Rijn en RIWA Maas over de jaren 2010 t/m 2012, aangevuld met door VEWIN benoemde aandachtstoffen voor de drinkwatervoorziening.

Figuur 2-1 geeft de locaties van de meetpunten en innamepunten weer. In Bijlage I staat een overzicht van de beschikbare data per stof bij de verschillende meetpunten. De huidige waterafvoer en de afvoerprognoses in het jaar 2050 zijn beschikbaar op de meetpunten Lobith, Eijsden en Keizersveer. Op deze locaties kunnen Q-C relaties worden opgesteld, en kan de toekomstige waterkwaliteit gemodelleerd worden. Dit zijn echter geen innamepunten van de waterbedrijven. De waterkwaliteit bij Lobith wordt daarom representatief geacht voor de waterkwaliteit bij de innamepunten Nieuwegein (Lekkanaal) en Nieuwersluis (Amsterdam-Rijnkanaal), beide van Waternet. Deze aanname wordt in paragraaf 5.1 onderzocht. De waterkwaliteit bij Eijsden wordt (in enige mate) representatief geacht voor de waterkwaliteit in het Lateraalkanaal bij Heel (innamepunt van WML); deze aanname wordt in paragraaf 5.2 onderzocht. Bij Eijsden worden geen geneesmiddelen gemonitord, deze data zijn afkomstig van Luik (15 km stroomopwaarts). De waterkwaliteit bij Keizersveer achten we representatief voor het innamepunt Gat van de Kerksloot (Biesbosch) van Evides, maar niet voor het innamepunt van Dunea in de Afgedamde Maas bij Brakel (paragraaf 5.3). De reden hiervoor is de lange verblijftijd van het water in de Afgedamde Maas (twee maanden), de daar toegepaste ijzerdosering en de uitslag van polderwater op de Afgedamde Maas.

Tabel 3-1 Geselecteerde stoffen voor de analyse van toekomstige concentraties in oppervlaktewater

Geneesmiddelen	Röntgencontrast-middelen	Gewasbeschermings-middelen	Industriële en overige stoffen
Carbamazepine	Amidotrizoïnezuur	AMPA**	Acesulfaam-K
Diclofenac	Johexol	Carbendazim	DEHP
Fenazon	Jomeprol	Diuron	EDTA
Guanylurea*	Jopamidol	Glyfosaat	MTBE
Lincomycine	Jopromide	Isoproturon	Tributylfosfaat (TBP)
Metformine		MCPA	
Metoprolol		Mecoprop (MCP)	
Pentoxifylline		Metolachloor	
Sotalol		Nicosulfuron	
Sulfamethoxazool			

* *metaboliët van metformine*

** *metaboliët van glyfosaat*

3.2 Normen en signaleringswaarden

De drinkwaterregeling bepaalt de kwaliteitseisen gesteld aan oppervlaktewater bestemd voor de bereiding van drinkwater. Voor gewasbeschermingsmiddelen geldt de norm van 0,1 µg/L voor individuele stoffen en 0,5 µg/L voor de gesommeerde concentratie (Drinkwaterbesluit 2015). Humaan toxicologisch relevante metabolieten van gewasbeschermingsmiddelen hebben eveneens een kwaliteitseis van 0,1 µg/l. Voor niet-relevante metabolieten, zoals AMPA, geldt een norm van 1,0 µg/l. In de drinkwaterregeling heeft de groep overige antropogene stoffen een signaleringswaarde van 1,0 µg/L (Drinkwaterbesluit 2015). De signaleringswaarde helpt bij het bewaken van de kwaliteit van de bron. Mocht een stof de signaleringswaarde overschrijden op een innamepunt voor de drinkwatervoorziening, dan dient de gezondheidkundige betekenis hiervan onderzocht te worden.

Voor geneesmiddelen bestaan nog geen afzonderlijke normen. Geneesmiddelen vallen dus op dit moment onder de groep overige antropogene stoffen van het Drinkwaterbesluit 2015. Wel heeft het RIVM onlangs ecotoxicologische grenswaarden afgeleid voor carbamazepine, metoprolol en metformine (Moermond 2014) en staan diclofenac, fenazon lincomycine, pentoxifylline, sotalol en sulfamethoxazool op de zogenoemde Watchlist (het voorportaal van mogelijke normstelling). Ook het röntgencontrastmiddel amidotrizoïnezuur en de industriële stoffen MTBE en TBP staan op deze watchlist (Smit 2012).

De rivierwaterbedrijven, verenigd in de RIWA, hanteren ook generieke streefwaarden met een niet-juridisch karakter. Het Europees Rivierwater Memorandum (ERM) kent een streefwaarde van 0,1 µg/L voor pesticiden, biociden, geneesmiddelen en hormoonverstorende stoffen (IAWR 2013). De röntgencontrastmiddelen zijn strikt genomen geen geneesmiddelen, maar RIWA toetst deze stoffen wel aan de streefwaarde van 0,1 µg/L, vanwege hun gebruik in de medische sector en hun classificatie als 'overige organische halogeenverbindingen'. Geëvalueerde stoffen zonder biologische werking en slecht afbreekbare stoffen hebben een streefwaarde van 1,0 µg/L. Hieronder vallen bijvoorbeeld de stoffen acesulfaam-K, ETBE, MTBE en TBP. Niet-geëvalueerde stoffen hebben een streefwaarde van 0,1 µg/L.

Er is ook een 'drempelwaarde voor toxicologische zorg' (threshold of toxicological concern; TTC) afgeleid voor drinkwater. Deze drempelwaarde is 0,01 µg/L voor carcinogene en hormoonverstorende stoffen en 0,1 µg/L voor alle andere stoffen (Mons, Heringa et al. 2013). Als deze waarde wordt overschreden kan niet worden uitgesloten dat de betreffende stof geen effect teweeg brengt, en is nader onderzoek nodig om risico's uit te sluiten.

De streefwaarden en normen voor de stoffen in deze studie staan overzichtelijk weergegeven in Tabel 3-2.

Tabel 3-2 Streefwaarden en normen voor de aandachtstoffen, afkomstig van het Europees Rivierwater Memorandum (ERM) (IAWR 2013), de drinkwaterregeling voor kwaliteitseisen voor oppervlaktewater bestemd voor de bereiding van drinkwater (Drinkwaterbesluit 2015) en ecotoxicologische drempelwaarden voor een aantal stoffen, afgeleid door het RIVM (Moermond 2014). Alle concentraties in µg/l, behalve voor chloride en fluoride (mg/l).

Type stof	Stof	ERM	Drinkwaterregeling	Ecotox (RIVM) Gem. / Max
hoofdelement	Chloride	100 mg/L	150 mg/L ¹	
	Fluoride	1,0 mg/L	1,0 mg/L	
Gewasbescher- mingsmiddelen en metabolieten	AMPA	1,0	1,0	
	Carbendazim	0,1	0,1	
	Diuron	0,1	0,1	
	Glyfosaat	0,1	0,1	
	Isoproturon	0,1	0,1	
	MCPA	0,1	0,1	
	MCPP	0,1	0,1	
	Metolachloor	0,1	0,1	
	Nicosulfuron	0,1	0,1	
	Carbamazepine	0,1	1,0	
Geneesmiddelen	Diclofenac	0,1	1,0	0,5 / 1600 0,1 ²
	Fenazon	0,1	1,0	
	Guany lureum	0,1	1,0	780 / 780 62 / 760
	Lincomycine	0,1	1,0	
	Metformine	0,1	1,0	
	Metoprolol	0,1	1,0	
	Pentoxifylline	0,1	1,0	
	Sotalol	0,1	1,0	
	Sulfamethoxazool	0,1	1,0	
	Amidotrizoïnezuur	0,1	1,0	
Röntgencontrast- middelen	Johexol	0,1	1,0	
	Jomeprol	0,1	1,0	
	Jopamidol	0,1	1,0	
	Jopromide	0,1	1,0	
Industriële stoffen	Acesulfaam - k	1,0	1,0	
	DEHP	0,1	1,0	
	EDTA	1,0	1,0	
	MTBE	1,0	1,0	
	TBP	1,0	1,0	

¹ Deze waarde moet worden beschouwd als jaargemiddelde.

² Voorstel norm Europese Commissie voor prioritaire stoffenlijst (2012), Moermond (2014)

3.3 Omzetting en gedrag van aandachtstoffen (literatuurgegevens)

De fysisch-chemische eigenschappen bepalen in sterke mate wat er met een stof gebeurt in het aquatische milieu. In Tabel 3-3 zijn enkele relevante eigenschappen en halfwaardetijden van de geselecteerde stoffen in waterige media weergegeven. Niet van alle stoffen zijn gegevens te vinden voor de juiste matrix (oppervlaktewater). Bovendien valt op dat verschillen tussen studies groot kunnen zijn (zie bijvoorbeeld de halfwaardetijden van diclofenac). De omstandigheden waaronder de studies zijn uitgevoerd, zijn zeer bepalend voor de uitkomsten. De voorliggende studie richt zich op de Rijn en de Maas, typische laaglandrivieren in noordwest Europa. De relevantie van een microkosmos studie in een rivier in een warmer klimaat zoals in het zuiden van de Verenigde Staten (Fono, Kolodziej et al. 2006) of in oeverfilteraat (Huntscha, Rodriguez Velosa et al. 2013) is dan ook zeer beperkt voor deze studie. Om toch afbraak in te kunnen schatten onder meer representatieve omstandigheden maken we in paragraaf 3.4 een vergelijking tussen stofconcentraties in de Afdamde Maas (Brakel) en de Bergsche Maas (Keizersveer). Eventuele verschillen tussen beide locaties kunnen het gevolg zijn van afbraak, gelet op de lange verblijftijd van het water in de Afdamde Maas (twee maanden).

Tabel 3-3 Geselecteerde stoffen, hun polariteit ($\log K_{ow}$) en halfwaardetijden.

	stoffen	Log K _{ow} 1	Halfwaardetijd (dagen) 2	Experimentele condities
Gewasbeschermingsmiddelen	AMPA	-3,52 ⁴	>90 ⁷ 32	(grond)water; oxisch batch exp. (donker); kamertemp. Water + sediment. (Staats, Faasen et al. 2002)
	Carbendazim	1,52 ³	90-180 ⁷	(grond)water; oxisch batch exp. (donker); kamertemp.
	Diuron	2,68 ³	90-240 ⁷	(grond)water; oxisch batch exp. (donker); kamertemp.
	Glyfosaat	-3,40 ³	49 ⁷ 19	(grond)water; oxisch batch exp. (donker); kamertemp. Water + sediment. (Staats, Faasen et al. 2002)
	Isoproturon	2,74 ³	34 ⁷	(grond)water; oxisch batch exp. (donker); kamertemp.
	MCPA	3,25 ³	20 ⁷	(grond)water; oxisch batch exp. (donker); kamertemp.
	Mecoprop	3,20 ³	11 ⁷	(grond)water; oxisch batch exp. (donker); kamertemp.
	Metolachloor	3,13 ³	101 ⁷	(grond)water; oxisch batch exp. (donker); kamertemp.
	Nicosulfuron	0,01 ³	27 ⁷	(grond)water; oxisch batch exp. (donker); kamertemp.
Geneesmiddelen	Diclofenac	4,51 ³	>0.3 (Andreozzi, Raffaele et al. 2003) 5.0 (Andreozzi, Raffaele et al. 2003) 0.02-0.26 (Huntscha, Rodriguez Velosa et al. 2013) 36 (Henzler, Greskowiak et al. 2014)	Zoet oppervlaktewater; fotodeg.; Zomer; latitude 50° Zoet oppervlaktewater; fotodeg.; Winter; latitude 50° Oeverfiltratie alpine rivier; biodeg.; herfst, 11,5°C Oeverfiltratie Berlijn e.o.; biodeg. temp. onbekend
	Fenazon	0,38 ³	57 (Henzler, Greskowiak et al. 2014)	Oeverfiltratie Berlijn e.o.; temp. onbekend
	Guanylurea	-1,22 ⁴	>43 (Scheurer, Michel et al. 2012) -5	Lab studie, oxisch oppervlaktewater; biodeg.; Kamertemp.
	Lincomycine	0,20 ³		
	Metformine	-2,64	Snel omgezet in guanylurea (Scheurer, Sacher et al. 2009)	Afvalwaterzuivering, biodeg. geen kwant. gegevens
	Metoprolol	1,88 ³	26 (Liu and Williams 2007)	Artificieel water; fotodeg; 20-26°C Zoet oppervlaktewater; microkosmos studie; fotodeg;

Röntgencontrastmiddelen	Pentoxifylline	0,29 ³	5,3 (Fono, Kolodziej et al. 2006) ⁵	zomer; 25°C; latitude 30° N ⁵
	Sotalol	0,24 ³	>30 (Ramil, El Aref et al. 2010)	Sediment en oppervlaktewater; oxisch; batch exp. (donker); biodeg; 22±2 °C
	Sulfamethoxazool	0,89 ³	>10 (Andreozzi, Raffaele et al. 2003)	Zoet oppervlaktewater; fotodeg.; Zomer en Winter latitude 50° N
			85 tot >100 (Benotti and Brownawell 2009)	Estuariën @ 20-21°C; latitude 40° N
			22 (Henzler, Greskowiak et al. 2014)	Oeverfiltratie; Berlijn e.o.; temp. onbekend
	Amidotrizoïne zuur	1,37 ⁴	>30 (Haiß and Kümmerer 2006)	Afvalwater batch exp. biodeg. (donker); 21°C
	Johexol	-3,05 ³	>174 (Kalsch 1999)	Oppervlaktewater; oxisch batch exp; kamertemperatuur
	Jomeprol	-2,79 ³	Persistent in Rijn (ter Laak, Van der Aa et al. 2010)	Zoet oppervlaktewater, geen kwant. gegevens
	Jopamidol	-2,42 ³	Persistent in Rijn (ter Laak, Van der Aa et al. 2010)	Zoet oppervlaktewater, geen kwant. gegevens
	Jopromide	-2,05 ⁴	Persistent in Rijn (ter Laak, Van der Aa et al. 2010)	Zoet oppervlaktewater, geen kwant. gegevens
Industrieel / consument stoffen	Acesulfaam-K	-1,33 ⁴	8-69 (Kalsch 1999)	Oppervlaktewater; oxisch batch exp. (donker); kamertemperatuur
	DEHP	7,60 ³	Zeer persist. (O'Brien Nabors 2012)	Zoet oppervlaktewater, 20°C geen kwant. gegevens
	EDTA	-13,17 ⁴	Variabel (Stales, Peterson et al. 1997)	Zoet oppervlaktewater, geen kwant. gegevens
	MTBE	0,94 ³	200563 (persistent) (Henzler, Greskowiak et al. 2014)	Oeverfiltratie Berlijn e.o.; biodeg. Temp. onbekend
	TBP	4,00 ³	82 (Henzler, Greskowiak et al. 2014) ⁵	Oeverfiltratie Berlijn e.o.; biodeg. Temp. onbekend ⁵

¹log octanol water partitie coëfficiënt, hoe lager het getal hoe hydrofieler (waterminnender) de stof;

²Halfwaardetijden zijn sterk afhankelijk van matrix en seizoen (lichtintensiteit/temperatuur/redox);

³Experimentele waarde van EpiSuite (EPA 2012); ⁴ geschatte waarde van EpiSuite (EPA 2012); ⁵ Geen data gevonden; ⁶ Visuele interpretatie van grafiek in gerefereerde publicatie; ⁷ Data van CTGB, voor aeroob

grondwater.

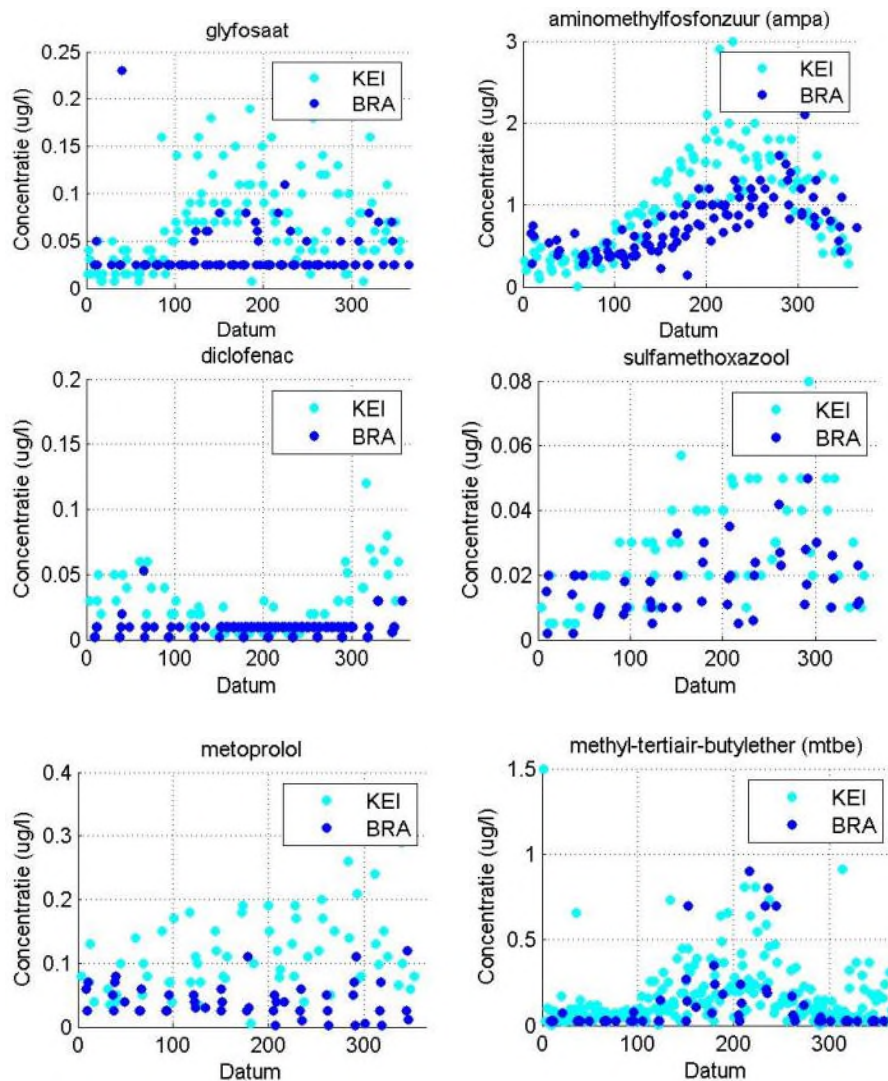
3.4 Omzetting afgeleid uit meetgegevens

De concentraties in oppervlaktewater van Rijn en Maas geven zelf ook informatie over de afbraak- of omzettingspotentie van stoffen. Het vergelijken van concentraties op verschillende locaties zegt naast verdunning en lozingen tussen de locaties ook iets over de omzetting. De variatie van concentraties in verschillende seizoenen kan ook informatie over de afbraakpotentie bevatten. Zo kunnen variaties in concentraties tussen zomer en winter, die doorgaans aan afvoerdynamiek worden toegeschreven, ook informatie opleveren over verschillen in omzettingssnelheid afhankelijk van watertemperatuur of lichtintensiteit.

In deze studie worden de concentraties op innamepunt Brakel in de Afgedamde Maas met die op het meetpunt Keizersveer vergeleken. Verondersteld wordt dat het water in de

Afgedamde Maas grotendeels afkomstig is uit de Maas zelf. Dat is een redelijke aanname voor het zomerhalfjaar, omdat de uitslag van polderwater op de Afgedamde Maas (drie gemalen) dan beperkt zal zijn. Er is wel sprake van specifieke lozingen op de Afgedamde Maas, bijvoorbeeld voor MCPA en dimethomorf (RIWA 2013). Voor de inname bij Brakel verblijft het water ongeveer 60 dagen in de Afgedamde Maas waar bovendien ijzerdosering plaatsvindt om zwevend stof, algen en fosfaat te verwijderen.

In Figuur 3-1 staat een aantal geselecteerde plots van stoffen waarin duidelijk verschil is te zien in het tijdsverloop van de concentraties bij Keizersveer en Brakel. In Bijlage II staan de plots van alle stoffen. In de plots zijn de concentraties op twee manieren te onderscheiden: tussen de twee locaties en tussen de zomer en de winter. Een lagere concentratie op locatie Brakel vergeleken met de concentratie bij Keizersveer wijst op verwijdering door omzetting, vervluchtiging, en/of adsorptie-sedimentatie door het toegediende ijzer in de Afgedamde Maas (lozingen op de Maas tussen Heusden en Keizersveer achten we niet relevant).



Figuur 3-1 Concentraties bij Keizerveer en Brakel over de jaren 2010-2012, uitgezet per dagnummer.

Voor een aantal (reactieve) stoffen zijn de concentraties op locatie Brakel lager dan die bij Keizersveer (Figuur 3.1). Dat betekent dat de concentraties afnemen gedurende het verblijf in de Afgedamde Maas. Bij de meeste stoffen liggen de concentraties in de zomerperiode hoger dan in de winterperiode; dit wijst op een verdunningseffect (van Vliet and Zwolsman 2007) of op een seizoensgebonden toepassing. De concentraties van diclofenac en isoproturon zijn in de zomer juist lager dan in de winter. Dat kan worden verklaard door de seizoensgebonden toepassing van isoproturon (wintertarwe) (RIWA 2013) resp. de seizoensinvloed (licht en temperatuur) op de afbraak van diclofenac (Jiskra). Van de hier beschouwde stoffen is diclofenac de meest reactieve in oppervlaktewater (zie Tabel 3-4).

De halfwaardetijd ($t_{1/2}$) van stoffen in de Afgedamde Maas wordt in principe bepaald door drie processen: complexatie met en sorptie aan ijzerdeeltjes of sediment, vervluchtiging en omzetting. De belangrijkste verwijderingsprocessen voor de hier beschouwde stoffen zijn vervluchtiging en omzetting. De lage $\log K_{ow}$ -waarden ($\log K_{ow} < 2,5$, behalve diclofenac $\log K_{ow} = 4,5$) van de aandachtstoffen maken dat (hydrofobe) sorptie aan zwevend stof niet erg waarschijnlijk is; echter elektrostatische binding aan het sediment is wellicht wel mogelijk. MTBE en DEHP zullen ook door vervluchtiging worden verwijderd.

Alle hier beschouwde stoffen kunnen in principe omgezet worden; hun omzettingssnelheden zullen echter verschillen. Wanneer we uitgaan van eerste-orde kinetiek, kan de halfwaardetijd (de tijd waarin de concentratie van een stof met 50% is verminderd) worden bepaald met vergelijking (3.1). De afbraak- of omzettingsconstante k is te bepalen met vergelijking (3.2). In deze vergelijking zijn de concentraties c_0 en c_t de stofconcentraties bij respectievelijk Keizersveer en Brakel; de reistijd tussen beide locaties is 60 dagen. De concentraties c_0 en c_t zijn de gemiddelde concentraties over de "zomerperiode" van 1 mei t/m 30 nov. Voor elke stof is de ratio tussen de gemiddelde "zomer" concentraties op deze twee locaties en de bijbehorende halfwaardetijd per jaar bepaald (2003-2012). De gemiddelde halfwaardetijd en het 95% betrouwbaarheidsinterval staan in Tabel 3-4.

$$\tau = \frac{\ln 2}{k} \quad (3.1)$$

Waarin τ = halfwaardetijd (dagen), k = afbraakconstante (d^{-1})

$$k = \frac{\ln \frac{c_0}{c_t}}{t} \quad (3.2)$$

Waarin k = afbraakconstante (d^{-1}), c_0 = gemiddelde concentratie (mei t/m november) bij Keizersveer ($\mu g/L$), c_t = gemiddelde concentratie (mei t/m november) bij Brakel ($\mu g/L$), t = gemiddelde verblijftijd in de Afgedamde Maas (60 dagen).

De afgeronde, berekende halfwaardetijden in Tabel 3-4 variëren van gemiddeld 20 dagen tot oneindig. Deze schatting is goed te maken voor stoffen die merkbaar worden verwijderd in de Afgedamde Maas, dat wil zeggen voor stoffen met een halfwaardetijd tot ca. 120 dagen (tenminste 30% verwijdering). Voor stoffen met langere halfwaardetijden is de omzetting in de Afgedamde Maas te beperkt (<30%) waardoor de methode onnauwkeurig wordt. Het berekende 95%-betrouwbaarheidsinterval is een maat voor de reproduceerbaarheid van de methodiek, maar zegt niets over de juistheid van de uitgangspunten, zoals de verblijftijd van 60 dagen in de Afgedamde Maas. De berekende halfwaardetijd van AMPA, carbamazepine, diclofenac, metolachloor en sulfamethoxazool varieert binnen een factor twee en is dus redelijk betrouwbaar, de halfwaardetijden van glyfosaat, metoprolol en isoproturon variëren binnen een factor drie wat ook zeer acceptabel is. Andere stoffen, zoals de

röntgencontrastmiddelen, hebben een grotere spreiding in de berekende halfwaardetijd per zomerhalfjaar. Deze resultaten zijn minder betrouwbaar.

Tabel 3-4 Afgeronde halfwaardetijden, berekend uit de ratio tussen de gemiddelde zomerconcentraties (mei-november) op innamepunt Brakel en meetpunt Keizersveer en 60 dagen verblijftijd volgens vergelijkingen (3.1) en (3.2). In de tabel staan de gemiddelde halfwaardetijd over de periode 2003-2012, het 95%-betrouwbaarheidsinterval en het aantal jaren met beschikbare meetgegevens (N).

Type stof	Stof ¹	Literatuur-waarde (d) (Tabel 3-3)	Gemiddelde halfwaardetijd t ^{1/2} (dagen)	Min 95% betrouwbaarheidsinterval	Max 95% betrouwbaarheidsinterval	N ²
Gewasbeschermings-middelen	AMPA	32; >90	109	84	156	10
	carbendazim	90-180	∅	449	∅	8
	diuron	90-240	106	62	366	10
	glyfosaat	19; 49	51	34	104	10
	isoproturon	34	62	40	130	10
	mecoprop (MCP)	11	133	72	829	7
	metolachloor	101	120	91	179	7
	carbamazepine	Geen data	101	85	123	9
	diclofenac ²	<1 (zomer)	20	18	22	2
	metoprolol	5,3; 26	34	23	61	5
Geneesmiddelen	sotalol ²	> 30	24	³	³	1
	sulfamethoxazool	85- >100	75	65	90	5
	amidotrizoïnezuur	> 174	175	29	∅	5
	johexol	Geen data	125	35	∅	5
	jomeprol	Geen data	100	27	∅	5
	jopamidol	Geen data	157	36	∅	5
Röntgencontrastmiddelen	jopromide	8-69	95	28	∅	5
	EDTA	Persistent (>1000)	98	59	294	5
Industriële stoffen	MTBE	82	117	88	173	2
	TBP ²	Geen data	∅	98	∅	3

¹ Geen data beschikbaar voor acesulfaam-K, guanyleureum en metformine, en concentraties onder detectielimiet voor DEHP, fenazon, lincomycine en pentoxifylline.

² Door verandering in detectielimiet over de periode zijn de meest betrouwbare jaren geselecteerd voor diclofenac (2011-2012), sotalol (2012) en TBP (2010-2012).

³ Geen betrouwbaarheidsinterval beschikbaar, halfwaardetijd gebaseerd op 1 jaar.

4 Q-C relaties RWS meetpunten

In dit hoofdstuk worden de concentratie-afvoer (Q-C) relaties van de aandachtstoffen onderzocht op de verschillende meetlocaties. De kwaliteit van de Q-C relaties bepaalt of een stof geschikt is voor verdere berekeningen van de toekomstige concentratie (bij gewijzigde afvoeren en emissies). Uit de huidige meetgegevens is af te leiden in welke mate momenteel normen en signaleringswaarden worden overschreden.

4.1 Chloride

Chloride (Cl^-) kan worden gebruikt als referentie voor de Q-C relaties van de geselecteerde aandachtstoffen. De vracht van chloride kan variëren in de tijd, maar het is een conservatieve stof met verwaarloosbare reactiviteit of sorptie. Het is daarom te verwachten dat chloride een sterke Q-C relatie heeft, zolang de emissie over de beschouwde periode niet sterk varieert.

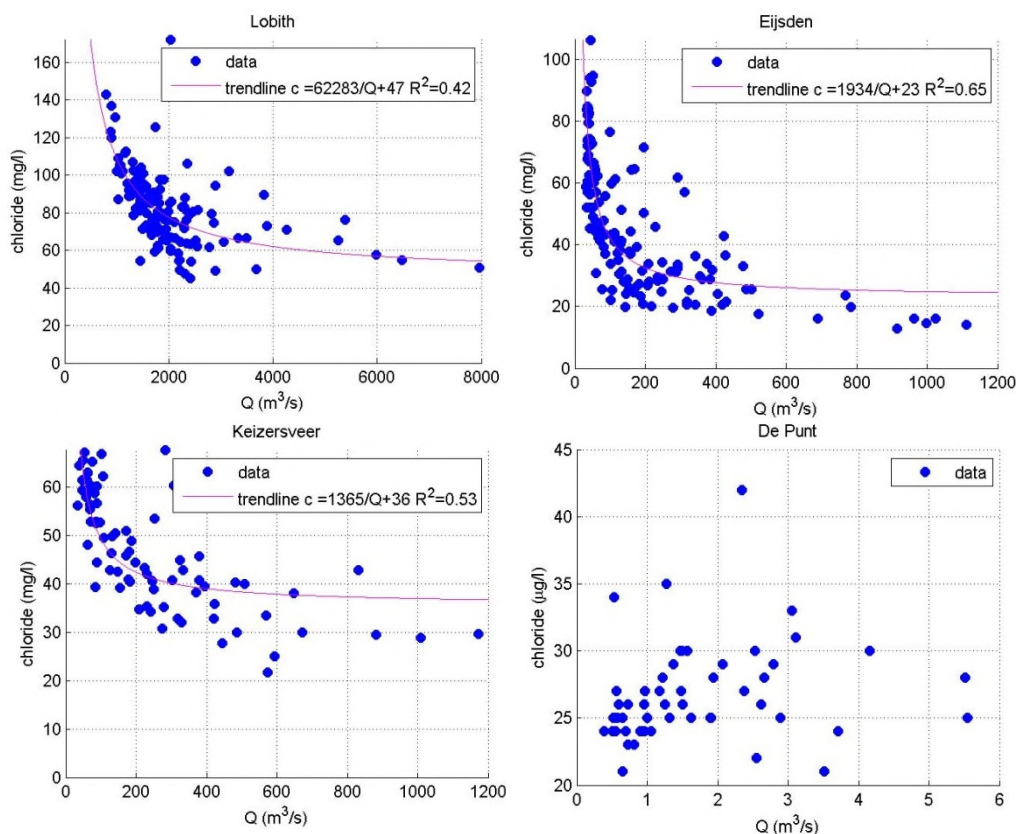
De huidige chloride concentraties overschrijden de ERM-streefwaarde (100 mg/L) bij lage afvoeren frequent in de Rijn bij Lobith (2008-2012) en één enkele keer bij Eijsden (2010-2012). De streefwaarde uit de drinkwaterregeling (150 mg/L) wordt bij Lobith door een enkele meting overschreden, echter nooit als jaargemiddelde.

Tabel 4-1 Resultaten regressieanalyse voor chloride met vergelijking $c = a/Q + b$ voor de verschillende meetlocaties over de aangegeven periode.

locatie	periode jaren	aantal metingen n	vgl 2.1 R^2	vgl 2.1* R^2	a* g/s	b* mg/L
Lobith	2008-2012	129	0,42	0,70 (-5)	66950	42
Eijsden	2010-2012	146	0,65	0,78 (-7)	1955	21
Keizersveer	2010-2012	79	0,53	0,73 (-4)	1632	33
De Punt	2008-2011	52	0,05	-	1192	36

*na verwijdering uitbijters (aantal tussen haakjes), a =vracht, b = achtergrondconcentratie

De resultaten van de regressieanalyse van de Q-C relaties en de gemodelleerde vracht staan in Bijlage III en Figuur 4-1. De Q-C relaties in de Rijn en Maas zijn te beschrijven met de klassieke vergelijking (2.1) met een R^2 variërend van 0,42 tot 0,65 (Tabel 4-1). Bij De Punt is er geen sprake van een relatie tussen de afvoer en de concentratie van chloride ($R^2 = 0,05$). In feite is de Cl^- concentratie bij De Punt constant (zie Figuur 4.1), vanwege het ontbreken van grote puntlozingen van chloride op dit watersysteem. Ondanks de goede Q-C relatie van chloride in de grote rivieren Rijn en Maas, is de variatie in Cl^- concentraties niet volledig te verklaren door de afvoer (maximaal voor 65%). Omdat de vergelijking meerdere jaren beslaat, zal de vracht in werkelijkheid niet constant zijn, zoals wordt verondersteld in vergelijking (2.1). De Q-C relaties per jaar (Bijlage III) zijn vaak beter, omdat deze enkel worden beïnvloed door de variatie in vracht per seizoen. De beste Q-C relaties zijn verkregen voor het droge jaar 2011 (R^2 0,73 voor Lobith en 0,76 voor Eijsden). De andere jaren kennen duidelijk lagere determinatiecoëfficiënten.



Figuur 4-1 Afvoer-concentratieplot voor chloride bij Lobith (2008-2012), Eijsden (2010-2012), Keizersveer (2010-2012) en De Punt (2008-2011) en de gemodelleerde Q-C relatie volgens vergelijking (2.1).

De verwijdering van uitbijters zal logischerwijze de Q-C relatie verbeteren. Het voorkomen van uitbijters kan verschillende oorzaken hebben (zie Tekst box 2), zoals variaties in de emissies en dynamische hydrologische situaties, zoals het plotseling aantrekken van de afvoer ('first-flush' effect). Het is niet mogelijk om deze variabelen in een eenvoudig model te verwerken. Daarom hebben we gekozen voor een praktische aanpak met een statistische onderbouwing. Datapunten die zich bevinden buiten het 99% betrouwbaarheidsinterval van de trendlijn (drie keer de standaardafwijking) zijn uit de dataset verwijderd (zie Figuur 4-2). Door deze ingreep verbetert de Q-C relatie voor chloride aanzienlijk, op alle meetpunten (zie Tabel 4-1). Zo stijgt de R^2 bij Lobith van 0,42 naar 0,70 bij verwijdering van 5 uitbijters; bij Eijsden neemt R^2 toe van 0,65 naar 0,78 (7 uitbijters) en bij Keizersveer van 0,53 naar 0,73 (4 uitbijters).

Omdat te verwachten is dat chloride van alle beschouwde stoffen de beste Q-C relatie heeft (conservatieve stof), zijn de verkregen correlaties voor Cl^- het maximaal haalbare voor de antropogene stoffen, die immers over het algemeen wel reactief zijn.

Tekst box 2. Redenen voor het vóórkomen van uitbijters.

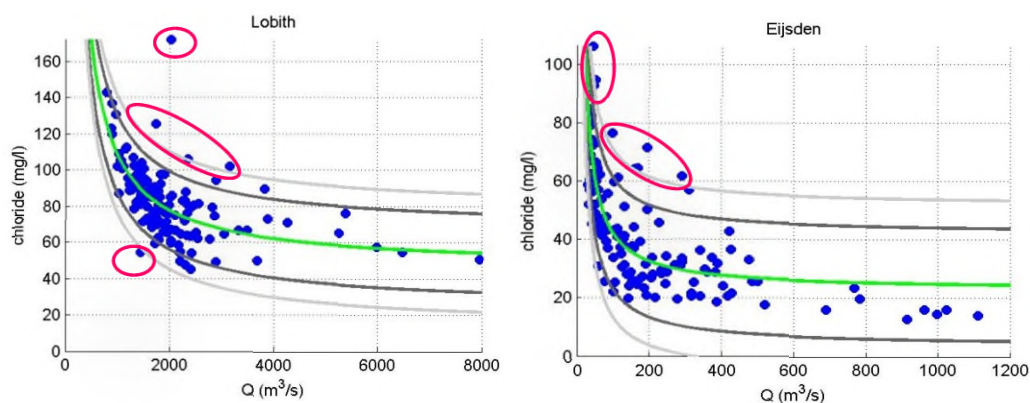
Er zijn diverse redenen waarom de feitelijke concentraties kunnen afwijken van de afvoer-concentratie relatie. De voornaamste redenen zijn de variaties in (i) het gebruik van stoffen in de tijd, (ii) het weer en (iii) hydrologische omstandigheden.

Het gebruik van stoffen is vaak niet constant in de tijd. Het gebruik van sommige stoffen kent bijvoorbeeld een sterke seizoensvariatie. Gewasbeschermingsmiddelen worden voornamelijk in de lente en de zomer gebruikt tijdens het groeiseizoen van gewassen. Sommige geneesmiddelen, zoals bepaalde antibiotica en pijnstillers worden meer gebruikt in de wintermaanden (Derksen and ter Laak 2013).

Daarnaast hebben de watertemperatuur en de intensiteit van het zonlicht invloed op de omzetting van stoffen in de rioolwaterzuivering (RWZI) en het oppervlaktewater. Vaak gaat een lage afvoer (lange verblijftijd) gepaard met hogere watertemperaturen en een hogere intensiteit van het zonlicht, waardoor bij lage afvoer in de zomer de potentie voor afbraak relatief hoog is.

Ook bij zeer hoge afvoeren door bijvoorbeeld hevige regenval kunnen afwijkingen ontstaan van de afvoer-concentratie relatie. Bij hevige regen is de verblijftijd van het afvalwater in een RWZI korter waardoor doorgaans de verwijdering en omzetting van stoffen (zoals geneesmiddelen en huishoudelijke middelen) minder efficiënt is. Bovendien kan bij extreme regenval ongezuiverd afvalwater worden geloosd via overstorten. Dit leidt tijdelijk tot hogere emissies vanuit het rioolstelsel en RWZI's naar het oppervlaktewater. Daarnaast zullen bij hevige regenval meer verontreinigingen (bijv. gewasbeschermingsmiddelen, industriële chemicaliën) afspoelen van verharde oppervlakken en gebouwen en via het riool terechtkomen in het oppervlaktewater.

Als na een lange droge periode met lage afvoeren de afvoer door hevige regen snel toeneemt, zal het waterlichaam met relatief hoge concentraties (uit de tijd van lage afvoeren) versneld worden afgevoerd waardoor benedenstrooms hoge concentraties samenvallen met een hogere afvoer (first flush effect). Dit effect is aangetoond voor geneesmiddelen in de Maas, toen de afvoer in december 2011 plotseling aantrok na een langdurige periode van droogte (Ter Laak, Tolkamp et al. 2013). Bij aantrekkende afvoer werden toen relatief hoge concentraties geneesmiddelen aangetroffen die, op het eerste gezicht, niet pasten bij de hoogte van de afvoer.



Figuur 4-2 Afvoer-concentratieplot van chloride bij Lobith (2008-2012) en Eijsden (2010-2012). De groene lijn is de gemodelleerde Q-C relatie volgens vergelijking (2.1), de zwarte en grijze lijnen beschrijven 2x resp. 3x standaardafwijking van de Q-C relatie. De datapunten >3x standaardafwijking (rood omcirkeld) zijn verwijderd bij het beschrijven van de relatie zonder uitbijters.

4.2 Aandachtstoffen

De resultaten van de Q-C relaties voor alle aandachtstoffen op de drie meetlocaties zijn samengevat in Tabel IV - 1 in Bijlage IV. In Tabel 4.2 zijn de stoffen uitgelicht waarvoor op ten minste één van de drie meetlocaties een bruikbare Q-C relatie is gevonden ($R^2 > 0,3$). De Q-C relaties zijn opgesteld bij conservatief gedrag (vgl. 2.2), met omzetting (vgl. 2.4) en na verwijdering van een beperkt aantal uitbijters (max. 4).

Tabel 4-2 Resultaten van de Q-C regressieanalyse voor de aandachtstoffen met minstens één bruikbare relatie ($R^2 > 0,3$) volgens de vergelijkingen 2.2 en 2.4. (*) = regressie met uitzondering van uitbijters; (<): $R^2 < 0$; grijs: $R^2 < 0,3$; lege vakjes: geen meetgegevens beschikbaar.

	Lobith 2008-2012				Eijsden/Luik 2010-2012				Keizersveer 2010-2012			
	vgl 2.2		vgl 2.4		vgl 2.2		vgl 2.4		vgl 2.2		vgl 2.4	
	R^2	R^2 *	R^2	R^2 *	R^2	R^2 *	R^2	R^2 *	R^2	R^2 *	R^2	R^2 *
AMPA	0,38	0,51	0,42	0,45	0,73	0,84	0,73	0,86	0,08	0,46	0,41	0,69
diuron	<	0,01	<	0,01	0,42	0,56	0,46	0,48	<	0,08	0,45	0,45
glyfosaat	<	<	0,02	0,03	0,30	0,40	0,34	0,49	<	<	0,22	0,29
metolachloor	<	<	<	<	<	0,05	0,03	<	<	0,31	0,10	0,22
carbamazepine	0,55	0,61	0,55	0,61	0,78	0,81	0,78	0,78	<	0,23	0,40	0,51
metformine	<	<	0,25	0,36								
metoprolol	<	<	0,03	0,02	<	<	<	<	<	<	0,32	0,49
sulfamethoxazool	0,56 ¹	0,62 ¹	0,56 ¹	0,62 ¹	0,58	0,58	0,59	0,59	<	0,21	0,30	0,60
amidotrizoïnezuur	0,10	0,35	0,21	0,33	0,50	0,57	0,51	0,65	<	<	<	0,31
johexol	<	<	0,04	0,02	<	<	0,33	0,33	<	<	<	<
jomeprol	<	<	0,05	0,04	0,31	0,45	0,47	0,56	<	<	<	<
jopamidol	0,31	0,38	0,39	0,46	<	<	<	0,00	<	0,09	<	0,26
jopromide	<	<	0,09	0,09	0,22	0,35	0,42	0,56	<	<	<	<
acesulfaam -k	0,63 ²	0,82 ²	0,76 ²	0,91 ²								
MTBE	<	<	0,00	0,06	0,10	0,32	0,22	0,47	0,12	0,05	0,16	0,22
TBP	<	<	0,00	<	<	<	0,34	0,37	<	<	0,23	0,27

¹Vergelijking gebaseerd op de periode 2004-2006. ²Vergelijking gebaseerd op de periode 2010-2012.

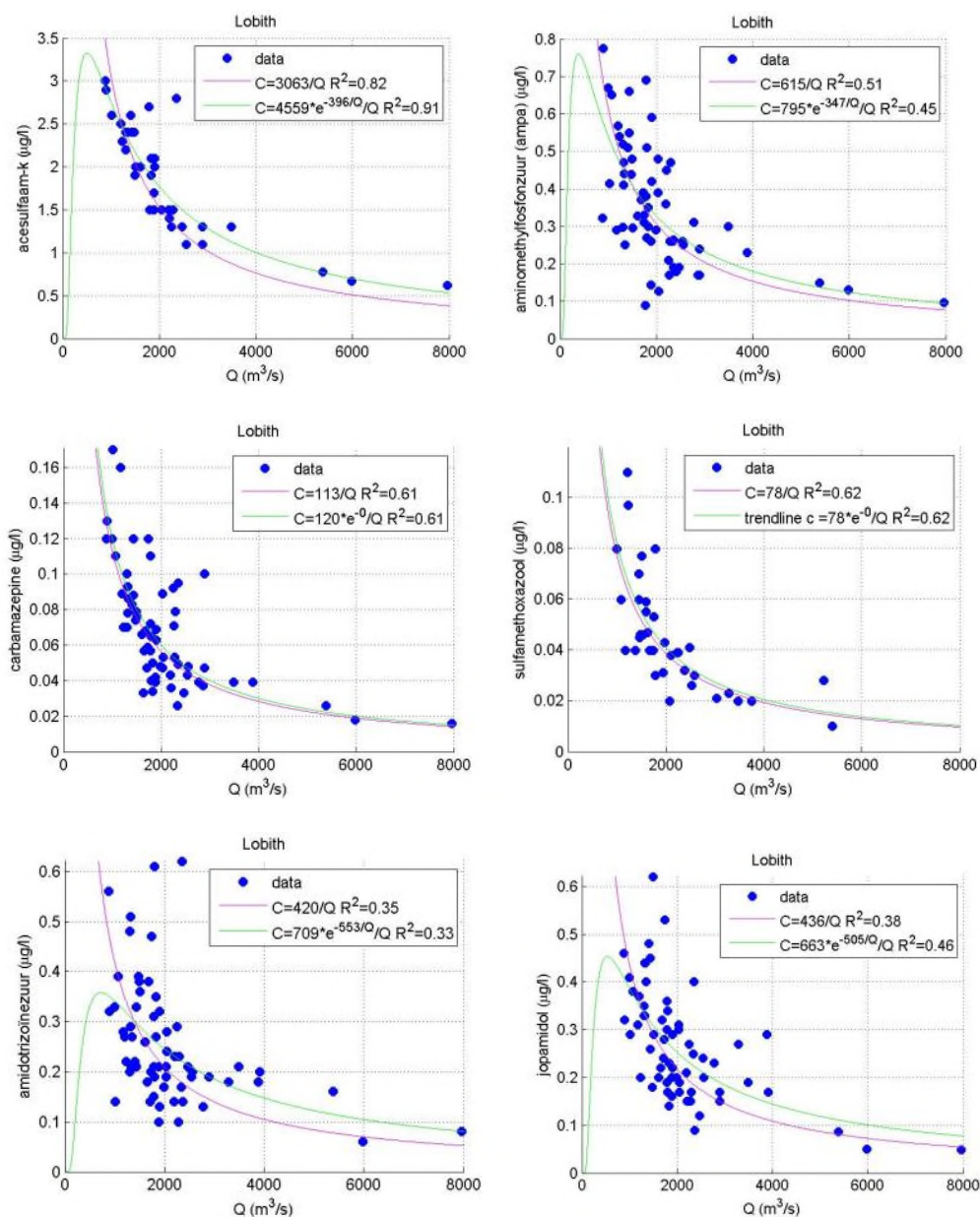
Uit Tabel 4-2 blijkt dat de beste Q-C relaties worden verkregen voor acesulfaam-k (alleen beschikbaar voor Lobith), sulfamethoxazool, carbamazepine en AMPA. Typische waarden voor de determinatiecoëfficiënten bij Lobith en Eijsden/Luik voor deze stoffen variëren van 0,50 tot 0,80, vergelijkbaar met de determinatiecoëfficiënten voor chloride. De gemiddelde determinatiecoëfficiënt (R^2) van de Q-C relatie voor alle geselecteerde stoffen bij conservatief gedrag (vergelijking 2.2) bedraagt 0,33 bij Lobith en 0,42 bij Eijsden/Luik. Na verwijdering van uitbijters (max. 4) neemt de gemiddelde R^2 toe naar 0,44 resp. 0,54. De Q-C relaties bij Keizersveer zijn minder goed te beschrijven met vergelijking 2.2 ($R^2 < 0,08$). Voor de stoffen bij Keizersveer kan de variatie dus niet worden verklaard door de afvoer (verdunding) alleen. Wanneer omzetting in de vergelijking wordt verdisconteerd (vergelijking 2.4) ontstaat er voor vijf stoffen een bruikbare Q-C relatie bij Keizersveer ($R^2 > 0,3$) met een gemiddelde R^2 van 0,38. Na verwijdering van uitbijters zijn dit zes stoffen met een gemiddelde R^2 van 0,51.

Een mogelijke verklaring voor de beperkt verklaarde variantie is dat de Q-C relaties worden beïnvloed door variaties in de emissie en door korte-termijn hydrologische variaties. Voor deze variaties kan niet worden gecorrigeerd in de vergelijkingen. De analyses zijn per jaar uitgevoerd om te onderzoeken of de Q-C relaties sterk worden beïnvloed door de variatie in de vracht tussen jaren. Dat blijkt inderdaad vaak het geval te zijn. Daarnaast is er sprake van seizoensgebonden gebruik, voornamelijk voor herbiciden zoals glyphosaat (inclusief AMPA) en diuron, waardoor de Q-C relatie eveneens wordt beïnvloed. Voor de meeste geneesmiddelen, röntgencontrastmiddelen en industriële stoffen is de seizoensvariatie in de emissies naar verwachting kleiner. De lozing van geneesmiddelen vindt min of meer continue plaats via RWZI's op het oppervlaktewater. Bijvoorbeeld, van de bètablokker metoprolol kan worden verwacht dat de stof het hele jaar door wordt ingenomen en uitgescheiden.

In de volgende paragrafen worden per locatie de stoffen met de beste Q-C relaties verder toegelicht. De figuren geven per stof alle datapunten weer op de betreffende locatie voor een bepaalde periode, maar de Q-C relaties zijn opgesteld na verwijdering van uitbijters.

4.2.1 Q-C relaties Lobith

In Figuur 4-3 en Figuur 4-4 zijn de Q-C relaties weergegeven van de geselecteerde stoffen bij Lobith volgens vergelijkingen (2.2) (geen afbraak) en (2.4) (wel afbraak). Of afbraak een rol kan spelen bovenstrooms van Lobith is afhankelijk van de halfwaardetijd van de stoffen. De reistijd van het water tussen de Bodensee en Lobith is ongeveer 12 dagen bij gemiddeld debiet (Peelen, 1975), en stroomafwaarts nog 2 dagen tot aan de Noordzee. Dat betekent dat stoffen met een halfwaardetijd > 30 dagen niet significant zullen afnemen in de Rijn bovenstrooms van Lobith ($< 20\%$). Afbraak kan wel een rol spelen in de haarvaten van het stroomgebied, maar niet in de Rijn zelf of de grote zijrivieren. De stoffen uit Figuur 4-3 hebben halfwaardetijden van 80 dagen of meer, zie Tabel 3-4. Kortom, de concentratie van deze stoffen wordt voornamelijk bepaald door het effect van verdunning. De Q-C relatie voor deze stoffen wordt daarom het beste beschreven door vergelijking 2.2 (conservatief gedrag).

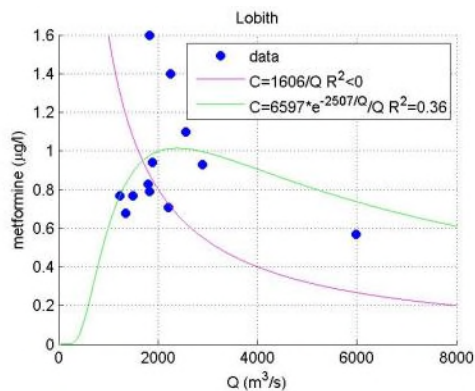


Figuur 4-3 Afvoer-concentratieplots voor acesulfaam-K, AMPA, carbamazepine, sulfamethoxazool, amidotrizoïnezuur en jopamidol bij Lobith en de gemodelleerde Q-C relaties met vergelijkingen (2.2) en (2.4) na verwijdering van uitbijters. Data voor 2008-2012, behalve voor acesulfaam-K (2010-2012) en sulfamethoxazool (2004-2006).

De zeer goede Q-C relatie van de zoetstof acesulfaam-K bij Lobith wordt in hoge mate bepaald door verdunning (Figuur 4-3, $R^2 = 0.82$). In de periode 2010-2012 overschrijdt de concentratie van acesulfaam-K frequent de signaleringsnorm van 1,0 µg/L bij lage en gemiddelde afvoeren. Acesulfaam-K is een goede indicatorstof voor bijmenging van RWZI effluent (Slootweg and Speksnijder 2014). Als aangenomen wordt dat acesulfaam-K voor het grootste deel afkomstig is uit RWZI effluent (er is ook een industriële lozing rond Frankfurt), kan uit Figuur 4-3 worden geconcludeerd dat de RWZI beïnvloeding van de Rijn bij lage afvoeren tot zes maal zo groot is als bij hoge afvoeren. Volgens de afbraakgegevens uit de literatuur in Tabel 3-3 is de stof zeer persistent.

Voor de overige stoffen in figuur 4-3 geldt dat het toevoegen van afbraak niet leidt tot een significante verbetering van de Q-C relatie (vergelijk de R^2 voor beide relaties per stof in Figuur 4-3). Dat betekent dat de afbraak van deze stoffen bovenstrooms van Lobith niet groot is en dat de stoffen *de facto* persistent zijn in de Rijn.

Metformine is uitzonderlijk omdat hiervoor alleen een zinvolle Q-C relatie kan worden opgesteld als afbraak wordt verdisconteerd (Figuur 4-4, $R^2=0,36$). Interessant is dat de concentratie van metformine niet piekt bij de laagste afvoeren (zoals het geval is voor de hiervoor besproken stoffen), maar bij gemiddelde afvoer van de Rijn. Dit is op zich al een indicatie dat afbraak van de stof bij lage Rijnafvoeren (hogere verblijftijden) relevant is. De gemodelleerde kV-waarde van metformine is 2500 (zie Tabel IV-2 in Bijlage IV), de grootste kV-waarde van de geselecteerde stoffen bij Lobith. Dit wijst eveneens op een relatief hoge afbraaksnelheid. Het is algemeen bekend dat metformine in oppervlaktewater snel wordt omgezet in guanylureum (Ter Laak, Tolkamp et al. 2013).

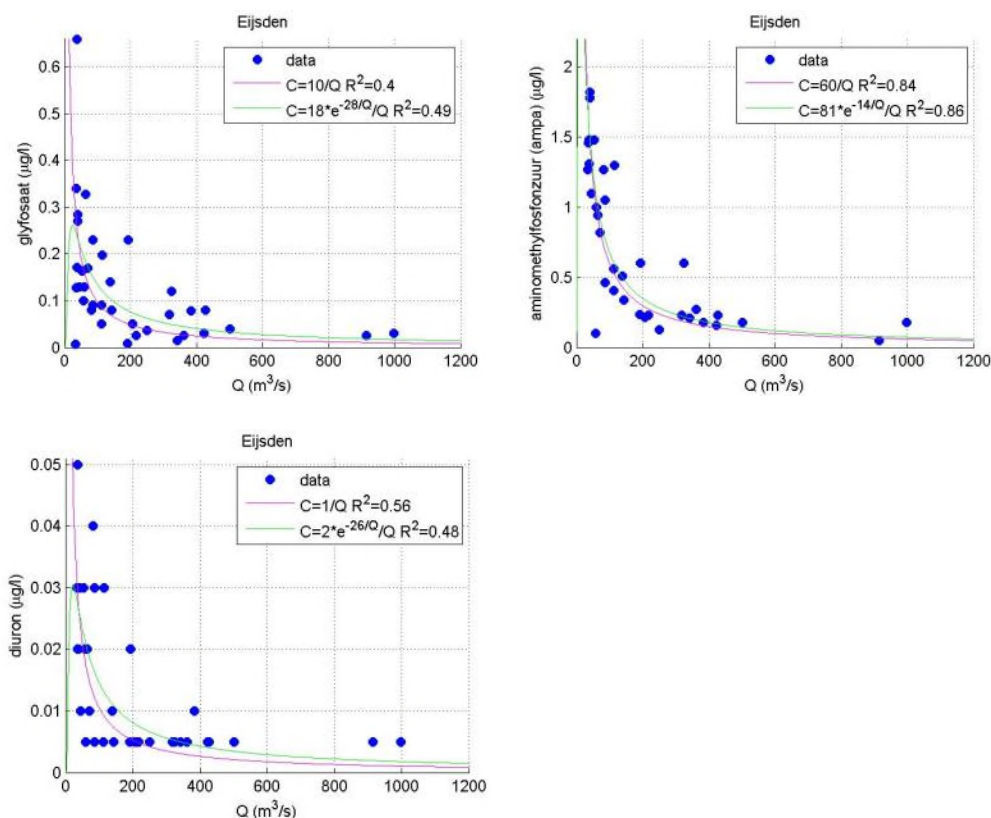


Figuur 4-4 Afvoer-concentratieplot van metformine bij Lobith (2012) en de gemodelleerde Q-C relaties voor vergelijkingen (2.2) en (2.4) na de verwijdering van uitbijters.

4.2.2 Q-C relaties Eijsden/Luik

In Figuur 4-5 t/m Figuur 4-8 zijn de Q-C relaties weergegeven van de geselecteerde stoffen bij Luik (farmaca) en Eijsden (overige stoffen) volgens vergelijkingen (2.2) (geen afbraak) en (2.4) (wel afbraak). Of afbraak een rol kan spelen bovenstrooms van Eijsden is afhankelijk van de halfwaardetijd van de stoffen en de verblijftijd van het water. De verblijftijd tussen de bron van de Maas en Eijsden is bij een gemiddeld debiet ongeveer 3 weken; stroomafwaarts van Eijsden tot aan de Noordzee is dat gemiddeld 1 week (Peelen, 1975). De verblijftijd in de Maas is echter zeer afhankelijk van het debiet. Bij lage afvoeren en dito stroomsnelheden (0,1 m/s) kan de reistijd van het water tussen Eijsden en Keizersveer (250 km) oplopen tot een maand (van Vliet and Zolsman 2007). Ook bovenstrooms van Eijsden kan de reistijd tussen grote puntbronnen (bijv. RWZI's als Charleville-Mézières) en Eijsden relatief lang zijn (> 20 dagen). Om deze reden is ervoor gekozen om een afbraakcomponent toe te voegen aan de Q-C relaties bij Eijsden/Luik en Keizersveer. Voor Eijsden/Luik leidde dit doorgaans niet tot spectaculaire verbetering van de Q-C relaties, voor Keizersveer was dit wel het geval (zie Tabel 4-2).

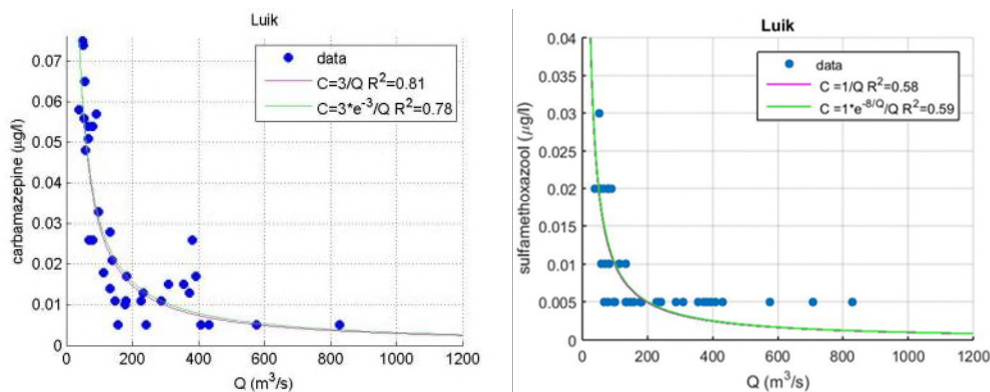
Figuur 4.5 geeft de Q-C relaties weer van de gewasbeschermingsmiddelen (glyfosaat, AMPA en diuron). De Q-C relaties voor de geneesmiddelen (carbamazepine en sulfamethoxazool) staan in Figuur 4.6 en Q-C relaties voor de röntgencontrastmiddelen (amidotrizoïnezuur, johexol, jomeprol en jopromide) staan in Figuur 4-7. In Figuur 4-8 zijn de Q-C relaties weergegeven van de industriële stoffen MTBE en tributylfosfaat (TBP).



Figuur 4-5 Afvoer-concentratieplots van glyphosaat, AMPA en diuron bij Eijsden (2010-2012) en de gemodelleerde Q-C relaties voor vergelijkingen (2.2) en (2.4) na verwijdering van uitbijters.

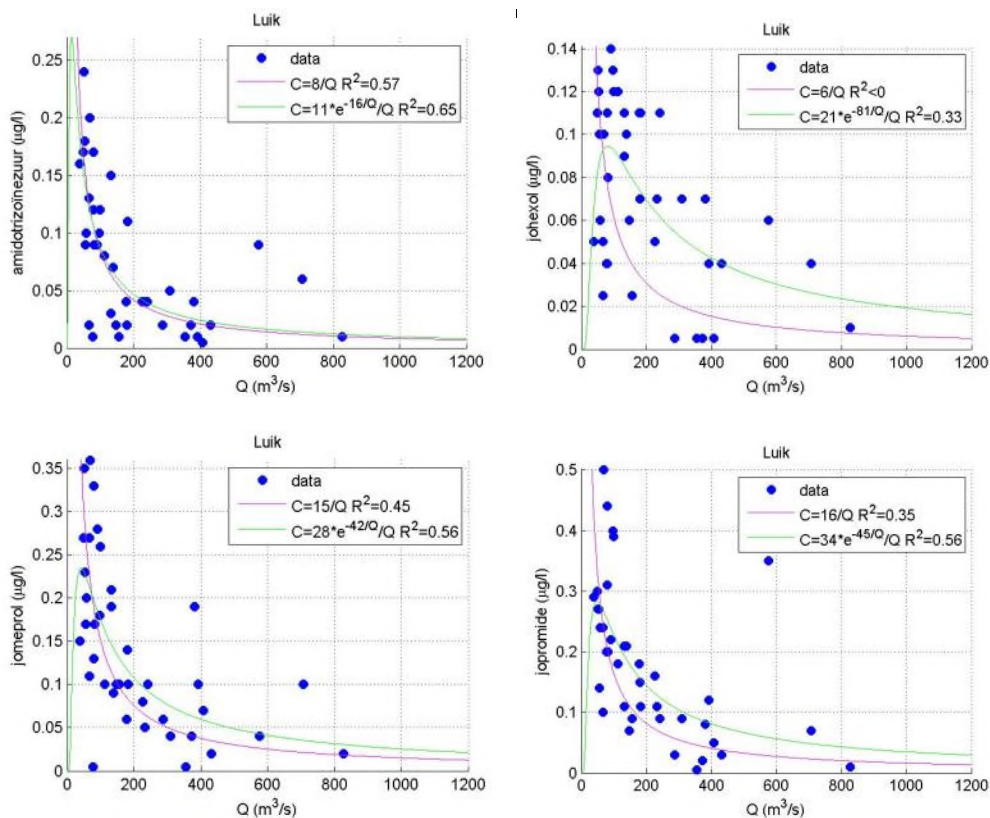
De Q-C relatie voor glyphosaat en zijn metabool AMPA bij Eijsden is goed te beschrijven met zowel de vergelijking met afbraak (vergelijking 2.4) als de vergelijking zonder afbraak (vergelijking 2.2), zie Figuur 4-5. De gemodelleerde afbraakconstante k_V , de maat van de afbraaksnelheid in vergelijking 2.4, is voor glyphosaat twee keer zo groot ($k_V = 28$ m³/s) als voor AMPA ($k_V = 14$ m³/s), zie Tabel IV-2 in Bijlage IV. Dit wordt heel aardig bevestigd door de halfwaardetijden die voor glyphosaat en AMPA zijn afgeleid in de Afgedamde Maas, van gemiddeld 50 resp. 110 dagen (Tabel 3-3).

Ook voor diuron geldt dat de goede Q-C relatie bij Eijsden evengoed door de vergelijking met als zonder afbraak kan worden beschreven (Figuur 4-5). Diuron overschrijdt in de periode 2010-2012 nooit de drinkwaternorm voor gewasbeschermingsmiddelen van 0,1 μg/L en is dus geen actueel probleem meer. De gemodelleerde afbraakconstante k_V van 26 is gelijk aan die van glyphosaat (zie Tabel IV-2 in Bijlage IV). Volgens de literatuur heeft diuron een halfwaardetijd tussen de 90 en 240 dagen (Tabel 3-3). In de Afgedamde Maas is de halfwaardetijd gemiddeld 110 dagen.



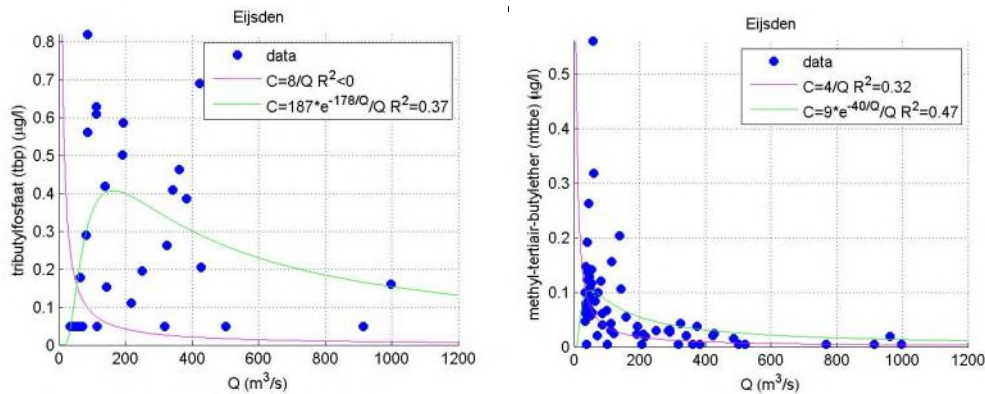
Figuur 4-6 Afvoer-concentratieplots van carbamazepine en sulfamethoxazool bij Luik (2010-2012) en de gemodelleerde Q-C relaties voor vergelijkingen (2.2) en (2.4) na de verwijdering van uitbijters.

De Q-C relatie voor carbamazepine bij Luik wordt zeer goed beschreven door zowel vergelijking 2.2 als vergelijking 2.4 (Figuur 4-6). De carbamazepine concentraties zijn dus goed te modelleren. De kV-waarde voor de afbraaksnelheid in vergelijking (2.4) is zeer klein, wat betekent dat de stof als persistent kan worden beschouwd in de Maas. Dit wordt bevestigd door de halfwaardetijd in de Afgedamde Maas van gemiddeld 100 dagen (Tabel 3-4). Ook voor sulfamethoxazool geldt dat de Q-C relatie door beide vergelijkingen goed kan worden beschreven (Figuur 4-6) en dat afbraak geen rol van betekenis speelt.



Figuur 4-7 Afvoer-concentratieplots van amido-trizinezuur, johexol, jomeprol en jopromide (2010-2012) bij Luik en gemodelleerde Q-C relaties voor vergelijkingen (2.2) en (2.4) na verwijdering van uitbijters.

De Q-C relaties voor de vier gepresenteerde röntgencontrastmiddelen bij Luik kunnen doorgaans beter worden beschreven door afbraak te verdisconteren (Figuur 4-7). Het is echter niet altijd duidelijk of deze verbetering significant is (voor johexol is dat wel het geval). Volgens literatuurstudies zijn deze röntgencontrastmiddelen persistent in de Rijn (Tabel 3-3). In de Afgedamde Maas variëren de halfwaardetijden van 100 tot 180 dagen, waarbij het 95% betrouwbaarheidsinterval valt in een brede range (Tabel 3-4).



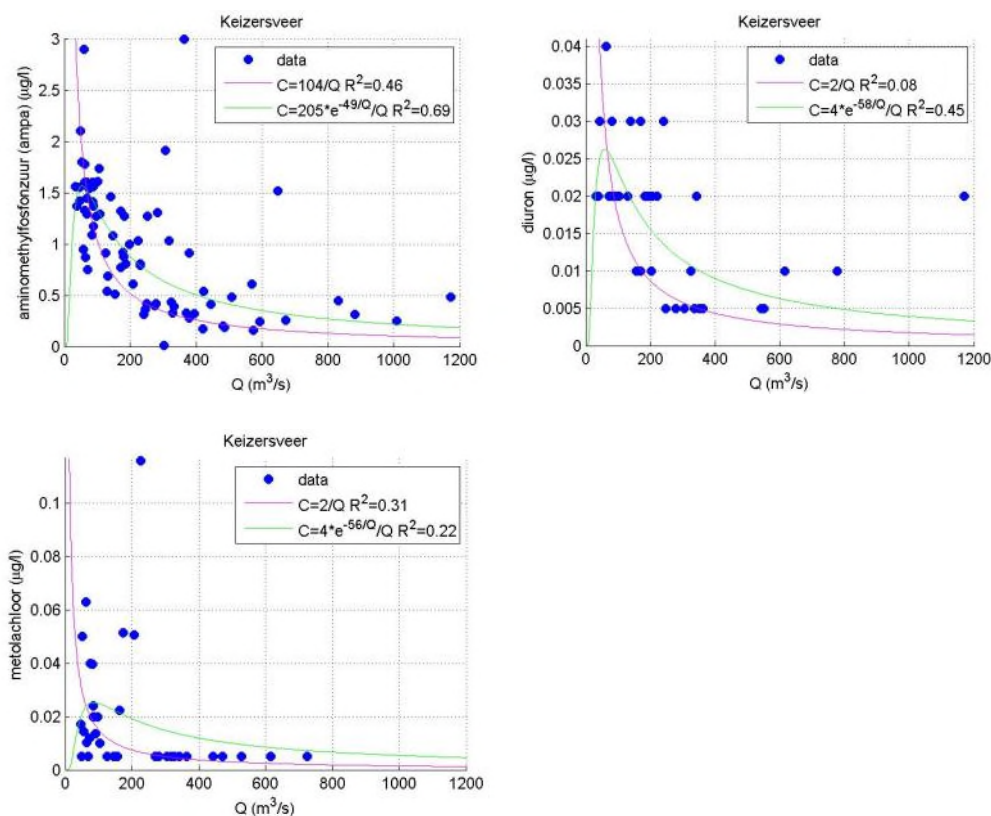
Figuur 4-8 Afvoer-concentratieplots van TBP en MTBE bij Eijsden (2010-2012) en de gemodelleerde Q-C relaties voor vergelijkingen (2.2) en (2.4) na verwijdering van uitbijters.

De Q-C relatie van TBP bij Eijsden kan worden beschreven door vergelijking 2.4 (met afbraak), zie Figuur 4-8. De gemodelleerde kV-waarde is zeer hoog (zie Tabel IV-2 in Bijlage IV), wat duidt op een snelle afbraak. Van TBP zijn in de literatuur geen gegevens gevonden over de afbraaksnelheid. De halfwaardetijd van TBP in de Afgedamde Maas is zeer variabel waardoor de betrouwbaarheid laag is (Tabel 3-4). Overigens vindt bovenstrooms van Eijsden een grote lozing plaats van TBP (info RIWA), die van invloed kan zijn op de Q-C relatie.

De Q-C relatie van MTBE bij Eijsden kan iets beter worden beschreven door de vergelijking met afbraak (of: vervluchtiging), zie Figuur 4-8. De gemodelleerde kV-waarde (zie Tabel IV-2 in Bijlage IV) duidt ook op een redelijke afbraaksnelheid. Volgens de literatuur heeft MTBE een halfwaardetijd van 82 dagen (Tabel 3-3). In de Afgedamde Maas is de halfwaardetijd gemiddeld 117 dagen (zie Tabel 3-4).

4.2.3 Q-C relaties Keizersveer

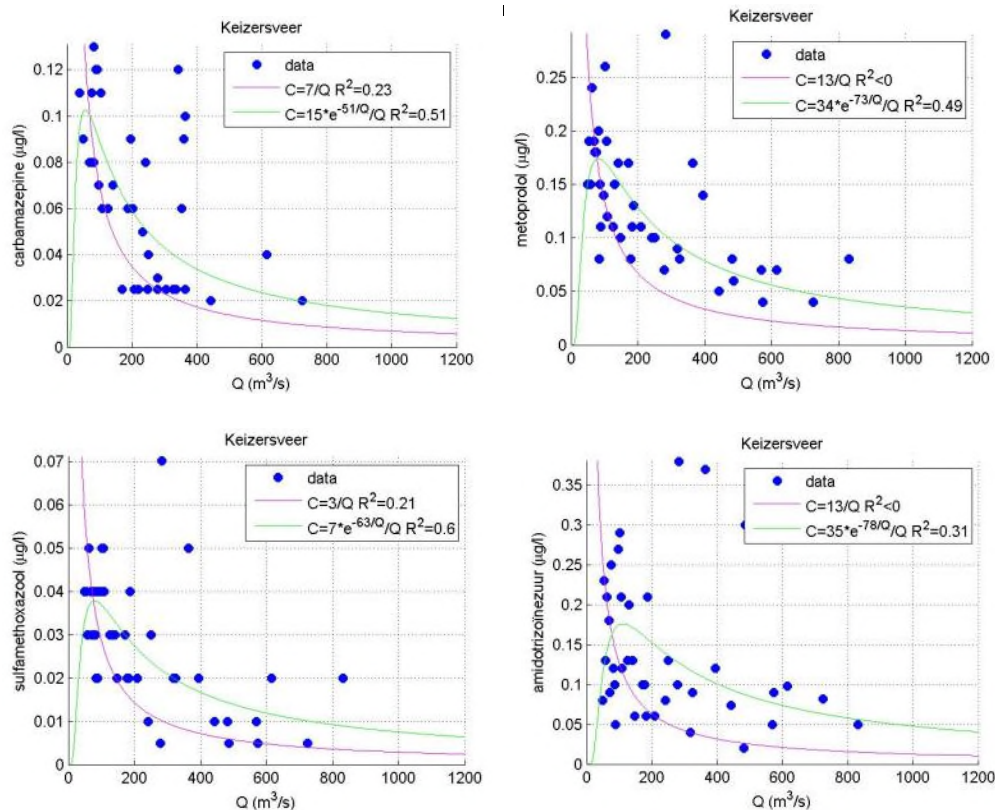
In Figuur 4-9 staan de Q-C relaties van AMPA, diuron en metolachloor bij Keizersveer; in Figuur 4-10 staan de Q-C relaties van carbamazepine, metoprolol, sulfamethoxazool en amidotrizoïnezuur. De Q-C relaties voor AMPA en diuron worden veel beter beschreven door vergelijking 2.4 (met afbraak) dan vergelijking 2.2 (zonder afbraak). In de periode 2010-2012 overschrijdt AMPA bij lage afvoeren de norm voor niet relevante metabolieten van 1 µg/L bij Keizersveer, net als bij Eijsden. Diuron overschrijdt nooit de norm van 0,1 µg/L bij Keizersveer, ook niet bij Eijsden. De Q-C relatie voor metolachloor bij Keizersveer wordt als enige beter beschreven door vergelijking 2.2, dat wil zeggen zonder afbraak. Het is niet duidelijk waarom dit het geval is.



Figuur 4-9 Afvoer-concentratieplots van AMPA, diuron en metolachloor bij Keizersveer (2010-2012) en de gemodelleerde Q-C relaties voor vergelijkingen (2.2) en (2.4) na verwijdering van uitbijters.

De Q-C relaties voor carbamazepine- en sulfamethoxazool worden goed beschreven door vergelijking 2.4 (Figuur 4-10). In de periode 2010-2012 overschrijdt sulfamethoxazool geen ERM-streefwaarde bij Keizersveer, gelijk aan Eijsden. In tegenstelling tot Eijsden overschrijdt carbamazepine bij Keizersveer de ERM-streefwaarde van $0,1 \mu\text{g/L}$ in de periode 2010-2012. Ook de Q-C relatie voor metoprolol bij Keizersveer wordt goed beschreven door vergelijking 2.4 (Figuur 4-10). De ERM-streefwaarde van $0,1 \mu\text{g/L}$ wordt op grote schaal overschreden. Metoprolol heeft een geringe halfwaardetijd van 5 tot 26 dagen, waardoor omzetting een grote rol speelt tussen Eijsden en Keizersveer.

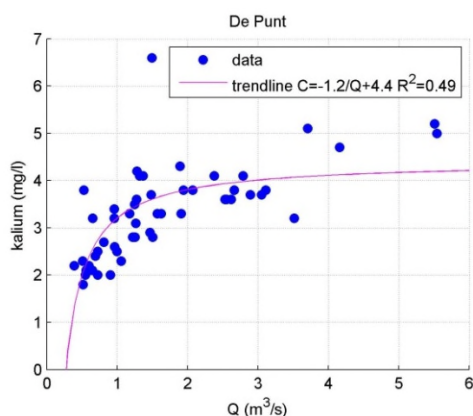
Alleen na uitzondering van uitbijters wordt een bruikbare statistische Q-C relatie verkregen voor amidotrizoïnezuur, al blijft de determinatiecoëfficiënt laag (zie Figuur 4-10). Om de Q-C relatie te kunnen beschrijven moet afbraak worden verdisconteerd (vergelijking 2.4). De concentraties bij Keizersveer overschrijden de ERM streefwaarde van $0,1 \mu\text{g/L}$ regelmatig.



Figuur 4-10 Afvoer-concentratieplots van carbamazepine, metoprolol, sulfamethoxazool en amidotrizoïnezuur bij Keizersveer (2010-2012) en de gemodelleerde Q-C relaties voor vergelijkingen (2.2) en (2.4) na verwijdering van uitbijters.

4.2.4 Q-C relaties De Punt

Geen van de stoffen gemeten bij De Punt heeft een Q-C relatie met een R^2 boven de 0,3. Ook voor chloride is de relatie slecht. De oorzaak hiervan is ongetwijfeld de afwezigheid van grote puntbronnen in het stroomgebied, waardoor er op voorhand geen Q-C relatie kan worden verwacht. De enige stof waarvoor de concentratie wel een relatie heeft met de afvoer is kalium (Figuur 4-11). De kaliumconcentratie neemt toe (!) met de afvoer volgens $c = -1,2/Q + 4,4$ (mg/l). De oorzaak hiervan is het verschil in kaliumconcentraties tussen afstromend oppervlaktewater en diep grondwater. Bij lage afvoeren wordt de Drentsche Aa voornamelijk gevoed door diep grondwater. Dit grondwater wordt gekenmerkt door kaliumconcentraties rond de 1-2 mg/L. Bij hogere afvoeren bestaat het water van de Drentsche Aa voornamelijk uit afstromend oppervlaktewater. Dit oppervlaktewater wordt gekenmerkt door hoge kaliumconcentraties rond de 10 mg/L, veroorzaakt door het gebruik van kunstmest.



Figuur 4-11 Afvoer-concentratieplot van kalium bij De Punt en de gemodelleerde Q-C relatie.

4.3 Samengevat

De stoffen met een bruikbare Q-C relatie ($R^2 > 0,3$) worden gebruikt om een prognose te maken van de toekomstige waterkwaliteit bij verschillende afvoerscenario's. Uitbijters zijn verwijderd uit de dataset op basis van een statistisch criterium (afwijking t.o.v. de gemodelleerde relatie van meer dan 3 keer de standaardafwijking). Zeer goede relaties zijn gevonden voor acesulfaam-k bij Lobith ($R^2 = 0,82$), AMPA bij Eijsden (0,86) en Keizersveer (0,69), carbamazepine bij Eijsden (0,78) en Lobith (0,61), amidotrizoïnezuur bij Eijsden (0,65) en sulfamethoxazool op alle drie de meetlocaties (0,56-0,62).

De bruikbare Q-C relaties, gebaseerd op de opgeschoonde dataset, worden gebruikt in de scenario berekeningen (Hoofdstuk 6). De stoffen waarvoor de berekeningen kunnen worden uitgevoerd staan genoemd in Tabel 4-3. Het gebruik van vergelijking 2.2 of 2.4 hangt af van de betrouwbaarheid van de Q-C relatie, de bovenstroomse verblijftijd en de halfwaardetijd van de stof. De statistische betrouwbaarheid van de relaties en de gemodelleerde variabelen staan in respectievelijk Tabel 4-2 en Tabel IV-2 in Bijlage IV.

Tabel 4-3 Geselecteerde stoffen voor scenarioberekeningen van de waterkwaliteit op basis van Q-C relaties zonder afbraak (2) en met afbraak (4).

Type stof	stof	LOBITH	EIJSDEN / LUIK	KEIZERS- VEER
Gewasbeschermings- middelen	glyfosaat		Q-C (4)	
	AMPA	Q-C (2)	Q-C (4)	Q-C (4)
	diuron		Q-C (4)	Q-C (4)
	metolachloor			Q-C (2)
Geneesmiddelen	carbamazepine	Q-C (2)	Q-C (4)	Q-C (4)
	metformine	Q-C (4)		
	metoprolol			Q-C (4)
	sulfamethoxazool	Q-C (2)	Q-C (4)	Q-C (4)
Röntgencontrast- middelen	amidotrizoïnezuur	Q-C (2)	Q-C (4)	Q-C (4)
	johexol		Q-C (4)	

Overige stoffen	jomeprol		Q-C (4)	
	jopamidol	Q-C (2)		
	jopromide		Q-C (4)	
	acesulfaam - k	Q-C (2)		
	MTBE		Q-C (4)	
	TBP		Q-C (4)	

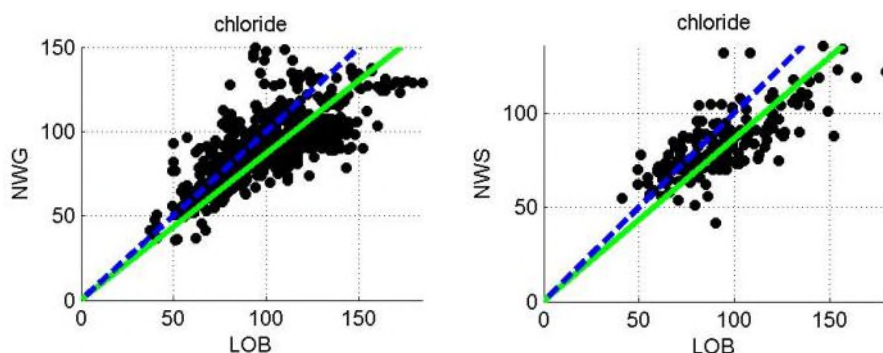
5 Vergelijking waterkwaliteit RWS meetpunten en innamepunten

De meetpunten Lobith, Eijsden en Keizersveer zijn geschikt voor scenarioberekeningen van de toekomstige waterkwaliteit. Men kan zich echter afvragen in hoeverre de waterkwaliteit op deze locaties representatief is voor de waterkwaliteit op de innamepunten van oppervlaktewater voor de drinkwatervoorziening. Het voorliggende hoofdstuk gaat hier nader op in.

5.1 Lobith versus Nieuwegein en Nieuwersluis

Nieuwegein (Lekkanaal) en Nieuwersluis (Amsterdam-Rijnkanaal) zijn innamepunten van Rijnwater, ongeveer 90 km resp. 120 stroomafwaarts van Lobith. Bij een gemiddelde afvoer wordt dit traject in een enkele dag afgelegd. De Rijn splitst zich na Lobith in de rivieren Waal, Neder-Rijn en IJssel. De Neder-Rijn gaat bij Wijk bij Duurstede over in de Lek. Tussen Lobith en Nieuwegein/Nieuwersluis is maar in beperkte mate sprake van bijmenging met ander water. Alleen bij zeer lage afvoeren te Lobith, als de Neder-Rijn en de Lek gestuwd zijn, is het denkbaar dat de waterkwaliteit van de Lek (en die van het Lekkanaal) merkbaar wordt beïnvloed door verdunning en zijdelingse belastingen (o.a. RWZI effluent).

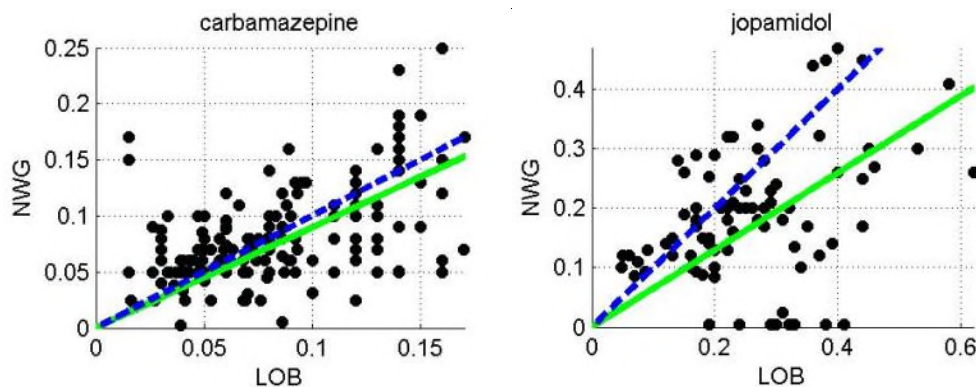
Voor de geselecteerde stoffen zijn de concentraties op meetpunt Lobith uitgezet tegen de concentraties op de innamepunten Nieuwegein en Nieuwersluis (zie Figuur 5-1 en Bijlage V). De figuren laten zien dat de waterkwaliteit bij Lobith *grosso modo* vergelijkbaar is met die bij Nieuwegein en Nieuwersluis. De vergelijking van chloride op de drie locaties laat zien dat de hoogste chlorideconcentraties bij Lobith (> 150 mg/l) niet op dat niveau worden gemeten bij Nieuwegein en Nieuwersluis (ca. 120 mg/l). Dat betekent dat er bij relatief lage Rijnafoeren (= hoge chlorideconcentraties) sprake is van een significante bijmenging (ca. 20%) van ander water met een (veel) lagere chlorideconcentratie, bijvoorbeeld kwelwater van de Utrechtse Heuvelrug. Bij lage chlorideconcentraties (= hoge rivierafvoeren) is er juist sprake van een zeer goede match tussen chloride bij Lobith en bij Nieuwegein/Nieuwersluis (Figuur 5-1). Onder die omstandigheden is het effect van verdunning en bijmenging dus te verwaarlozen.



Figuur 5-1 Chloride concentraties bij Nieuwegein (NWG) en Nieuwersluis (NWS) uitgezet tegen de concentraties bij Lobith. De blauwe stippellijn geeft de lijn $y=x$ weer. De groene lijn is de regressielijn.

De concentraties van de stoffen amidotrizoïnezuur, carbamazepine (Figuur 5-2), AMPA en EDTA zijn vergelijkbaar op de locaties Lobith en Nieuwegein (zie Bijlage V). Ondanks lage

determinatiecoëfficiënten van de regressieanalyse benaderen de concentraties van deze stoffen de lijn $y=x$ goed. Dat betekent dat er weinig invloed is van zijdelingse lozingen en/of afbraak. De concentraties van jopamidol (Figuur 5-2), jopamide en sulfamethoxazool bij Nieuwegein liggen op een iets lager niveau dan de concentraties bij Lobith (zie Bijlage V). Deze stoffen worden naast verdunning mogelijk beïnvloed door afbraak, echter van de röntgencontrastmiddelen is bekend dat ze weinig afbreken in de Rijn. Het beeld bij Nieuwersluis is vergelijkbaar met dat van Nieuwegein, alleen geldt hier dat de AMPA en vooral de EDTA concentraties structureel hoger zijn dan bij Lobith (Bijlage V).



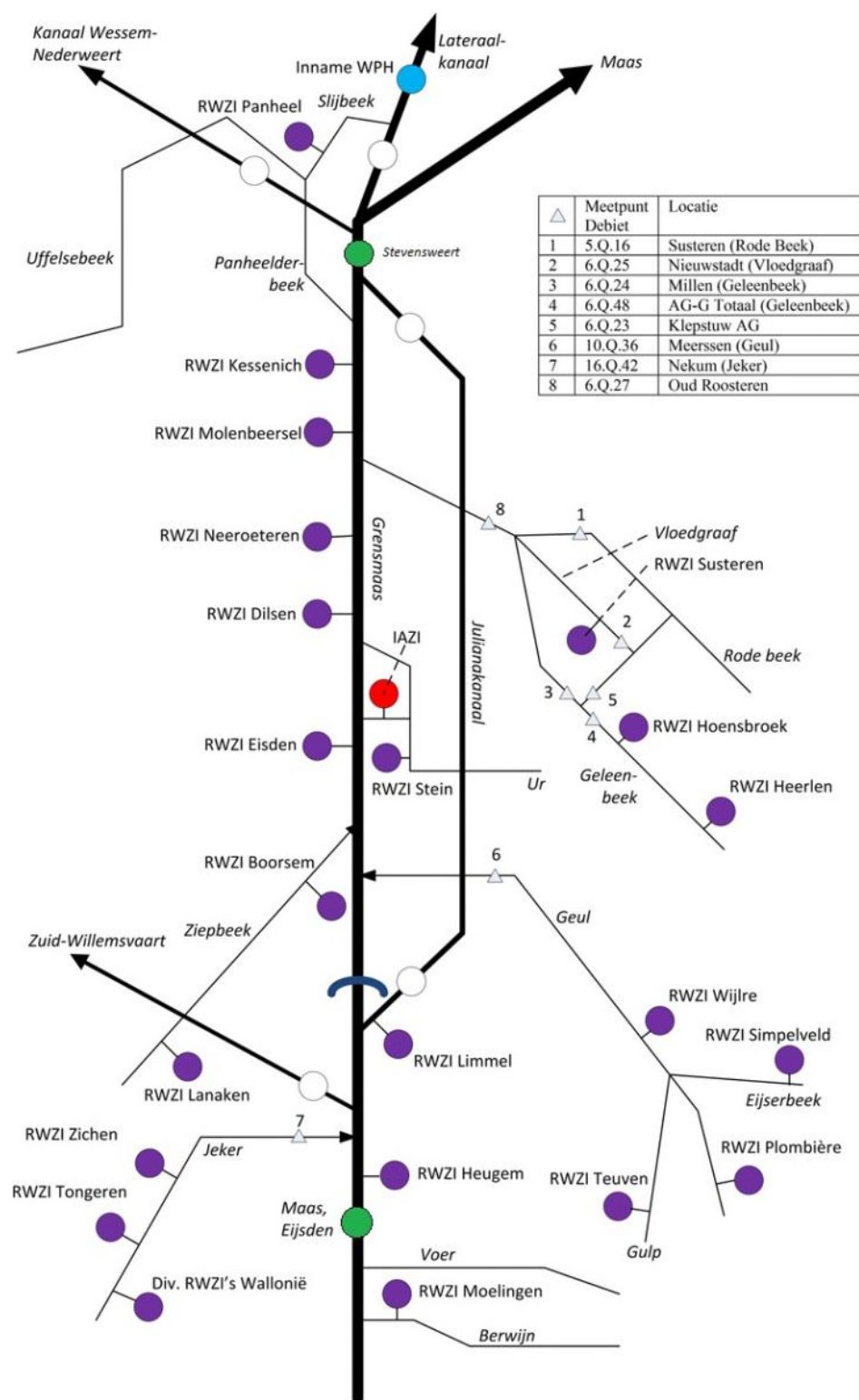
Figuur 5-2 Carbamazepine en jopamidol concentraties bij Nieuwegein uitgezet tegen de concentraties bij Lobith. De blauwe stippellijn geeft de $y=x$ lijn weer. De groene lijn is de regressielijn.

5.2 Eijsden/Luik versus Heel

75 km stroomafwaarts van Eijsden ligt het innamepunt Heel van WML. Bij een gemiddelde afvoer van de Maas wordt dit traject afgelegd in 1-2 dagen; bij lage afvoer kan de verblijftijd oplopen tot wel 10 dagen of meer. Naast deze potentieel lange verblijftijd van het water zijn er andere factoren die de concentraties beïnvloeden op het traject Eijsden-Heel:

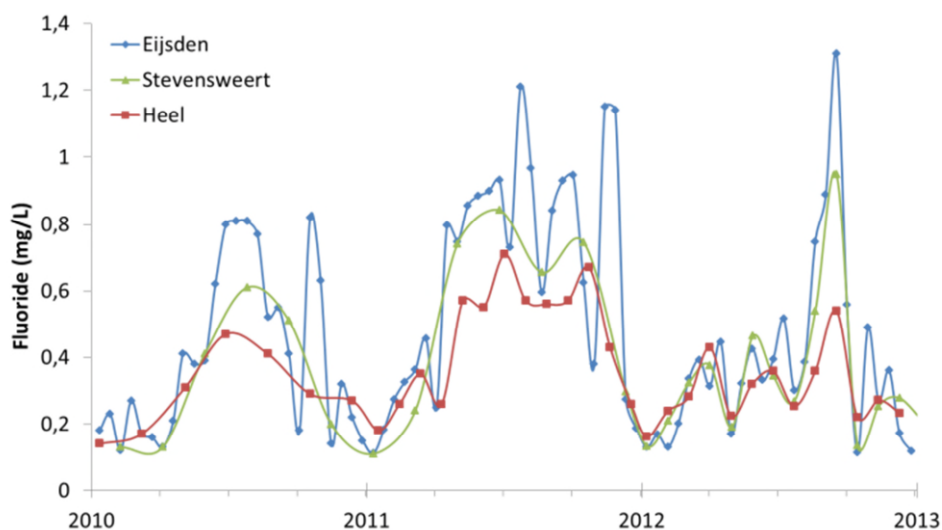
- Verdunning en belasting door diverse zijrivieren/zijbeken
- Lozingen (RWZI's en industrie), direct op de Maas of via de zijrivieren
- Af- en uitspoeling van landelijk en stedelijk gebied (o.a herbiciden)
- Afbraak, met name bij lage afvoeren (in combinatie met hoge watertemperaturen)

Tussen Eijsden en Heel komen verschillende beken uit in de Maas, die een relevante impact op de waterkwaliteit hebben, vooral bij lage Maas afvoeren (Hofman, ter Laak et al. 2013; Ter Laak, Tolkamp et al. 2013), zie Figuur 5-3. Het gaat met name om de Geul, de Jeker en de Geleenbeek. Daarnaast is er sprake van verschillende RWZI lozingen op de Grensmaas, hetzij direct, hetzij indirect via de zijbeken (Ter Laak, Tolkamp et al. 2013). Van groot belang is ook de lozing van industrieel afvalwater van het Chemelot complex via de verlegde Ur. Deze lozing heeft een aantoonbaar negatieve invloed op de waterkwaliteit van de Grensmaas, in het bijzonder bij lage afvoeren (Knijff 2000; Juhasz-Holterman 2004; Berbee and Kalf 2006).



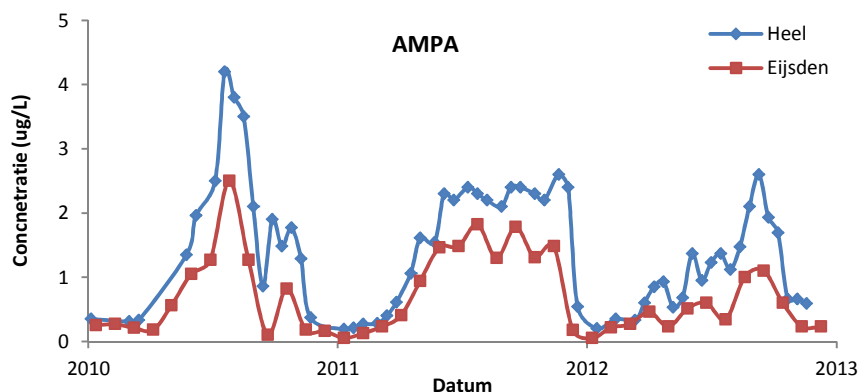
Figuur 5-3 Schematisch overzicht van het watersysteem van de Maas, de kanalen en zijbeken in Zuid-Limburg, de monitoringslocaties bij Eijsden, Stevensweert en Heel (WPH), de ligging van de RWZI's en de industriële afvalwaterzuivering van Chemelot (IAZI). Overgenomen uit Hofman, ter Laak et al. (2013).

De Maas kent een hoge fluoridebelasting vanwege een lozing van de kunstmestindustrie bij Luik. In Figuur 5-4 worden de tijdreeksen voor fluoride (2010 t/m 2012) vergeleken op de RWS meetlocaties Eijsden en Stevensweert en het innamepunt van WML in het Lateraalkanaal bij Heel (zie Figuur 5-1 voor de ligging van de locaties). Fluoride is een conservatieve stof die als tracer kan worden gebruikt om de bijmenging van water uit de zijrivieren tussen Eijsden en Heel te kwantificeren. Aan het begin en het einde van het jaar (bij hoge Maas afvoeren) zijn de fluorideconcentraties bij Eijsden en Heel goed vergelijkbaar, wat betekent dat de bijdrage van de zijrivieren aan de verdunning heel beperkt is. In het tweede en derde kwartaal – bij lage Maas afvoeren – is de fluorideconcentratie bij Eijsden duidelijk hoger dan die bij Heel wat wijst op een significante verdunning door de zijrivieren met dito gevolgen voor de waterkwaliteit.



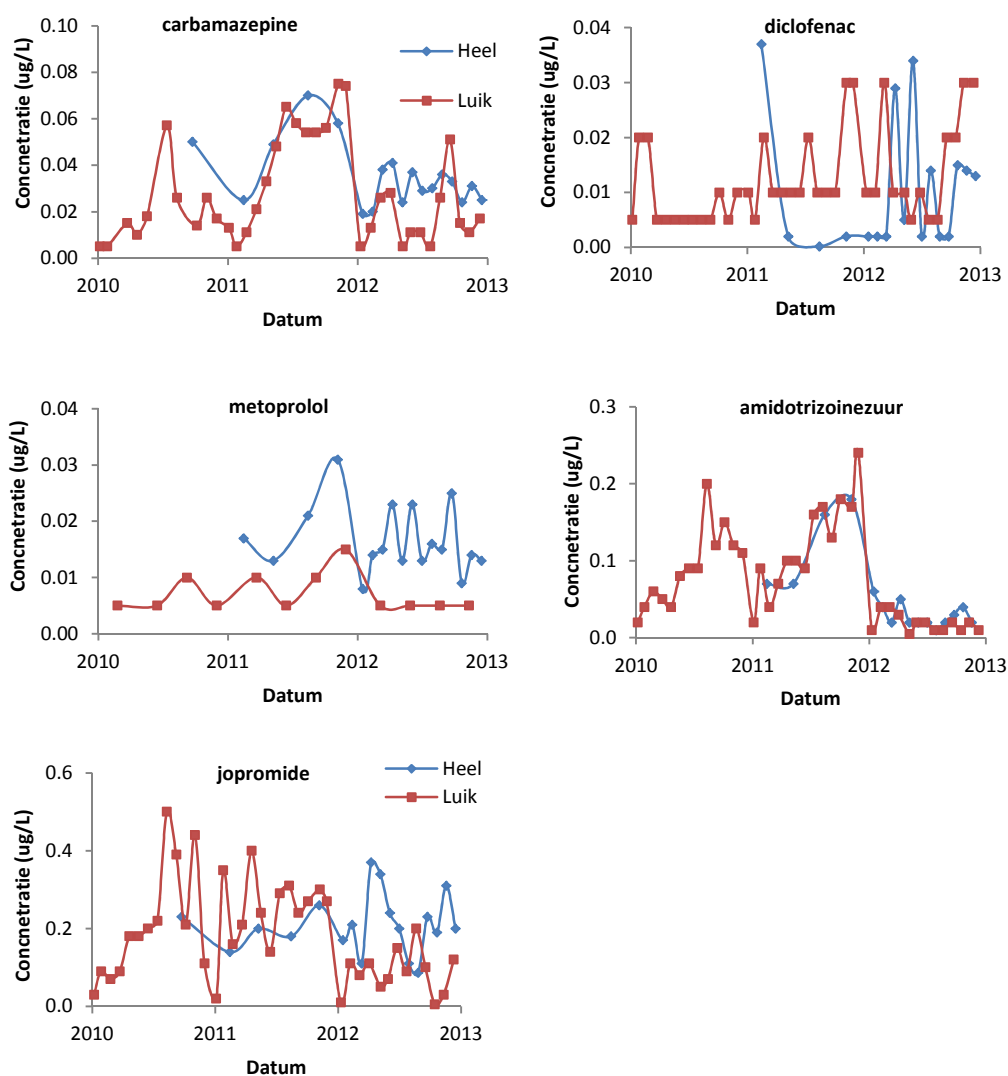
Figuur 5-4 Tijdreeksen van fluoride (2010 t/m 2012) voor de locaties Eijsden, Stevensweert en Heel.

Een voorbeeld van de impact van emissies tussen Eijsden en Heel op de waterkwaliteit wordt gegeven in Figuur 5-5. Deze figuur laat zien dat de AMPA concentratie bij innamepunt Heel structureel hoger ligt dan die bij het RWS meetstation Eijsden. Dit is primair het gevolg van de lozing van fosfonaten, afkomstig uit koelwater van Chemelot (Berbee and Kalf 2006; RIWA-Maas 2011). Fosfonaten breken in het aquatische milieu, net als glyfosaat, af tot AMPA (Staats, Faasen et al. 2002).



Figuur 5-5 AMPA concentratie in de Maas bij Eijsden en het innamepunt Heel (2010-2012).

In Figuur 5-6 worden tijdreeksen gepresenteerd voor concentraties aan medicijnen resp. röntgencontrastmiddelen op de meetlocaties Luik en Heel (90 km benedenstrooms). Voor carbamazepine geldt dat de concentraties bij Heel en Luik vergelijkbaar zijn in 2011. In het jaar 2012 echter zijn de concentraties bij Heel structureel hoger dan bij Luik, wat erop duidt dat de carbamazepine concentratie in de toestromende zijrivieren hoger is dan in de Maas. De concentraties aan diclofenac liggen bij Heel meestal lager dan bij Luik, voor metoprolol is het juist andersom. Dit is zeer waarschijnlijk toe te schrijven aan afbraak van diclofenac tussen Luik en Heel, resp. lozingen van metoprolol door Nederlandse RWZI's. Volgens het RIWA jaarverslag over de Maas in 2011 (RIWA-Maas 2011) wordt metoprolol vooral in het Nederlandse deel van het Maasstroomgebied geloosd. Voor amidotrizoïnezuur geldt dat de concentraties bij Heel nagenoeg gelijk zijn aan die bij Luik; voor jopromide wordt een goede match gevonden in 2011 maar in 2012 liggen de concentraties bij Heel boven die van Luik.



Figuur 5-6 Tijdreeksen voor carbamazepine, diclofenac, metoprolol, amidotrizoïnezuur en jopromide (2010 t/m 2012) op de meetlocaties Heel en Luik.

Door KWR zijn in 2011 metingen gedaan van de concentraties aan farmaceutische stoffen op de locaties Eijsden en het innamepunt Heel. De metingen zijn gedaan aan het einde van een langdurige lage afvoer periode (n=2), bij aantrekkende afvoer (n=1) en bij hoge afvoer (n=1). De resultaten van de metingen bij lage afvoer worden samengevat in Tabel 5-1.

Tabel 5-1 Concentraties van farmaceutische stoffen en hun afbraakproducten in de Maas bij Eijsden en Heel in november 2011 bij lage afvoer van de Maas (14-19 m³/s bij Borgharen). Bron: Ter Laak, Tolkamp et al. (2013).

Stof	Eijsden	Eijsden	Heel	Heel
	23-11-2011	30-11-2011	23-11-2011	30-11-2011
Metformine	3,90	4,20	1,50	1,40
Guanylurea	2,30	2,00	4,40	3,40
hydroxy Ibuprofen	0,39	0,50	0,10	0,10
Amidotrizoïnezuur	0,37	0,33	0,29	0,27
Tramadol(*)	0,33	0,36	0,12	0,11
Carbamazepine(**)	0,24	0,26	0,29	0,29
Sotalol	0,16	0,17	0,12	0,13
Venlafaxine	0,09	0,09	0,05	0,05
Paracetamol	0,04	0,14	<0,01	<0,01
Naproxen	0,04	0,05	0,01	0,01
Diclofenac	0,04	0,05	0,02	0,02
Atenolol	0,04	0,05	0,02	0,02

* Incl. o-desmethyl tramadol; (**) incl. 1011-trans-diol carbamazepine.

Hoewel het slechts om twee metingen gaat, illustreert Tabel 5-1 dat er op het traject tussen Eijsden en Heel grote veranderingen kunnen plaatsvinden in de waterkwaliteit m.b.t. farmaceutische stoffen. Bij langdurig lage afvoeren kan afbraak (of juist: omzetting) een relevante impact hebben op de waterkwaliteit. Een extreem goed voorbeeld hiervan is de omzetting van metformine in guanylurea, die optreedt tussen Eijsden en Heel (zie Tabel 5-1). Voor bijna alle gemeten farmaca (maar niet voor carbamazepine) geldt dat de concentraties bij Heel (fors) lager zijn dan die bij Eijsden. Dit wordt voornamelijk veroorzaakt door afbraak, soms ook door verdunning (als de concentratie van een stof in de zijrivieren lager ligt dan die in de Maas).

Samenvattend kan worden gesteld dat metingen van de waterkwaliteit bij Luik of Eijsden hooguit indicatief zijn voor de concentraties bij het innamepunt Heel. Tussen Luik/Eijsden en Heel is sprake van relevante lozingen (bijv. metoprolol, AMPA), instroom van zijrivieren en van omzettingsprocessen (bijv. metformine, diclofenac). Het effect van deze lozingen en processen is vooral groot bij lage afvoeren en hoge watertemperaturen van de Maas.

5.3 Keizersveer versus Gat van de Kerksloot en Brakel

Het innamepunt van Evides (Gat van de Kerksloot) ligt enkele km benedenstrooms van het RWS meetpunt Keizersveer. Aangenomen mag worden dat de waterkwaliteit bij Keizersveer en die op het innamepunt van Evides goed vergelijkbaar is. De aftakking van de Afgedamde Maas ligt ca. 10 km bovenstrooms van Keizersveer. Vanwege de lange verblijftijd van het water in de Afgedamde Maas en de uitslag van polderwater uit de Bommelerwaard is het meetpunt Keizersveer doorgaans niet representatief voor de waterkwaliteit in de Afgedamde Maas (zie ook paragraaf 3.4 en Bijlage II). Voor sommige stoffen zijn de concentraties op jaarbasis vergelijkbaar, voor andere stoffen zijn de concentraties in de Afgedamde Maas lager (zie Tabel 5-2).

Tabel 5-2 Vergelijking van de gemiddelde stofconcentraties bij Brakel en Keizersveer.

Concentraties zijn gemiddeld gelijk	Concentraties Brakel gemiddeld lager
diuron	glyfosaat
tributylfosfaat	AMPA
amidotrizoïnezuur	carbamazepine
johexol	diclofenac
jomeprol	sulfamethoxazool
jopamidol	metoprolol
jopromide	MTBE

6 Toekomstige waterkwaliteit RWS meetpunten

In dit hoofdstuk worden toekomstige concentraties van de aandachtstoffen gemodelleerd. Deze modellering is gebaseerd op scenario's voor toekomstige emissies en hydrologie.

6.1 Maatschappelijke ontwikkelingen

Allerlei maatschappelijke en technologische ontwikkelingen kunnen invloed hebben op het gebruik van stoffen. Veranderend gebruik van stoffen zal leiden tot veranderende emissies en tot veranderende concentraties in waterlichamen. Het effect van demografische ontwikkelingen zoals bevolkingsgroei, bevolkingsafname of vergrijzing op het gebruik van stoffen is redelijk te voorspellen. Veranderende wet- en regelgeving (bijv. toelatingsbeleid voor gewasbeschermingsmiddelen, Kaderrichtlijn Water), prijsontwikkelingen van producten, maar ook technologische ontwikkelingen zoals de introductie van nieuwe stoffen of het vinden van nieuwe toepassingen van stoffen laten zich moeilijker voorspellen. Daarnaast kunnen veranderingen in beheer, behandeling en (her)gebruik van afval(water) leiden tot andere emissievolumina en -routes. De effecten van deze processen op gebruik, emissies en concentraties in het water zijn moeilijk te voorspellen. Hetzelfde geldt voor calamiteiten zoals lozing van druggerelateerde chemicaliën (MDMA, aceton etc.) op het riool, waarbij bovendien een RWZI volledig kan uitvallen.

Voor geneesmiddelen bestaan toekomstprognoses van gebruik per therapeutische klasse (van der Aa, Kommer et al. 2011). Voor andere stoffen ontbreken kwantitatieve schattingen van toekomstig gebruik, laat staan voor emissies. Op basis van kwalitatieve gegevens en maatschappelijke trends is een inschatting gemaakt van het toekomstige gebruik. Om deze kwalitatieve trends toch te kunnen doorrekenen in scenariostudies is gekozen voor een 50% afname of toename van de emissies. Deze aanname is niet gebaseerd op kwantitatieve gegevens en niet wetenschappelijk onderbouwd, maar laat wel zien in welke mate concentraties in het milieu kunnen veranderen op basis van trends in gebruik en toepassing.

6.1.1 Geneesmiddelen en röntgencontrastmiddelen

De bevolking van Europa zal de komende decaden naar verwachting stabiel blijven of zelfs iets dalen (www.pbl.nl). Het aantal ouderen zal echter sterk stijgen in (West) Europa (Garssen 2011). Deze ontwikkelingen hebben invloed op het gebruik van geneesmiddelen. In Tabel 6-1 staan prognoses van de toename van een aantal typen geneesmiddelen (Van der Aa, 2011). De vergrijzing en ook trends als toenemend overgewicht zullen waarschijnlijk leiden tot een toename van het gebruik van geneesmiddelen in Nederland (van der Aa, Kommer et al. 2011). Dit geldt bijvoorbeeld voor middelen ter bestrijding van hart- en vaatziekten (metoprolol en sotalol), pijnstillers (diclofenac), en antidiabetica (metformine). Voor andere therapeutische toepassingen neemt het gebruik minder sterk toe, zoals middelen tegen reuma, epilepsie (bijv. carbamazepine), of antibiotica (bijv. lincomycine en sulfamethoxazool) of zelfs af, zoals synthetische oestrogenen ('de pil'). Bovendien neemt het gebruik van sommige middelen sterk af doordat alternatieve middelen of behandelingsmethoden worden gevonden (bijv. pentoxifylline) of omdat de regelgeving omtrent het gebruik van middelen is veranderd (bijv. fenazon). Het is ook mogelijk dat de recente aandacht voor risico's omtrent resistentie voor antibiotica (NETHMAP/MARAN 2012) het gebruik van antibiotica in de humane geneeskunde zal temperen. Dit is nu al het geval in de veterinaire sector (Bondt, L.F. Puister et al. 2012).

Tabel 6-1 Prognoses van de toename van het gebruik van geneesmiddelen in 2050 (Van der Aa, 2011).

Type geneesmiddel	Voorbeeldstof	Consumptietoename in 2050 t.o.v. huidige situatie (%)
Antidiabetica	metformine	29
Hart en vaatziekten (bloeddrukverlagers)	metoprolol, sotalol	36
Antireumatica	diclofenac	8
Middelen tegen infecties/antibiotica	sulfamethoxazool	19
Anti-epileptica	carbamazepine	13

Ook het gebruik van röntgencontrastmiddelen kan door een combinatie van vergrijzing en de opmars van medisch diagnostische apparatuur toenemen. Marktanalyses voorspellen een groei van 6.8% per jaar voor diverse diagnostische contrastvloeistoffen tot 2017 (www.mynewsdesk.com). Deze analyse betreft naast röntgencontrastvloeistoffen echter ook MRI contrastvloeistoffen (Kools, Roskam et al. 2013) en contrastvloeistoffen met nano-deeltjes. Deze zullen door nieuwe toepassingen waarschijnlijk een sterkere groei doormaken dan de 'klassieke' röntgencontrastmiddelen die zijn opgenomen in deze studie. Bovendien is het de vraag of de veronderstelde toename van röntgencontrastmiddelen geldt voor alle individuele middelen die zijn bestudeerd in deze studie. In de scenarioberekeningen is toch rekening gehouden met een toename van 50% van het gebruik in 2050 ten opzichte van het huidige gebruik.

6.1.2 Gewasbeschermingsmiddelen

Het gebruik van gewasbeschermingsmiddelen is sterk afhankelijk van teelt, regelgeving (toelatingsbeleid, KRW), en ontwikkeling van nieuwe middelen. De biologische landbouw (zonder kunstmatige gewasbeschermingsmiddelen) is sinds de jaren negentig toegenomen (www.cbs.nl). De totale omvang van de biologische landbouw is beperkt ten opzichte van de reguliere landbouw. Het biologische landbouwareaal varieert van 2-16% voor de verschillende Nederlandse provincies (in 2013). Klimaatverandering, en dan vooral zachtere winters, kan tot een toename van het gebruik van gewasbeschermingsmiddelen leiden om de toename van ziekten en plagen te bestrijden (Ziska 2014). Bovendien is de afgelopen jaren het aantal toegelaten gewasbeschermingsmiddelen in Nederland gestegen (de Snoo and Vijver 2012).

Voor diuron is het volgende te verwachten. Het gebruik van diuron is sinds 1999 verboden in Nederland (Bannink 2004). Bovendien is het gebruik in anti-aangroei coatings in verschillende landen aan banden gelegd of verboden (www.epa.gov). Tussen 2003 en 2012 is de gemiddelde diuron concentratie met 75-90% afgenomen op de locaties Eijsden, Keizersveer en Lobith. In de scenarioberekeningen wordt rekening gehouden met een verdere afname van het gebruik van diuron met 50% t.o.v. de periode 2008-2012.

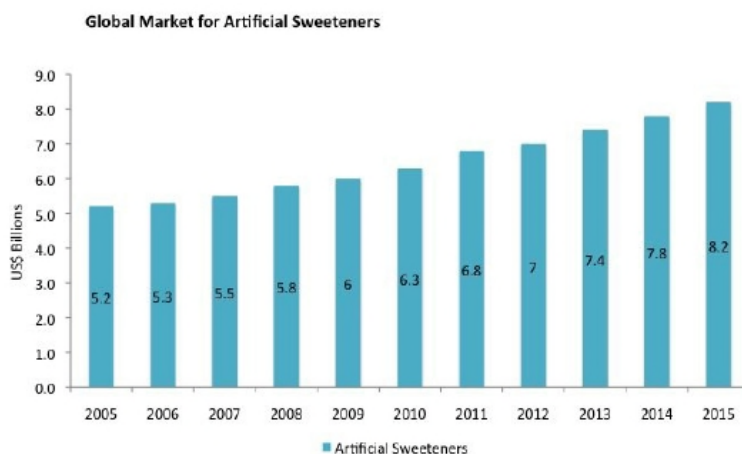
Glyfosaat is op dit moment één van de meest gebruikte herbiciden in de wereld. Het gebruik van glyfosaat in Nederland zal hoogstwaarschijnlijk afnemen. Vanaf begin 2016 gaat het verbod in op gebruik van chemische middelen voor onkruidbestrijding op verhard terrein (VEWIN 2014). Duitsland, Vlaanderen en Wallonië hanteren tevens een verbod op het gebruik van gewasbeschermingsmiddelen op openbare terreinen (RIWA 2015). In Frankrijk zal het verbod ingaan aan het einde van 2016. RIWA gaat ervan uit dat alle maatregelen, inclusief die van de ons omringende landen, ertoe zullen leiden dat de mate van normoverschrijding door glyfosaat en AMPA op de innamepunten drastisch zal verminderen (RIWA 2015). Wij

gaan daarom uit van een afname van het gebruik van glyfosaat en AMPA van 50% in het jaar 2050 ten opzicht van nu.

6.1.3 Overige chemicaliën

De gebruiks- en toepassingsgegevens van industriële en consumentenchemicaliën zijn vaak moeilijk te verkrijgen omdat het allerlei toepassingen betreft en de industrie gebruiksdata van stoffen in verband met de concurrentiepositie niet zomaar prijs geeft. Via het EU REACH systeem (Registration Evaluation and Authorization of Chemicals) zijn wel gebruiksgegevens te verkrijgen; deze zijn echter grof geclassificeerd. Bovendien worden geen prognoses gemaakt over het gebruik in de toekomst (www.echa.eu).

Acesulfaam-K is een zoetstof, die veel wordt gebruikt in levensmiddelen. Het huidige gebruik van acesulfaam-K valt in het cohort 1000-10.000 ton per jaar in Europa (www.echa.nl). Het gebruik van zoetstoffen is in de jaren '90 sterk toegenomen (van Rooij-van den Bos, Konings et al. 2004). Figuur 6-1 laat zien dat het gebruik nog steeds toeneemt. In de berekeningen is daarom rekening gehouden met een toename van de emissie met 50% in 2050. Het is echter onbekend hoe het palet van zoetstoffen in de toekomst zal veranderen, en welke gevolgen dat heeft voor individuele stoffen als acesulfaam-K.



Figuur 6-1 Toename van de omzet door gebruik van zoetstoffen in de wereld.

DEHP en TBP zijn weekmakers. In 2005 besloeg deze categorie 88% van alle gebruikte weekmakers. In 2012 was dit percentage afgenomen tot ruim 78% en in 2018 zal dit waarschijnlijk verder afnemen tot 75 %. Het relatieve marktaandeel slinkt, maar er wordt voorspeld dat het absolute gebruik van deze weekmakers met 2,4% per jaar zal stijgen tot 2018. Of het gebruik wordt ingeperkt in de toekomst hangt sterk af van wetgeving over productie, gebruik en ontwikkeling van alternatieven. Als deze veranderingen uitblijven is het te verwachten dat het gebruik zal stabiliseren of gestaag zal groeien met de toename in het gebruik van kunststoffen. Als een worst case benadering is in de scenarioberekeningen rekening gehouden met 50% toename van de emissies in 2050.

MTBE is eind jaren tachtig geïntroduceerd als loodvervanger in benzine. Wereldwijd is het gebruik afgenomen van 19.2 miljoen ton in 2000 tot 12.1 miljoen ton in 2011. Dit is echter vooral het gevolg van het verbod op het gebruik in Canada en de Verenigde Staten. Mogelijk zal Europa in navolging van de Verenigde Staten en Canada het gebruik van MTBE aan banden leggen, met als gevolg dat het gebruik van vervangers als (bio)ethanol toeneemt (<http://chemguide.asia/news/top/2011/09/08/mtbe-utilization.html>). In de berekeningen is daarom rekening gehouden met een afname (50%) van het MTBE gebruik in 2050.

Naast regulatie en trends in productie en in het gebruik zijn er ook maatschappelijke trends waar te nemen in hoe we met ons afval omgaan. Veel microverontreinigingen komen in afvalwater terecht en bereiken via communale of industriële afvalwaterzuiveringen het oppervlaktewater. Voor geneesmiddelen, röntgencontrastmiddelen, sommige herbiciden, zoetstoffen en stoffen die in detergents worden gebruikt is dit een belangrijke emissieroute. De huidige afvalwaterzuiveringen zijn ontworpen en geoptimaliseerd om koolstof, stikstof en fosfaat te verwijderen. Microverontreinigingen worden slechts in beperkte mate verwijderd (bijvangst). Recent zijn er veel studies in binnen- en buitenland gedaan naar aanvullende zuiveringstechnieken om microverontreinigingen uit het afvalwater te verwijderen (Derksen and ter Laak 2013). In Zwitserland worden de komende decennia extra zuiveringsstappen op de grootste afvalwaterzuiveringen gezet om de belasting van het oppervlaktewater met organische microverontreinigingen (zoals geneesmiddelen) te verminderen. Het is mogelijk dat dit ook in andere Europese landen gaat gebeuren waardoor de emissies van organische microverontreinigingen zullen afnemen. Omdat dergelijke besluiten altijd worden gemaakt in een politieke afweging, is niet te voorspellen of en wanneer er maatregelen worden genomen en welk effect deze maatregelen uiteindelijk hebben op de belasting van de watersystemen. In deze studie is daarom geen rekening gehouden met aanvullende zuiveringsstappen op RWZI's tot het jaar 2050.

Naast afvalwater wordt ook met andere ogen naar vast afval gekeken. Hergebruik van afval neemt toe en zal in de toekomst waarschijnlijk steeds verder toenemen. Dit betekent dat bijvoorbeeld weekmakers en brandvertragers bij hergebruik van kunststoffen via andere routes in het (aquatische) milieu terecht kunnen komen. Het bepalen van deze emissieroutes en hun relatieve belang ten opzichte van de huidige emissies is echter moeilijk in te schatten. Ook met deze trend is daarom geen rekening gehouden in de voorliggende studie.

Een overzicht van de in deze studie gehanteerde emissiefactoren (in het jaar 2050) wordt gepresenteerd in onderstaande tabel.

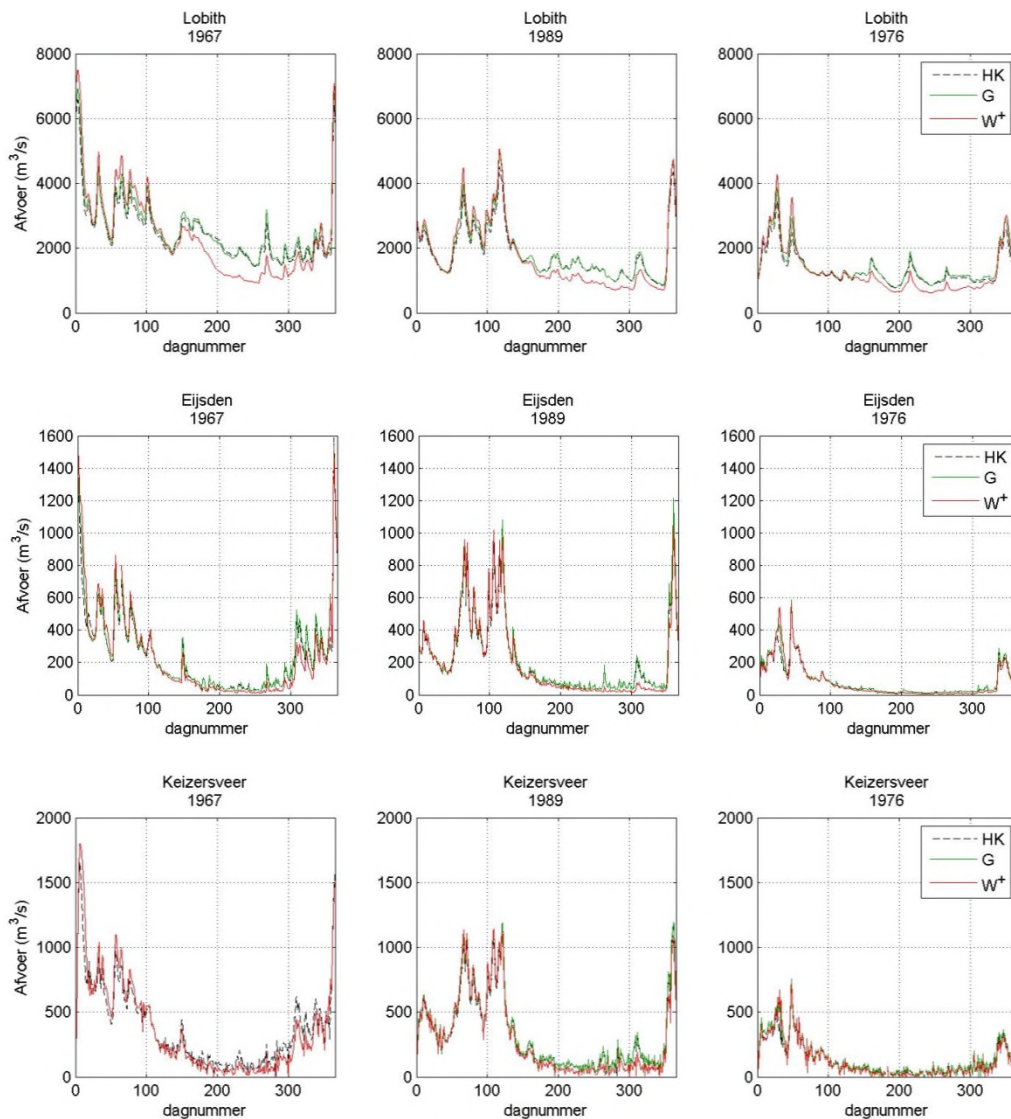
Tabel 6-2 Schatting van emissiefactoren in het jaar 2050 ten opzichte van de huidige emissie.

Stof	Emissiefactor gebruikt voor het scenario voor Toekomstige Belasting (TB)
diuron	0,5*
glyfosaat	0,5*
aminomethylfosfonzuur (AMPA)	0,5*
methyl-tertiair-butylether (MTBE)	0,5*
carbamazepine	1,13
sulfamethoxazool	1,19
metformine	1,29
metoprolol	1,36
amidotrizoïnezuur	1,5*
johexol	1,5*
jomeprol	1,5*
jopamidol	1,5*
jopromide	1,5*
acesulfaam-k	1,5*
tributylfosfaat (TBP)	1,5*

*Schatting op basis van trends, nadere uitleg in paragraaf 6.1. Geneesmiddelen: zie Tabel 6-1.

6.2 Afvoerprognoses Rijn en Maas

De huidige hydrologie wordt in beeld gebracht met de afvoerreeksen van de Rijn en de Maas voor de jaren 1967 (normaal jaar), 1989 (droog jaar) en 1976 (extreem droog jaar). De toekomstige hydrologie is gebaseerd op dezelfde jaren, waarbij de afvoerreeksen zijn getransformeerd volgens het KNMI G scenario (gematigd) en het KNMI W⁺ scenario (warm) voor het jaar 2050. De afvoerreeksen staan weergegeven in Figuur 6-2. Vergrote figuren staan in Bijlage VI. De hydrologische karakteristieken die bij deze jaren horen zijn samengevat in Tabel 6-3.



Figuur 6-2 Afvoerreeksen bij Lobith, Eijsden en Keizersveer voor de hydrologische referentie jaren 1967 (gemiddeld jaar), 1989 (droog jaar) en 1976 (extreem droog jaar) onder huidig klimaat (HK) en het jaar 2050 bij matige klimaatverandering (G) en snelle klimaatverandering (W⁺). Er is geen prognose voor de afvoer onder het G-scenario voor het hydrologisch jaar 1967 bij Keizersveer.

Het effect van hydrologische variaties is duidelijk zichtbaar door de jaren 1976, 1989 en 1967 te vergelijken. Het jaar 1976 kent een lange droge periode waarin de laagste afvoeren zijn gemeten (782 m³/s in Lobith, 11 m³/s in Eijsden, <1 m³/s in Keizersveer waar de afvoer

wordt beïnvloed door het getij), zie Tabel 6-3. De droge periode loopt van maart t/m november in 1976 en van juni t/m november in 1989. Bovendien is de afvoer in het natte eerste kwartaal relatief laag in het jaar 1976, wat van invloed is op de lage afvoer periode die erop volgt (weinig buffer). In het jaar 1989 treedt er voorafgaand aan de droge periode een langere en nattere periode op dan in 1976.

De klimaatscenario's versterken het effect van hoge afvoeren in natte periodes en lagere afvoeren in drogere periodes. De afvoerprognose in het G-scenario wijkt echter niet veel af van de afvoer onder huidig klimaat. De afvoerprognose in het W⁺ scenario versterkt het effect wel degelijk, vooral in de droge periodes (zie Tabel 6-3). Overigens is het effect van variaties tussen de jaren zeker zo groot als het effect van klimaatverandering in een gegeven jaar.

Tabel 6-3 Kenmerken van de afvoerreksen van de hydrologische referentie jaren 1969, 1989, 1976 onder huidig klimaat en getransformeerd voor klimaatscenario's G en W⁺ voor 2050. Afvoer in m³/s.

Locatie	Hydrol. jaar	Klimaat-scenario	Minimum afvoer	10% perc	Gem. afvoer	90% perc	Maximum afvoer
Lobith	1967	Huidig	1433	1617	2495	3515	6592
	1967	G	1464	1691	2605	3699	6916
	1967	W ⁺	912	1096	2391	4137	7487
	1989	Huidig	855	1047	1821	2880	4531
	1989	G	873	1068	1894	3037	4996
	1989	W ⁺	709	778	1751	3262	5070
	1976	Huidig	782	935	1333	2013	3459
	1976	G	770	957	1408	2241	3862
	1976	W ⁺	617	676	1275	2301	4277
Eijsden	1967	Huidig	24	38	245	511	1587
	1967	G	22	38	255	541	1538
	1967	W ⁺	10	22	240	592	1503
	1989	Huidig	33	42	221	567	1146
	1989	G	33	42	231	598	1212
	1989	W ⁺	15	23	208	603	1043
	1976	Huidig	11	15	83	224	588
	1976	G	11	15	87	242	585
	1976	W ⁺	6,3	8,2	80	232	569
Keizersveer	1967	Huidig	8,2	85	382	769	1656
	1967	G	geen data	geen data	geen data	geen data	geen data
	1967	W ⁺	1,4	44	369	844	1799
	1989	Huidig	3,6	79	320	756	1163
	1989	G	23	77	332	794	1194
	1989	W ⁺	0,7	38	300	797	1144
	1976	Huidig	0,3	26	133	318	724
	1976	G	2,5	27	144	363	755
	1976	W ⁺	0,2	16	130	331	727

6.3 Projecties waterkwaliteit meetpunten RWS (2050)

Deze paragraaf beschrijft de resultaten van de scenarioberekeningen voor de stoffen met een bruikbare Q-C relatie op de meetlocaties Lobith, Eijsden en Keizersveer. De scenario's omvatten drie hydrologische referentiejaren (1969, 1989 en 1976) volgens huidig klimaat en gewijzigd klimaat (G en W⁺ voor 2050), waarbij in het jaar 2050 wordt uitgegaan van huidige emissies en toekomstige emissies (zie Tabel 6-2). Per hydrologisch jaar worden er dus vijf scenario's doorgerekend, namelijk:

- huidige hydrologie, huidige emissies (basisscenario);
- hydrologie volgens G-scenario (2050), huidige emissies;
- hydrologie volgens G-scenario (2050), toekomstige emissies;
- hydrologie volgens W⁺ scenario (2050), huidige emissies;
- hydrologie volgens W⁺ scenario (2050), toekomstige emissies.

De in de modellering gebruikte afvoerreeksen zijn vastgelegd in Figuur 6-2, de Q-C relaties in Tabel 4-2 en de toekomstige emissies in Tabel 6-2. De modellering van de toekomstige waterkwaliteit is uitgevoerd op basis van deze informatie. De uitkomst van de modellering is een jaarreeks van de concentratie van een gegeven stof op een gegeven locatie, voor een gegeven hydrologisch jaar bij huidig of gewijzigd klimaat, en bij de huidige of toekomstige emissie. De totale output omvat maximaal 675 jaarreeksen, gebaseerd op 3 locaties, 3 hydrologische jaren, vijf scenario's per hydrologisch jaar en 15 aandachtstoffen. Echter, het totale aantal tijdreeksen ligt ca. de helft lager, omdat niet voor alle stoffen een bruikbare Q-C relatie is verkregen (zie Tabel 4-2). Niettemin gaat het om een enorme hoeveelheid informatie die op een handzame manier moet worden gestructureerd. Hiervoor is een zgn. infographic ontwikkeld, die in paragraaf 6.3.4 nader zal worden toegelicht.

De plots van de toekomstige concentraties voor de verschillende scenario's staan in Bijlage VI. In de volgende paragrafen worden enkele illustratieve voorbeelden behandeld voor de locaties Lobith (maatgevend voor de innamepunten Nieuwegein en Nieuwersluis), Eijsden of Luik (indicatief voor innamepunt Heel) en Keizersveer (maatgevend voor innamepunt Gat van de Kerksloot).

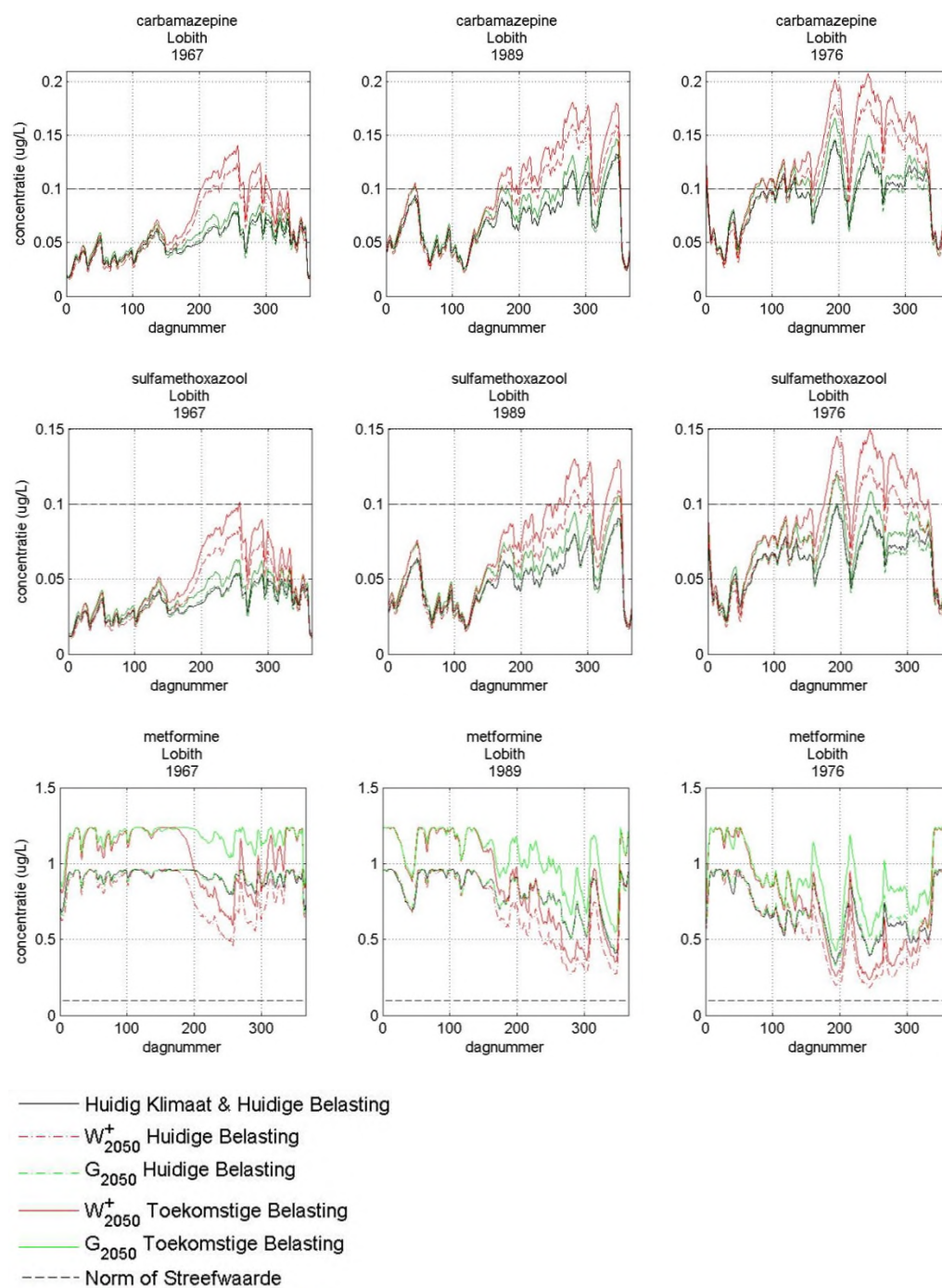
6.3.1 Resultaten Lobith

Bijlage VI geeft een overzicht van de resultaten van de waterkwaliteitsprognoses bij Lobith. Zoals verwacht zijn de concentraties bij lage afvoeren hoger dan bij hogere afvoeren, zie bijv. de prognoses voor carbamazepine en sulfamethoxazool (Figuur 6-3). De laagste afvoeren en de hoogste concentraties komen voor bij het W⁺ scenario, zowel bij huidige als toekomstige belasting. Metformine (Figuur 6-3) wijkt hier echter af, doordat deze stof een relatief hoge omzettingssnelheid heeft, waardoor de concentratie bij lage afvoeren (= lange verblijftijden) juist afneemt. Dit zal ook leiden tot een toename van het afbraakproduct guanyloreum, maar deze stof kan door gebrek aan metingen niet worden gemodelleerd.

De concentraties van carbamazepine en sulfamethoxazool worden problematisch bij een droger klimaat. De ERM streefwaarde voor geneesmiddelen in oppervlaktewater (0,1 µg/L) wordt regelmatig overschreven in de droge jaren 1989 en vooral 1976, en het meest bij het W⁺ scenario (zie Figuur 6-3). De maximale voorspelde concentratie voor carbamazepine bij Lobith is 0,21 µg/L en voor sulfamethoxazool 0,15 µg/L (beide in scenario 1976/W⁺/TB). In de periode 2008-2012 waren de maximale concentraties 0,17 µg/L voor carbamazepine en 0,11 µg/L voor sulfamethoxazool.

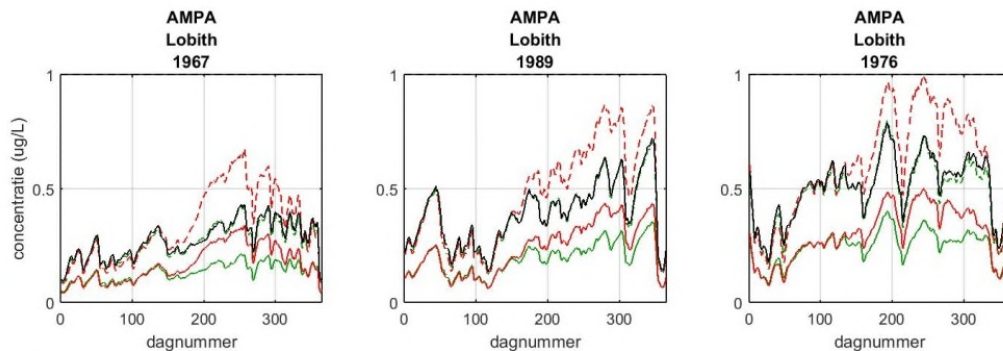
Bij de geneesmiddelen spant metformine de kroon: dit geneesmiddel overschrijdt in alle scenario's de ERM-streefwaarde (Figuur 6-3), net zoals de huidige concentraties (Figuur 4-4). De maximale concentratie van metformine is ca. 1,2 µg/L bij toekomstige belasting (factor

1,3), dit niveau geldt voor alle gesimuleerde hydrologische jaren. Zoals hiervoor al werd opgemerkt, daalt de concentratie van metformine bij lage afvoeren (zie Figuur 6-3) omdat de langere verblijftijden bij lage afvoeren leiden tot meer omzetting van de stof.



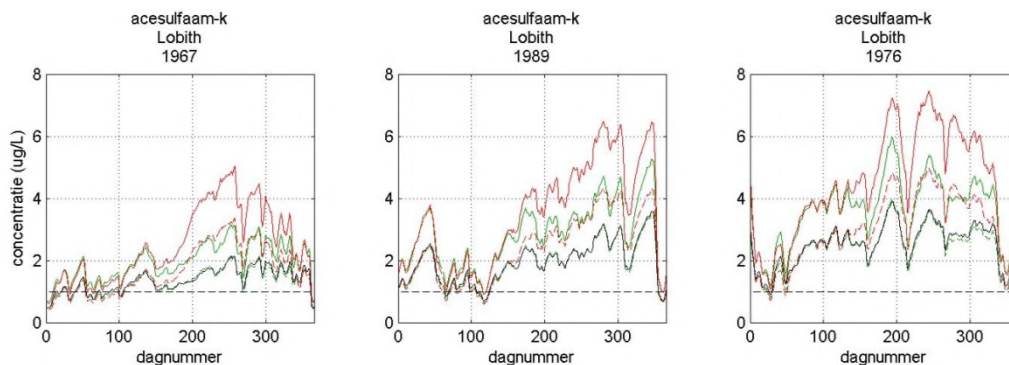
Figuur 6-3 Waterkwaliteitsprognoses voor carbamazepine, sulfamethoxazool en metformine bij Lobith voor de verschillende scenario's. De getrokken stippellijn geeft de ERM-streefwaarde aan (0,1 $\mu\text{g/l}$).

Bij huidige belasting of bij een afname van de belasting met 50% in 2050, is de metaboliet van glyfosaat, AMPA, geen problematische stof in de Rijn. AMPA overschrijdt in geen enkel scenario de norm van 1,0 µg/L uit het drinkwaterbesluit (tevens ERM waarde). De maximale voorspelde concentratie in het 1976/W⁺/HB scenario is bijna 1 µg/L. In de andere scenario's zijn de voorspelde concentraties van AMPA lager (zie Figuur 6-4).



Figuur 6-4 Waterkwaliteitsprognoses voor AMPA bij Lobith voor de verschillende scenario's (zie legenda in Figuur 6-3). De kwaliteitseis uit het drinkwaterbesluit (tevens ERM-streefwaarde) is 1 µg/l.

De zoetstof acesulfaam-k overschrijdt bij alle scenario's en in de huidige situatie de ERM-streefwaarde en de signaleringswaarde van het drinkwaterbesluit van 1,0 µg/L (Figuur 6-5). De maximale voorspelde concentratie bij Lobith is 7,4 µg/L in scenario 1976/W⁺/TB. Het aantal overschrijdingen van de signaleringswaarde neemt toe van negen maanden in het hydrologisch gemiddelde jaar 1967 tot alle dagen van het jaar in het droge jaar 1976, zowel bij huidig als bij toekomstig klimaat.

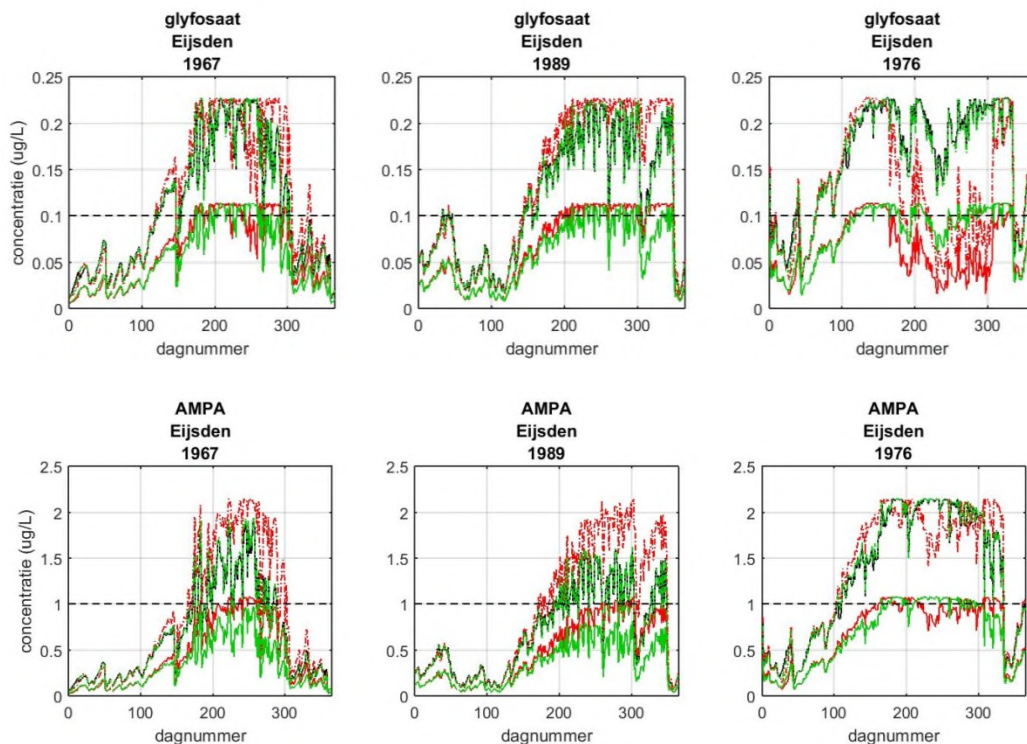


Figuur 6-5 Waterkwaliteitsprognoses voor acesulfaam-K bij Lobith voor de verschillende scenario's (zie legenda in Figuur 6-3). De kwaliteitseis uit het drinkwaterbesluit (tevens ERM-streefwaarde) is 1 µg/l.

De röntgencontrastmiddelen overschrijden continu de ERM-streefwaarde van 0,1 µg/L bij Lobith, ook in het huidige klimaat (zie de plots in Bijlage VII.1). De maximale concentraties van amidotrizoïnezuur en jopamidol zijn 1,0 en 1,1 µg/L. Deze concentraties worden bereikt bij het W⁺ scenario met toekomstige belasting (factor 1,5).

6.3.2 Resultaten Eijsden

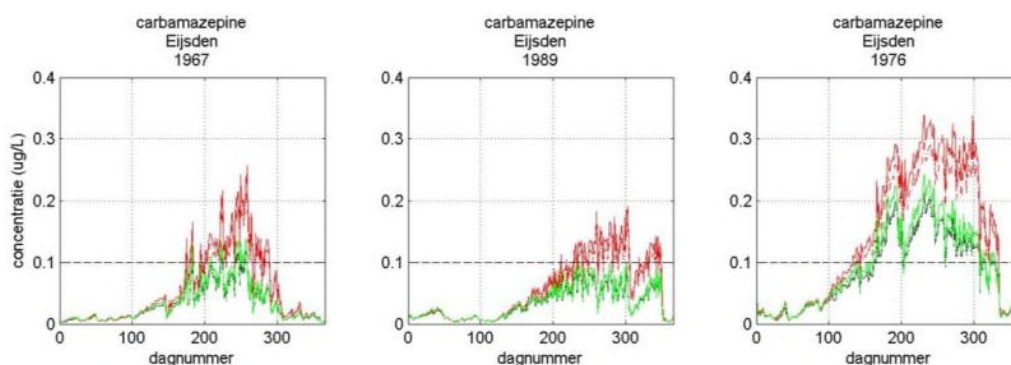
Onder de huidige belasting vormen glyfosaat en AMPA een probleem voor het gebruik van Maaswater als bron voor drinkwater (zie Figuur 6-6). In de G en W⁺ scenario's met huidige belasting is de maximale voorspelde concentratie van glyfosaat 0,23 µg/L. Deze concentratie overschrijdt de drinkwaternorm voor gewasbeschermingsmiddelen van 0,1 µg/L ruim. Bij lage afvoeren neemt de concentratie van AMPA toe tot ruim 2 µg/L. Deze concentratie is twee keer zo hoog als de norm van 1,0 µg/L uit het drinkwaterbesluit. Bij een reductie van het glyfosaatgebruik van 50% in het jaar 2050 neemt het aantal normoverschrijdingen door glyfosaat (> 0,1 µg/l) en AMPA (> 1 µg/l) sterk af, zie Figuur 6-6. Tevens is het effect van omzetting te zien in de plots van de concentraties. Bij de zeer lage afvoeren in het jaar 1976 neemt de verblijftijd sterk toe, waardoor de concentratie van glyfosaat en, in mindere mate AMPA, sterk afneemt (vergelijk de plots voor de hydrologische jaren 1976 en 1967).



Figuur 6-6 Waterkwaliteitsprognoses voor glyfosaat en AMPA bij Eijsden voor de verschillende scenario's (zie legenda in Figuur 6-3). De getrokken stippellijn geeft de kwaliteitseis uit het drinkwaterbesluit aan van 0,1 resp. 1 µg/l (tevens ERM-streefwaarde).

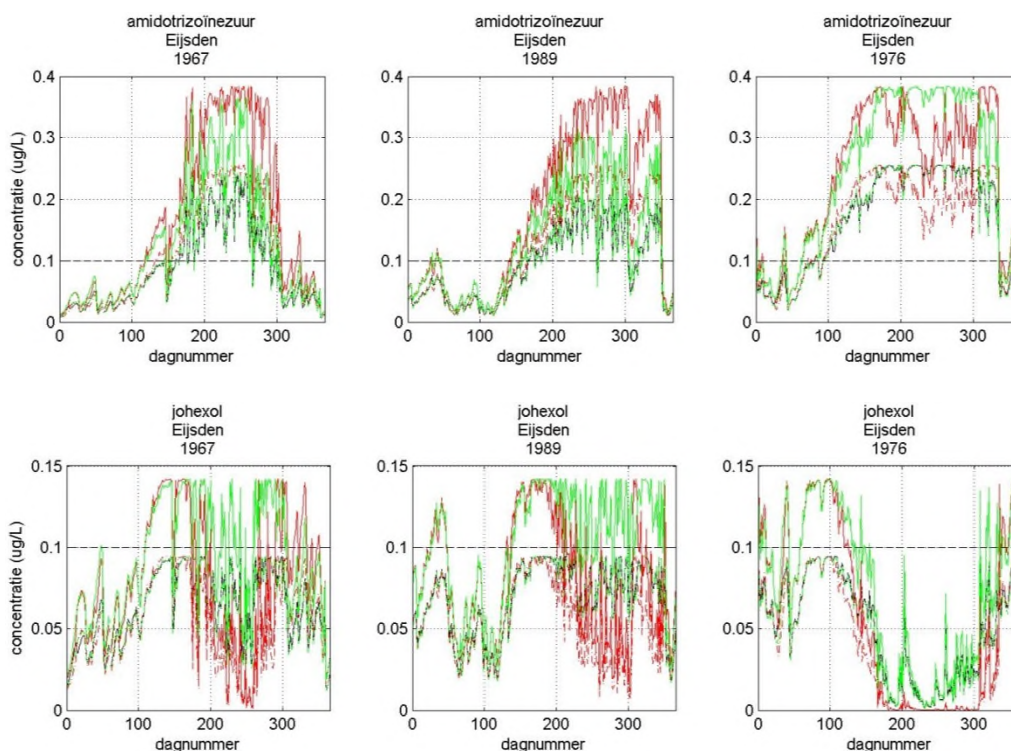
Het herbicide diuron vormt geen groot probleem voor de toekomstige waterkwaliteit. In geen enkel scenario overschrijden de toekomstige concentraties de norm van 0,1 µg/L (zie Bijlage VII.2). De maximale concentratie is 0,02 µg/L.

De concentraties van carbamazepine nemen toe bij drogere jaren en zijn het hoogst bij het W⁺ scenario in combinatie met toekomstige belasting (Figuur 6-7). De ERM-streefwaarde van 0,1 µg/L wordt geregeld overschreden in alle scenario's, met name in het extreem droge jaar 1976. De maximale concentratie is 0,34 µg/L in het scenario 1976/W⁺/TB. Deze concentratie ligt anderhalf keer zo hoog als de maximale concentratie van carbamazepine bij Lobith. De variatie tussen minimale en maximale concentraties is veel groter in de Maas dan in de Rijn, omdat de afvoerdynamiek van de Maas (regenrivier) veel groter is dan die van de Rijn.



Figuur 6-7 Waterkwaliteitsprognoses voor carbamazepine bij Eijsden voor de verschillende scenario's (zie legenda in Figuur 6-3). De getrokken stippellijn geeft de ERM-streefwaarde aan (0,1 $\mu\text{g/l}$).

In de scenario's overschrijden de concentraties van de röntgencontrastmiddelen een groot deel van het jaar de ERM-streefwaarde van 0,1 $\mu\text{g/L}$ (Figuur 6-8; Bijlage VII.2). In de zeer droge periode van 1976 nemen de concentraties echter af door de langere verblijftijd en daardoor de grotere omzetting (zie Figuur 6-8 en Bijlage VII.2). Dit resultaat is opmerkelijk omdat de reactiviteit van röntgencontrastmiddelen in het milieu als zeer beperkt wordt beschouwd; zie ook de inschatting van in-situ afbraaksnelheden in de Afgedamde Maas (Tabel 3-4). Mogelijk is er toch sprake van enige afbraak van röntgencontrastmiddelen in het aquatische milieu.

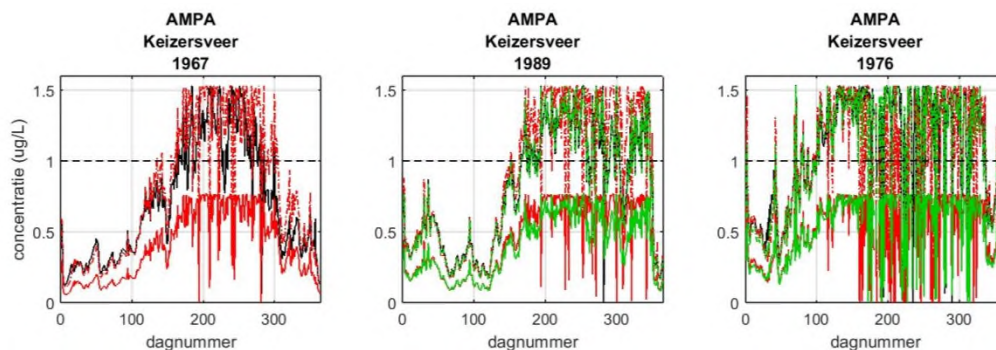


Figuur 6-8 Waterkwaliteitsprognoses voor amidotrizoïnezuur en johexol bij Eijsden voor de verschillende scenario's (zie legenda in Figuur 6-3). De getrokken stippellijn geeft de ERM-streefwaarde aan (0,1 $\mu\text{g/l}$).

De gesimuleerde concentraties van tributylfosfaat zijn in alle scenario's kleiner dan de streefwaarde van 1 $\mu\text{g/L}$. De maximale concentratie is 0,58 $\mu\text{g/L}$. Het effect van de lage afvoer op de mate van omzetting is aanzienlijk. In de zomerperiode dalen de TBP concentraties naar 0 $\mu\text{g/L}$ (zie Bijlage VII.2).

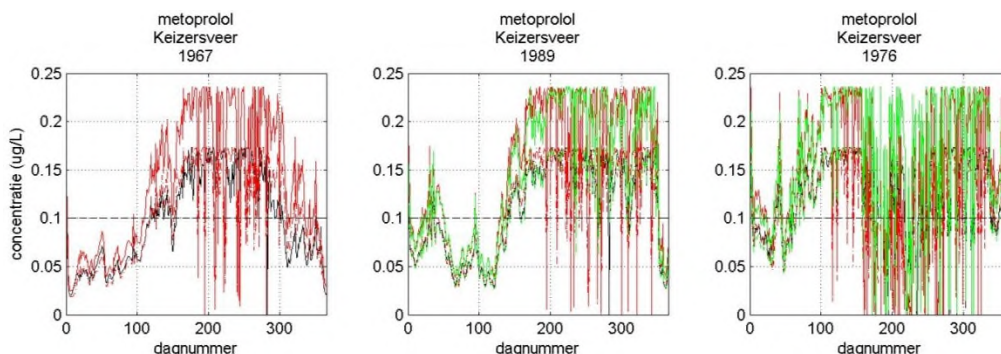
6.3.3 Resultaten Keizersveer

De metaboliet AMPA is in de Maas een groter probleem dan in de Rijn. De gesimuleerde concentraties van AMPA bij Keizersveer overschrijden, bij huidige belasting, regelmatig de kwaliteitseis van 1 µg/l uit het drinkbesluit (zie Figuur 6-9). De maximale concentratie is 1,5 µg/L. De concentraties nemen sterk af bij hele lage afvoeren (afbraak), zoals veelvuldig in het scenario 1976/W*. Omdat de afvoer bij Keizersveer sterk kan fluctueren vanwege het getij ontstaat een grillig patroon van hoge en lage AMPA concentraties in de lage-afvoer periode (juni-november).



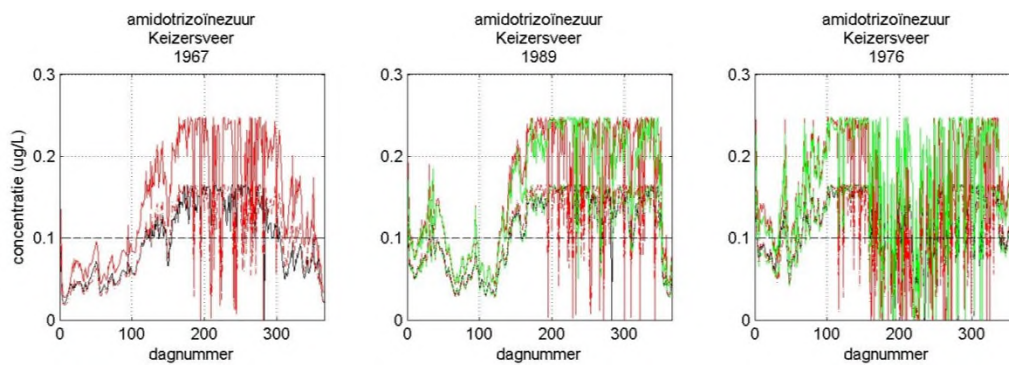
Figuur 6-9 Waterkwaliteitsprognoses voor AMPA bij Keizersveer voor de verschillende scenario's (zie legenda in Figuur 6-3). De getrokken stippellijn geeft de kwaliteitseis uit het drinkwaterbesluit aan van 0,1 resp. 1 µg/l (tevens ERM-streefwaarde).

In de prognoses overschrijden de geneesmiddelen carbamazepine en metoprolol beide de ERM-streefwaarde van 0,1 µg/L (zie Bijlage VII.3). Metoprolol overschrijdt vaker en in hogere mate deze streefwaarde in de verschillende scenario's (170-300 dagen per jaar, zie Bijlage VIII.3 en Figuur 6-10). De maximale concentratie van metoprolol is 0,24 µg/L. Carbamazepine overschrijdt de ERM-streefwaarde 20-130 dagen per jaar, afhankelijk van het scenario (Bijlage VIII.3). De maximale concentratie is 0,12 µg/L in de scenario's met toekomstige belasting. Het geneesmiddel sulfamethoxazool daarentegen blijft bij alle scenario's onder de 0,05 µg/L en overschrijdt daarmee nooit de ERM-streefwaarde voor geneesmiddelen.



Figuur 6-10 Waterkwaliteitsprognoses voor metoprolol bij Keizersveer voor de verschillende scenario's (zie legenda in Figuur 6-3). De getrokken stippellijn geeft de ERM-streefwaarde aan (0,1 µg/l).

Het röntgencontrastmiddel amidotrizoïnezuur overschrijdt veelvuldig de ERM-streefwaarde van 0,1 µg/L voor geneesmiddelen bij Keizersveer (150-300 dagen per jaar, zie Figuur 6-11 en Bijlage VIII). De maximale concentratie van amidotrizoïnezuur bij Keizersveer is 0,25 µg/L in de G en W* scenario's met toekomstige belasting (factor 1,5). Ook hier speelt afbraak bij zeer lage afvoeren duidelijk een rol, net als bij Eijsden het geval was.



Figuur 6-11 Waterkwaliteitsprognoses voor amidotrizoïnezuur bij Keizersveer voor de verschillende scenario's (zie legenda in Figuur 6-3). De getrokken stippellijn geeft de ERM-streefwaarde aan (0,1 µg/l).

6.3.4 Samenvatting projecties waterkwaliteit

Vanuit drinkwater perspectief is het interessant om de resultaten van de projecties van de waterkwaliteit in 2050 te toetsen aan de wettelijke kwaliteitseisen voor oppervlaktewater waaruit drinkwater moet worden bereid (Drinkwaterregeling) en aan de streefwaarden die de drinkwatersector zelf heeft vastgesteld (Europees Rivierwatermemorandum; IAWR 2013). De waarden waaraan wordt getoetst zijn samengevat in Tabel 3-2. Overigens dient deze toetsing formeel te gebeuren op de innamepunten van oppervlaktewater zelf, dus niet op de RWS meetlocaties waarvoor de kwaliteitsprojecties zijn gemaakt. We nemen hierbij dus aan dat de waterkwaliteit op de innamepunten voor drinkwaterproductie vergelijkbaar is met die op de dichtstbijzijnde RWS meetlocatie. Voor de innamepunten Nieuwegein en Nieuwersluis (ref. Lobith; zie Bijlage V) en Gat van de Kerssloot (ref. Keizersveer; binnen 10 km zonder grote lozingen) is deze aanname plausibel, maar voor het innamepunt Heel is de waterkwaliteit bij Eijsden (of Luik) niet altijd een goede indicator; dit verschilt per stof (zie hoofdstuk 5).

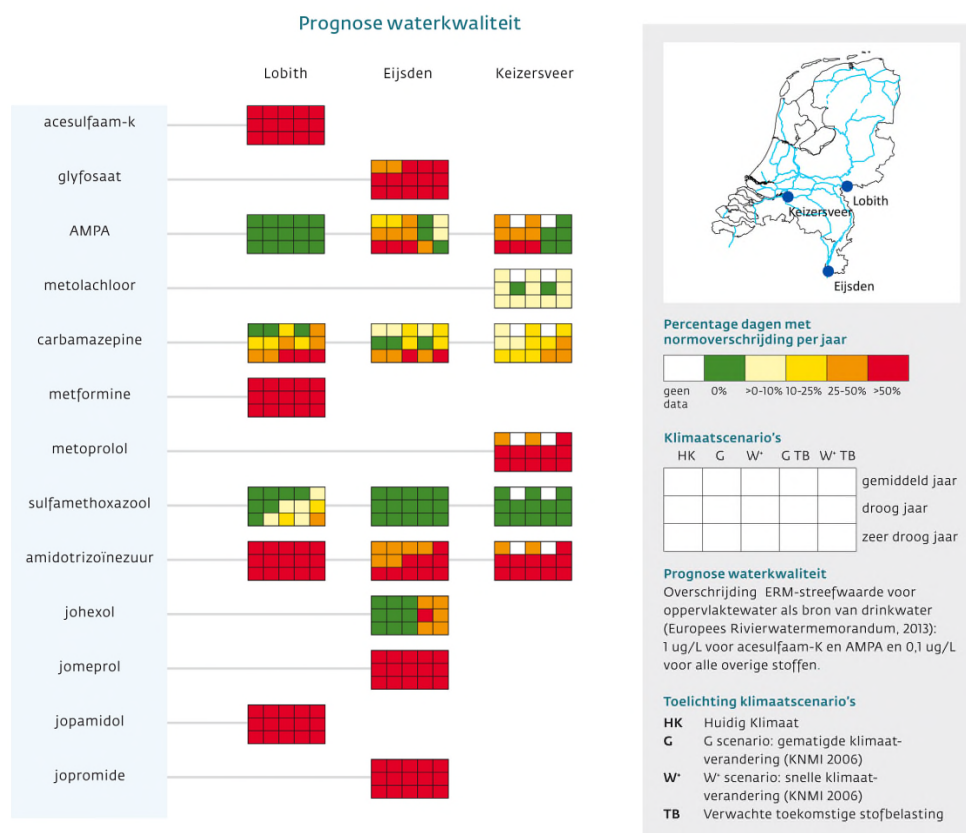
Om de informatie uit de verkregen tijdreeksen overzichtelijk te kunnen presenteren is een infographic ontwikkeld. In deze infographic is voor elke gemodelleerde stof aangegeven hoe vaak de norm (drinkwaterregeling) of ERM-streefwaarde wordt overschreden op de RWS meetpunten in elk van de gehanteerde scenario's:

- huidige hydrologie, huidige emissies (basisscenario)
- hydrologie volgens G-scenario (2050), huidige emissies
- hydrologie volgens G-scenario (2050), toekomstige emissies
- hydrologie volgens W+ scenario (2050), huidige emissies
- hydrologie volgens W+ scenario (2050), toekomstige emissies

Voor elke gemodelleerde stof zijn er op een gegeven locatie 15 tijdreeksen verkregen (3 hydrologische jaren x 5 scenario's). Per tijdreeks is het aantal dagen vastgesteld waarin de norm uit de drinkwaterregeling of de ERM-streefwaarde wordt overschreden; dit aantal is uitgedrukt in een percentage op jaarbasis en weergegeven in een kleurcodering:

- groen = geen overschrijdingen
- lichtgeel = <10% overschrijdingen
- donkergeel = 10-25% overschrijdingen
- oranje = 25-50% overschrijdingen
- rood = >50% overschrijdingen

Het overzicht van het aantal normoverschrijdingen per jaar staat in Bijlage VIII. De hierop gebaseerde infographic wordt gepresenteerd in Figuur 6-12.



Figuur 6-12 Grafische weergave van de mate van normoverschrijding (oppervlaktewater bestemd voor de productie van drinkwater) op de RWS locaties Lobith, Eijsden en Keizersveer bij huidig klimaat en in het jaar 2050 bij vier verschillende scenario's voor hydrologie en emissies. Farmaceutische stoffen zijn getoetst aan de streefwaarde van 0,1 µg/l uit het ERM document (IAWR; 2013); overige stoffen aan de drinkwaterregeling (0,1 µg/l voor metolachloor en glyfosaat; 1 µg/l voor AMPA en acesulfaam-K).

Grosso modo laat de infographic zien dat de normen van de drinkwaterregeling resp. de ERM-streefwaarde reeds in het huidige klimaat op grote schaal worden overschreden in de Rijn en de Maas, met name voor röntgencontrastmiddelen. Bij Lobith overschrijden metformine en acesulfaam-K in hoge mate de ERM-streefwaarden, in de Maas is dat naar verwachting ook het geval (zie bijv. metformine in Tabel 5-1). Overige probleemstoffen in de Maas zijn glyfosaat/AMPA en metoprolol. De glyfosaatbelasting en daarmee die van AMPA zal vermoedelijk afnemen in de toekomst; dit is echter al verdisconteerd in de prognoses, waarin de toekomstige belasting (2050) is gehalveerd ten opzichte van de huidige belasting.

De projecties van carbamazepine bij Lobith laten goed het gecombineerde effect zien van het scenario en het hydrologische jaar. Bij huidig klimaat (eerste kolom in de infographic) en een gemiddeld hydrologisch jaar (bovenste vakje) overschrijdt carbamazepine bij Lobith de ERM-streefwaarde niet, bij een droog jaar (middelste vakje) gebeurt dat voor <10% van de tijd en bij een extreem droog jaar (onderste vakje) voor 10-25% van de tijd. Bij het W+ scenario met huidige belasting (derde kolom van de infographic) wordt de ERM-streefwaarde vaker overschreden: 10-25% van de tijd bij een gemiddeld hydrologisch jaar, 25-50% van de tijd bij een droog jaar, en >50% van de tijd bij een extreem droog jaar. Bij W+ met

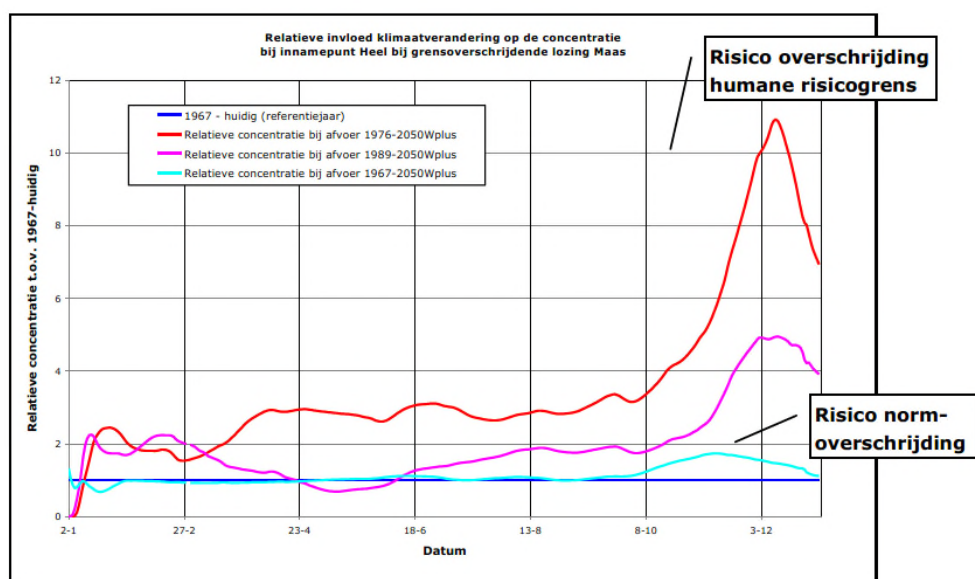
toekomstige belasting neemt de mate van normoverschrijding verder toe, dit is echter alleen zichtbaar voor het gemiddelde hydrologische jaar (25-50% van de tijd overschrijding streefwaarde). De mate van normoverschrijding hangt dus zowel af van toevallige variaties in de hydrologie als van lange-termijn ontwikkelingen zoals klimaatverandering en verandering van de emissies.

Het effect van afbraak bij langdurig lage afvoeren is wel aanwezig in de projecties, zie bijvoorbeeld metoprolol bij Keizersveer (Bijlage VIII). In een extreem droog jaar (1976) overschrijdt metoprolol bij huidig klimaat 256 dagen per jaar de ERM-streefwaarde, onder het W+ scenario is dat aantal afgenomen (!) tot 208 dagen per jaar. Omdat het in beide gevallen >50% van het aantal dagen per jaar betreft kleuren beide hokjes rood. Met andere woorden: subtiele verschillen komen niet altijd tot uitdrukking in de infographic vanwege de grofheid van de gehanteerde criteria.

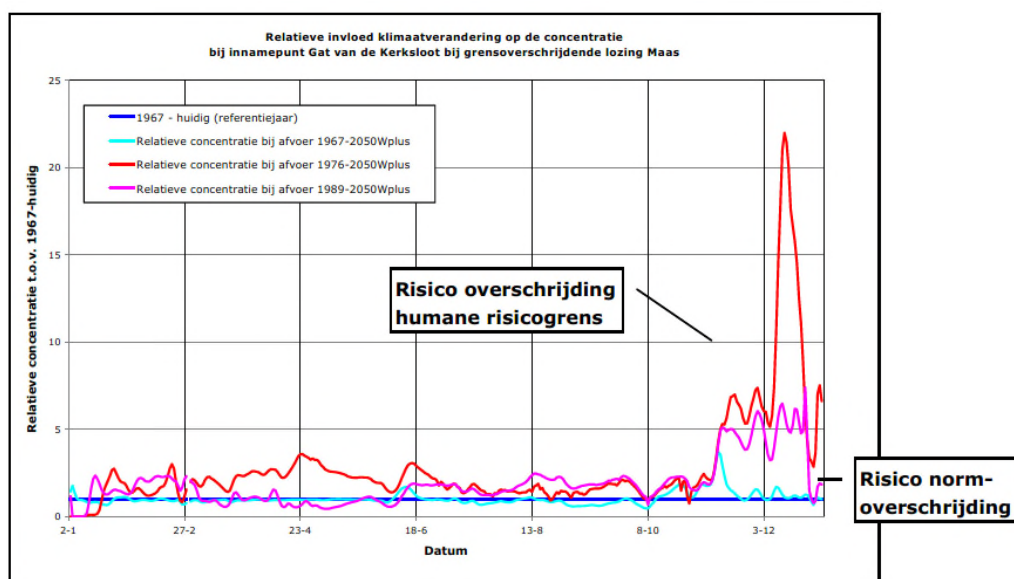
6.4 Vergelijking met RIVM studie 'Effecten klimaatontwikkeling op innamepunten'

De klimatologische effecten op de waterkwaliteit bij de innamepunten zijn ook bestudeerd door het RIVM (Wuits et al., 2012). De RIVM analyses zijn uitgevoerd voor een denkbeeldige stof voor dezelfde hydrologische referentiejaar (1967, 1989, en 1976) en klimaatscenario's (huidig klimaat, G en W+) als de voorliggende studie. Echter, de RIVM studie is gebaseerd op een extreem hoge grensoverschrijdende belasting: 100 kg/s bij Lobith en 20 kg/s bij Eijsden. Daarnaast is ervan uitgegaan dat vanuit elke Nederlandse RWZI een aanvullende vracht van 1 gram per inwonersequivalent per seconde wordt geloosd ($1\text{g/i.e./s} = 86\text{ kg/persoon/dag}$). Het model berekent het concentratieverloop op alle innamepunten voor drinkwaterproductie, gebaseerd op deze vrachten en de huidige en toekomstige hydrologie. De resultaten worden gepresenteerd op relatieve basis, namelijk ten opzichte van het referentiescenario = huidig klimaat en gemiddelde hydrologie (= 1967). Zwak punt van de studie is dat er geen relatie wordt gelegd met werkelijke metingen (kalibratie, validatie), het model is zuiver theoretisch. Afbraak wordt ook niet in beschouwing genomen. Ten slotte gaat de RIVM studie ervan uit dat een toename van de berekende concentratie met een factor twee een indicatie is voor overschrijding van de inlaatnorm voor gewasbeschermingsmiddelen ($0,1\text{ }\mu\text{g/l}$). Toename van de concentratie met een factor 10 wordt beschouwd als een mogelijke overschrijding van een humane risicogrens.

Vanwege het verschil in opzet en uitgangspunten is een gedetailleerde vergelijking van de uitkomsten van deze studie en die van het RIVM niet goed mogelijk. Wel roepen de resultaten van het RIVM (bijv. Figuur 6-13 en 6-14) vragen op met betrekking tot de hoogte van de piekconcentraties (ten minste een factor 10 ten opzichte van het referentiescenario) en de timing ervan (aan het einde van het jaar). Deze studie laat zien dat het effect van verminderde verdunning eerder in de orde ligt van een factor twee tot drie, en dat scherp afgetekende piekconcentraties aan het einde van het jaar niet voorkomen, ook niet na een langdurige lage afvoer periode zoals in 2011. De prognoses van de waterkwaliteit laten dergelijke pieken niet zien; zie Bijlage VII.



Figuur 6-13 Waterkwaliteit op innamepunt Heel bij het W⁺ scenario voor een droog jaar (1989) en een zeer droog jaar (1976), uitgedrukt ten opzichte van de concentratie bij huidig klimaat en een normaal hydrologisch jaar (1967). Bron: Wuijts et al. (2012).



Figuur 6-14 Waterkwaliteit op innamepunt Gat van de Kerksloot bij het W⁺ scenario voor een droog jaar (1989) en een zeer droog jaar (1976), uitgedrukt ten opzichte van de concentratie bij huidig klimaat en een normaal hydrologisch jaar (1967). Bron: Wuijts et al. (2012).

7 Implicaties voor de drinkwaterproductie

7.1 Zuiveringsrendementen

Voor veel stoffen die thans al een bedreiging vormen voor de productie van goed drinkwater zal de concentratie stijgen in de toekomst als gevolg van vergrijzing en klimaatverandering (althans, volgens het W+ scenario). De vraag is actueel in hoeverre de thans opgestelde zuiveringen op hun toekomstige taak zijn voorbereid. Om deze vraag te beantwoorden is de zuiveringsefficiëntie opgevraagd voor de productielocaties Leiduin (Waternet), Heel (WML) en Kralingen (Evides). Op deze locaties wordt het ingenomen rivierwater uiteindelijk gezuiverd tot drinkwater. De zuiveringsefficiëntie is de resultante van alle zuiveringsstappen tussen de inname van het ruwe water en levering van drinkwater 'af pompstation'. Bodempassage (Leiduin, Heel) en verblijf in spaar- of procesbekkens (Biesbosch, Heel) maakt onderdeel uit van het zuiveringsproces. De door de waterbedrijven aangeleverde zuiveringsprestaties per stof zijn vermeld in Tabel 7-1.

Tabel 7-1 Zuiveringsrendementen voor een aantal drinkwaterrelevante stoffen, bepaald vanaf de inname van het ruwe water tot de levering van drinkwater 'af pompstation', voor de productielocaties Kralingen, Heel en Leiduin.

Type stof	Stof	Kralingen	Heel	Leiduin
Gewasbeschermings-middelen	glyphosaat	>70%	>83%	96,9%
	AMPA	96%	>90%	98,8%
	diuron			99,1%
	metolachloor	80%*		100%
Geneesmiddelen	carbamazepine	>75%	90%	99,8%
	metformine	59%	>90%	97,5%
	metoprolol	>86%		98,5%
	sulfamethoxazool	>50%		98,1%
Röntgencontrast-middelen	amidotrizoïnezuur	17%	>70%	65,8%
	johexol	78%	90%*	100%
	jomeprol	67%	>92%	100%
	jopamidol	75%		99,4%
	jopromide	83%	99%	100%
Industriële stoffen	acesulfaam-k			46,1%
	MTBE	>44%		94,0%
	TBP			85,9%

Data aangeleverd door H. Westerink (Evides), L. Kors (Waternet) en W. de Vet (WML). * schatting KWR. Zuiveringsrendementen Evides zijn gebaseerd op de onderste analysegrens (meetgegevens uit 2014). Indien wordt gerekende met de helft van de onderste analysegrens zijn de zuiveringsprestaties bij Kralingen als volgt: carbamazepine 88%, metoprolol 93%, sulfamethoxazool 75%, MTBE 72%.

Opvallend zijn de hoge verwijderingspercentages bij Heel en Leiduin, wellicht het gevolg van de bodempassage. De zuiveringsrendementen bij Kralingen zijn ook hoog, maar blijven toch achter bij die van Leiduin en Heel. Dit is duidelijk te zien voor een stof als metformine en de röntgencontrastmiddelen. Overigens voldoet het bij Kralingen geproduceerde drinkwater in alle gevallen aan de normen van het Drinkwaterbesluit.

Wat verder opvalt, is het relatief lage verwijderingsrendement van acesulfaam-K bij Leiduin (slechts 46%, inclusief de voorzuivering bij Nieuwegein). Ook amidotrizoïnezuur wordt matig verwijderd bij Leiduin (66%). Bij Kralingen (inclusief Biesbosch bekkens) wordt deze stof zelfs nagenoeg niet verwijderd (17%).

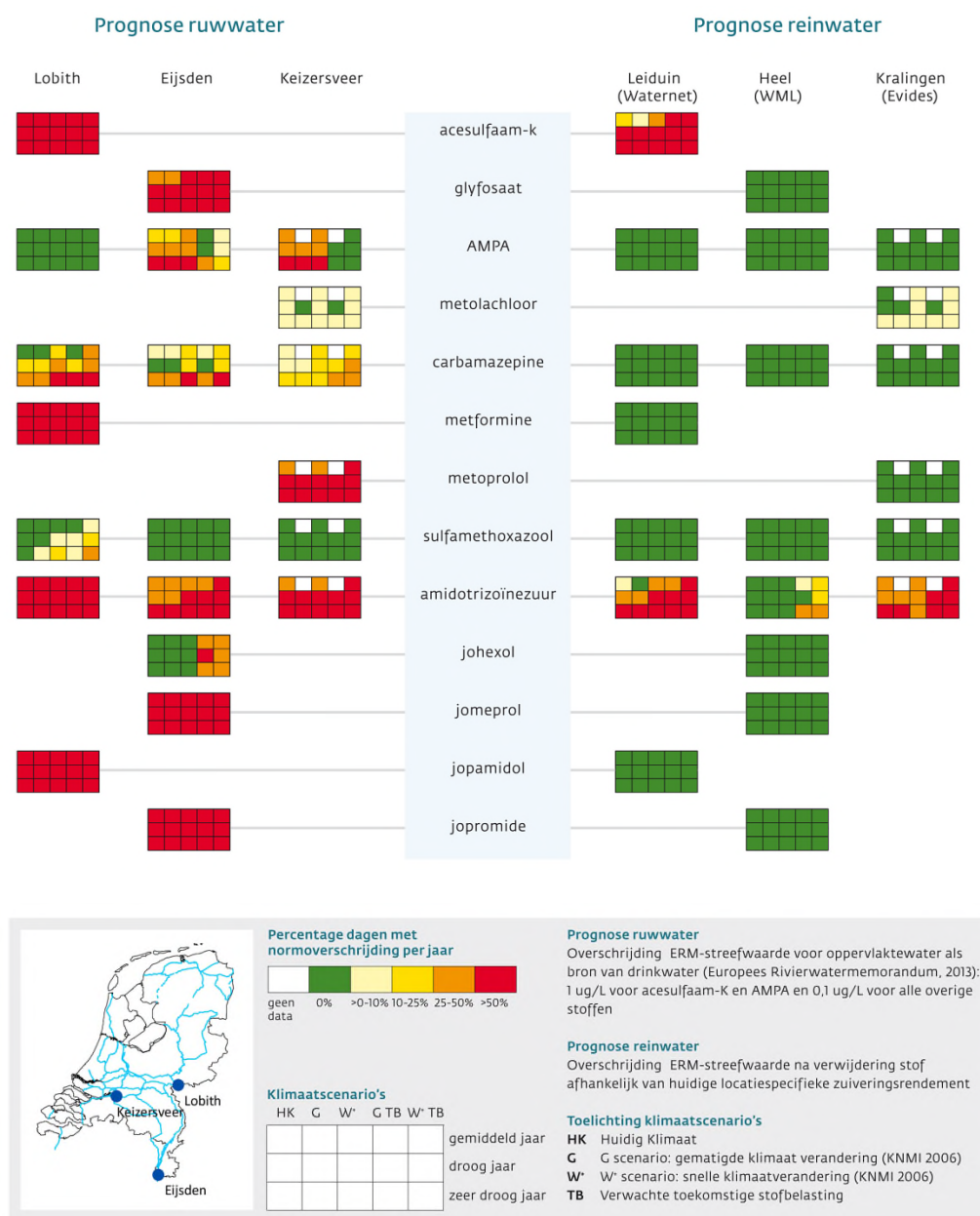
7.2 Infographic ruwwater- en drinkwaterkwaliteit

In Figuur 7-1 wordt een overzicht gegeven van de ernst van het aantal normoverschrijdingen van de aandachtstoffen op de verschillende locaties in de prognoses. Aan de linkerzijde zijn de resultaten uitgezet van het aantal normoverschrijdingen in oppervlaktewater bestemd voor drinkwater (identiek aan Figuur 6-12). Aan de rechterzijde is de vertaling gemaakt naar het uit oppervlaktewater bereide drinkwater, met behulp van de zuiveringsrendementen uit Tabel 7-1. Twee stoffen springen hieruit naar voren: acesulfaam-K en amidotrizoïnezuur.

Omdat acesulfaam-K in zeer hoge concentraties voorkomt in de Rijn (zie Figuur 4-3) de concentraties kunnen verdubbelen bij klimaatverandering (zie Figuur 6-5), en de stof slecht wordt verwijderd in de zuivering (Tabel 7-1), verdient deze stof nadere aandacht. Aan de andere kant is het niet zo waarschijnlijk dat acesulfaam-K een gezondheidsrisico vormt, omdat de stof voor menselijke consumptie is ontwikkeld (kunstmatige zoetstof). Duidelijk is dat de signaalwaarde van 1 µg/l in het drinkwater op grote schaal overschreden wordt, ook al in het huidige klimaat (zie Figuur 7-1). Verwacht mag worden dat hetzelfde geldt voor de Maas (Heel, Kralingen, Brakel), maar daar wordt acesulfaam-K momenteel niet gemeten.

Ook amidotrizoïnezuur komt in hoge concentraties voor in de Rijn en de Maas (range 0,1-1 µg/l), de concentraties kunnen nog verder stijgen onder invloed van klimaatverandering en vergrijzing (zie Bijlage VII) en het zuiveringsrendement is beperkt (Leiduin) tot zeer beperkt (Kralingen). Dat betekent dat de concentraties in het drinkwater kunnen stijgen tot boven de 0,1 µg/l, echter niet boven de signaleringswaarde van 1 µg/l. Dit speelt vooral op de locaties Kralingen en Leiduin, in mindere mate ook bij Heel (zie Figuur 7-1).

De derde stof die nadrukkelijk de aandacht verdient, is metformine en zijn afbraakproduct guanylurea. De concentraties van dit geneesmiddel zijn een orde van grootte hoger dan die van de andere geneesmiddelen en de stof wordt matig verwijderd als bodempassage geen deel uitmaakt van het zuiveringsproces (zie Tabel 7-1). In het bij Kralingen geproduceerde drinkwater wordt dan ook metformine aangetroffen, gemiddeld 0,31 µg/l (H. Westerink, Evides, pers. comm.). Hoewel ook hiervoor geldt dat de signaleringswaarde van 1 µg/l uit het Drinkwaterbesluit niet wordt overschreden, is dit toch een ongewenste ontwikkeling.



Figuur 7-1 Infographic van het aantal overschrijdingen van de ERM streefwaarde op de meetlocaties van de oppervlaktewaterkwaliteit en prognoses daarvan in het jaar 2050. Daarnaast is de vertaling gemaakt van het aantal overschrijdingen van de ERM streefwaarde in drinkwater bij een zuiveringsefficiëntie volgens Tabel 7-1. Amidotrizoïnezuur overschrijdt de ERM streefwaarde in drinkwater (0,1 µg/l) op grote schaal maar niet de signaalwaarde (1 µg/l) van het Drinkwaterbesluit.

8 Conclusies en aanbevelingen

8.1 Conclusies

8.1.1 Over de methodiek (Q-C relaties)

De concentratie van chloride in de Rijn (Lobith) en de Maas (Eijsden, Keizersveer) kan goed worden geschat met behulp van de vergelijking $C = a/Q + b$, waarin C = concentratie (mg/L), a = vracht (g/s), Q = afvoer (m³/s) en b = achtergrondconcentratie (mg/L). Deze vergelijking kan worden toegepast op een dataset die meerdere jaren bestrijkt, maar de nauwkeurigheid waarmee de concentratie voorspeld kan worden neemt doorgaans af naarmate de dataset een langere periode beslaat. Men moet dus een balans zoeken tussen de grootte van de dataset, het afvoerbereik van de dataset en de actualiteit ervan. Wanneer de waterkwaliteit eens per maand wordt bepaald, ontkomt men er niet aan om meerdere jaren bij elkaar te nemen, zoals ook in dit onderzoek is gebeurd.

De Q-C relatie voor chloride bij Lobith (2008-2012, $n = 129$) kent een determinatiecoëfficiënt (R^2) van 0,42; na verwijdering van enkele uitbijters ($n = 5$) verbetert de R^2 aanzienlijk tot 0,70 (zie Tabel 4-1). Dat betekent dat 70% van de variantie in de dataset door de Q-C relatie kan worden verklaard. Ook voor de Maas wordt een goede Q-C relatie voor chloride verkregen. Bij Eijsden (2010-2012, $n = 146$) is de R^2 voor de Q-C relatie 0,65 en deze neemt verder toe naar 0,78 na verwijdering van 7 uitbijters. Bij Keizersveer (2010-2012, $n = 79$) neemt de R^2 toe van 0,53 naar 0,73 na verwijdering van 4 uitbijters. Omdat voor een conservatieve stof als chloride in principe de beste Q-C relatie wordt verkregen, zijn de verkregen determinatie-coëfficiënten voor chloride het maximaal haalbare voor de antropogene stoffen, die immers over het algemeen wel reactief zijn.

Het voorkomen van uitbijters kan verschillende oorzaken hebben, zoals variaties in de emissies (dataset van meerdere jaren) en dynamische hydrologische situaties, zoals het plotseling aantrekken van de afvoer ('first-flush' effecten). Uitbijters in de Q-C relatie kunnen worden geïdentificeerd op basis van statistische criteria; in deze studie is het 99% betrouwbaarheidsinterval van de trendlijn gehanteerd als maatgevend criterium voor de verwijdering van uitbijters.

Bij Lobith kan voor 7 van de 16 geselecteerde stoffen een bruikbare Q-C relatie worden opgesteld, bij Eijsden kan dit voor 11 stoffen en bij Keizersveer voor 7 stoffen. Belangrijke kanttekening hierbij is dat afbraak is verdisconteerd in de Q-C relaties bij Eijsden en Keizersveer, maar niet bij Lobith (behalve voor metformine). De reden dat afbraak wel is verdisconteerd in de Maas maar niet in de Rijn is dat de verblijftijd van het water in de Maas bij lage afvoeren veel hoger is dan die in de Rijn. De beste Q-C relaties worden verkregen voor acesulfaam-k (Lobith), sulfamethoxazool, carbamazepine en AMPA. Typische waarden voor de determinatie coëfficiënten bij Lobith, Eijsden (of Luik) en Keizersveer voor deze stoffen variëren van 0,50 tot 0,80 (zie Tabel 4-2).

Voor reactieve stoffen waarvan de halfwaardetijd in dezelfde orde van grootte ligt als de verblijftijd van het rivierwater, wijkt de Q-C relatie bij lage afvoeren (= lange verblijftijden) sterk af van de Q-C relatie voor conservatieve stoffen. Een extreem goed voorbeeld is metformine, dat zeer reactief is in oppervlaktewater. Bij lage afvoeren domineert de impact

van afbraak (beter: omzetting) boven de impact van afnemende verdunning, zodat de concentratie niet stijgt bij verder afnemende afvoer, maar juist gaat dalen (zie figuur 4-4).

8.1.2 Vergelijking waterkwaliteit: RWS meetpunten versus innamepunten waterbedrijven

De waterkwaliteit op de innamepunten Nieuwegein en Nieuwersluis is *grosso modo* vergelijkbaar met de waterkwaliteit bij Lobith. Bij relatief lage Rijnafvoeren lijkt er wel sprake te zijn van enige bijmenging (ca. 20%) van ander water met minder chloride, bijvoorbeeld kwelwater van de Utrechtse Heuvelrug. Voor sommige stoffen kunnen verschillen optreden tussen de waterkwaliteit op de innamepunten Nieuwegein en Nieuwersluis versus die bij Lobith, maar over het algemeen zijn deze verschillen beperkt.

Er zijn geen metingen bekend op het innamepunt Gat van de Kersloot (Brabantse Biesbosch), maar aangenomen mag worden dat de waterkwaliteit op het innamepunt gelijk is aan de waterkwaliteit gemeten bij Keizersveer, gelet op de korte afstand (ca. 10 km) en de afwezigheid van relevante lozingen tussen beide locaties. De waterkwaliteit bij het innamepunt Brakel verschilt sterk van de waterkwaliteit bij Keizersveer, vanwege de grote invloed van afbraak tijdens het verblijf van het water in de Afgedamde Maas (twee maanden).

De bij Luik of Eijsden gemeten waterkwaliteit is slechts indicatief voor de waterkwaliteit op het innamepunt Heel. Tussen Luik/Eijsden en Heel is sprake van relevante lozingen (bijv. metoprolol, fosfonaten), instroom van zijrivieren (enerzijds verdunning, anderzijds belasting met geneesmiddelen en gewasbeschermingsmiddelen) en van omzettingsprocessen (bijv. metformine, diclofenac). Het effect van deze lozingen en processen op de waterkwaliteit is vooral groot bij lage afvoeren en hoge watertemperaturen van de Maas.

8.1.3 Toekomstige waterkwaliteit onder invloed van klimaatverandering en vergrijzing

De resultaten van de waterkwaliteitsprognoses zijn overzichtelijk samengevat in een infographic (Figuur 6-12). In deze infographic is voor elke gemodelleerde stof aangegeven hoe vaak de ruwwaternorm voor gewasbeschermingsmiddelen (0,1 µg/l; drinkwaterregeling) of de ERM-streefwaarde voor farmaceutische stoffen (0,1 µg/l) wordt overschreden op de RWS meetpunten in elk van de gehanteerde scenario's. *Grosso modo* laat de infographic zien dat de normen c.q. streefwaarden reeds in het huidige klimaat op grote schaal worden overschreden in de Rijn en de Maas, met name voor röntgencontrastmiddelen. Daarnaast is er sprake van specifieke overschrijdingen op individuele locaties. Bij Lobith overschrijden metformine en acesulfaam-K in hoge mate de ERM-streefwaarden (1 µg/l voor acesulfaam-K), in de Maas is dat naar verwachting ook het geval maar hier ontbreken veldmetingen. Overige probleemstoffen in de Maas zijn glyfosaat/AMPA en metoprolol. De glyfosaatbelasting en daarmee die van AMPA zal echter vermoedelijk afnemen in de toekomst. Bij het W+ scenario nemen de concentraties verder toe, typisch met een factor van 1,5 tot 3. Voor stoffen die relatief snel afbreken kan de concentratie echter afnemen bij het W+ scenario, met name in droge en zeer droge jaren (bijv. glyfosaat en metoprolol in de Maas, metformine in de Rijn).

De projecties van carbamazepine bij Lobith (zie Figuur 6-12) laten goed het gecombineerde effect zien van het scenario en het hydrologische jaar. Bij huidig klimaat en een gemiddeld hydrologisch jaar (HK-1967) overschrijdt carbamazepine bij Lobith de ERM-streefwaarde niet, bij een droog jaar (HK-1989) gebeurt dat voor <10% van de tijd en bij een extreem droog jaar (HK-1976) voor 10-25% van de tijd. Bij het W+ scenario met huidige belasting wordt de ERM-streefwaarde vaker overschreden: 10-25% van de tijd bij een gemiddeld hydrologisch jaar, 25-50% van de tijd bij een droog jaar, en >50% van de tijd bij een extreem droog jaar.

Bij W+ met toekomstige belasting (toename 13%) neemt de mate van normoverschrijding verder toe. De mate van normoverschrijding hangt dus zowel af van toevallige variaties in de hydrologie als van lange-termijn ontwikkelingen zoals klimaatverandering en verandering van de emissies.

Vanwege het verschil in opzet en uitgangspunten is een gedetailleerde vergelijking van de uitkomsten met een eerdere studie door het RIVM (Wuijts et al., 2012) niet goed mogelijk. Wel kan worden vastgesteld dat de invloed van verminderde verdunning op de waterkwaliteit veel minder dramatisch is dan het RIVM rapport stelt. Deze studie laat zien dat het effect van verminderde verdunning in de orde ligt van een factor twee tot drie, wanneer de effecten van hydrologische variaties en klimaatverandering worden gecombineerd. Bovendien zijn er geen aanwijzingen voor scherp afgetekende piekconcentraties aan het einde van het jaar (Maas), zoals gesteld in het RIVM rapport. Metingen van de waterkwaliteit laten dergelijke pieken niet zien, ook niet na een langdurige lage afvoer periode zoals in het jaar 2011.

8.1.4 Implicaties voor de drinkwaterkwaliteit

Aangenomen wordt dat de waterkwaliteit op de innamepunten Heel, Gat van de Kerksloot en Nieuwegein overeenkomt met die op de RWS meetpunten waarvoor de kwaliteitsprognoses zijn opgesteld, respectievelijk Eijsden (Luik voor farmaceutische stoffen), Keizersveer en Lobith. Op basis van de toekomstige kwaliteit van het ingenomen water en de bekende (locatiespecifieke) zuiveringsrendementen voor deze stoffen, is berekend welke stoffen na zuivering de drinkwaternorm van 0,1 µg/l of de signaleringsnorm van 1 µg/l overschrijden. Voor farmaceutische stoffen, waarvoor geen drinkwaternormen bekend zijn (behalve de signaleringswaarde van 1 µg/l), is getoetst aan de ERM-streefwaarde van 0,1 µg/l. Deze toetsing heeft uiteraard geen formele basis.

Door de hoge zuiveringsrendementen worden de meeste stoffen afdoende verwijderd uit het ruwe water, nu en in de toekomst. Uitzonderingen hierop zijn acesulfaam-K bij Leiduin (niet gemeten op de andere locaties), metformine bij Kralingen en amidotrizoïnezuur bij Leiduin, Kralingen en (in mindere mate) Heel. Als de zuiveringsrendementen voor deze stoffen niet verbeteren, zullen deze stoffen in de toekomst in toenemende mate in het drinkwater worden aangetroffen. Voor sommige stoffen is dat nu al het geval, al worden er nog geen normen overschreden.

8.2 Aanbevelingen

Voor toekomstige modelberekeningen kan worden overwogen om de dataset uit te breiden van drie jaar naar vijf jaar, zoals ook de RIWA doet. De statistische onderbouwing van de Q-C relaties kan hierdoor mogelijk verbeterd worden.

De mogelijke afbraak van röntgencontrastmiddelen in de Maas dient nader te worden onderzocht, omdat doorgaans wordt aangenomen dat deze stoffen slecht afbreekbaar zijn.

Het verdient aanbeveling om het RIWA geneesmiddelenpakket bij Luik uit te breiden met metformine en guanylurea. Daarnaast zou acesulfaam-K moeten worden opgenomen in het MWTL pakket bij Eijsden en Keizersveer. Nog beter zou het zijn als geneesmiddelen ook in het MWTL pakket bij Eijsden opgenomen worden. RWS heeft hier een verantwoordelijkheid als beheerder van het hoofdwatersysteem.

9 Referenties

- Andreozzi, R., M. Raffaele, et al. (2003). "Pharmaceuticals in STP effluents and their solar photodegradation in aquatic environment." *Chemosphere* **50**(10): 1319-1330.
- Bannink, A. D. (2004). How Dutch drinking water production is effected by the use of herbicides on pavements. *Water Science and Technology*. **49**: 173-181.
- Benotti, M. J. and B. J. Brownawell (2009). "Microbial degradation of pharmaceuticals in estuarine and coastal seawater." *Environmental Pollution* **157**(3): 994-1002.
- Berbee, R. P. M. and D. F. Kalf (2006). Risicovolle lozingen op de Maas, RWS, RIZA
- Bondt, N., L.F. Puister, et al. (2012). "Trends in veterinary antibiotic use in the Netherlands 2005-2011."
- de Snoo, G. R. and M. G. Vijver (2012). Gewasbeschermingsmiddelen en waterkwaliteit. Leiden, the Netherlands, Centrum voor Milieuwetenschappen: 176.
- Derksen, A. and T. L. ter Laak (2013). Human pharmaceuticals in the water cycle. Amersfoort, The Netherlands, KWR Watercycle Research Institute, STOWA: 59.
- Drinkwaterbesluit (2015). http://wetten.overheid.nl/BWBR0030111/geldigheidsdatum_06-07-2015.
- EPA, U. S. (2012). Estimation Programs Interface (EPI) Suite TM v4.11 U.S. Environmental Protection Agency
- Fono, L. J., E. P. Kolodziej, et al. (2006). "Attenuation of wastewater-derived contaminants in an effluent-dominated river." *Environmental Science and Technology* **40**(23): 7257-7262.
- Garssen, J. (2011). Demografie van de vergrijzing. Den Haag / Heerlen, the Netherlands, Centraal Bureau voor de Statistiek: 36.
- Haiß, A. and K. Kümmerer (2006). "Biodegradability of the X-ray contrast compound diatrizoic acid, identification of aerobic degradation products and effects against sewage sludge micro-organisms." *Chemosphere* **62**(2): 294-302.
- Henzler, A. F., J. Greskowiak, et al. (2014). "Modeling the fate of organic micropollutants during river bank filtration (Berlin, Germany)." *Journal of Contaminant Hydrology* **156**: 78-92.
- Hofman, J., T. L. ter Laak, et al. (2013). Geneesmiddelen in de waterketen in Limburg: herkomst en effect. *H2O online*.
- Houtman, C. J., J. Kroesbergen, et al. (2014). "Human health risk assessment of the mixture of pharmaceuticals in Dutch drinking water and its sources based on frequent monitoring data." *Science of the Total Environment* **496**: 54-62.
- Huntscha, S., D. M. Rodriguez Velosa, et al. (2013). "Degradation of Polar Organic Micropollutants during Riverbank Filtration: Complementary Results from Spatiotemporal Sampling and Push-Pull Tests." *Environmental Science & Technology*.
- IAWR (2013). Memorandum regarding the protection of European rivers and watercourses in order to protect the provision of drinking water, IAWR, RIWA, IAWD, AWE, AWWR: 28.
- Jiskra, M. *Fate of the pharmaceutical diclofenac in the aquatic environment*.
- Juhász-Holterman, M. H. A. (2004). Verontreiniging Maas met Mw431; Evaluatie en gevolg. Versie 1. Maastricht, WML.
- Kalsch, W. (1999). "Biodegradation of the iodinated X-ray contrast media diatrizoate and iopromide." *Science of the Total Environment* **225**(1-2): 143-153.
- Knijff, L. M. (2000). Het effect van de lozing van DSM Limburg B.V. op de waterkwaliteit van de Grensmaas. Dordrecht, RIZA.
- Kools, S. A. E., G. D. Roskam, et al. (2013). MRI contrast media. Nieuwegein, the Netherlands, RIWA Rijn: 42.
- Liu, Q. T. and H. E. Williams (2007). "Kinetics and degradation products for direct photolysis of β -blockers in water." *Environmental Science and Technology* **41**(3): 803-810.

- Moermond, C. T. A. (2014). Environmental risk limits for pharmaceuticals : Derivation of WFD water quality standards for carbamazepine, metoprolol, metformin and amidotrizoic acid. Utrecht, RIVM: 56.
- Mons, M. N., M. B. Heringa, et al. (2013). "Use of the Threshold of Toxicological Concern (TTC) approach for deriving target values for drinking water contaminants." *Water Research* **47**(4): 1666-1678.
- NETHMAP/MARAN (2012). Consumption of antimicrobial agents and antimicrobial resistance among medically important Bacteria in the Netherlands/Monitoring of antimicrobial Resistance and Antibiotic Usage in Animals in the Netherlands in 2010-2011. Bilthoven/Wageningen, RIVM/WUR: 110.
- O'Brien Nabors, L. (2012). *Alternative sweeteners*. Boca Raton, FL, CRC press.
- Ramil, M., T. El Aref, et al. (2010). "Fate of beta blockers in aquatic-sediment systems: Sorption and biotransformation." *Environmental Science and Technology* **44**(3): 962-970.
- RIWA-Maas (2011). Jaarrapport 2011 Maas, RIWA-Maas, Vereniging van Rivierwaterbedrijven.
- RIWA (2013). De kwaliteit van het Maaswater in 2012, RIWA-Maas. Vereniging van Rivierwaterbedrijven.
- RIWA (2014). Nieuwsbrief. Jaarrapporten waterkwaliteit 2013. s. R. e. M. RIWA Rivierwaterbedrijven. Nieuwegein.
- RIWA (2015). Nieuwsbrief 12. R. V. v. Rivierwaterbedrijven. Nieuwegein.
- Scheurer, M., A. Michel, et al. (2012). "Occurrence and fate of the antidiabetic drug metformin and its metabolite guanilurea in the environment and during drinking water treatment." *Water Research* **46**(15): 4790-4802.
- Scheurer, M., F. Sacher, et al. (2009). "Occurrence of the antidiabetic drug metformin in sewage and surface waters in Germany." *Journal of Environmental Monitoring* **11**: 1608-1613.
- Slootweg, T. and P. Speksnijder (2014). Monitoren van kunstmatige zoetstoffen in drinkwater en bronnen van drinkwater. Onderzoek correlatie kunstmatige zoetstoffen en antropogene vervuiling. Nieuwegein, Nederland, HWL, KWR: 50.
- Smit, C. E., Wuijts, S. (2012). Specifieke verontreinigende en drinkwater relevante stoffen onder de Kaderrichtlijn water. De Bilt, Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu.
- Staats, N., R. Faasen, et al. (2002). AMPA; inventarisatie van bronnen in Nederlands oppervlaktewater, IVAM/RIZA: 67.
- Stales, C. A., D. R. Peterson, et al. (1997). "The environmental fate of phthalate esters: A literature review." *Chemosphere* **35**(4): 667-749.
- Ter Laak, T. L., H. Tolkamp, et al. (2013). Geneesmiddelen in de watercyclus in Limburg. Fase 1: Voorkomen, herkomst en ernst van geneesmiddelen in het watersysteem. . Nieuwegein, KWR Watercycle Research Institute.
- ter Laak, T. L., M. Van der Aa, et al. (2010). "Relating environmental concentrations of pharmaceuticals to consumption: A mass balance approach for the river Rhine." *Environment International* **36**: 403-409.
- van Bokhoven, A. J. and J. J. G. Zwolsman (2007). "Klimaatverandering en de waterkwaliteit van de Rijn." *H2O* **40**(9): 34-37.
- van der Aa, N. G. F. M., G. J. Kommer, et al. (2011). "Demographic projections of future pharmaceutical consumption in the Netherlands." *Water Science and Technology*: 825-832.
- van Rooij-van den Bos, L., E. J. M. Konings, et al. (2004). Onderzoek naar de kunstmatige zoetstoffen Sacharine, Aspartaam, Acesulfaam-K en Cyclamaat in levensmiddelen. Eindhoven, The Netherlands, Voedsel en Waren Autoriteit.
- van Vliet, M. T. H. and J. J. G. Zolsman (2007). "Klimaatverandering en de waterkwaliteit van de Maas." *H2O* **40**(9): 29-33.
- VEWIN. (2014, 18-12-2014). "Waterspiegel Update. Verbod chemische onkruidbestrijding per 1 januari 2016." Retrieved 07-07-2015, 2015, from http://www.vewin.nl/publicaties/waterspiegelupdate/Paginas/Verbod_chemische_onkruidbestrijding_per_1_januari_2016_25.aspx.

Ziska, L. H. (2014). "Increasing minimum daily temperatures are associated with enhanced pesticide use in cultivated soybean along a latitudinal gradient in the mid-western United States." PLoS ONE **9**(6).

Bijlage I

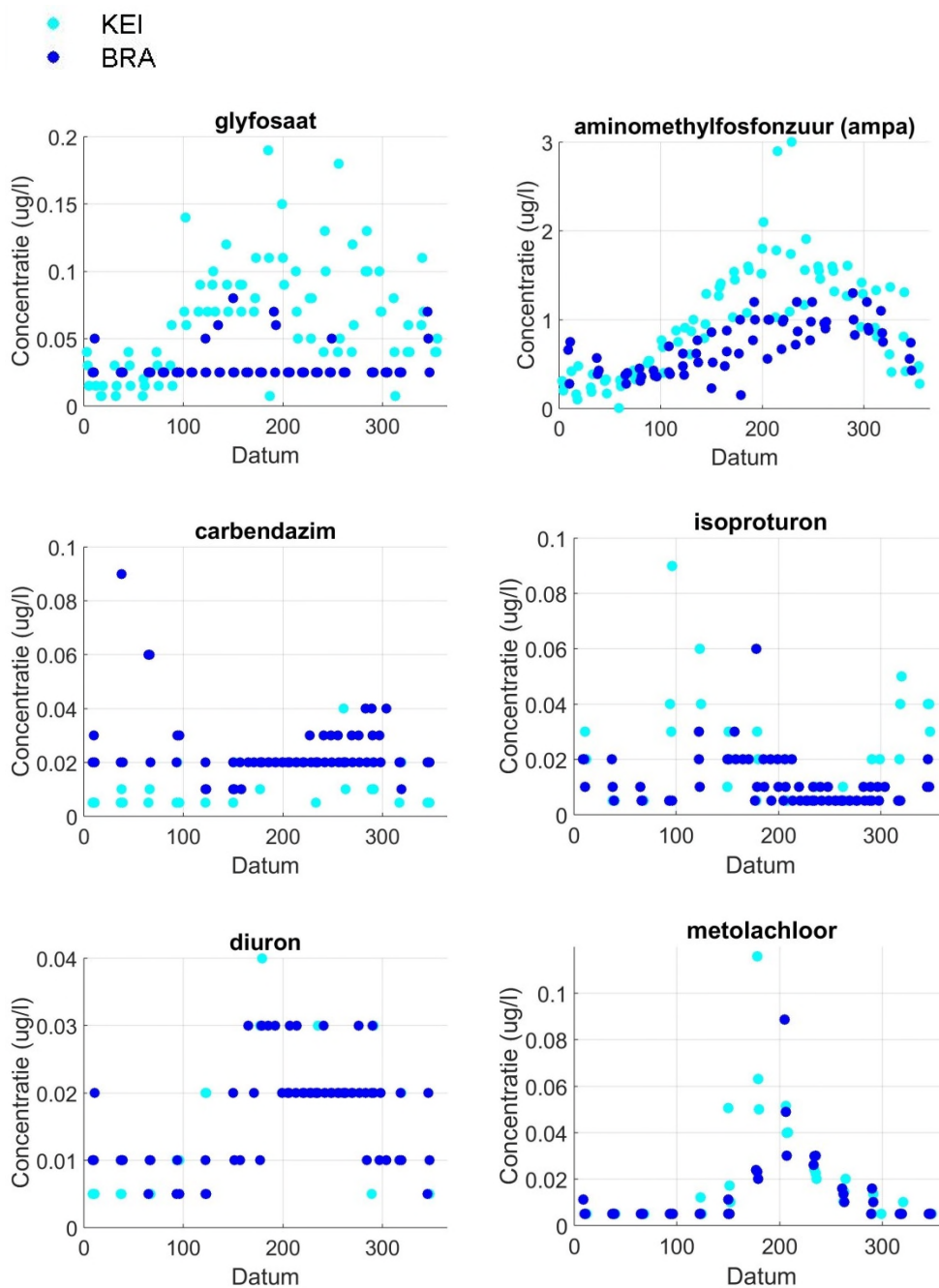
Beschikbare data van stoffen op meet- en innamepunten

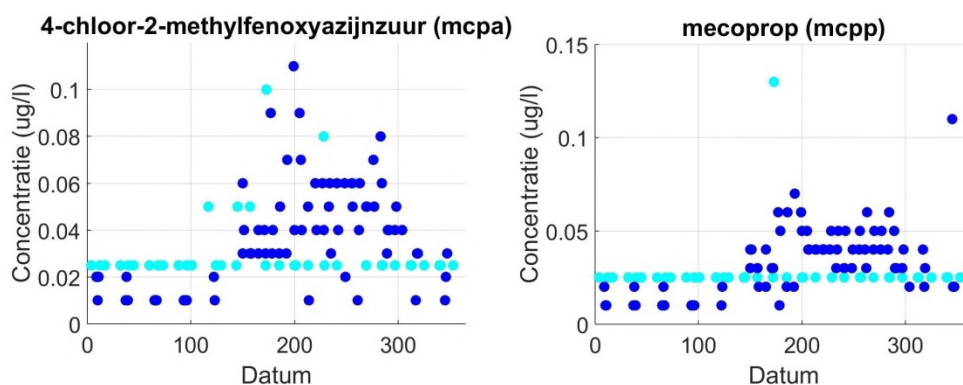
Tabel I-1 Overzicht van de periode waarover meetgegevens beschikbaar zijn. De getallen geven de jaartallen weer binnen de periode 2003-2012. V = de volledige periode 2003-2012. (-) = geen gegevens.

	LOB	NIE	NSL	EIJ	LUI	HEE	KEI	BRA	DPU
Acesulfaam - K	10-12	-	-	-	-	-	-	10-12	-
Amidotrizoïnezuur	04-12	04-12	04-12	-	08-12	11-12	08-12	05-12	-
AMPA	V	V	V	V	-	V	V	V	-
Carbamazepine	V	V	V	-	08-12	-	04-12	V	-
Carbendazim	07	V	04-12	-	-	-	04-12	04-12	-
Chloride	V	V	V	V	-	V	V	V	V
DEHP	-	05-12	04-06	-	-	-	-	-	-
Diclofenac	04-12	05-12	V	-	08-12	-	04-12	-	-
Diuron	V	V	04-12	V	-	V	V	V	-
EDTA	V	04-12	V	-	-	-	V	08-12	-
Fenazon	-	04-12	06-12	-	-	-	-	10-12	-
Fluoride	V	V	V	V	-	V	V	V	V
Glyfosaat	V	04-12	03-12	V	-	V	V	V	-
Guanylureum	12	-	-	-	-	-	-	-	-
Isoproturon	V	V	04-12	V	-	V	V	V	-
Johexol	04-12	04-12	04-12	-	08-12	08-12	08-12	05-12	-
Jomeprol	04-12	05-12	06-12	-	08-12	08-12	08-12	05-12	-
Jopamidol	04-12	04-12	04-12	-	-	-	08-12	05-12	-
Jopromide	04-12	04-12	04-12	-	08-12	08-12	08-12	05-12	-
Lincomycine	-	10-12	10-12	-	-	11-12	-	10-12	-
MCPA	-	-	V	-	-	-	V	V	-
Mecoprop (MCP)	-	V	V	-	-	-	03-11	V	V
Metformine	12	10-12	10-12	-	-	11-12	-	10-12	-
MTBE	V	V	V	V	-	05-12	V	V	-
Metolachloor	V	-	-	V	-	05-12	V	05-12	-
Metoprolol	07-12	04-06	06-12	-	08-12	08-12	09-12	05-12	-
Pentoxifylline	04-11	04-10	06-10	-	-	-	-	-	-
Sotalol	07-12	05-12	06-12	-	08-12	08-12	08-12	10-12	-
Sulfamethoxazool	04-06	04-06	06-12	-	08-12	08-12	08-12	05-12	-
Tributylfosfaat (TBP)	-	-	-	V	-	06-12	04-12	V	-
Waterafvoer	V	-	-	V	-	-	V	-	V

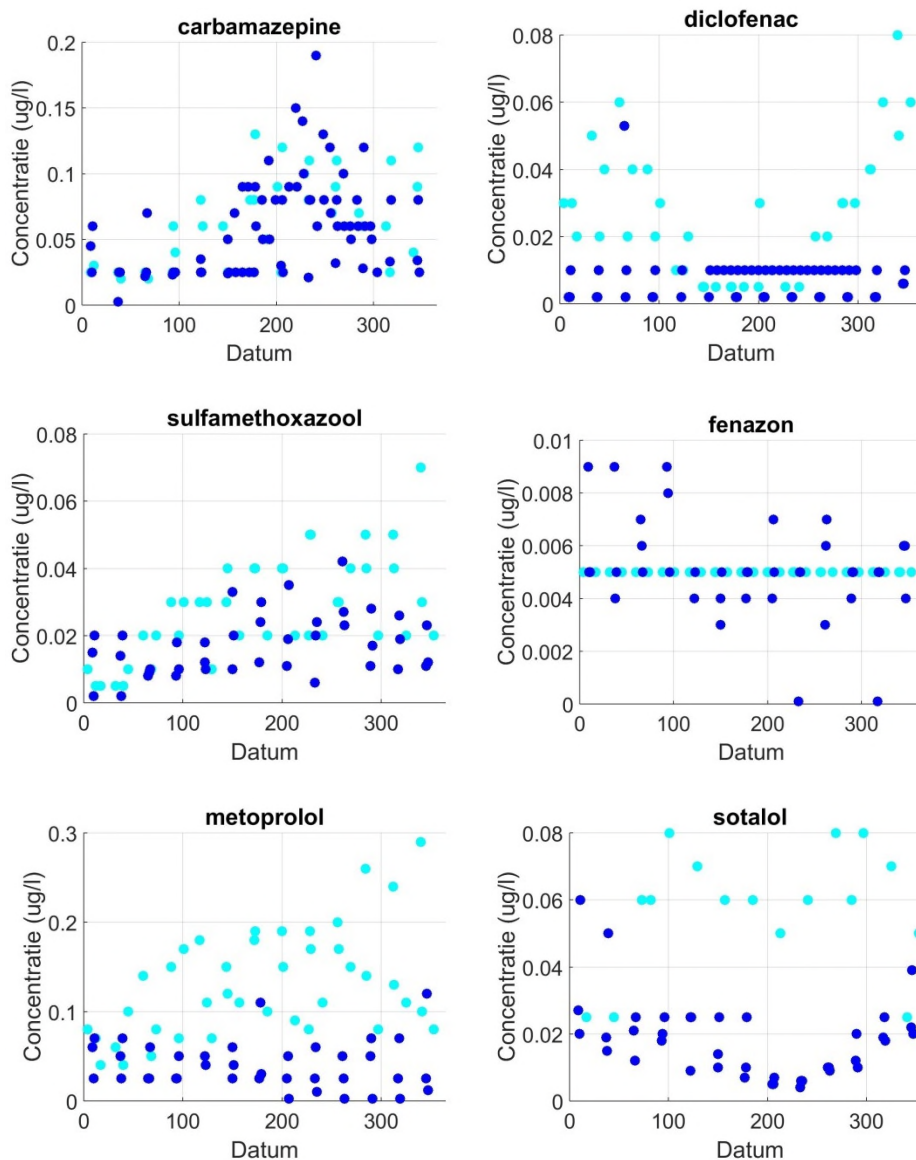
Bijlage II

Tijdreeksen op locaties Keizersveer en Brakel (Afgedamde Maas)

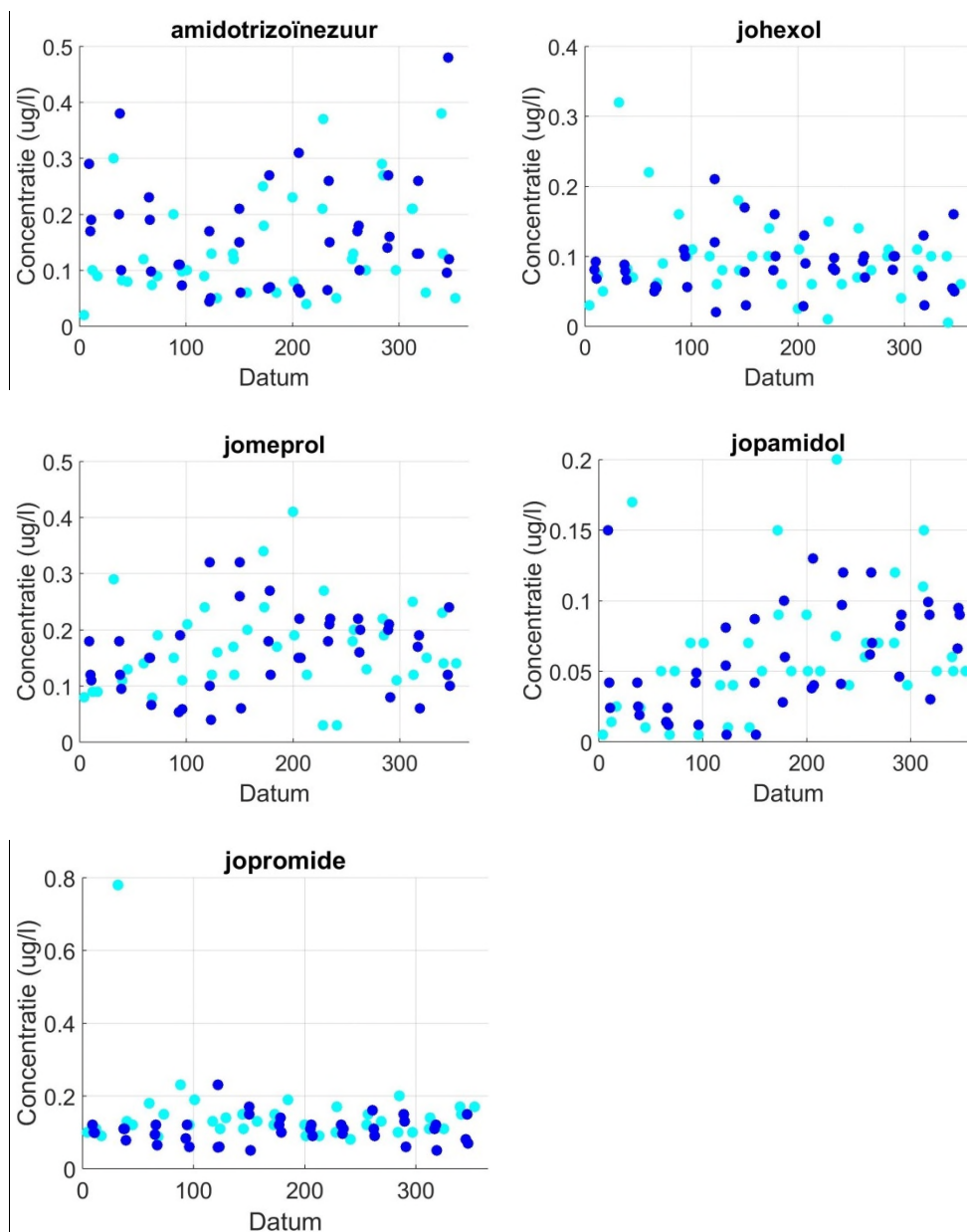




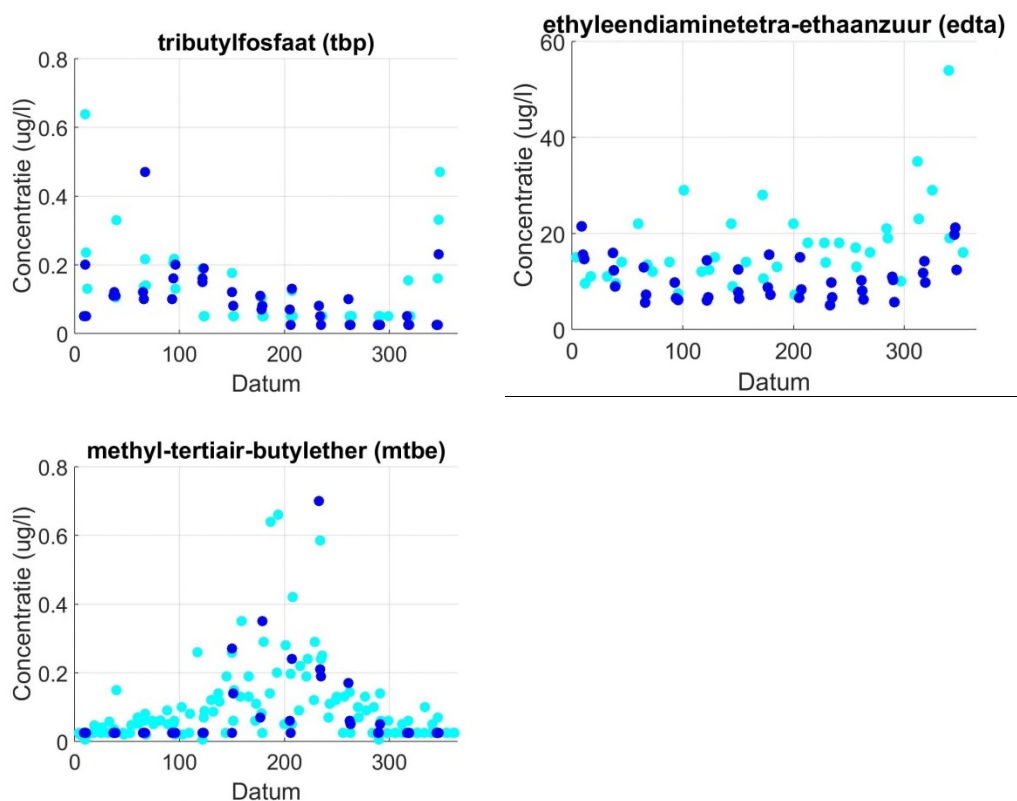
Figuur II-1 Concentraties van gewasbeschermingsmiddelen bij Keizerveen en Brakel over de jaren 2010-2012, uitgezet per dagnummer.



Figuur II-2 Concentraties van geneesmiddelen bij Keizerveen en Brakel over de jaren 2010-2012, uitgezet per dagnummer.



Figuur II-3 Concentraties van röntgencontrastmiddelen bij Keizerveer en Brakel over de jaren 2010-2012, uitgezet per dagnummer.



Figuur II-4 Concentraties van industriële stoffen bij Keizerveer en Brakel over de jaren 2010-2012, uitgezet per dagnummer.

Tabel II-1 Mediane concentraties van de stoffen bij Keizersveer en Brakel over de periode 2008-2012, met in de laatste kolom de ratio tussen de twee locaties.

	Mediane concentratie (ug/L)		Ratio (Brakel/Keizersveer)
	Keizersveer	Brakel	
amidotrizoïnezuur	0.1	0.15	1.50
AMPA	0.91	0.7	0.77
carbamazepine	0.06	0.06	1.00
carbendazim	0.01	0.02	2.00
chloride	44.5	48	1.08
DEHP	0.5	0.015	0.03
diclofenac	0.02	0.01	0.50
diuron	0.02	0.02	1.00
EDTA	15	9.8	0.65
fenazon	0.005	0.005	1.00
fluoride	0.26	0.25	0.96
glyfosaat	0.06	0.025	0.42
isoproturon	0.02	0.01	0.50
johexol	0.082	0.081	0.99
jomeprol	0.15	0.16	1.07
jopamidol	0.05	0.049	0.98
jopromide	0.13	0.11	0.85
lincomycine	0.005	0.002	0.40
MCPA	0.025	0.04	1.60
MCPP	0.025	0.035	1.40
MTBE	0.06	0.025	0.42
metolachloor	0.005	0.005	1.00
metoprolol	0.115	0.03	0.26
sotalol	0.06	0.018	0.30
sulfamethoxazool	0.03	0.017	0.57
temperatuur	12.45	12.6	1.01
TBP	0.0765	0.08	1.05

Bijlage III

Q-C relaties voor chloride op de verschillende meetpunten

Tabel III-1 Vracht (*a*) en achtergrondconcentratie (*b*) voor chloride volgens de vergelijking $c = a/Q + b$ voor de verschillende meetlocaties over meerdere jaren (zie: periode).

Locatie	periode	aantal metingen	vgl 2.1 R^2	vgl 2.1* R^2	vgl 2.1 <i>a</i> g/s	vgl 2.1 <i>b</i> mg/L	vgl 2.1* <i>a</i> g/s	vgl 2.1* <i>b</i> mg/L
Lobith	2008-2012	129	0,42	0,70 (-5)	62283	47	66951	42
Eijsden	2010-2012	146	0,65	0,78 (-7)	1934	23	1955	21
Keizersveer	2010-2012	79	0,53	0,73 (-4)	1365	36	1632	33
De Punt	2008-2011	52	0,05	-	0	28	-	-

*Vergelijking zonder uitbijters, (-n) = aantal verwijderde uitbijters, *a*= vracht, *b*=achtergrondconcentratie.

Tabel III-2 Resultaten regressieanalyse (R^2) van chloride voor de verschillende meetlocaties per jaar.

	2008		2009		2010		2011		2012	
	R^2	<i>n</i>	R^2	<i>n</i>	R^2	<i>n</i>	R^2	<i>n</i>	R^2	<i>n</i>
Lobith	0,42	27	0,42	26	0,03	25	0,73	26	0,33	25
Eijsden	-	-	-	-	0,43	43	0,76	52	0,39	51
Keizersveer	-	-	-	-	0,43	27	0,56	26	0,28	26
De Punt	0	13	0	13	0,06	13	0	13	0	13

Tabel III-3 Vracht (*a* in g/s) en achtergrondconcentratie (*b* in mg/L) voor chloride, per meetpunt per jaar.

Variabele	2008 vgl 2.1		2009 vgl 2.1		2010 vgl 2.1		2011 vgl 2.1		2012 vgl 2.1	
	<i>a</i>	<i>b</i>	<i>a</i>	<i>b</i>	<i>a</i>	<i>b</i>	<i>a</i>	<i>b</i>	<i>a</i>	<i>b</i>
Eenheid	g/s	mg/L	g/s	mg/L	g/s	mg/L	g/s	mg/L	g/s	mg/L
Lobith	56289	49	61272	46	28550	67	68151	45	56965	44
Eijsden	-	-	-	-	1297	31	2102	25	1377	22
Keizersveer	-	-	-	-	1098	38	1373	38	1063	34

Bijlage IV

Resultaten Q-C relaties aandachtstoffen op RWS meetpunten

Tabel IV-1 Resultaten regressieanalyses (R^2) van de Q-C relaties volgens vergelijkingen (2.2) en (2.4) met en zonder uitbijters (*), het aantal metingen (N), het aantal metingen boven de detectielimiet ($N > dl$) en het aantal verwijderde uitbijters ($n > 3 \cdot std$). Bij R^2 kleiner dan 0 is dit weergegeven als <.

Stoffen	Lobith (2008-2012)							
	vgl 2.2		vgl 2.4		N	N > dl	vgl 2.2 n >3std	vgl 2.4 n >3std
	R^2	R^{2*}	R^2	R^{2*}				
acesulfaam - k ¹	0.63	0.82	0.76	0.91	36	36	2	2
amidotrizoïnezuur	0.1	0.35	0.21	0.33	63	63	3	2
AMPA	0.38	0.51	0.42	0.45	62	62	2	1
carbamazepine	0.55	0.61	0.55	0.61	63	63	4	4
carbendazim					0	0	0	0
DEHP	<	<	0	<	62	1	1	1
diclofenac	<	<	-0	-0	63	63	1	0
diuron	<	0.01	-0	0.01	129	76	1	1
EDTA	0.09	0.25	0.25	0.37	63	63	2	2
fenazon					0	0	0	0
glyfosaat	<	<	0.02	0.03	62	33	2	2
guanylureum	<	<	0.02	0	12	10	1	1
isoproturon	<	<	0.08	0.09	129	81	9	5
johexol	<	<	0.04	0.02	63	62	2	2
jomeprol	<	<	0.05	0.04	63	63	1	1
jopamidol	0.31	0.38	0.39	0.46	63	63	2	2
jopromide	<	<	0.09	0.09	63	63	3	3
lincomycine					0	0	0	0
MCPA	<	<	<	<	63	0	0	5
MCPP	<	<	<	<	63	0	0	5
metformine	<	<	0.25	0.36	12	12	0	1
MTBE	<	<	0	0.06	733	710	25	25
metolachloor	<	<	<	<	60	16	2	2
metoprolol	<	<	0.03	0.02	63	63	3	1
pentoxifylline	<	<	<	<	63	9	3	3
sotalol	<	<	0.1	0.14	63	63	2	1
Sulfamethoxazool ²	0.56	0.62	0.56	0.62	36	36	0	2
TBP	<	<	0	<	63	3	3	3

¹De vergelijking is gebaseerd over de periode 2010-2012. ²De vergelijking is gebaseerd over de periode 2004-2006.

Vervolg Tabel IV-1. Resultaten regressieanalyses (R^2) van de Q-C relaties volgens vergelijkingen (2.2) en (2.4) met en zonder uitbijters (*), het aantal metingen (N), het aantal metingen boven de detectielimiet ($N > dl$) en het aantal verwijderde uitbijters ($n > 3 \cdot std$). Bij R^2 kleiner dan 0 is dit weergegeven als <.

Stoffen	Eijsden (2010 - 2012)							
	vgl 2.2		vgl 2.4		N	N > dl	vgl 2.2 n > 3std	vgl 2.4 n > 3std
	R ²	R ² *	R ²	R ² *				
acesulfaam - k					0	0	0	0
amidotrizoïnezuur	0.5	0.57	0.51	0.65	39	38	1	2
AMPA	0.73	0.84	0.73	0.86	37	36	3	3
carbamazepine	0.78	0.81	0.78	0.78	36	30	1	0
carbendazim					0	0	0	0
DEHP	<	<	<	<	37	3	2	2
diclofenac	<	<	<	<	39	22	0	3
diuron	0.42	0.56	0.46	0.48	37	18	2	2
EDTA					0	0	0	0
fenazon	<		<	<	12	0	0	0
glyfosaat	0.3	0.4	0.34	0.49	36	31	2	2
guanylureum					0	0	0	0
isoproturon	<	<	<	<	37	16	3	2
johexol	<	<	0.33	0.33	39	30	0	0
jomeprol	0.31	0.45	0.47	0.56	39	36	1	1
jopamidol	<	<	<	<	39	1	1	2
jopromide	0.22	0.35	0.42	0.56	39	38	2	2
lincomycine	<	<	<	<	12	0	0	0
MCPA	<	<	<	<	37	0	0	1
MCPP	<	<	<	<	37	0	0	1
metformine					0	0	0	0
MTBE	0.1	0.32	0.22	0.47	76	64	4	4
metolachloor	<	0.05	0.03	<	37	9	2	1
metoprolol	<	<	<	<	12	0	0	0
pentoxifylline					0	0	0	0
sotalol	0.07	0.07	0.1	0.1	12	5	0	0
sulfamethoxazool	0.58	0.58	0.59	0.59	39	13	0	0
TBP	<	<	0.34	0.37	36	20	0	1

Vervolg Tabel IV-1. Resultaten regressieanalyses (R^2) van de Q-C relaties volgens vergelijkingen (2.2) en (2.4) met en zonder uitbijters (*), het aantal metingen (N), het aantal metingen boven de detectielimiet ($N > dl$) en het aantal verwijderde uitbijters ($n > 3 \cdot std$). Bij R^2 kleiner dan 0 is dit weergegeven als <.

Stoffen	Keizersveer (2010 - 2012)							
	vgl 2.2		vgl 2.4		N	N > dl	vgl 2.2 n >3std	vgl 2.4 n >3std
	R^2	R^{2*}	R^2	R^{2*}				
acesulfaam - k	<	<			0	0	0	0
amidotrizoïnezuur	<	<	<	0.31	39	39	3	3
AMPA	0.08	0.46	0.41	0.69	79	78	6	4
carbamazepine	<	0.23	0.4	0.51	39	28	2	1
carbendazim	<	<	0.1	0.28	39	25	2	2
DEHP	<	<	0	<	39	0	0	3
diclofenac	<	<	0.2	0.15	40	27	1	1
diuron	<	0.08	0.45	0.45	39	27	2	0
EDTA	<	<	<	<	39	39	1	1
fenazon	<	<	<	<	40	0	0	0
glyfosaat	<	<	0.22	0.29	79	65	4	3
guanylureum					0	0	0	0
isoproturon	<	<	<	<	39	25	2	1
johexol	<	<	<	<	39	35	2	2
jomeprol	<	<	<	<	39	38	1	3
jopamidol	<	0.09	<	0.26	39	33	3	2
jopromide	<	<	<	<	39	39	1	1
lincomycine	<	<	<	<	40	0	0	0
MCPA	<	<	0.11	<	39	7	0	2
MCPP	<	<	<	<	39	2	1	1
metformine	<				0	0	0	0
MTBE	0.12	0.05	0.16	0.22	115	77	8	6
metolachloor	<	0.31	0.1	0.22	39	18	3	1
metoprolol	<	<	0.32	0.49	40	40	1	1
pentoxifylline	<	<	<	<	40	0	0	0
sotalol	<	<	<	<	16	12	0	0
sulfamethoxazool	<	0.21	0.3	0.6	40	36	2	2
TBP	<	<	0.23	0.27	38	19	2	1

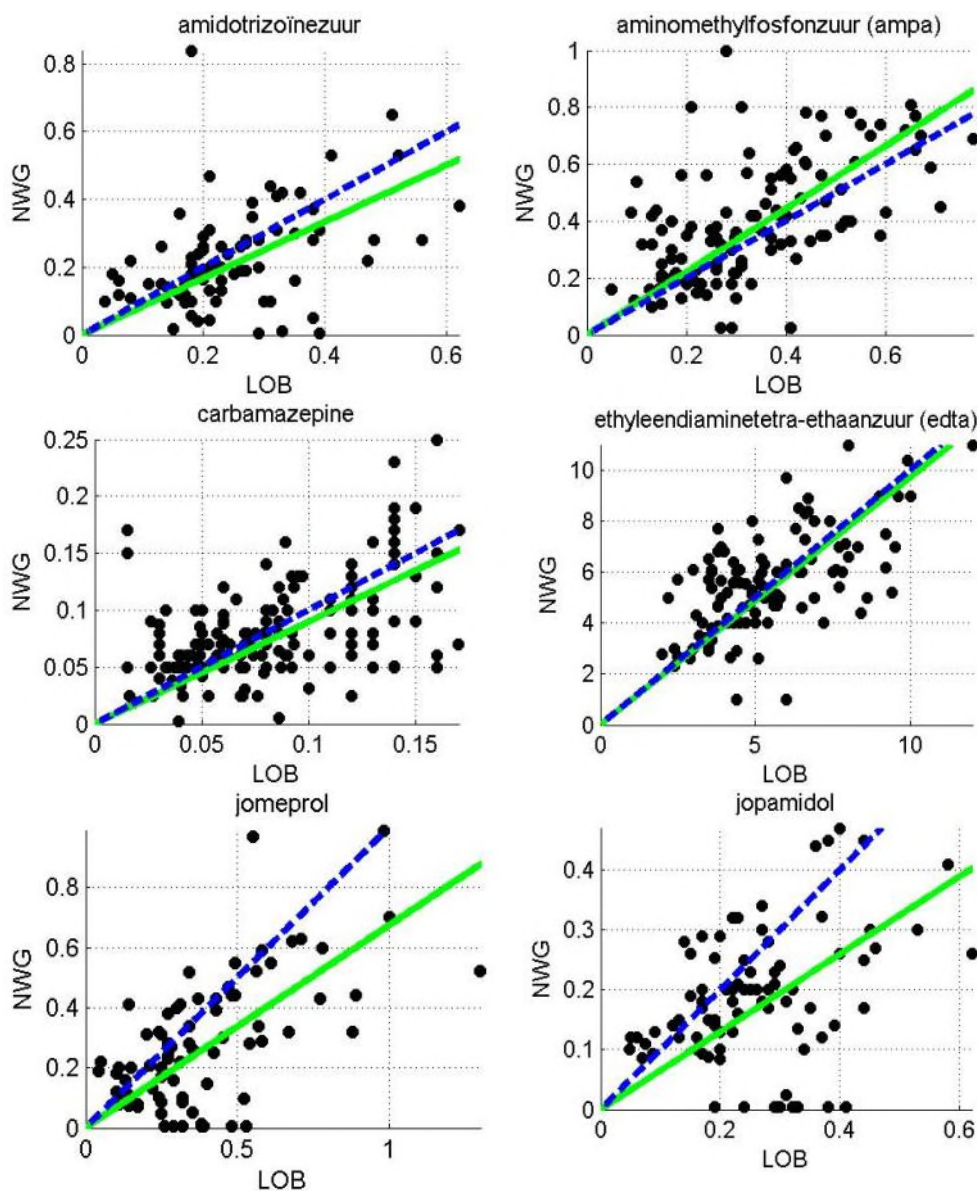
Tabel IV-2 Vracht (a) en kV-parameter volgens vergelijking 2.4 voor de geselecteerde stoffen voor de meetlocaties Lobith, Eijsden en Keizersveer.

Variabele	LOBITH		EIJSDEN		Keizersveer	
	a	kV	a	kV	a	kV
Eenheid	mg/s	m³/s	mg/s	m³/s	mg/s	m³/s
acesulfaam - k	4112	396				
amidotrizoïnezuur	604	553	11	16	35	78
AMPA	763	347	81	14	205	49
carbamazepine	113	0	3,2	3,3	15	51
diuron			1,8	26	4,2	58
glyfosaat	215	2137	18	28	20	87
johexol			21	81		
jomeprol	1935	1477	28	42		
jopamidol	625	505				
jopromide			34	45		
metformine	6546	2507				
MTBE			9,2	40		
metoprolol					34	73
sulfamethoxazool	78	0,0	1,2	15	6,5	63
TBP			187	178		

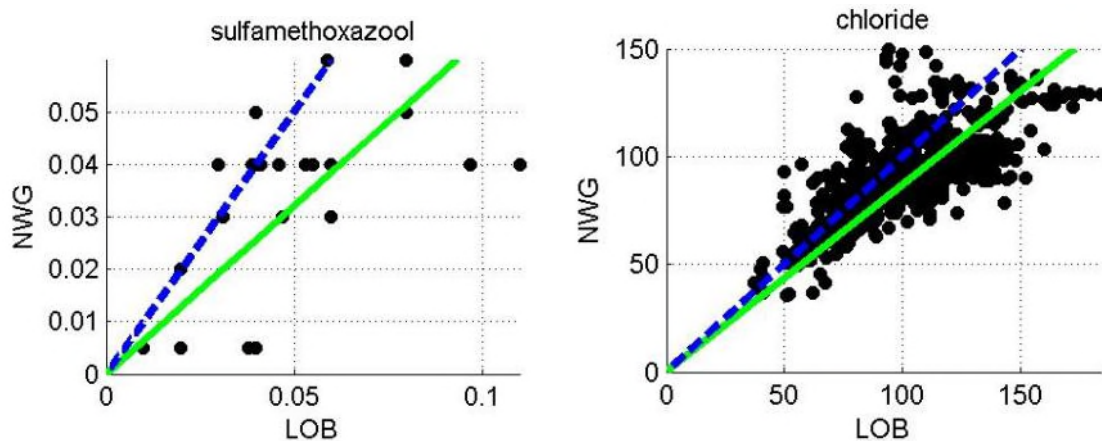
Bijlage V

Vergelijking waterkwaliteit RWS meetpunten en innamepunten

V.1 Nieuwegein versus Lobith

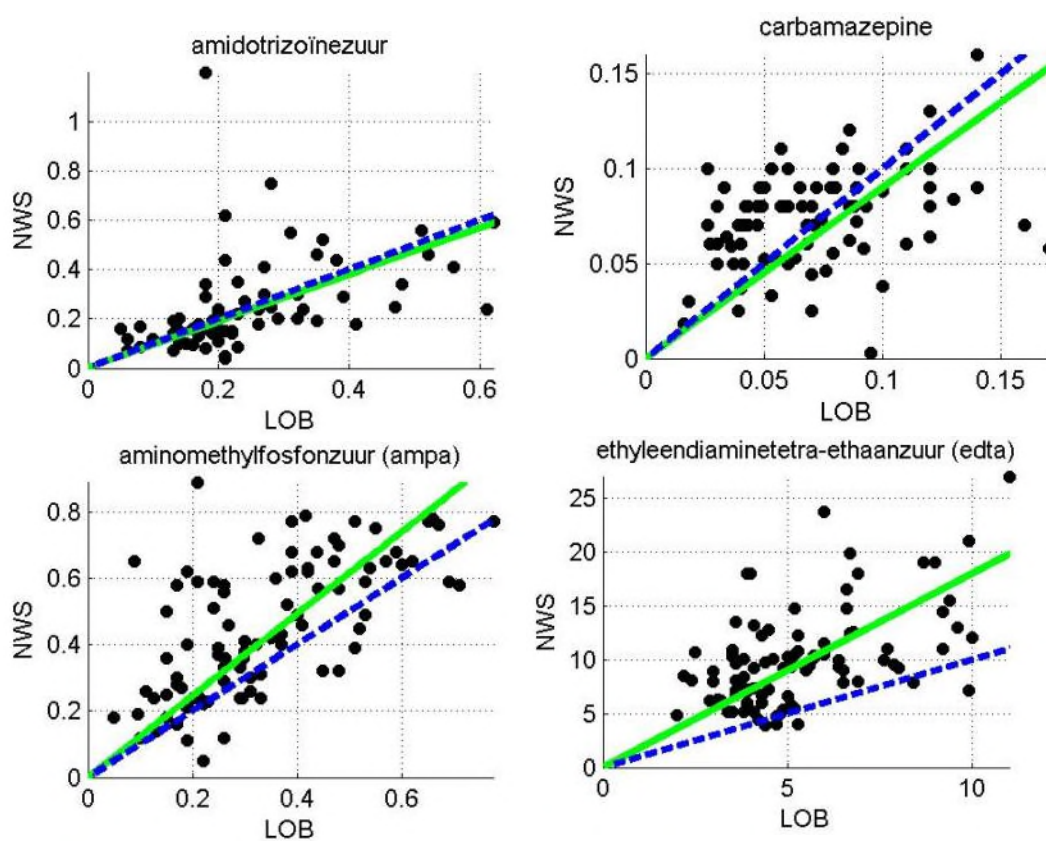


Figuur V-1 Plots van de concentratie bij Nieuwegein uitgezet tegen de concentratie bij Lobith met een tijdsinterval van 0 tot 7 dagen (maximaal 7 dagen verschil tussen monsternamen Lobith en Nieuwegein). De $x = y$ lijn is blauw gestippeld, de groene lijn geeft de regressie aan.

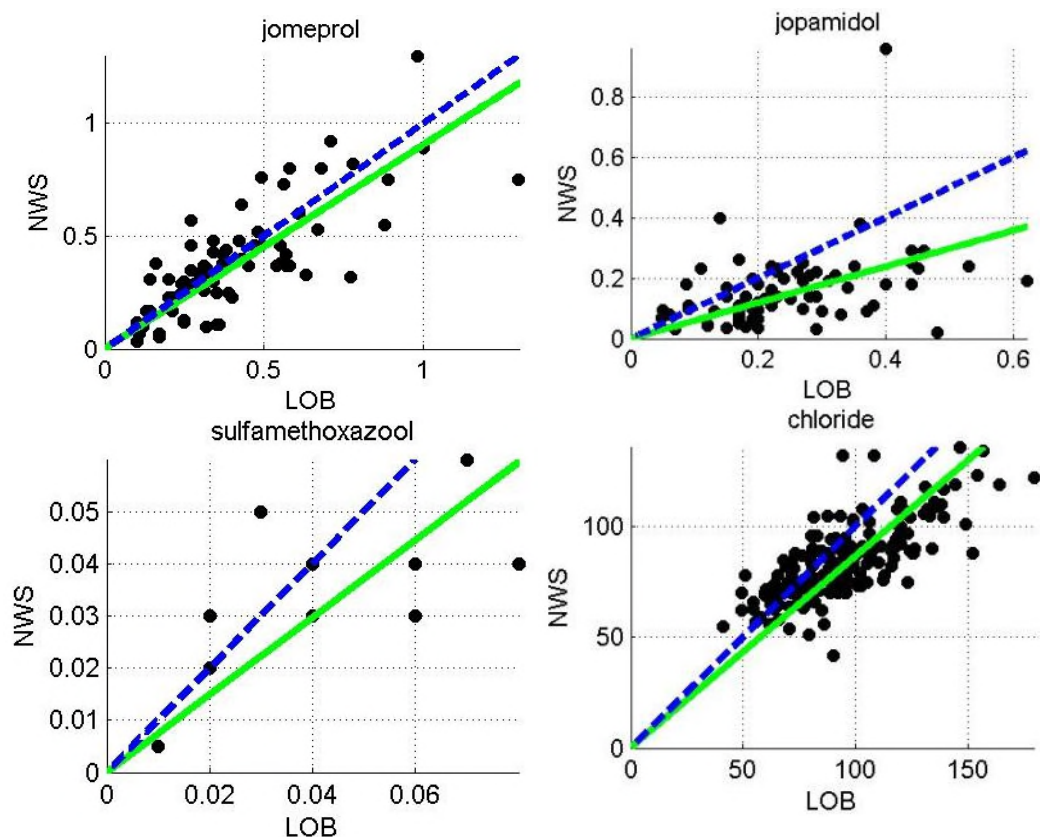


Vervolg Figuur V-1 Plots van de concentratie bij Nieuwegein uitgezet tegen de concentratie bij Lobith met een tijdsinterval van 0 tot 7 dagen.

V.2 Nieuwersluis versus Lobith

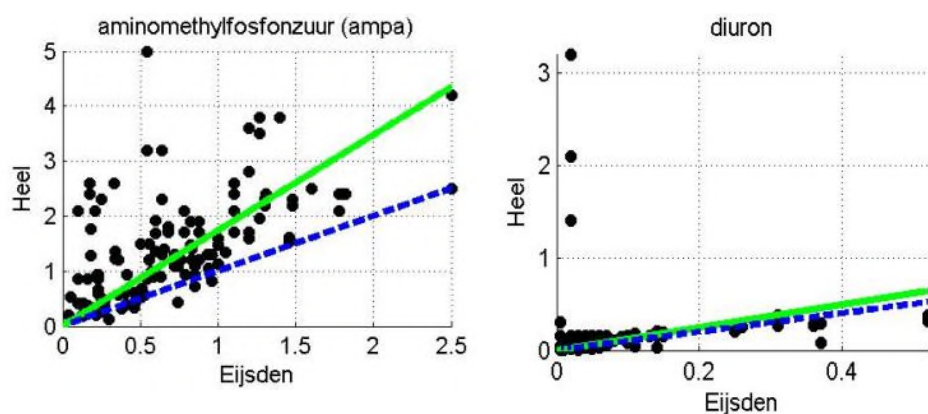


Figuur V-2 Plots van de concentratie bij Nieuwersluis uitgezet tegen de concentratie bij Lobith met een tijdsinterval van 0 tot 7 dagen. De $x = y$ lijn is blauw gestippeld, de groene lijn geeft de regressie aan.

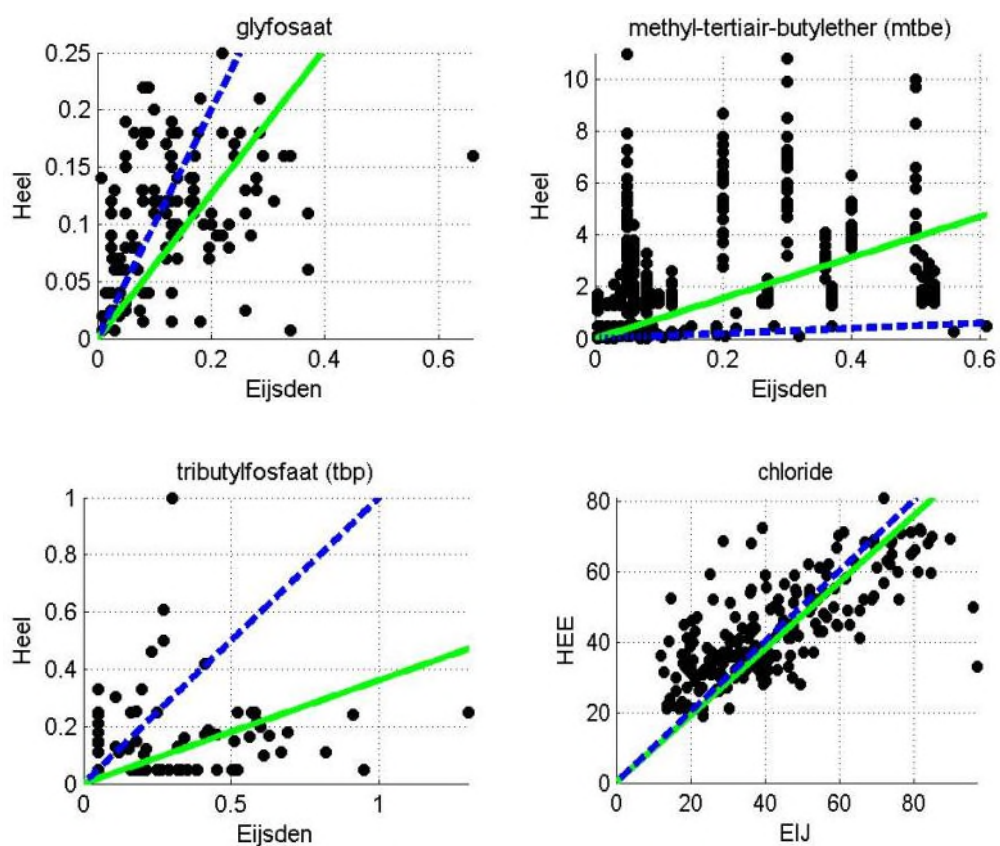


Vervolg Figuur V-2 Plots van de concentratie bij Nieuwersluis uitgezet tegen de concentratie bij Lobith met een tijdsinterval van 0 tot 7 dagen.

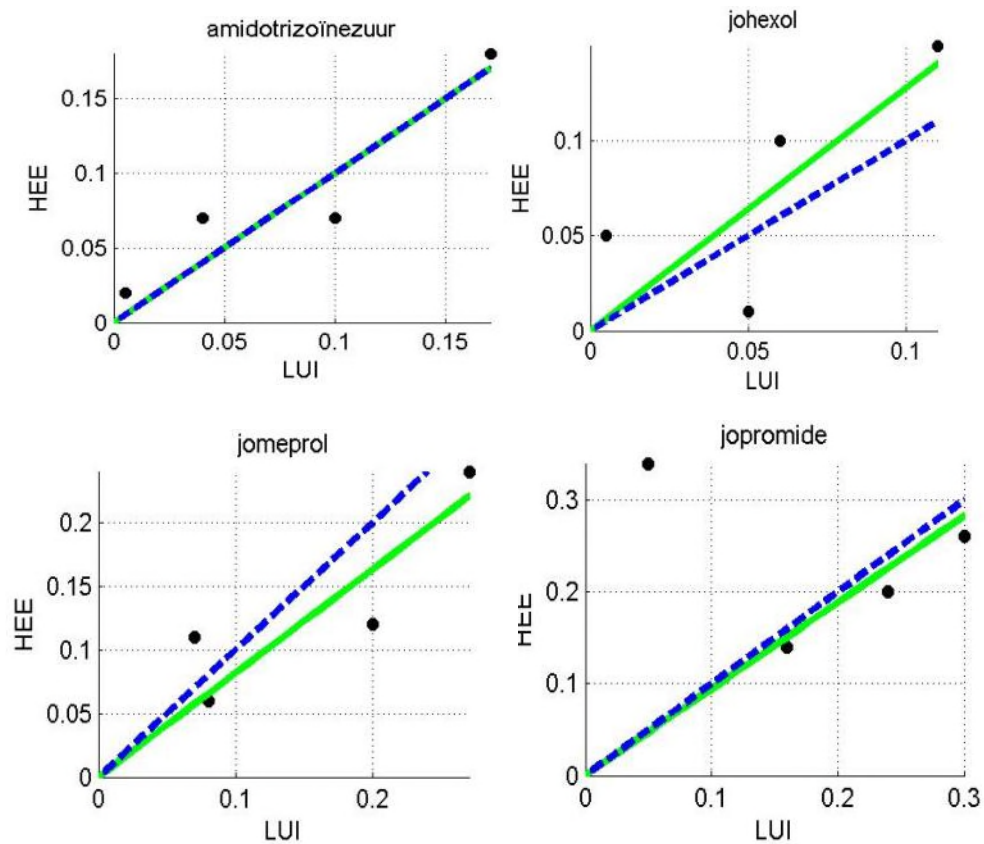
V.3 Heel versus Eijsden



Figuur V-3 Plots van de concentratie bij Heel uitgezet tegen de concentratie bij Eijsden met een tijdsinterval van 1 tot 30 dagen. De $x = y$ lijn is blauw gestippeld, de groene lijn geeft de regressie aan.

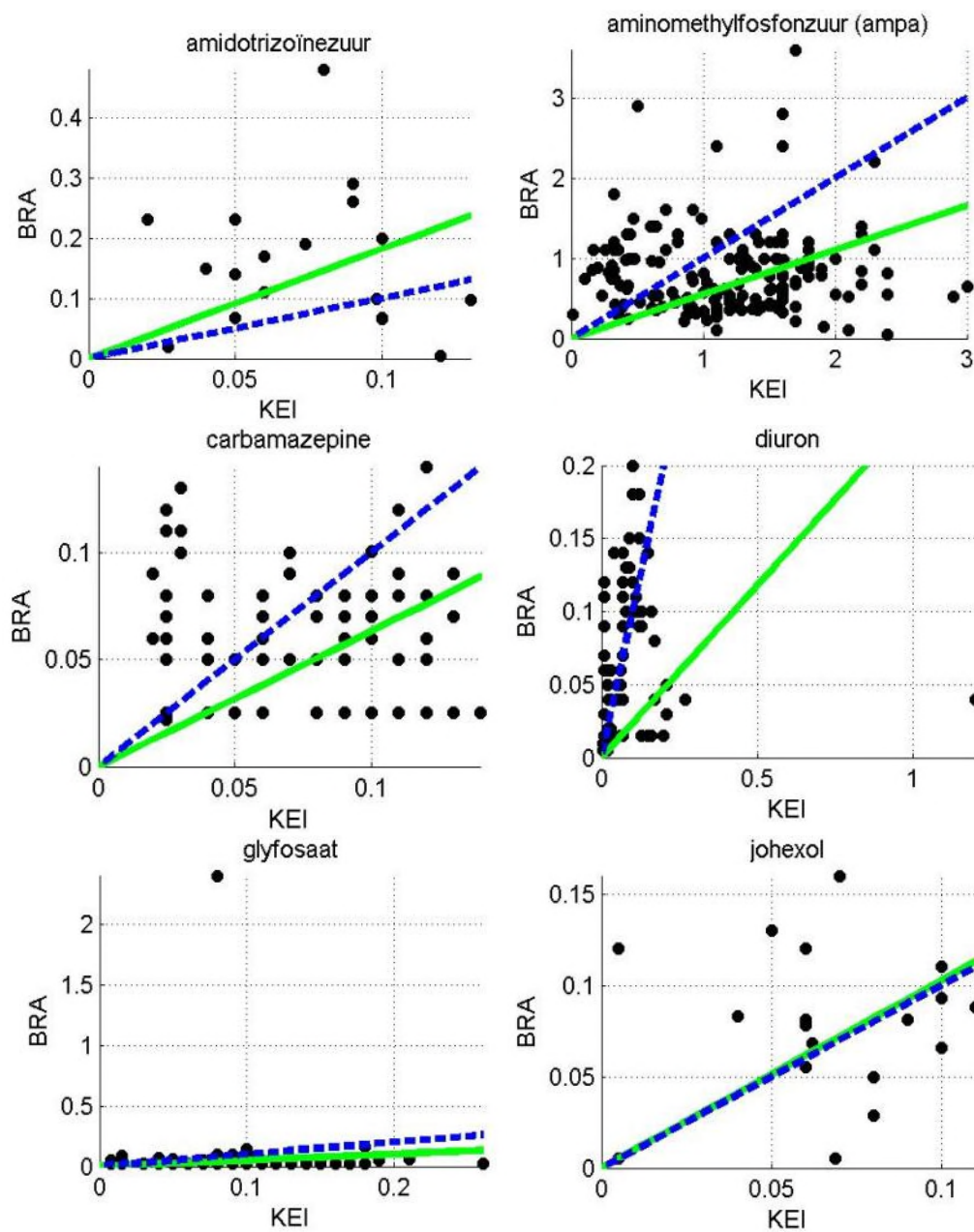


Vervolg Figuur V-3 Plots van de concentratie bij Heel uitgezet tegen de concentratie bij Eijsden met een tijdsinterval van 1 tot 30 dagen. De $x = y$ lijn is blauw gestippeld, de groene lijn geeft de regressie aan.

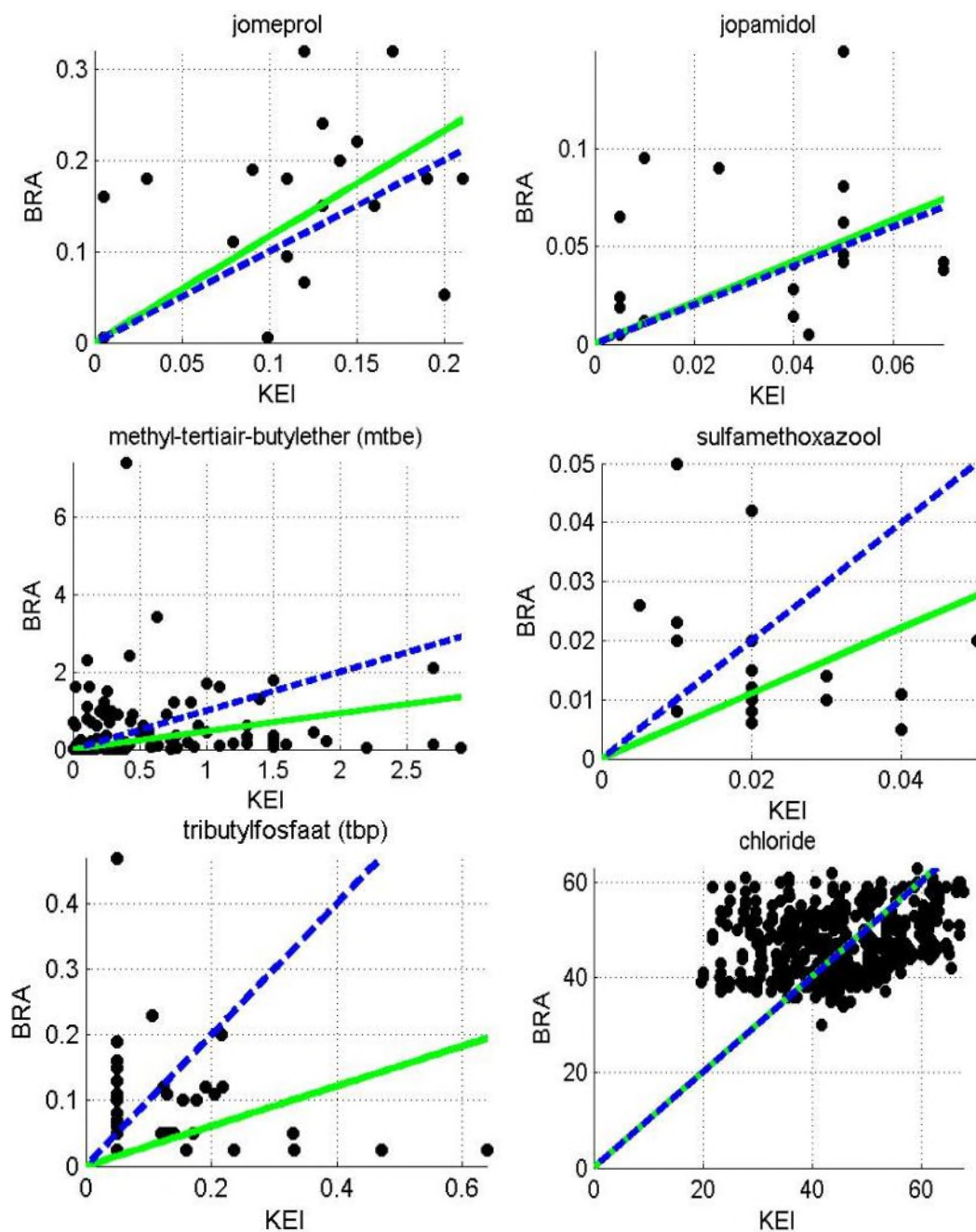
V.4 Heel versus Luik

Figuur V-4 Plots van de concentratie bij Heel uitgezet tegen de concentratie bij Luik met een tijdsinterval van 1 tot 30 dagen. De $x = y$ lijn is blauw gestippeld, de groene lijn geeft de regressie aan.

V.5 Brakel versus keizersveer



Figuur V-5 Plots van de concentratie bij Brakel uitgezet tegen de concentratie bij Keizersveer met een tijdsinterval van max. 2 maanden. De $x = y$ lijn is blauw gestippeld, de groene lijn geeft de regressie aan.

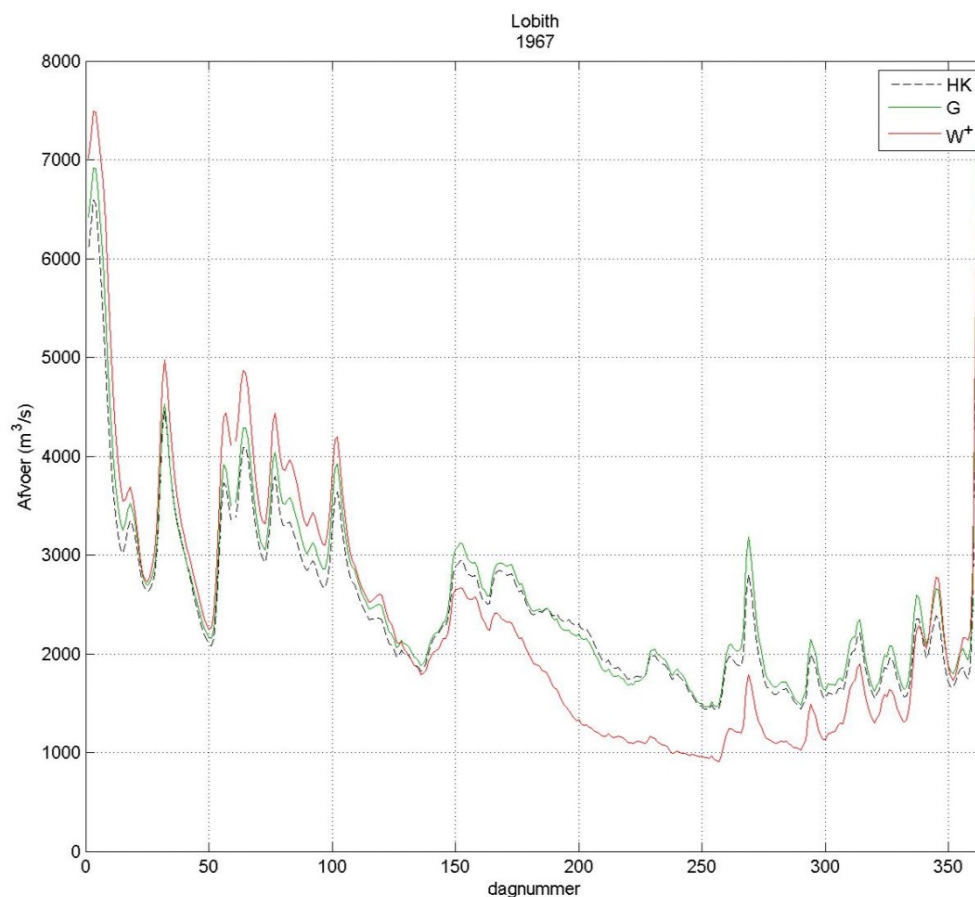


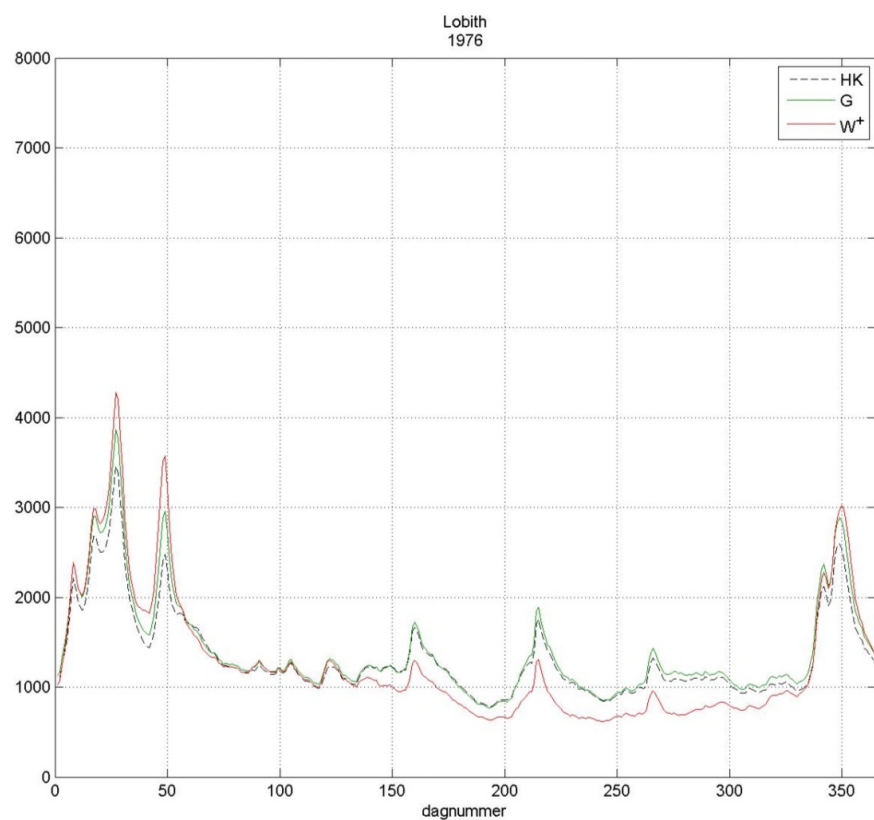
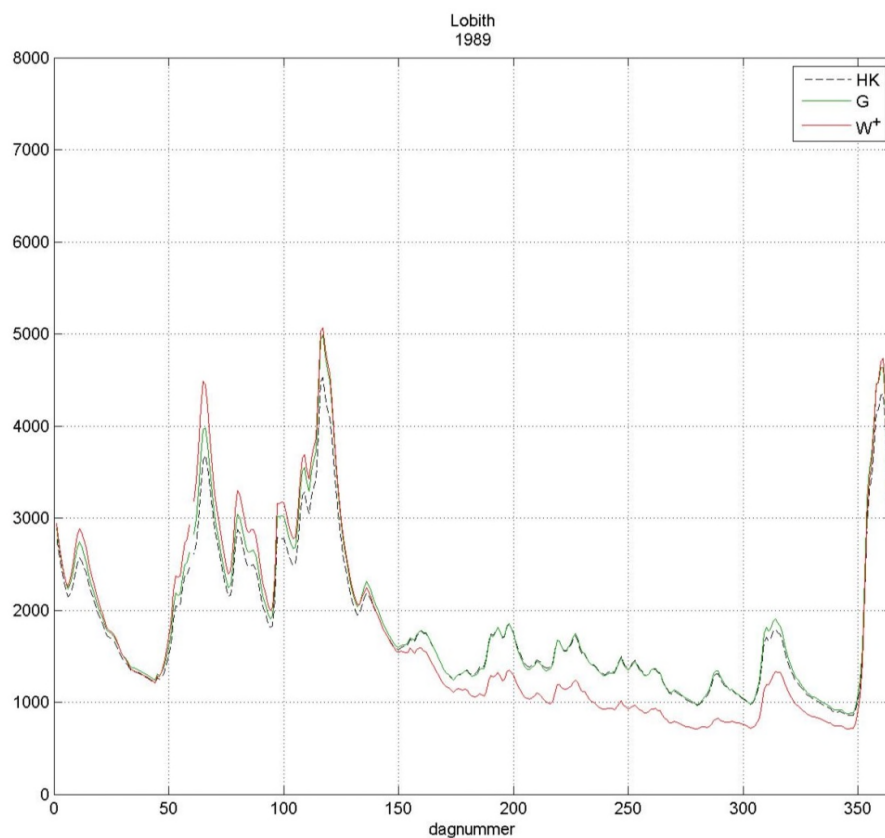
Vervolg Figuur V-5 Plots van de concentratie bij Brakel uitgezet tegen de concentratie bij Keizersveer met een tijdsinterval van max. 2 maanden.

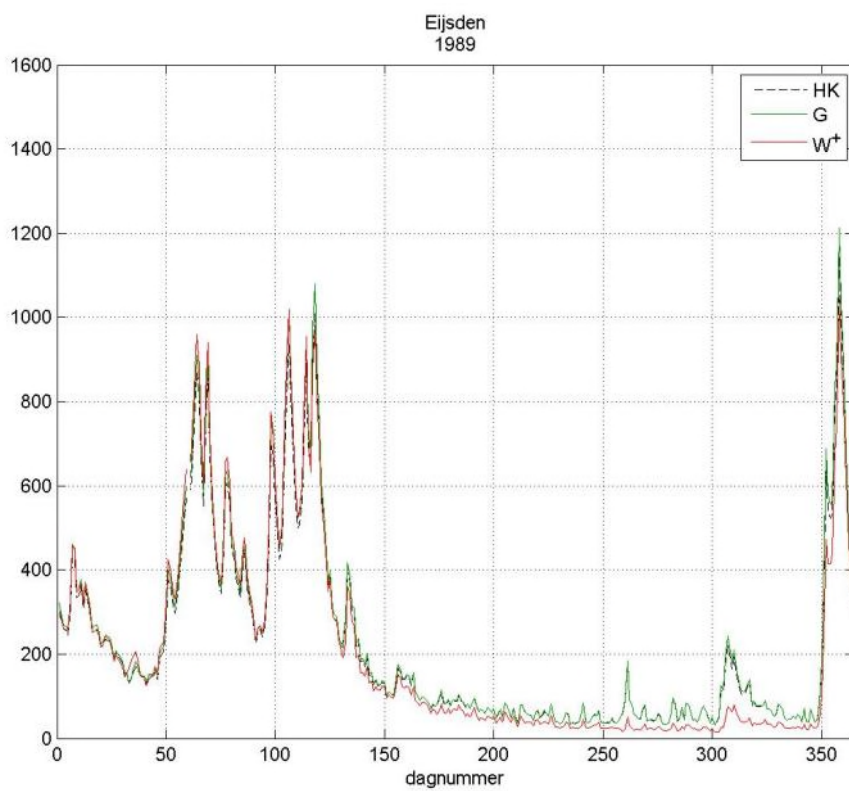
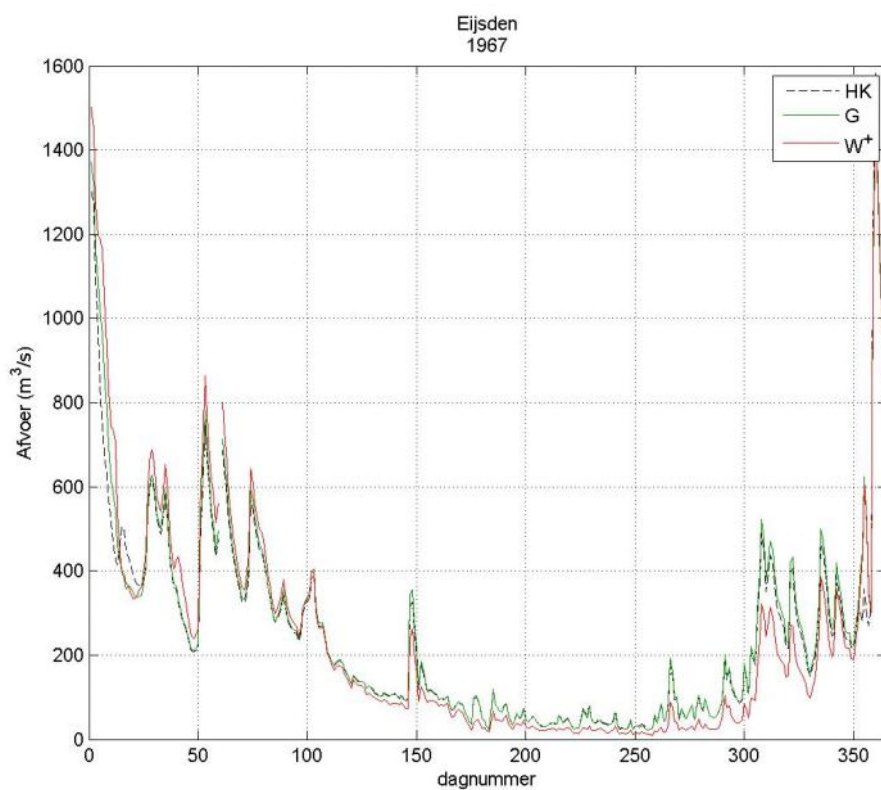
Bijlage VI

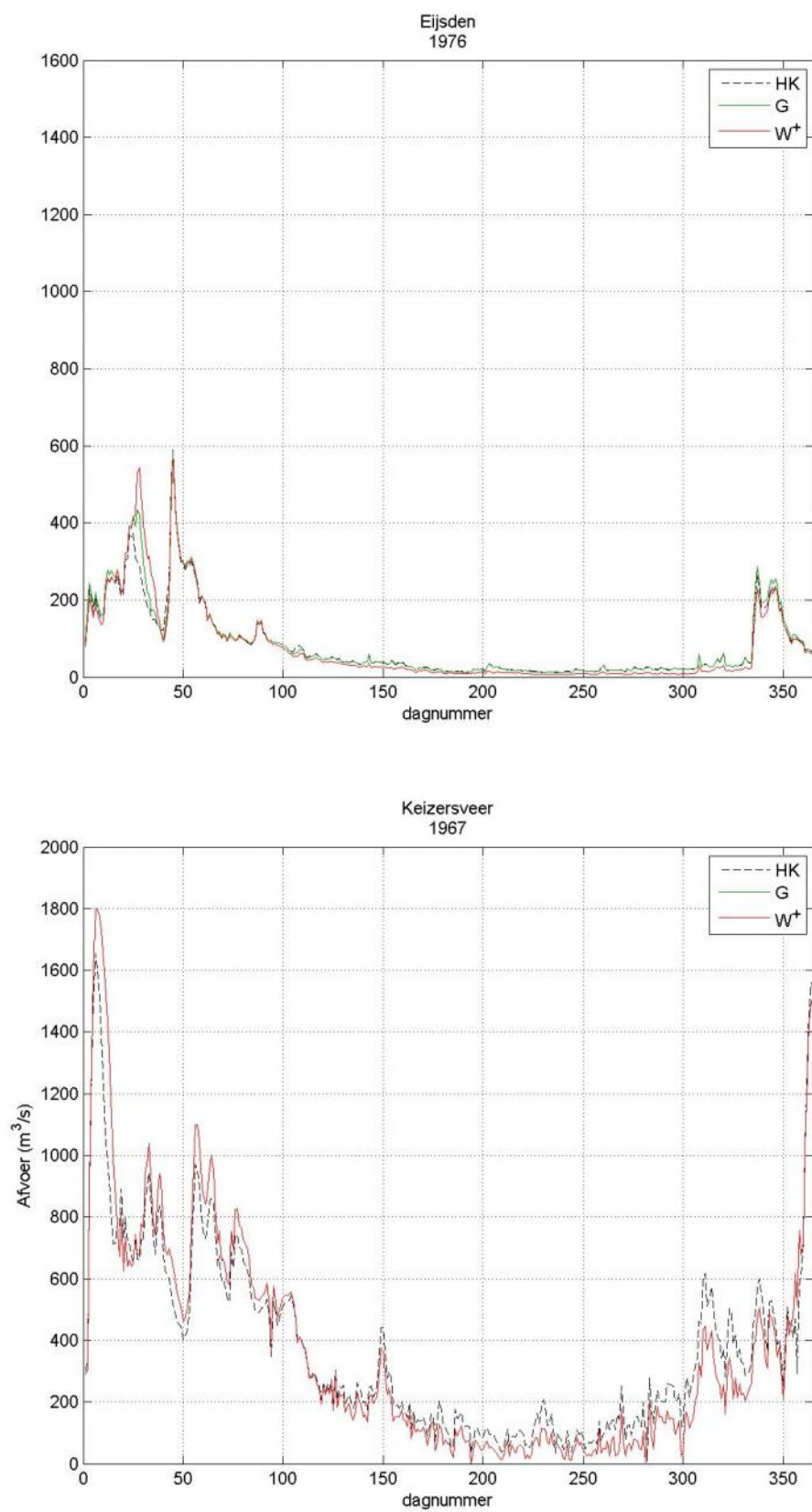
Afvoer Rijn en Maas bij huidig klimaat en afvoerprognoses in 2050 bij het G en W+ scenario

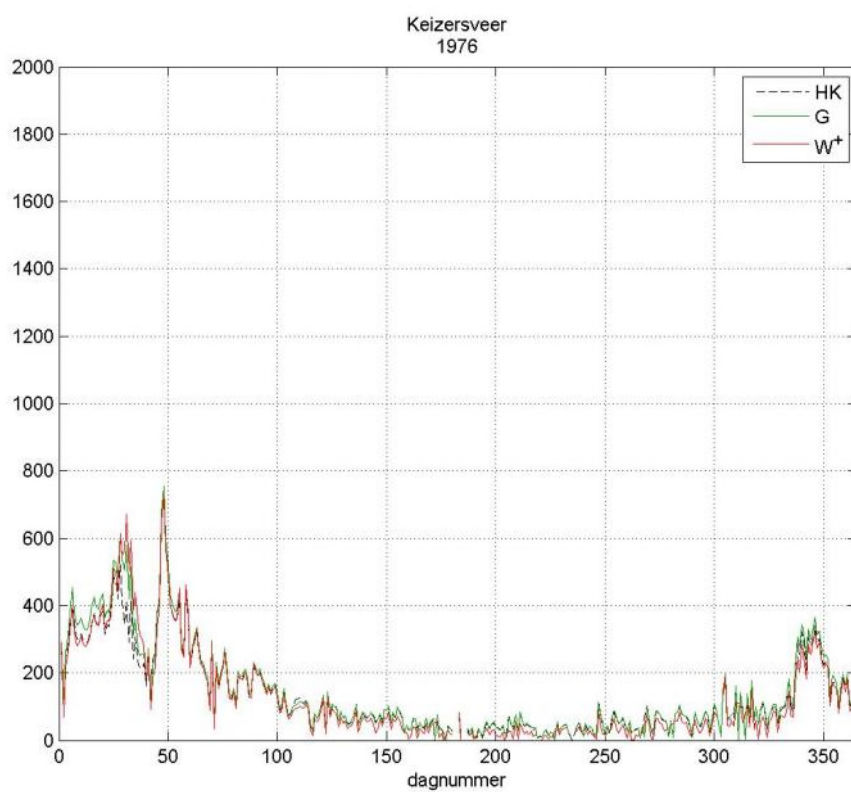
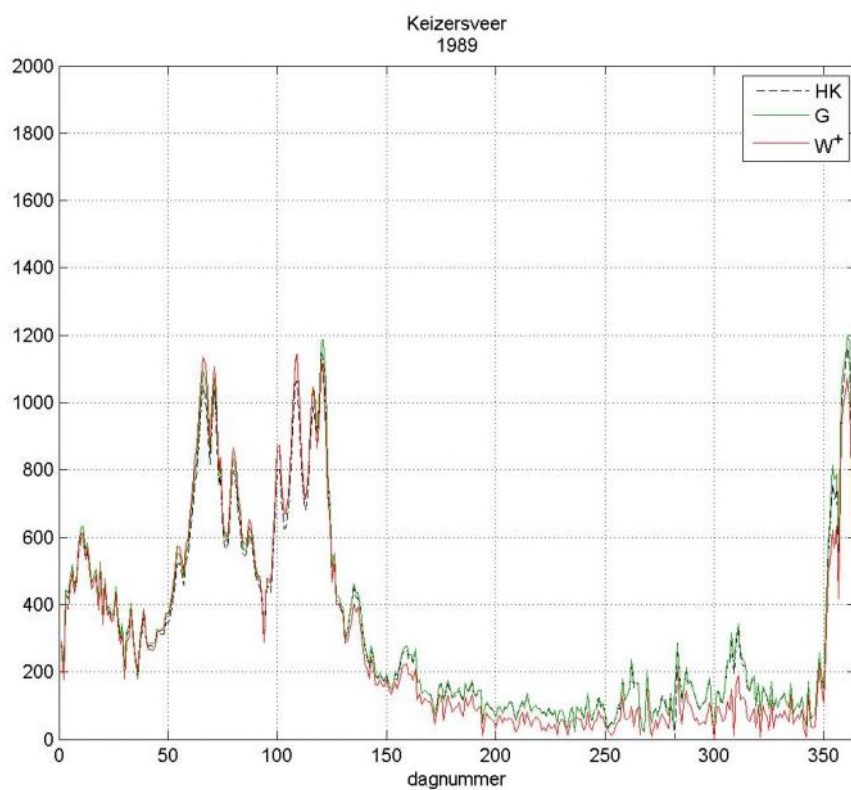
Onderstaande figuren geven de afvoerprognoses weer in het jaar 2050 op de meetpunten Lobith, Eijsden en Keizersveer, berekend door Deltares (Deltares, 2013). De prognoses zijn opgesteld voor een gemiddeld hydrologisch jaar (1967), een droog jaar (1989) en een extreem droog jaar (1976). Voor elk referentiejaar wordt de afvoer gegeven onder het huidige klimaat (HK) en in het jaar 2050 bij het G scenario en het W+ scenario.











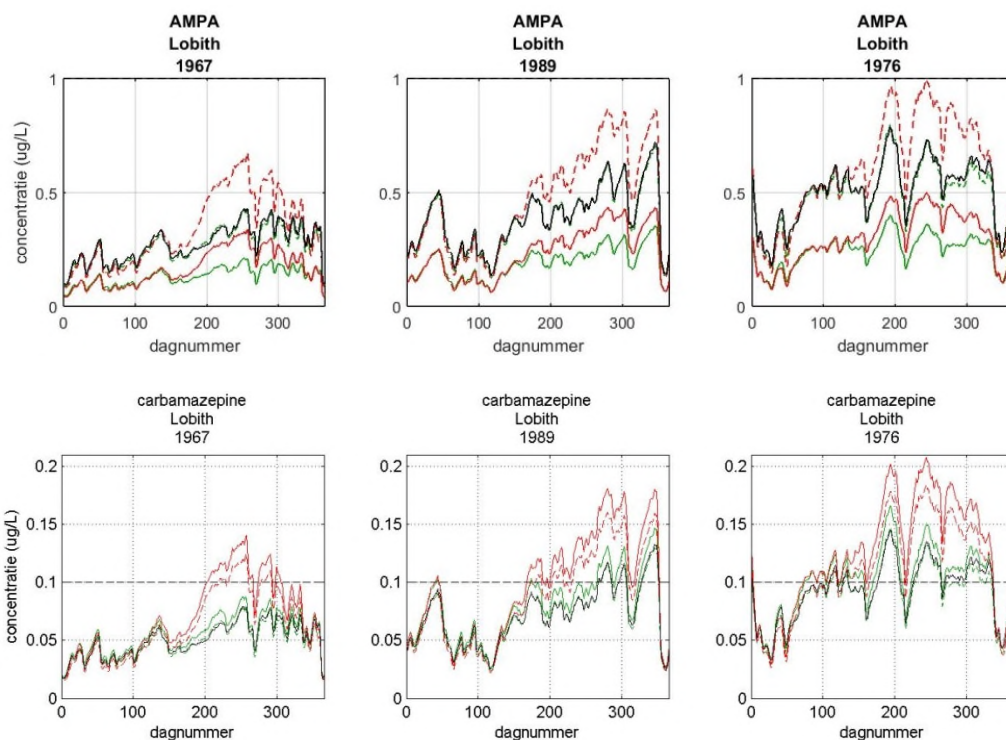
Bijlage VII

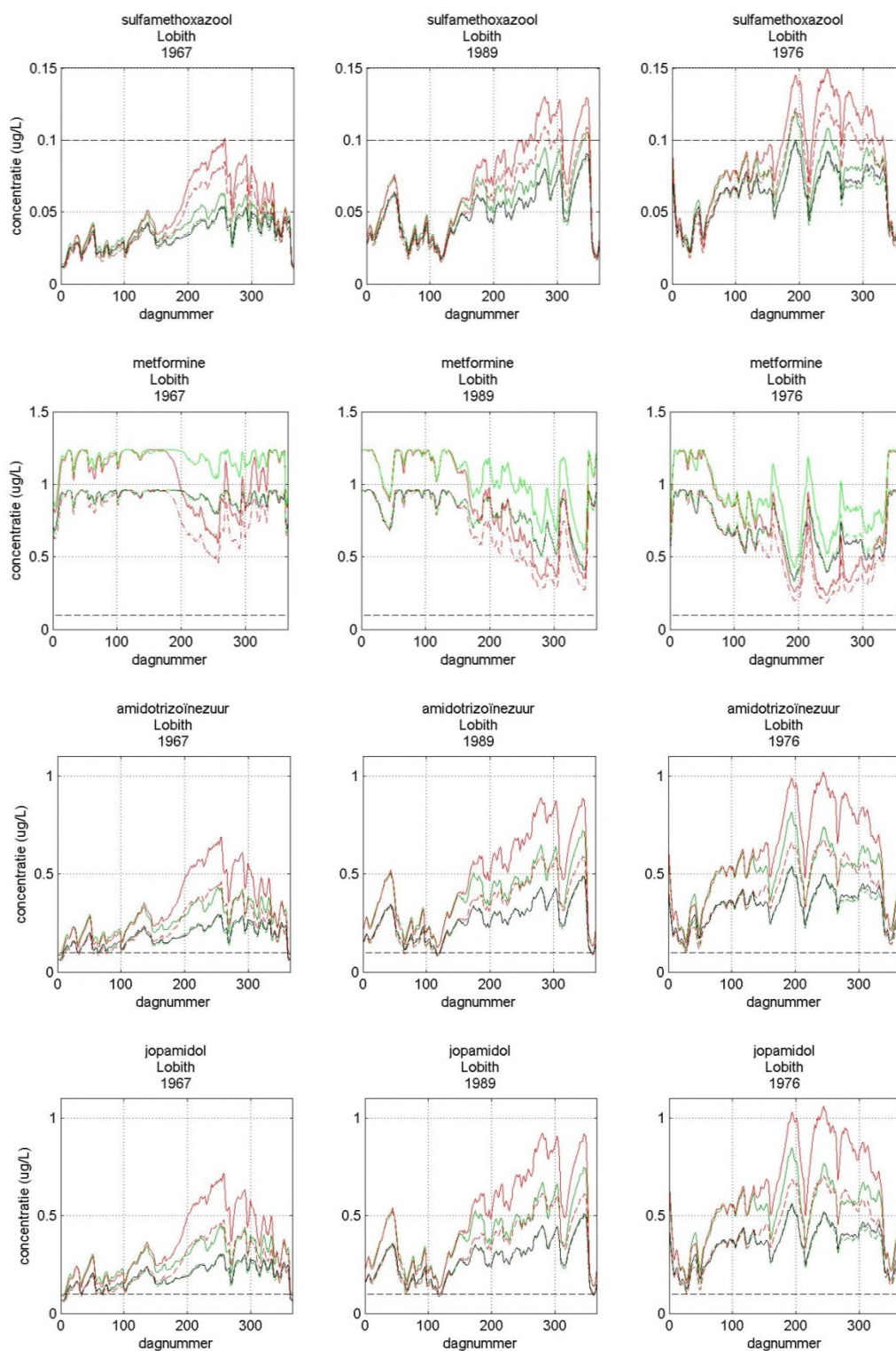
Projecties waterkwaliteit op RWS meetpunten (2050)

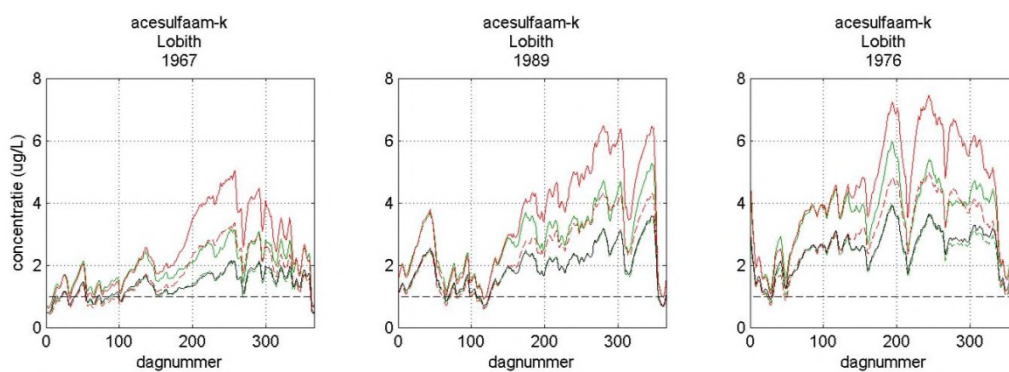
Onderstaande figuren geven de waterkwaliteitsprognoses weer gemodelleerd op basis van de afvoerprognoses (Bijlage VI), de emissieprognoses (Tabel 6-2) en de Q-C relaties (Bijlage IV).

VII.1 LOBITH

Legenda:



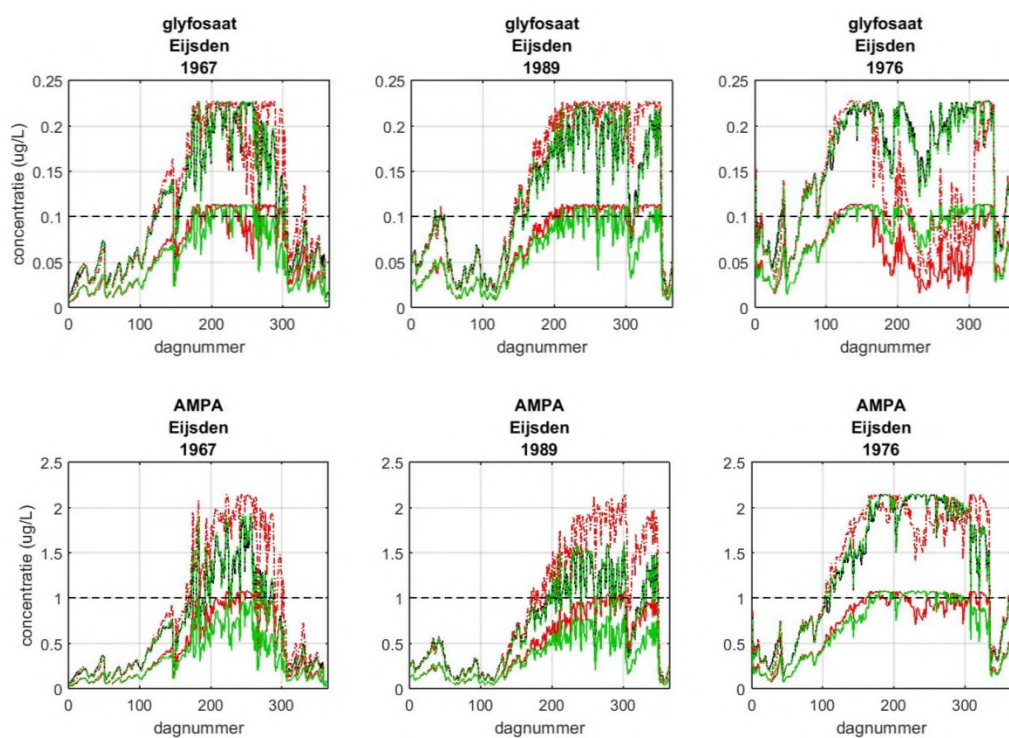


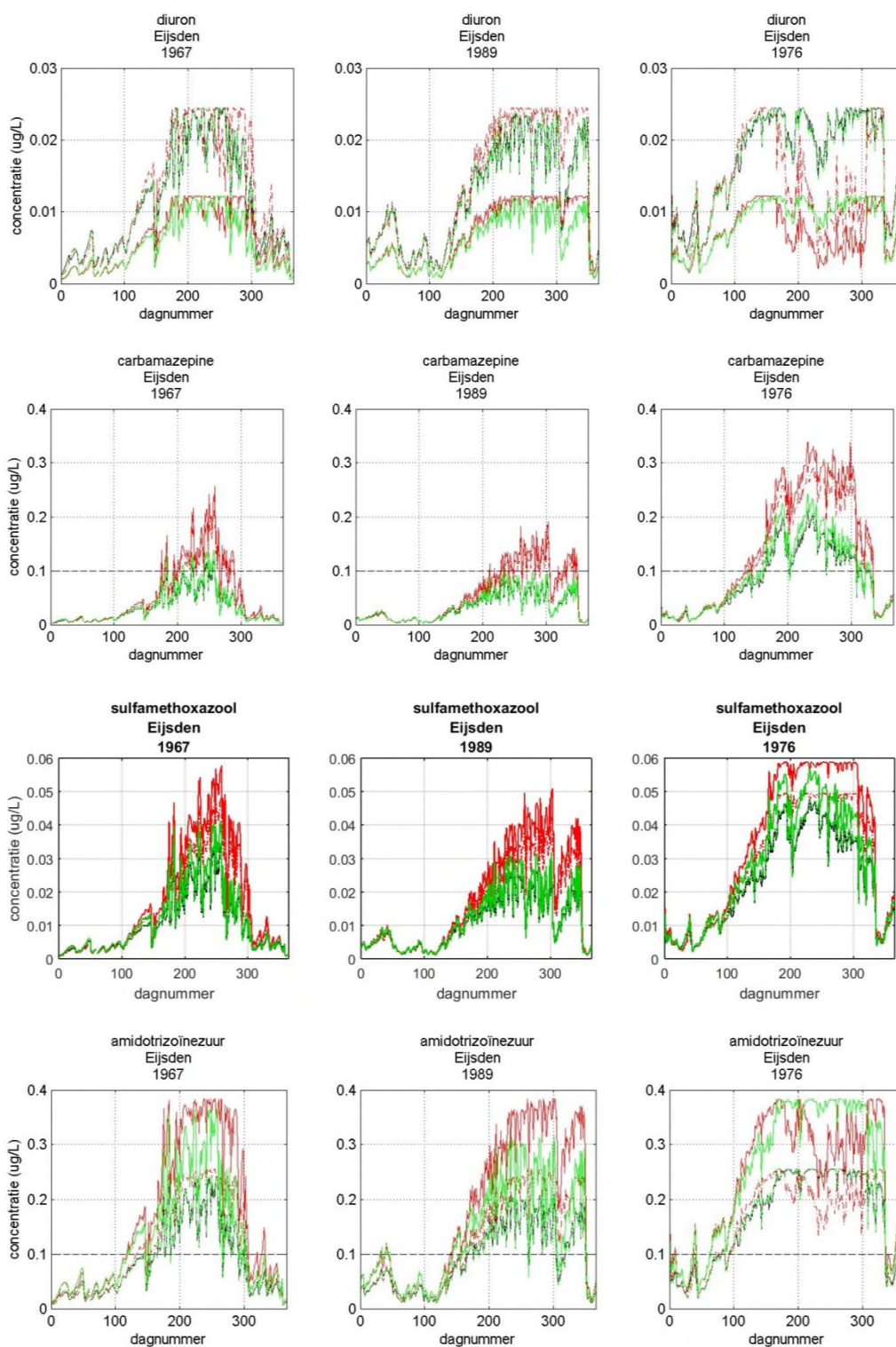


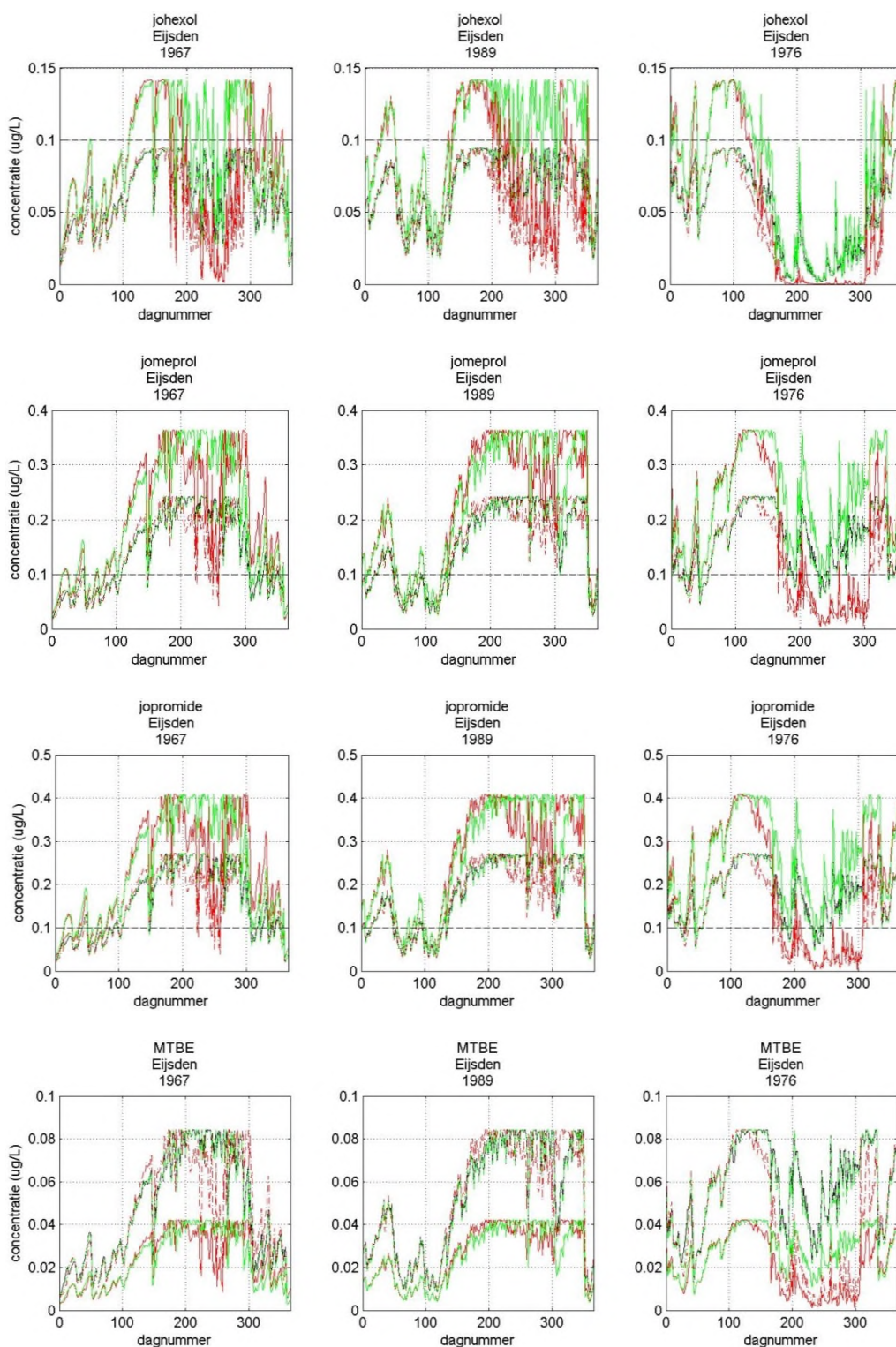
VII.2 EIJSDEN

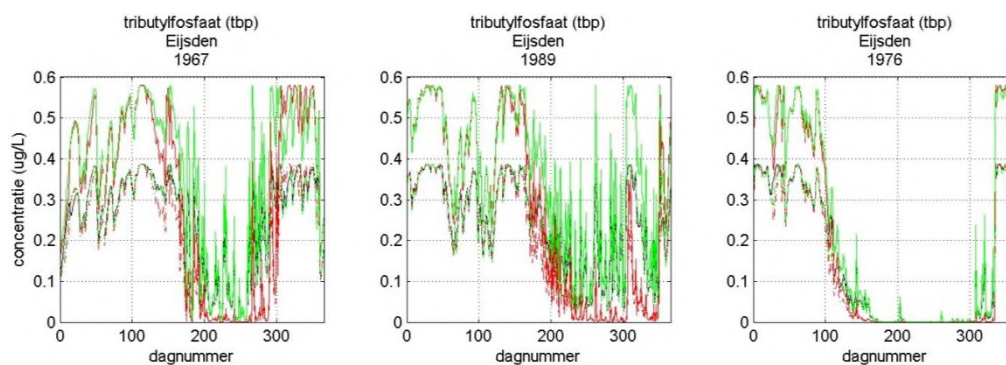
Legenda:

- Huidig Klimaat & Huidige Belasting
- - - W_{2050}^+ Huidige Belasting
- - - G_{2050} Huidige Belasting
- W_{2050}^+ Toekomstige Belasting
- G_{2050} Toekomstige Belasting
- - - Norm of Streefwaarde



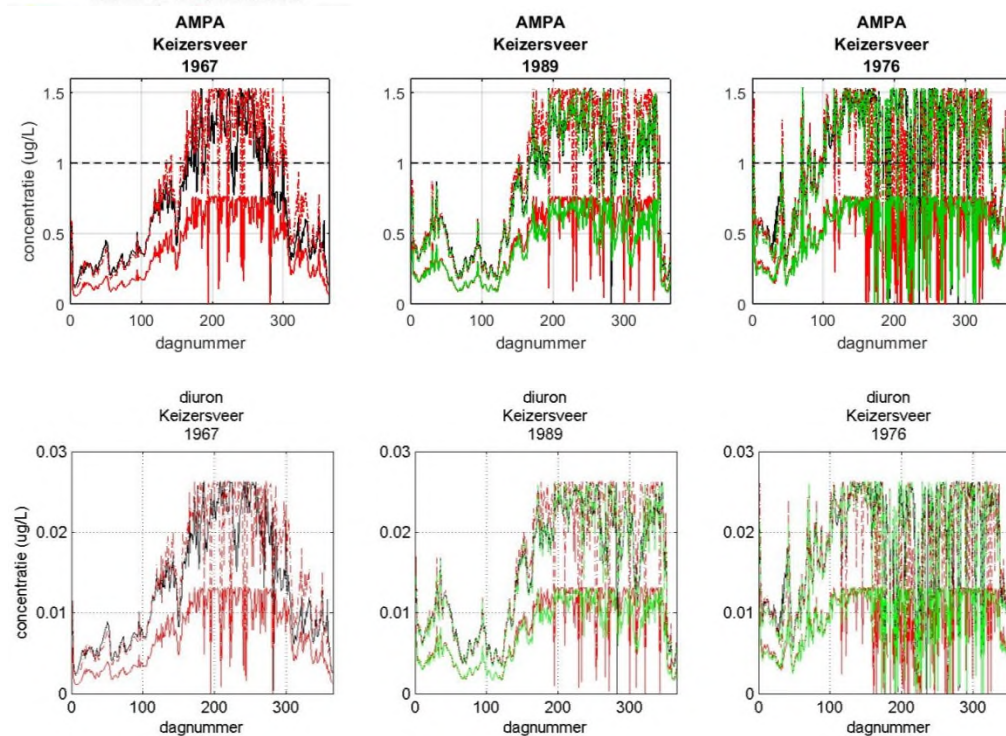


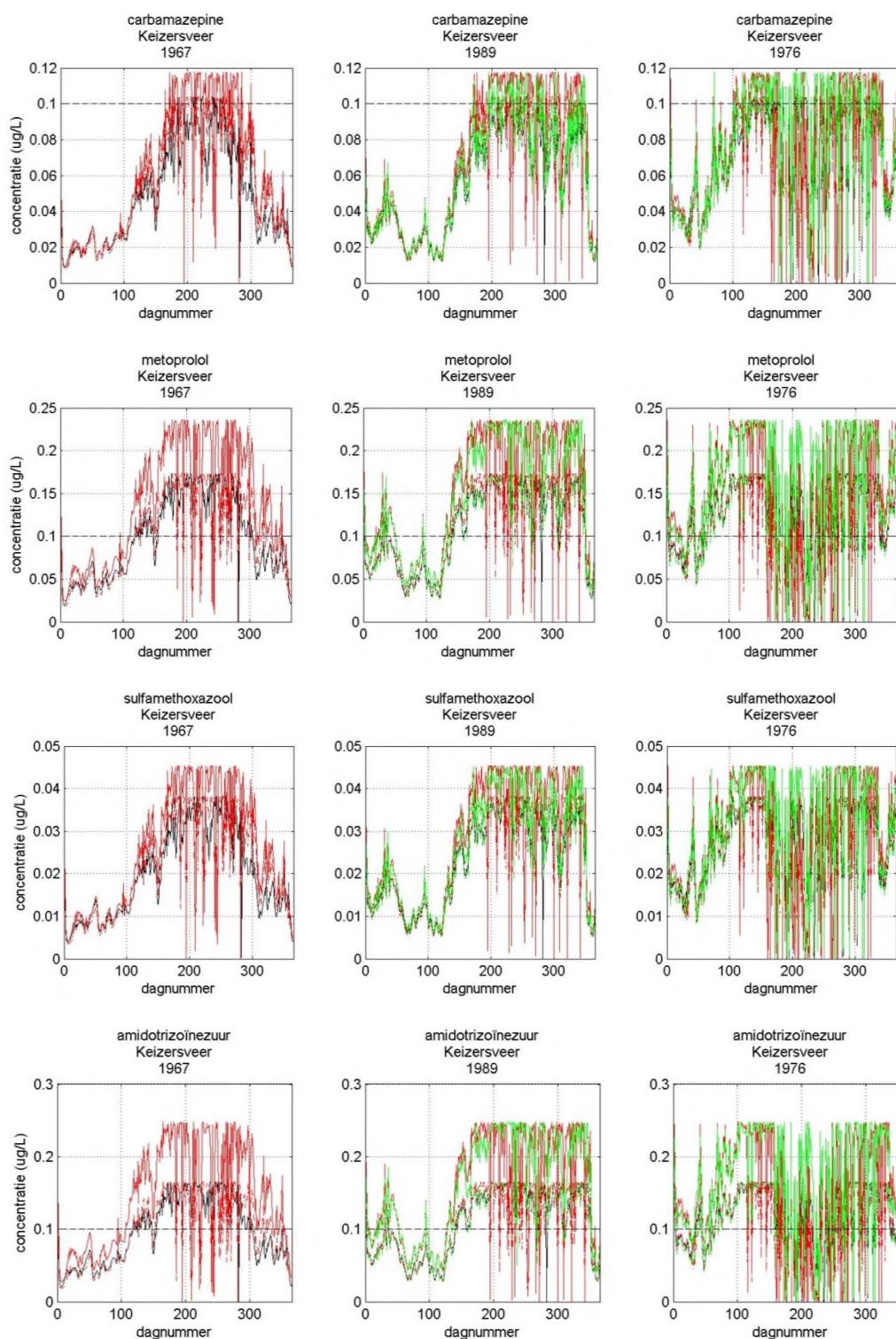




VII.3 KEIZERSVEER

Legenda:





Bijlage VIII

Overschrijdingen van norm- of streefwaarde op RWS meetpunten

Tabel VIII-1 Aantal overschrijdingen (dagen per jaar) bij Lobith van de norm (drinkwaterregeling) of ERM-streefwaarde. Voor de non-relevante metaboliet AMPA en zoetstof acesulfaam-K geldt een norm resp. signaalwaarde van 1 µg/L. Voor de geneesmiddelen en röntgencontrastmiddelen geldt de ERM-streefwaarde van 0,1 µg/L.

	Norm/ Streef- waarde	1967					1989					1976				
		HK	G	W*	G	W*	HK	G	W*	G	W*	HK	G	W*	G	W*
					TB	TB				TB	TB				TB	TB
acesulfaam - k	1	295	280	273	350	341	334	329	318	359	359	363	360	355	366	366
AMPA	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
amidotrizoïnezuur	0,1	347	344	331	356	354	360	353	351	365	365	366	366	364	366	366
carbamazepine	0,1	0	0	56	0	94	53	51	139	75	176	160	121	213	228	265
jopamidol	0,1	349	348	335	359	355	363	356	352	365	365	366	366	366	366	366
metformine	0,1	365	365	365	365	365	365	365	365	365	365	366	366	366	366	366
sulfamethoxazool	0,1	0	0	0	0	2	0	0	33	10	78	0	2	90	30	139

Tabel VIII-2 Aantal overschrijdingen (dagen per jaar) bij Eijsden (Luik voor farmaceutische stoffen) van de norm (drinkwaterregeling) of ERM-streefwaarde. Voor gewasbeschermingsmiddelen geldt een norm van 0,1 µg/l en voor AMPA geldt een norm van 1 µg/L. Voor de geneesmiddelen en röntgencontrastmiddelen geldt de ERM-streefwaarde van 0,1 µg/L.

[illegible]

Tabel VIII-3 Aantal overschrijdingen (dagen per jaar) bij Keizersveer van de norm (drinkwaterregeling) of ERM-streefwaarde. Voor de non-relevante metabool AMPA geldt een norm van 1 µg/L. Voor de geneesmiddelen en röntgencontrastmiddelen geldt de ERM-streefwaarde van 0,1 µg/L.

[illegible]