

2016 05B

stowa

Stichting

RIONED

Regenwaterproject Almere

Volledige rapportage

Regenwaterproject Almere

Volledige rapportage

Voorwoord

Voor u ligt het resultaat van het meerjarige Regenwaterproject Almere. In dit project hebben Waterschap Zuiderzeeland en Gemeente Almere met financiële ondersteuning van Stichting RIONED en STOWA de doelmatigheid onderzocht van mogelijke maatregelen om de oppervlaktewaterkwaliteit in Almere te verbeteren.

Zo was een van de vragen of een kostbare maatregel als het ombouwen van een gescheiden rioolstelsel naar een verbeterd gescheiden systeem zinvol is. Het meerjarige meet- en onderzoeksproject heeft een schat aan kennis opgeleverd en duidelijke aanbevelingen over de effectiviteit van investeringen om de waterkwaliteit te verbeteren. Ombouw van het gescheiden naar een verbeterd gescheiden stelsel zal de oppervlaktewaterkwaliteit niet verbeteren. Daarentegen blijken maatregelen als het opsporen en verhelpen van foutaansluitingen en het vaker reinigen van kolken de water- en waterbodempkwaliteit te verbeteren.

Van het voorliggende eindrapport is een uitgebreide samenvatting gepubliceerd. Deze kunt u downloaden of in gedrukte vorm bestellen via de website van Stichting RIONED. Voor de uitgebreide samenvatting, voor het downloaden van het volledige eindrapport, of voor de complete set meetwaarden gaat u naar: <http://www.riool.net/almere>

Dankzij de samenwerking tussen gemeente, waterschap, onderzoekers en kennisinstellingen heeft het Regenwaterproject Almere een zeer doelmatig resultaat opgeleverd. Dit kan als voorbeeld dienen voor alle regio's die nut en noodzaak van investeringen in waterkwaliteit verder willen onderbouwen. Graag wensen we u veel nuttig gebruik van de resultaten van dit onderzoek toe.

Hugo Gastkemper, Stichting RIONED
Joost Buntsma, STOWA

Mei 2016

Samenvatting 11

1 Inleiding 13

- 1.1 Aanleiding 13
- 1.2 Leeswijzer 13

2 Voortraject 15

- 2.1 Optimalisatiestudie Almere (OSAL) 15
 - 2.1.1 Aanleiding 15
 - 2.1.2 Doelen 15
 - 2.1.3 Referentie 15
 - 2.1.4 Alternatieven 15
 - 2.1.5 Conclusies en aanbevelingen 16
- 2.2 Zoeken naar onderzoekslocaties 16
 - 2.2.1 Typering verhard oppervlak 17
 - 2.2.2 QuickScan 18
- 2.3 Werkpakketten, aanbesteding en projectorganisatie 20
 - 2.3.1 Zeven pilots, twaalf werkpakketten 20
 - 2.3.2 Projectorganisatie en -financiering 22

3 Globale opzet en samenhang onderzoeksprogramma 23

- 3.1 Pilots: onderzoeksvragen en aanpak 23
 - 3.1.1 Pilot 1 De waterkwaliteit in hemelwaterriolering 24
 - 3.1.2 Pilot 2 De invloed van vaker kolken reinigen 26
 - 3.1.3 Pilot 3 Het functioneren van uitstroombakken 27
 - 3.1.4 Pilot 4 Het rendement van een lamellenafscheider 29
 - 3.1.5 Pilot 5 De hoeveelheid en kwaliteit van drainagewater 30
 - 3.1.6 Pilot 6 Foutaansluitingen en de bijdrage aan de emissie 32
 - 3.1.7 Pilot 7 Het watersysteem: kwaliteitsproblemen en jaaremissies 34
- 3.2 Kenmerken stroomgebieden en inrichting meetlocaties 35
 - 3.2.1 Baljuwstraat 35
 - 3.2.2 Sluis 38
 - 3.2.3 Palembangweg 41
 - 3.2.4 Onderzoekslocaties uitstroombakken 44

4 Pilot 1 De waterkwaliteit in hemelwaterriolering 46

- 4.1 Aanleiding, doel en onderzoeksvragen 46
- 4.2 Materiaal en methode 46
 - 4.2.1 Onderzoekslocaties: Baljuwstraat, Sluis en Palembangweg 46
 - 4.2.2 Definitie hemelwaterkwaliteit en de meetmethode 47
 - 4.2.3 Onderzoeksopzet 49
 - 4.2.4 Meetopzet 49
 - 4.2.5 Organisatie en controle op datakwaliteit 54
 - 4.2.6 Meetonzekerheden bij monsternamen 54
- 4.3 Resultaten en discussie 55
 - 4.3.1 Meetopbrengst monsternamen 55
 - 4.3.2 Meetresultaten: waterkwaliteit locatie Baljuwstraat 56
 - 4.3.3 Meetresultaten: waterkwaliteit locatie Sluis 57
 - 4.3.4 Meetresultaten: waterkwaliteit locatie Palembangweg 58
 - 4.3.5 Meetresultaten: overzicht waterkwaliteit Baljuwstraat, Sluis en Palembangweg met betrouwbaarheidsintervallen 58

4.3.6	Discussie: seizoensvariatie in waterkwaliteit?	59
4.3.7	Discussie: verschillen in waterkwaliteit tussen Baljuwstraat, Sluis en Palembangweg	60
4.3.8	Discussie: vergelijking resultaten Almere met andere onderzoeksresultaten	61
4.3.9	Discussie: particulier glyfosaatgebruik in Almere	63
4.3.10	Meetresultaten: valsnelheidsmetingen locaties Baljuwstraat, Sluis en Palembangweg	64
4.3.11	Discussie: bezinkbaarheid hemelwater in Almere	65
4.3.12	Meetresultaten: continue waterkwaliteitsmetingen EGV en troebelheid	66
4.3.13	Discussie: continue waterkwaliteitsmetingen EGV en troebelheid	68
4.4	Conclusies	69
4.5	Praktische leerpunten	70
4.5.1	Manier van aanbesteden	70
4.5.2	Invloed oppervlaktewater op metingen locatie Palembangweg	70
4.5.3	Analyse hygiënische parameters	72
4.5.4	Aanpassing meetopzet valsnelheden	72
4.6	Literatuur	73
5	Pilot 2 De invloed van vaker kolken reinigen	74
5.1	Aanleiding, doel en onderzoeksvragen	74
5.2	Materiaal en methode	74
5.2.1	Onderzoeksopzet	74
5.2.2	Meetopzet monsternamen kolkenslib	75
5.2.3	Definitie sedimentkwaliteit	76
5.3	Resultaten	77
5.3.1	Kolkenslib - kwantiteit	77
5.3.2	Kolkenslib - kwaliteit	79
5.3.3	Hemelwaterkwaliteit locatie Baljuwstraat bij tweemaandelijks kolkenreiniging	80
5.4	Discussie	81
5.4.1	Verskil in hemelwaterkwaliteit bij vaker kolken reinigen	81
5.4.2	Toename slibkwantiteit bij vaker kolken reinigen	83
5.4.3	Discrepancie toename kolkenslib bij gelijkblijvende hemelwaterkwaliteit	83
5.5	Conclusies	84
5.6	Praktische leerpunten	85
5.6.1	Kolken steekproefsgewijs bemonsteren	85
5.7	Literatuur	85
6	Pilot 3 Het functioneren van uitstroombakken	86
6.1	Aanleiding, doel en onderzoeksvragen	86
6.2	Materiaal en methode	86
6.2.1	Onderzoekslocaties	86
6.2.2	Onderzoeksopzet	88
6.2.3	Meetopzet	88
6.3	Resultaten	89
6.3.1	Hoeveelheid slib in uitstroombakken	89
6.3.2	Kwaliteit slib in uitstroombakken, inclusief deeltjesgrootteverdeling	90
6.4	Discussie	92
6.4.1	Kwantitatieve en kwalitatieve slibverschillen in uitstroombakken	92
6.4.2	Vergelijking slibkwaliteit uitstroombakken met eerdere resultaten uit Almere (1999)	92
6.4.3	Herkomst slib in uitstroombakken	93
6.5	Conclusies	95
6.6	Praktisch leerpunt: monsternamen 'waterig' slib uit uitstroombakken	96
6.7	Literatuur	96

7 Pilot 4 Het rendement van een lamellenafscheider 97

- 7.1 Aanleiding, doel en onderzoeksvragen 97
- 7.2 Materiaal en methode 98
 - 7.2.1 Onderzoeksopzet 98
 - 7.2.2 Meetopzet 98
 - 7.2.3 Organisatie en controle op datakwaliteit 100
 - 7.2.4 Meetonzekerheden bij monsternamen en rendementsberekeningen 101
- 7.3 Resultaten en discussie 102
 - 7.3.1 Meetresultaten: hydraulisch functioneren lamellenafscheider 102
 - 7.3.2 Meetopbrengst monsternamen 102
 - 7.3.3 Meetresultaten: waterkwaliteit influent lamellenafscheider 103
 - 7.3.4 Meetresultaten: waterkwaliteit effluent lamellenafscheider 104
 - 7.3.5 Meetresultaten: rendementen lamellenafscheider 104
 - 7.3.6 Discussie: vergelijking rendement in Almere met andere onderzoeken 106
 - 7.3.7 Meetresultaten en discussie: slibkwantiteit en -kwaliteit in lamellenafscheider 107
 - 7.3.8 Meetresultaten: valsnelheid influent lamellenafscheider 108
 - 7.3.9 Discussie: potentieel rendement onopgeloste stoffen in hemelwater op basis van valsnelheden 109
 - 7.3.10 Discussie: binding vervuiling aan deeltjes 110
- 7.4 Conclusies 110
- 7.5 Praktisch leerpunt: noodzakelijk onderhoud lamellenafscheider 111
- 7.6 Literatuur 112

8 Pilot 5 De hoeveelheid en kwaliteit van drainagewater 113

- 8.1 Aanleiding, doel en onderzoeksvragen 113
- 8.2 Materiaal en methode 113
 - 8.2.1 Monsternamelocties grondwater 113
 - 8.2.2 Onderzoeksopzet 115
- 8.3 Resultaten en discussie 118
 - 8.3.1 Meetresultaten: kwaliteit grondwater 118
 - 8.3.2 Discussie: vergelijking grondwater- met hemelwaterkwaliteit 119
 - 8.3.3 Discussie: vergelijking grondwaterkwaliteit in Almere met literatuurwaarden 119
 - 8.3.4 Meetresultaten: hoeveelheid grondwater aan de hand van isotopenanalyse 121
 - 8.3.5 Meetresultaten: hoeveelheid grondwater aan de hand van debietmetingen 123
 - 8.3.6 Meetresultaten: hoeveelheid grondwater aan de hand van EGV-herstel 124
 - 8.3.7 Discussie: vergelijking kwantiteit en kwaliteit hemel- en drainagewater in onderzochte hemelwaterstelsels 127
- 8.4 Conclusies 128
- 8.5 Literatuur 129

9 Pilot 6 Foutaansluitingen en de bijdrage aan de emissie 130

- 9.1 Aanleiding, doel en onderzoeksvragen 130
- 9.2 Materiaal en methode 130
 - 9.2.1 Onderzoeksopzet 130
 - 9.2.2 Meetprincipe Distributed Temperature Sensing (DTS) 131
 - 9.2.3 Meetopzet 132
 - 9.2.4 Installatie en testen meetinstallatie 134
 - 9.2.5 Uitvoering 134
 - 9.2.6 Dataverwerking 135
- 9.3 Resultaten 135
 - 9.3.1 Baljuwstraat 135
 - 9.3.2 Sluis 137
 - 9.3.3 Palembangweg 140

9.4	Discussie	141
9.4.1	Fouten in opsporen en verhelpen	141
9.4.2	Spreiding foutaansluitingen	142
9.4.3	Typen foutaansluitingen	142
9.4.4	Emissie door foutaansluitingen	143
9.4.5	Vergelijking met bevindingen QuickScan	145
9.5	Conclusies	146
9.6	Literatuur	147
10	Pilot 7 Het watersysteem: kwaliteitsproblemen en jaaremissies	148
10.1	Aanleiding, doel en onderzoeksvragen	148
10.2	Materiaal en methode	148
10.2.1	Onderzoekslocaties	148
10.2.2	Onderzoekopzet	150
10.2.3	Meetopzet	151
10.3	Resultaten en discussie	151
10.3.1	Meetresultaten: oppervlaktewaterkwaliteit in Almere	151
10.3.2	Discussie: waterkwaliteitsnormen	152
10.3.3	Discussie: waterkwaliteitsproblemen	153
10.3.4	Meetresultaten: waterbodempkwaliteit	154
10.3.5	Discussie: waterbodempkwaliteitsnormen	155
10.3.6	Discussie: waterbodempkwaliteitsproblemen	156
10.4	Jaaremissie hemelwater	156
10.4.1	Jaarvolume hemelwater	156
10.4.2	Jaarvrachten probleemparemeters in hemelwater	156
10.5	Jaaremissie grondwater	157
10.5.1	Jaarvolume grondwater	157
10.5.2	Jaarvrachten probleemparemeters in grondwater	158
10.6	Jaaremissie foutaansluitingen	159
10.7	Jaaremissie overige bronnen	159
10.8	Conclusies	160
10.9	Literatuur	161
11	Conclusies en synthese	162
11.1	Conclusies pilots	162
11.1.1	Pilots en onderlinge samenhang	162
11.1.2	Conclusies pilot 1: de waterkwaliteit in hemelwaterriolering	163
11.1.3	Conclusies pilot 2: de invloed van vaker kolken reinigen	164
11.1.4	Conclusies pilot 3: het functioneren van uitstroombakken	165
11.1.5	Conclusies pilot 4: het rendement van een lamellenafscheider	166
11.1.6	Conclusies pilot 5: de hoeveelheid en kwaliteit van drainagewater	166
11.1.7	Conclusies pilot 6: foutaansluitingen en de bijdrage aan de emissie	167
11.1.8	Conclusies pilot 7: het watersysteem: kwaliteitsproblemen en jaaremissies	167
11.2	Synthese: oppervlaktewaterkwaliteit Almere verbeteren door verminderen emissie hemelwaterstelsels	168
11.2.1	Vraag 1: Is sprake van een water- en waterbodempkwaliteitsprobleem in Almere?	169
11.2.2	Vraag 2: Welke bijdrage leveren de hemelwaterstelsels aan deze problemen?	169
11.2.3	Vraag 3: Welke bijdrage kunnen de onderzochte maatregelen leveren om de emissie van probleemparemeters te verminderen?	170
11.2.4	Vraag 4: Kan een kleinere emissie uit de hemelwaterstelsels de water- en waterbodempkwaliteitsproblemen ver genoeg terugdringen?	171
11.3	Synthese: wel of geen grootschalige ombouw naar VGS?	173
11.4	Synthese: alternatieve maatregelen	173
11.5	Synthese: verder onderzoek	174

Literatuur	176
Bijlage 1: Analyseresultaten 100 steekmonsters QuickScan	178
Bijlage 2: Voortplanting van meetonzekerheden	179
Bijlage 3: Analysemethoden water- en slibkwaliteit	184
Bijlage 4: Uitvraag 'levering data' en datavalidatie	187
Bijlage 5: Analyseresultaten oppervlaktewaterkwaliteit	189
Bijlage 6: Waterbodempkwaliteit in Almere	200
Bijlage 7: Kwelkaart Flevopolders	202
Colofon	203

Samenvatting

Een van de doelen in het Bestuursakkoord Water (BAW) is de doelmatigheid in de waterketen verbeteren. Het sleutelwoord daarbij is samenwerking om de drie K's te verbeteren: kwaliteit, kwetsbaarheid en kosten. Daarnaast is voor enkele dossiers aandacht nodig voor een vierde K: kennis. Bij het Regenwaterproject Almere is kennis mede sturend geweest voor de gekozen aanpak.

Korte achtergrond

Gemeente Almere en Waterschap Zuiderzeeland werken sinds 2004 intensief samen om het functioneren van de afvalwaterketen en de kwaliteit van het watersysteem in Almere te verbeteren. Aan het begin van de samenwerking gingen zij ervanuit dat door de gestage doorontwikkeling van Almere de druk op het watersysteem zou toenemen en daarmee ook op de gezondheid van het stedelijk oppervlaktewater.

Destijds bestond de traditionele emissiegerichte aanpak uit het ombouwen van de gescheiden rioolstelsels naar verbeterd gescheiden rioolstelsels (VGS). Met andere woorden: forse investeringen (in 2004 geraamd op € 50 miljoen, op basis van huidige inzichten een veelvoud) om per jaar twee derde van het hemelwater naar de afvalwaterzuivering te pompen.

De beschikbare kennis in 2004 over de samenstelling van hemelwater uit gescheiden stelsels was voornamelijk gebaseerd op metingen aan slechts enkele rioolstelsels in Nederland in de jaren 80 en op internationale metingen. Maar die meetresultaten liepen zo uiteen dat de aanname dat afstromend hemelwater vuil is en dus een forse investering vergt even terecht zou zijn als de aanname dat afstromend hemelwater schoon is en dus géén forse investering vergt.

Project en onderzoeksvragen

Voor een solide basis voor eventuele toekomstige investeringen in de afvalwaterketen van Almere startten de gemeente en het waterschap een groot onderzoeksproject in de periode 2011-2015: het Regenwaterproject Almere.

De hoofdvragen in het Regenwaterproject Almere waren:

- Wat is de samenstelling van afstromend hemelwater?
- Welke waterkwaliteitsknelpunten zijn er in het oppervlaktewatersysteem en welke bijdrage leveren hemelwaterlozingen hieraan?
- Wat is het effect van (beheer)maatregelen op de samenstelling van hemelwater?
- Wat is de invloed van foutaansluitingen (afvalwater dat onbedoeld in hemelwaterriolen terechtkomt) en aangesloten drainage op de samenstelling van het geloosde hemelwater?

STOWA en Stichting RIONED hebben dit project gesteund vanwege de grote bijdrage aan de nationale kennis over de samenstelling van afstromend hemelwater.

Resultaten

Samenstelling hemelwater

Het afstromende hemelwater in Almere is relatief schoon. De resultaten bevestigen daarmee de bevindingen van recent vergelijkbaar onderzoek in onder andere Arnhem en de Krimpenerwaard. Het typisch Nederlandse ontwerp van hemelwaterstelsels (verdrongen en vlak) leidt tot een andere hemelwatersamenstelling dan internationaal is gemeten. 'Ons' hemelwater is schoner. Maar het is ook slechter end-of-pipe te behandelen doordat het nauwelijks grove delen bevat die makkelijk bezinken. Internationale onderzoeksresultaten blijken op dit punt niet representatief voor Nederland.

Waterkwaliteitsknelpunten

Overall in Almere is eutrofiëring met fosfaat een knelpunt voor het oppervlaktewater. Daarnaast voldoet de waterbodempkwaliteit voor de parameters arseen, zink en minerale olie op veel plaatsen niet aan de gestelde kwaliteitseisen voor Klasse Wonen (uit de Regeling bodempkwaliteit voor grond en baggerspecie). Lokaal zijn waterkwaliteitsproblemen aangetroffen die samenhangen met foutaansluitingen.

Effect (beheer)maatregelen

De jaaremissie minerale olie is met 62% te reduceren door straatkolken vaker te reinigen. Andere onderzochte beheermaatregelen dragen minder dan 25% bij aan een lagere emissie.

Invloed foutaansluitingen

Foutaansluitingen hebben vooral lokaal invloed op de waterkwaliteit. Een goede oplossing is foutaansluitingen opsporen en verhelpen.

Hemelwater of toch drainagewater?

Voor fosfaat en arseen (en in mindere mate zink) is niet het afstromende hemelwater maar het drainagewater de belangrijkste vervuiliingsbron. Maatregelen om de vuilvracht in hemelwater te verminderen, zijn dan ook niet toereikend om een goede water- en waterbodemkwaliteit te bereiken. Voor minerale olie is afstromend hemelwater wel de belangrijkste bron. Maatregelen aan hemelwaterstelsels kunnen zorgen voor een goede waterbodemkwaliteit voor deze stof.

Spin-offs

Naast de beoogde resultaten heeft het onderzoek veel spin-offs opgeleverd, zoals een nieuwe methode om te bepalen hoeveel drainagewater het hemelwaterriool afvoert. Daarnaast heeft het onderzoek laten zien dat sedimenttransport over de bodem ook in hemelwaterriolen een belangrijke rol speelt. Dit kan in de toekomst leiden tot een andere reinigingsstrategie voor straatkolken en/of hemelwaterriolerings. Ook is duidelijk geworden dat aanvullend onderzoek nodig is naar de belasting van drainagewater op het watersysteem. Ten slotte heeft het pionierswerk in dit onderzoeksproject veel goed gedocumenteerde leerpunten opgeleverd, onder meer voor de organisatie van (onderzoeks)projecten en de inzetbaarheid van meettechnieken.

Conclusie en vooruitblik

Met een investering in het Regenwaterproject Almere van ongeveer € 1 miljoen is onomstotelijk aangetoond dat de in 2004 voorziene ombouw van de gescheiden rioolstelsels (met een destijds geraamde investering van € 50 miljoen) niet doelmatig zou zijn geweest. Maar er zijn wel degelijk maatregelen nodig om de water- en waterbodemkwaliteit in Almere op orde te krijgen. Gemeente en waterschap kunnen met de opgedane kennis gericht werken aan een succesvolle strategie.

Gemeente Almere gaat samen met Waterschap Zuiderzeeland het Waterhuishoudingsplan Almere 2017-2022 opstellen. Hierbij zal de in dit onderzoeksproject opgedane kennis een centrale rol spelen, zowel bij het formuleren van de ambities als bij het vaststellen van de benodigde maatregelen. Daarmee zal die kennis bijdragen aan de beoogde doelmatigheid in de waterketen. Daarnaast geven de resultaten van dit project input om het beleid voor het omgaan met afstromend hemelwater in Flevoland aan te passen.

1 Inleiding

1.1 Aanleiding

Gemeente Almere en Waterschap Zuiderzeeland werken sinds 2004 intensief samen om het functioneren van de afvalwaterketen en de kwaliteit van het watersysteem in Almere te verbeteren. Aan het begin van de samenwerking gingen zij ervanuit dat door de gestage doorontwikkeling van Almere de druk op het watersysteem zou toenemen en daarmee de KRW-doelstellingen in gevaar zouden kunnen komen.

Een traditionele oplossing (conform de basisinspanning) was het ombouwen van alle gescheiden stelsels in Almere naar verbeterd gescheiden stelsels (VGS). Dit zou circa € 50 miljoen kosten. Een derde hiervan kwam voor rekening van de gemeente voor aanpassingen aan het rioolstelsel en transportsysteem en twee derde voor het waterschap voor aanpassingen aan de rwzi (*Lenting et al., 2005: eindrapportage OSAL fase B*).

Doelmatige investering?

Gemeente en waterschap vroegen zich af of de investering doelmatig zou zijn. Draagt een dergelijke grootschalige ombouw aantoonbaar bij aan de waterkwaliteit in Almere of levert het toch vooral een ‘papieren’ winst op? De feitelijke kwaliteit van het afstromende hemelwater was onbekend en daarmee ook het effect van lozing ervan in het watersysteem. Weegt doorspoeling van het systeem met al het beschikbare hemelwater niet uiteindelijk op tegen de extra geloosde vracht? Spelen andere factoren als foutaansluitingen en de kwaliteit van drainagewater niet een veel dominantere rol in de kwaliteit van het ontvangende water? En als afstromend hemelwater toch te vies blijkt, wat kunnen we daar dan aan doen? Welk kosteneffectieve maatregelen kunnen geloosde vuilvrachten werkelijk helpen verminderen?

Resultaten en praktische toepassing

Samen met STOWA en Stichting RIONED hebben Gemeente Almere en Waterschap Zuiderzeeland besloten de investeringsbeslissing uit te stellen en eerst op zoek te gaan naar antwoorden op bovenstaande vragen. Dit heeft geleid tot een van de grootste meet- en onderzoeksprojecten op het gebied van hemelwater in Nederland van de afgelopen jaren: het Regenwaterproject Almere. Dit is het eindrapport van dat project. Naast een uitgebreide beschrijving van de onderzoeksopzet vindt u hierin de documentatie en interpretatie van de meetresultaten. Daarnaast leest u hoe de opgedane kennis in de praktijk toegepast kan worden.

1.2 Leeswijzer

Dit rapport bestaat uit een kern met daaromheen een schil. De schil (hoofdstukken 2, 3 en 11) bevat de inleiding op het onderzoek en de conclusies. De kern (hoofdstukken 4 tot en met 10) beschrijft per hoofdstuk een deelstudie (pilot). Als u alleen interesse hebt in de grote lijnen van het onderzoeksprogramma, kunt u volstaan met het lezen van de schil. De gedetailleerde onderbouwing van de conclusies vindt u in (de hoofdstukken van) de kern.

Hoofdstuk 2 beschrijft het voortraject van het onderzoeksprogramma. Het gaat in op de Optimalisatiestudie Almere (OSAL), de QuickScan om geschikte meetlocaties te vinden, de onderverdeling in en de aanbesteding van werkpakketten, en de projectorganisatie.

Hoofdstuk 3 beschrijft de globale opzet en samenhang van het onderzoeksprogramma. Hier vindt u een overzicht van de pilots, de onderzoeksvragen per pilot en de globale onderzoeksopzet om deze vragen te kunnen beantwoorden. Daarnaast gaat hoofdstuk 3 in op de kenmerken en inrichting van de meetlocaties.

Hoofdstukken 4 tot en met 10 behandelen elk een pilot. Elk hoofdstuk heeft eenzelfde opbouw:

- een inleiding op het onderwerp met de onderzoeksvragen;
- een beschrijving van de meetopzet (‘materiaal en methode’);
- een presentatie van de meetresultaten;
- een interpretatie van de meetresultaten (‘discussie’);
- de conclusies.

Daarnaast bevatten enkele van deze hoofdstukken een paragraaf met een of meer praktische leerpunten uit het project: de opgedane ervaring met ontwerp, aanbesteding, implementatie en onderhoud in Almere. Deze leerpunten kunnen een bijdrage leveren aan de 'leercurve in de sector' en helpen om valkuilen te ontwijken in vergelijkbare toekomstige projecten.

De hoofdstukken 4 tot en met 10 bevatten de volgende onderwerpen:

Hoofdstuk 4: Pilot 1 De waterkwaliteit in hemelwaterriolering.

Hoofdstuk 5: Pilot 2 De invloed van vaker kolken reinigen.

Hoofdstuk 6: Pilot 3 Het functioneren van uitstroombakken.

Hoofdstuk 7: Pilot 4 Het rendement van een lamellenafscheider.

Hoofdstuk 8: Pilot 5 De hoeveelheid en kwaliteit van drainagewater.

Hoofdstuk 9: Pilot 6 Foutaansluitingen en de bijdrage aan de emissie.

Hoofdstuk 10: Pilot 7 Het watersysteem: kwaliteitsproblemen en jaaremissies.

Hoofdstuk 11 sluit het rapport af. Het bundelt de antwoorden op de onderzoeksvragen van de pilots en geeft aanbevelingen: hoe zijn de onderzoeksresultaten te gebruiken in de praktijk? Welke consequenties zouden de resultaten kunnen hebben op het gevoerde beleid? Ook gaat het hoofdstuk in op de originele investeringsvraag in Almere: moeten we de gescheiden stelsels ombouwen tot verbeterd gescheiden stelsels?

Bijlage 1 bevat de analyseresultaten van honderd steekmonsters van afstromend hemelwater in Almere.

Bijlage 2 geeft een toelichting op meetonzekerheden en betrouwbaarheidsintervallen.

Bijlage 3 presenteert de gebruikte methoden om de waterkwaliteit, slibkwaliteit en valsnelheden van het onopgeloste materiaal te bepalen.

Bijlage 4 omschrijft de uitvraag voor de aanbesteding van werkpakket 5 (installatie meetapparatuur en levering data).

Bijlage 5 bevat de analyseresultaten van de oppervlaktewatermonsters.

Bijlage 6 presenteert de gegevens over de waterbodempkwaliteit in Almere.

Bijlage 7 bevat de kwelkaart van de Flevopolders uit het Waterbeheerplan Waterschap Zuiderzeeland.

2 Voortraject

Het Regenwaterproject Almere kent een lange voorgeschiedenis. In de periode vanaf 2004 hebben gemeente en waterschap eerst een Optimalisatiestudie Almere (OSAL) uitgevoerd (zie paragraaf 2.1). Een aanbeveling van de OSAL was de opzet van een meet- en onderzoeksprogramma om kennishiaten op te vullen. Een belangrijke vraag binnen dat programma was: waar kunnen en moeten we in Almere de meetopstellingen realiseren? Het antwoord hierop is in 2009 gevonden via een QuickScan (zie paragraaf 2.2). Ten slotte zijn alle werkzaamheden voor het Regenwaterproject Almere onderverdeeld in werkpakketten, waarvan enkele in 2011 zijn aanbesteed (zie paragraaf 2.3).

2.1 Optimalisatiestudie Almere (OSAL)

Deze paragraaf vat de opzet en bevindingen van de OSAL kort samen. De informatie komt uit de eindrapportages Optimalisatiestudie Almere (OSAL) fase A en B uit 2005. Een uitgebreide beschrijving vindt u in de rapporten *Turkensteen et al., 2005* (fase A) en *Lenting et al., 2005* (fase B).

2.1.1 Aanleiding

Waterschap Zuiderzeeland en Gemeente Almere zijn in februari 2004 begonnen met de Optimalisatiestudie Almere (OSAL). Belangrijke aanleiding was de gestage groei van Almere, door het toenemende aantal inwoners en bedrijven namen ook de afvalwaterstromen toe. Waterschap en gemeente hebben met de studie oplossingsrichtingen verkend om de toenemende druk op de afvalwaterketen (riolering, transportsysteem en rwzi) het hoofd te kunnen bieden.

Met de stedelijke groei nam ook het verharde oppervlak toe en daarmee de hoeveelheid hemelwater die via de hemelwaterriolering in het watersysteem terecht kwam. In 2004 was de gangbare beleidsmatige opvatting dat afstromend hemelwater 'vies' was en lozing ervan het watersysteem verontreinigde (zie bijvoorbeeld *Boogaard & Do, 2003: wRw-beslisboom aan- en afkoppelen verharde oppervlakken*). Hierdoor leek de doelstelling van de Kaderrichtlijn Water (KRW) om een gezond ecologisch watersysteem te realiseren niet haalbaar.

2.1.2 Doelen

Gemeente Almere en Waterschap Zuiderzeeland zijn gezamenlijk een studie begonnen om de twee problemen in paragraaf 2.1.1 te ondervangen. De studie had twee doelen:

- de mogelijkheden inventariseren om tegen de laagste maatschappelijke kosten én verantwoord het afvalwater en (sterk) verontreinigde hemelwater in Almere in te zamelen, te transporteren en te zuiveren;
- de mogelijkheden inventariseren om tegen aanvaardbare kosten de invloed van de afvalwaterketen op het oppervlaktewater te minimaliseren.

2.1.3 Referentie

Eerst is onderzocht wat zonder de samenwerking tussen gemeente en waterschap zou zijn gebeurd. De aanname is dat de gemeente dan conform de basisinspanning gehandeld zou hebben: alle gescheiden stelsels in de stad ombouwen tot verbeterd gescheiden stelsels (VGS). Hiermee zou de gemeente jaarlijks circa twee derde van het hemelwater van de aangesloten oppervlakken naar de rwzi Almere afvoeren en niet in het lokale oppervlaktewater lozen. De kosten voor deze grootschalige ombouw zijn destijds geraamd op circa € 50 miljoen. Een derde hiervan zou voor rekening van de gemeente komen (om het rioolstelsel aan te passen en de transportsysteemcapaciteit te vergroten) en twee derde voor het waterschap (om de rwzi aan te passen).

2.1.4 Alternatieven

In een tweede fase van de studie is onderzocht welke alternatieven kansrijk zouden zijn om de waterkwaliteit in Almere te verbeteren. Hiervoor is eerst een water- en stoffenbalans opgesteld: een inschatting van de relatieve bijdragen uit verschillende bronnen aan de hoeveelheid vuilstoffen in het oppervlaktewater. Waar komt de verontreiniging in het oppervlaktewater vandaan, dus waar moeten we ingrijpen? Naast het afstromende hemelwater uit rioolstelsels waren beschouwde bronnen inlaatwater van buiten de polder, kwelwater uit de bodem en rwzi-effluent.

De bijdragen zijn berekend door op jaarbasis de kwantitatieve bijdragen (hoeveelheid water uit deze bron) te vermenigvuldigen met gemiddelde concentraties (de kwaliteit van dat water). De resultaten lieten zien dat voor 'probleemparameter' fosfaat de bijdragen vanuit het kwelwater en het rwzi-effluent verreweg het grootst zijn (circa 75%). Voor de parameters zink en koper zijn juist de bijdragen vanuit de gescheiden rioolstelsels dominant (50-75%). Met deze inschatting leek het verstandig maatregelen te treffen die de bijdragen vanuit kwel en/of rwzi-effluent (voor fosfaat) en vanuit de riolering (voor zink en koper, zoals ombouw naar VGS) verminderen. Impliciet is hierbij aangenomen dat een kleinere emissie zou leiden tot een evenredig kleiner waterkwaliteitsprobleem.

Onderbouwing stoffenbalans

Een belangrijk probleem was de magere onderbouwing van de stoffenbalans. De gemiddelde kwaliteit van bijvoorbeeld kwelwater of afstromend hemelwater was slechts gebaseerd op enkele meet- of literatuurwaarden en kon in werkelijkheid in Almere flink afwijken van de gebruikte waarden in de berekeningen. De rekenresultaten zijn hiervoor gevoelig, bij grote veranderingen in invoerwaarden zouden ook de rekenresultaten navenant veranderen. Daarmee stonden de gepresenteerde conclusies op losse schroeven. Zijn maatregelen aan bijvoorbeeld de riolering wel zo zinnig als gedacht? Nader onderzoek was nodig om de gebruikte waarden – en daarmee de stoffenbalans – beter te onderbouwen.

No-regret-maatregelen

Naast de water- en stoffenbalans is in de OSAL onderzocht welk alternatieven voorhanden zijn om de emissie van stoffen als koper en zink vanuit de riolering te verminderen. Hierbij is een lange lijst potentiële maatregelen doorgenomen, zowel bronmaatregelen (zoals voorschriften voor bouwmaterialen, onkruidbestrijding, gladheidsbestrijding en vegetatiedaken) als end-of-pipe-maatregelen (zoals wadi's, IT-riolering, lamellenafscheiders, helofytenfilters en waterdoorlatende verharding). Van enkele maatregelen is gesteld dat deze zonder voorbehoud toepasbaar zijn, omdat de investering (zeer) klein is en het beoogde effect op voorhand duidelijk. Voorbeelden hiervan zijn:

- uitlogende bouwmaterialen verbieden (geen zinken dakgoten, geen koperen gevels);
- marktterreinen op de afvalwaterriolering aansluiten;
- 'groene golven' (voor de doorstroom bij verkeerslichten) op doorgaande wegen toepassen;
- berm passages bij risicovolle gebieden toepassen.

Effectiviteit nader onderzoeken

Van andere maatregelen is gesteld dat de effectiviteit eigenlijk onbekend is, terwijl de kosten hoog kunnen zijn. Voorbeelden hiervan zijn:

- lamellenafscheiders plaatsen;
- verschillende onderdelen van de hemelwaterriolering vaker reinigen, zoals kolken en uitstroombakken.

Vóór eventuele grootschalige implementatie van deze maatregelen is eerst nader onderzoek naar de effectiviteit nodig.

2.1.5 Conclusies en aanbevelingen

De OSAL is afgerond met een actieplan. Dit plan bestond uit concrete no-regret-maatregelen en een nader onderzoeksprogramma met pilots en veldmetingen. De metingen moesten meer inzicht geven in:

- de waterkwaliteit van afstromend hemelwater in Almere;
- de bijdrage van andere bronnen aan de kwaliteit van oppervlaktewater, zoals kwelwater en foutaansluitingen;
- de effecten van maatregelen in en rond de riolering om de oppervlaktewaterkwaliteit verder te verbeteren, zoals gebruik van een lamellenafscheider en het vaker reinigen van straatkolken en uitstroombakken.

Dit onderzoeksprogramma is het Regenwaterproject Almere geworden.

2.2 Zoeken naar onderzoekslocaties

Het Regenwaterproject Almere wil onder andere de waterkwaliteit van afstromend hemelwater in beeld brengen. De meest voor de hand liggende onderzoekslocaties hiervoor zijn hemelwateruitlaten, waar het hemelwater vanuit de riolering in het oppervlaktewater terechtkomt. In stedelijk gebied bestaat niet één representatieve waarde voor

de kwaliteit van afstromend hemelwater. Uit eerder onderzoek (STOWA, 2007: *regenwater-database*) is bekend dat het type oppervlak waarop de regen valt de kwaliteit beïnvloedt. Met hemelwater dat over een druk bereden weg afstroomt, komen bijvoorbeeld meer oliën en zware metalen mee dan met hemelwater dat op een rustige lokale weg valt. Onderzoek naar de kwaliteit van afstromend hemelwater moet dus onderscheid maken tussen verschillende soorten verhard oppervlak (zie paragraaf 2.2.1). Daarnaast zijn praktische (en financiële) argumenten van belang in de uiteindelijke selectie van onderzoekslocaties in Almere (zie paragraaf 2.2.2).

2.2.1 Typering verhard oppervlak

Waterbeheerplan waterschap

In het Waterbeheerplan 2002-2005 gebruikte Waterschap Zuiderzeeland een tweedeling voor nieuwe systemen: een oppervlak kende “weinig vervuiliingsrisico” of een “verhoogd vervuiliingsrisico”.

Voor de volgende oppervlakken was sprake van weinig vervuiliingsrisico:

- verhardingen met een verkeersintensiteit van minder dan 500 voertuigbewegingen per dag;
- daken zonder uitlogende materialen;
- parkeerplaatsen voor minder dan 50 auto's;
- onverhard terrein;
- centrumgebieden, niet zijnde marktterreinen.

Water van deze oppervlakken moest rechtstreeks naar het ontvangende oppervlaktewater afvoeren.

Alle overige gebieden kenden volgens het beheerplan een verhoogd vervuiliingsrisico. Water van deze oppervlakken moest de gemeente lokaal zuiveren of naar de rwzi verpompen. Bestaande gescheiden riolering moest voor de volgende oppervlakken aankoppelen (= hemelwater via de riolering naar de rwzi transporteren):

- wegen met verkeersintensiteiten van meer dan 1.000 per dag;
- marktterreinen;
- laad- en losplaatsen;
- parkeerplaatsen voor meer dan 50 auto's.

Het huidige Waterbeheerplan (2016-2021) gebruikt nagenoeg dezelfde indeling.

Beslisboom aan- en afkoppelen wRw

Een andere destijds veel geraadpleegde bron was de Beslisboom aan- en afkoppelen van de Werkgroep Riolering West-Nederland (Boogaard & Do, 2003). Deze onderscheidde drie categorieën:

- licht verontreinigde oppervlakken (daken, gevels, vrijliggende voet- en fietspaden, schoolpleinen, weinig gebruikte parkeerplaatsen);
- matig verontreinigde oppervlakken (woonerven, winkelstraten, kantoorterreinen, doorgaande wegen, veelgebruikte parkeerplaatsen, busbanen);
- verontreinigde oppervlakken (bedrijfsterreinen, marktpleinen, laad- en losplaatsen, busstations, trambanen, tunnels).

OSAL

Voor de OSAL is een indeling van verhard oppervlak gekozen waarbij de parameters fosfaat, zink en koper leidend zijn. Deze parameters zijn in concentraties hoger dan het MTR (maximaal toelaatbaar risiconiveau) in het oppervlaktewater gemeten en als ‘probleem-parameter’ centraal gesteld. Belangrijk hierbij is het jaartal 1985. Vanaf dat jaar zou de bouwsector in Nederland structureel minder uitlogende materialen als zink en koper hebben toegepast. De verwachting was dan ook dat wijken die vóór 1985 zijn gebouwd beduidend meer koper en zink naar het watersysteem afvoeren dan wijken die na 1985 zijn gebouwd. De rapportage van de OSAL fase B (Lenting et al., 2005, bijlage 1) onderbouwt dit onderscheid met een verwijzing naar eerdere metingen. De OSAL bevat de volgende typering voor het verharde oppervlak in Almere:

- weinig risico (woonwijken gebouwd na 1985 met relatief schone oppervlakken);
- verhoogd risico (woonwijken en wegen gebouwd vóór 1985);
- hoog risico (industrieterreinen, wegen, markten, parkeerplaatsen en dreven).

Deze indeling was leidend bij het zoeken naar geschikte onderzoekslocaties voor het Regenwaterproject Almere. Elk van deze typen verhard oppervlak is vertegenwoordigd in een van de geselecteerde onderzoekslocaties.

2.2.2 QuickScan

Almere heeft zo'n 840 hemelwateruitlaten die hemelwater vanuit de riolering in het oppervlaktewater lozen. Om praktische en financiële redenen zijn niet alle uitlaten te voorzien van meetinrichtingen. Daarom is een selectie gemaakt om uiteindelijk tot drie stroomgebieden en hun bijbehorende hemelwateruitlaten te komen waar het Regenwaterproject Almere grotendeels heeft plaatsgevonden. Het selectieproces (QuickScan) bestond uit vier stappen:

Stap 1

Uit alle circa 840 hemelwateruitlaten zijn in eerste instantie zestig geschikte locaties geselecteerd. Hierbij is rekening gehouden met de volgende criteria:

- Grootte van het stroomgebied.
Kleine gebieden (< 2 ha) hebben voor goede metingen te weinig afvoer tijdens neerslag. Voor grote gebieden (> 10 ha) met grote afvoeren zijn relatief dure meet- en zuiveringsvoorzieningen nodig. Alleen stroomgebieden met een afvoerend oppervlak tussen 2 en 10 ha zijn geselecteerd.
- Geplande werkzaamheden.
Aanpassingen aan het verharde oppervlak en/of de riolering verstoren de metingen en leiden tot een niet-consistente meetreeks. Alleen stroomgebieden zonder geplande werkzaamheden zijn geselecteerd.
- Gelijke verdeling over de typen verhard oppervlak.
Hierbij is onderscheid gemaakt tussen woonwijken gebouwd vóór 1985, woonwijken gebouwd na 1985 en gebieden met een hoog vervuilingsrisico (zie paragraaf 2.2.1).
- Goede ruimtelijke spreiding over Almere.
De onderzoekslocaties moeten zo veel mogelijk in verschillende wijken liggen (Almere Stad, Almere Buiten en Almere Haven).

Stap 2

In deze stap is het aantal potentiële onderzoekslocaties van zestig naar dertig gebracht. Hiervoor zijn alle zestig locaties bezocht en beoordeeld op de volgende criteria:

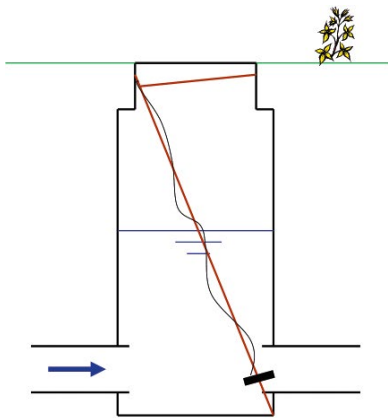
- Veiligheid.
Is rondom de beoogde meetlocatie veilig te werken of ligt de locatie bijvoorbeeld in of vlak langs een drukke weg? Is de locatie vandalismegevoelig?
- Toegankelijkheid.
Zijn de beoogde hemelwateruitlaten eenvoudig toegankelijk voor meetapparatuur en/of monsternamen? Is rond de uitlaten voldoende ruimte om eventuele apparatuur te installeren?
- Documentatie.
Kloppen de tekeningen van de uitlaten en het bovenstroomse stelsel met de werkelijkheid?

Stap 3

In deze stap zijn meetgegevens over het functioneren van de dertig potentiële onderzoekslocaties verzameld. Dit gebeurde op twee manieren:

- Via geïnstalleerde 'divers' is per locatie gedurende twee à drie maanden een indruk ontstaan van het dynamisch functioneren van de meetlocatie. Een diver verzamelt hoogfrequent (één meting per minuut) gegevens over diepte, temperatuur en geleidbaarheid van het water. In figuur 2.1 ziet u een voorbeeld van een meetopzet.
- Tijdens drie regenbuien (van meer dan 4 mm) zijn per locatie drie steekmonsters verzameld die in het laboratorium zijn geanalyseerd op nutriënten, zware metalen, PAK's, oliën en chloride.

De hoogfrequente en langdurige datasets van de divers geven een goed beeld van eventuele variaties in waterstanden en -kwaliteit, ook tijdens droog weer. Variatie in waterkwaliteit bij droog weer kan duiden op foute aansluitingen (afvalwaterleidingen die onbedoeld op het hemelwaterstelsel zijn aangesloten in plaats van het naastgelegen afvalwaterstelsel).



Figuur 2.1 Grafische weergave meetopstelling stap 3 QuickScan (links) en eenzelfde meetopstelling in de praktijk (rechts)

Stap 3 heeft een dataset opgeleverd van circa honderd steekmonsters van afstromend hemelwater in Almere. In tabel 2.1 staan de analyseresultaten voor acht parameters, de resultaten voor alle parameters vindt u in bijlage 1. Uit tabel 2.1 blijkt dat de mediaan van de metingen voor parameters totaal P, zink en koper de MTR overschrijdt. Dit bevestigt het beeld van ‘probleemparementen’, zoals eerder in de OSAL gesteld. N.B. Het betreft hier steekmonsters, dus de waarden zijn indicatief. Bovendien zijn sommige monsters waarschijnlijk door foutaansluitingen vervuild met afvalwater. Paragraaf 4.3.8 in hoofdstuk 4 vergelijkt de tijdens de QuickScan gevonden waarden (in tabel 2.1) met de representatieve waarden van afstromend hemelwater uit pilot 1 (vrij van foutaansluitingen, via automatische tijdproportionele monsternamen tijdens buien en met middeling over minstens dertig buien).

parameter	MTR (totaal)	100 steekmonsters in Almere uit 30 hemelwateruitlaten	
		mediaan	10%- en 90 % percentielen
Totaal P (mg P/L)	0,15	0,18	0,1 - 0,5
Totaal Kjeldahl stikstof (mg N/L)	2,2	1,3	0,7 - 3,4
Pb (µg/L)	220	9,5	3,5 - 25
Zn (µg/L)	40	89	27,8 - 262
Cu (µg/L)	3,8	5,6	2,5 - 20,1
Benz(a)anthraceen (ng/L)	30	20	9 - 145
Benzo(a)pyreen (ng/L)	200	19	7 - 106
Chloride (mg Cl/L)	200	34	7 - 116

Tabel 2.1 Analyseresultaten honderd steekmonsters afstromend hemelwater in Almere
N.B. Vetgedrukte waarden liggen boven het MTR (uit de vierde Nota Waterhuishouding, 1999).

Tabel 2.2 laat de analyseresultaten van dezelfde honderd steekmonsters zien, maar dan gesplitst naar bouwjaar van het stroomgebied (vóór en na 1985). De gebieden van vóór 1985 blijken inderdaad significant meer zink via het hemelwater af te voeren dan gebieden gebouwd na 1985. Ook kijkend naar alle parameters waarop de monsters geanalyseerd zijn en waarvoor MTR-waarden zijn gedefinieerd (29 parameters, zie bijlage 1), blijkt dat wijken van vóór 1985 beduidend ‘viezer’ zijn dan wijken van na 1985; het aantal overschrijdingen van MTR-waarden ligt significant hoger. Deze bevindingen bevestigen het veronderstelde onderscheid tussen beide typen woonwijken en onderschrijven de noodzaak om beide typen als onderzoeksgebied in het regenwaterproject op te nemen.

	Zn (µg/L)		Aantal overschrijdingen van MTR (n)	
	voor 1985	na 1985	voor 1985	na 1985
Gemiddelde	404	161	3,6	2,3
Standaard afwijking	800	513	2,08	1,57
Aantal monsters	29	46	29	46

Tabel 2.2 Analyseresultaten verdeeld naar bouwjaar stroomgebied (vóór en na 1985)

Stap 4

Uiteindelijk zijn uit de dertig potentiële locaties van stap 3 drie onderzoekslocaties gekozen waar het merendeel van het regenwaterproject uitgevoerd is. De locaties zijn: Baljuwstraat, Sluis en Palembangweg. De kenmerken van deze gebieden staan in tabel 2.3. Naast de geografische spreiding en typering van het verharde oppervlak hebben praktische overwegingen de keuze bepaald. Denk aan de inpasbaarheid van een debietsensor en lamellenafscheider en aan de toegankelijkheid van putten. Vooral de locaties Baljuwstraat en Palembangweg bieden grote en veilige werkruimten.

Tabel 2.3 Kenmerken onderzoekslocaties Baljuwstraat, Sluis en Palembangweg

Locatie-code	Stroom-gebied	Landgebruik	Verhard oppervlak [ha]	Typering verhard oppervlak (zie §2.2.1)
A	Baljuwstraat	Stadscentrum met marktterrein, drukke parkeerplaatsen en dreven	7,7	"hoog risico"
B	Sluis	Centrumgebied met winkels, kantoren en woningen, gebouwd voor 1985	7,0	"verhoogd risico"
C	Palembangweg	Woonwijk, gebouwd na 1985	5,2	"weinig risico"

In paragraaf 3.2 van hoofdstuk 3 vindt u een uitgebreide beschrijving van de gebiedskenmerken en de inrichting van de locaties voor het Regenwaterproject Almere.

Europese aandacht voor QuickScan

De ontwikkeling en het gebruik van de QuickScan in Almere zijn gepresenteerd bij de NOVATECH 2013. Dit is een driejaarlijks congres voor kennisuitwisseling tussen wetenschappers, (riolerings)beheerders en beleidsmedewerkers uit heel Europa. Naar aanleiding van deze presentatie zijn de bevindingen verwerkt in een wetenschappelijke publicatie, die in 2014 verscheen in het blad Water, Science & Technology (jaargang 69, nummer 12).

2.3 Werkpakketten, aanbesteding en projectorganisatie

2.3.1 Zeven pilots, twaalf werkpakketten

Het Regenwaterproject Almere is inhoudelijk onderverdeeld in zeven pilots die elk antwoord moeten geven op specifieke onderzoeksvragen. De globale opzet van en samenhang tussen de pilots vindt u in hoofdstuk 3. De hoofdstukken 4 tot en met 10 behandelen vervolgens per pilot de meetresultaten en conclusies. De pilots zijn:

Pilot 1 De waterkwaliteit in hemelwaterriolering (hoofdstuk 4).

Pilot 2 De invloed van vaker kolken reinigen (hoofdstuk 5).

Pilot 3 Het functioneren van uitstroombakken (hoofdstuk 6).

Pilot 4 Het rendement van een lamellenafscheider (hoofdstuk 7).

Pilot 5 De hoeveelheid en kwaliteit van drainagewater (hoofdstuk 8).

Pilot 6 Foutaansluitingen en de bijdrage aan de emissie (hoofdstuk 9).

Pilot 7 Het watersysteem: kwaliteitsproblemen en jaaremissies (hoofdstuk 10).

De werkzaamheden voor de pilots zijn onderverdeeld in twaalf werkpakketten: met elkaar samenhangende werkzaamheden waarvoor een of meerdere partijen verantwoordelijk zijn. De werkpakketten zijn:

Werkpakket 1: Operationele aansturing tijdens realisatie en meetperiode.

Werkpakket 2: Beheer van het rioolstelsel, reinigen van kolken, uitstroombakken en lamellenafscheider.

Werkpakket 3: Ontwerp, levering en installatie van een lamellenafscheider.

Werkpakket 4: Civiele werkzaamheden (die niet in andere werkpakketten zitten).

Werkpakket 5: Installatie van meetapparatuur en levering van data.

Werkpakket 6: Invloed op oppervlaktewater (uitvoer pilot 7, inclusief rapportage).

Werkpakket 7: Plaatsen van peilbuizen en grondwatermonstername.

Werkpakket 8: Verzamelen en transporteren van monsters uit monsternamekasten, kolken en uitstroombakken.

Werkpakket 9: Chemische laboratoriumanalyses van de monsters uit werkpakketten 7 en 8.

Werkpakket 10: Fysische analyses: valsnelheidsbepaling en isotopenanalyse van monsters uit werkpakketten 7 en 8.

Werkpakket 11: Foutaansluitingenonderzoek met Distributed Temperature Sensing (DTS).

Werkpakket 12: Data-analyse en eindrapportage.

De werkpakketten 3, 5, 7, 8, 9 en 11 zijn openbaar aanbesteed in een Europese aanbesteding in vijf percelen. Daarbij zijn de werkpakketten 8 en 9 gecombineerd aangeboden, vanwege de logische samenhang tussen het verzamelen, transporteren en analyseren van monsters. Voor de aanbesteding zijn in 2011 vijf uitvragen opgesteld met een omschrijving van de gevraagde werkzaamheden.

Voor de overige werkpakketten is een of meerdere partijen van het projectteam verantwoordelijk: Gemeente Almere, Waterschap Zuiderzeeland, RHDHV (later Partners4UrbanWater) en Tauw.

De Technische Universiteit Delft en het Centrum voor Isotopenonderzoek van de Rijksuniversiteit Groningen hebben enkele specifieke fysische analyses (werkpakket 10) uitgevoerd.

#	Werkpakket	Uitvoerende partij(en)
1.	Operationele aansturing tijdens realisatie en meetperiode	Projectteam: Gemeente Almere, Waterschap Zuiderzeeland, Tauw en RHDHV (later Partners4UrbanWater)
2.	Beheer rioolstelsel, reinigen van kolken, uitstroombakken en lamellenafscheider	(in opdracht van) Gemeente Almere
3.	Levering lamellenafscheider	Reimert BV (civiele werkzaamheden) in samenwerking met PECO Facet BV (ontwerp en levering lamellenafscheider)
4.	Civiele werkzaamheden	(in opdracht van) Gemeente Almere
5.	Installatie meetapparatuur en levering data	IMD BV
6.	Invloed op oppervlaktewater (uitvoer pilot 7 inclusief rapportage)	Waterschap Zuiderzeeland
7.	Peilbuizen en grondwaterbemonstering	ATKB BV
8/9.	Verzamelen, transporteren en analyseren van monsters	ATKB BV
10.	Fysische analyses	TU Delft (valsnelheidsbepaling) en Centrum voor Isotopenonderzoek - Rijksuniversiteit Groningen (18O en 2H bepaling)
11.	Foutaansluitingen met DTS	Leitec Advies
12.	Data-analyse en eindrapportage	Partners4UrbanWater

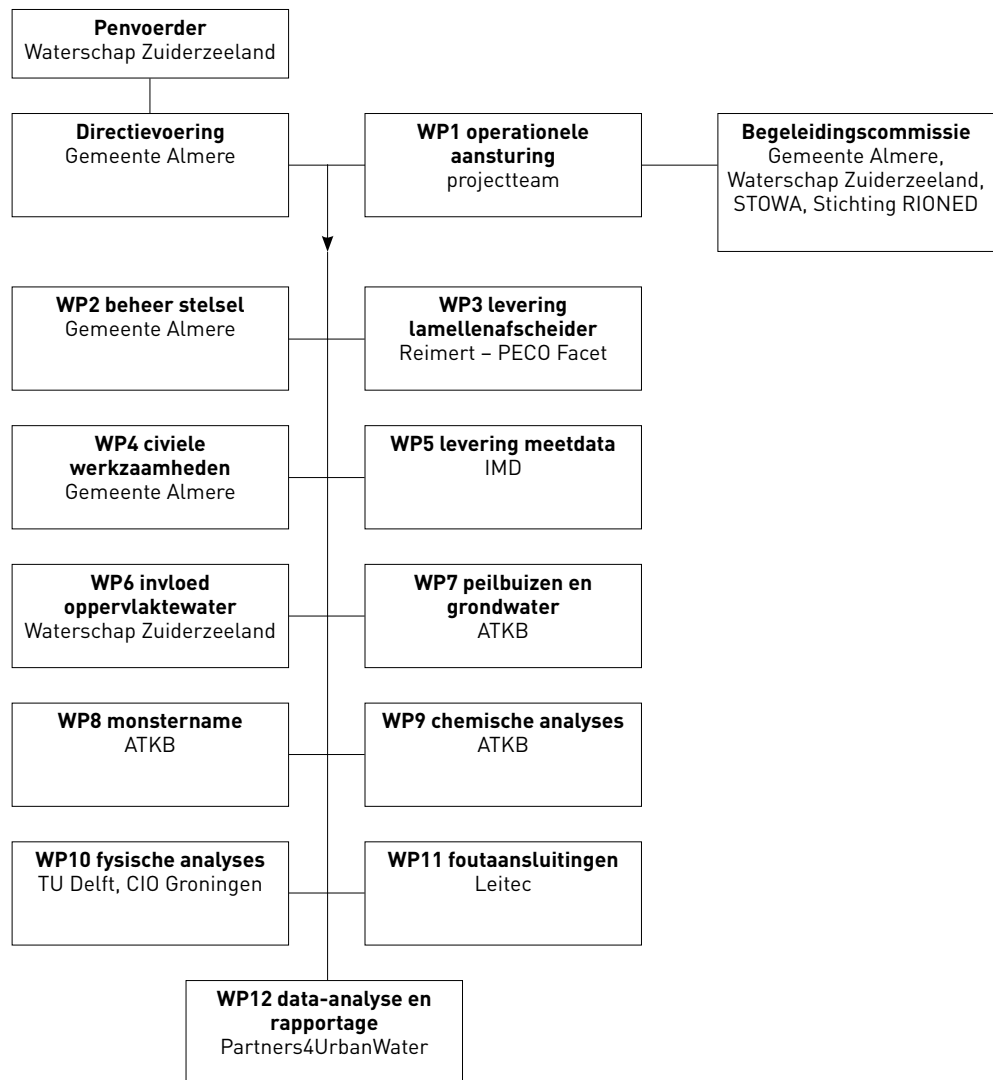
Tabel 2.4 Overzicht twaalf werkpakketten en uitvoerende partijen

In de hoofdstukken 4 tot en met 10 komen per pilot ervaringen met de (vorm van) aanbesteding en eventuele leer- en aandachtspunten aan bod.

2.3.2 Projectorganisatie en -financiering

Om de samenhang in de werkpakketten te behouden en eventuele wijzigingen tijdens de uitvoering te toetsen aan de originele onderzoeksvragen, is een projectteam gevormd. Het team is samengesteld uit vertegenwoordigers van Gemeente Almere, Waterschap Zuiderzeeland, Tauw en RHDHV (later Partners4UrbanWater). Waterschap Zuiderzeeland was de penvoerder, Gemeente Almere voerde de directie over de aanbestede werkpakketten. In figuur 2.2 ziet u het organogram van de projectorganisatie.

**Figuur 2.2 Projectorganisatie
Regenwaterproject Almere**



Gemeente Almere, Waterschap Zuiderzeeland, Stichting RIONED en STOWA hebben het regenwaterproject gefinancierd. Naast een bijdrage vanuit de Stimuleringsregeling Emissie- en Rendementsmetingen hebben Stichting RIONED en STOWA het project aanvullend financieel ondersteund.

De begeleidingscommissie van het project bestaat uit vertegenwoordigers van alle financie-
rende partijen:

- Bert Palsma (STOWA);
- Ton Beenen (Stichting RIONED);
- Melanie Kuiper en Henk Nijhof (Waterschap Zuiderzeeland);
- Arjo Hof en Ingeborg Baars (Gemeente Almere).

3 Globale opzet en samenhang onderzoeksprogramma

Dit hoofdstuk beschrijft de globale opzet en samenhang tussen de pilots van het Regenwaterproject Almere. Paragraaf 3.1 geeft een overzicht van de pilots, de onderzoeksvragen per pilot en de globale onderzoeksopzet om deze vragen te kunnen beantwoorden. Hierdoor krijgt u in grote lijnen een beeld van het onderzoek. De metingen en resultaten komen in de pilothoofdstukken 4 tot en met 10 aan bod. Paragraaf 3.2 beschrijft de kenmerken van de stroomgebieden en de inrichting van de meetlocaties. Zo weet u hoe gemeten is. Deze paragraaf bevat dan ook veel metadata van het Regenwaterproject Almere.

3.1 Pilots: onderzoeksvragen en aanpak

De aanbeveling van de optimalisatiestudie Almere (OSAL) was een onderzoeksprogramma uit te voeren met pilots en metingen om meer inzicht te krijgen in:

- de waterkwaliteit van afstromend hemelwater in Almere;
- de effecten van maatregelen in en rond de riolering om deze kwaliteit verder te verbeteren, zoals gebruik van een lamellenafscheider en het vaker reinigen van straatkolken en uitstroombakken;
- de bijdrage van andere bronnen aan de oppervlaktewaterkwaliteit, zoals kwelwater en foutaansluitingen.

Deze aanbeveling is vertaald in een onderzoeksprogramma met zeven pilots (*Liefting et al., 2010: meetplan pilots OSAL*). Elke pilot behandelt een specifiek onderwerp en probeert een of meerdere onderzoeksvragen gerelateerd aan dit onderwerp te beantwoorden. De pilots zijn:

Pilot 1 De waterkwaliteit in hemelwaterriolering.

Pilot 2 De invloed van vaker kolken reinigen.

Pilot 3 Het functioneren van uitstroombakken.

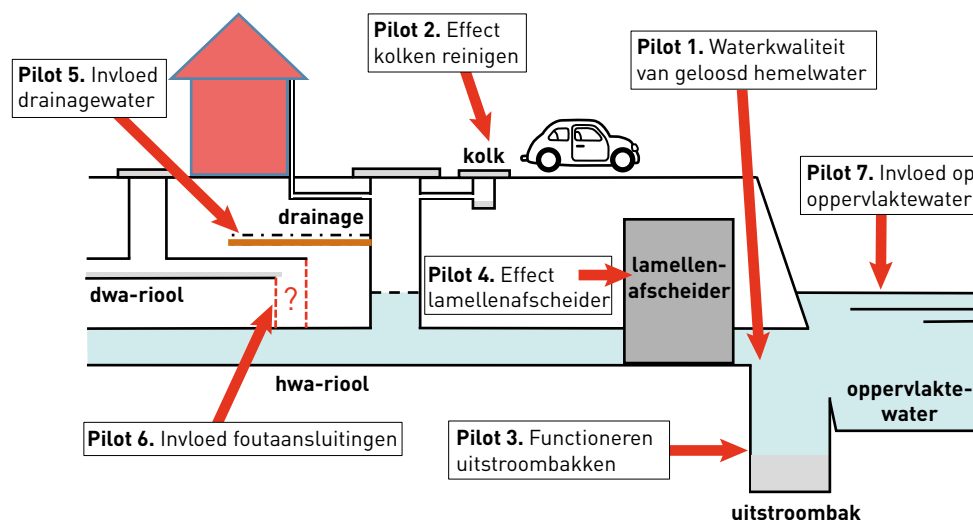
Pilot 4 Het rendement van een lamellenafscheider.

Pilot 5 De hoeveelheid en kwaliteit van drainagewater.

Pilot 6 Foutaansluitingen en de bijdrage aan de emissie.

Pilot 7 Het watersysteem: kwaliteitsproblemen en jaaremissies.

Pilots 1 en 7 vormen de ruggengraat van het Regenwaterproject Almere: het meten van de kwaliteit van afstromend hemelwater uit de (hemelwater)riolering en het inschatten van het effect hiervan op de oppervlaktewaterkwaliteit. Pilots 5 en 6 zijn brongericht: welke (mogelijke) invloed hebben drainagewater en foutaansluitingen op de kwaliteit van het geloosde hemelwater? Pilots 2, 3 en 4 richten zich op maatregelen: welk effect hebben het vaker reinigen van kolken en uitstroombakken en het gebruik van een lamellenafscheider? Figuur 3.1 geeft een overzicht van de samenhang tussen de pilots. In de paragrafen 3.1.1 tot en met 3.1.7 vindt u per pilot een korte inleiding, de onderzoeksvragen en de globale onderzoeksopzet.



Figuur 3.1 Schematisch overzicht samenhang zeven pilots

3.1.1 Pilot 1 De waterkwaliteit in hemelwaterriolering

Inleiding

De kwaliteit van geloosd hemelwater uit de hemelwaterriolering kan de kwaliteit van het ontvangende oppervlaktewater sterk beïnvloeden. Maar ook andere bronnen kunnen een vervuilde rol spelen, zoals kwel, neerslag, depositie, inlaatwater en rwzi-effluent. En ook 'onverdachte' bronnen, zoals bladeren van bomen, hondenpoep en uitwerpselen van waterdieren (zie RIONED, 2009). Om waterkwaliteitsproblemen op te lossen, is daarom inzicht nodig in de verhouding tussen geloosde vrachten vanuit deze verschillende bronnen. Want als de problemen maar beperkt zijn toe te schrijven aan de hemelwaterriolering, zullen maatregelen aan die riolering weinig effect sorteren.

Tijdens de OSAL is precies zo'n maatregel beschouwd: het ombouwen van (een deel van) de hemelwaterriolering in Almere naar een verbeterd gescheiden stelsel (VGS). Om in te schatten hoe doelmatig deze ingrijpende maatregel is, moet 'de' kwaliteit van het afstromende hemelwater uit de huidige hemelwaterstelsels in Almere bekend zijn. In Nederland is de kwaliteit van afstromend hemelwater al veel gemeten. Resultaten hiervan staan in de STOWA-regenwaterdatabase (STOWA, 2007). Maar in deze meetdata zit een zeer grote spreiding, waarvan de oorzaken niet afdoende bekend zijn. Hierdoor is uit de database geen 'representatieve kwaliteit' van afstromend hemelwater voor de Almeerse stroomgebieden af te leiden. Voor het regenwaterproject is besloten dit kennishiaat met eigen metingen op te vullen. Het doel van pilot 1 is daarmee: de kwaliteit van afstromend hemelwater in Almere in beeld brengen.

Bij aanvang van het project was de aanname dat de kwaliteit van afstromend hemelwater in Almere vooral afhankelijk is van het type verhard oppervlak waarvan de regen afstroomt. De typen zijn onderverdeeld in drie categorieën (zie ook paragraaf 2.2.1):

- weinig risico (woonwijken gebouwd na 1985 met relatief schone oppervlakken);
- verhoogd risico (woonwijken en wegen gebouwd vóór 1985);
- hoog risico (industrieterreinen, wegen, markten, parkeerplaatsen en dreven).

Onderzoeksvragen

De onderzoeksvragen voor pilot 1 zijn:

- 1.1 Wat is per type verhard oppervlak de 'gemiddelde' kwaliteit van het geloosde hemelwater uit de hemelwaterriolering in Almere?
- 1.2 Klopt de hypothese dat (woon)wijken gebouwd na 1985 schoner zijn dan (woon)wijken gebouwd vóór 1985?
- 1.3 Welke dynamiek zit er tijdens neerslag in deze kwaliteit?
- 1.4 Hoe is de kwaliteit vergeleken met de Nederlandse en internationale literatuur en met resultaten uit de QuickScan?

Onderzoeksopzet

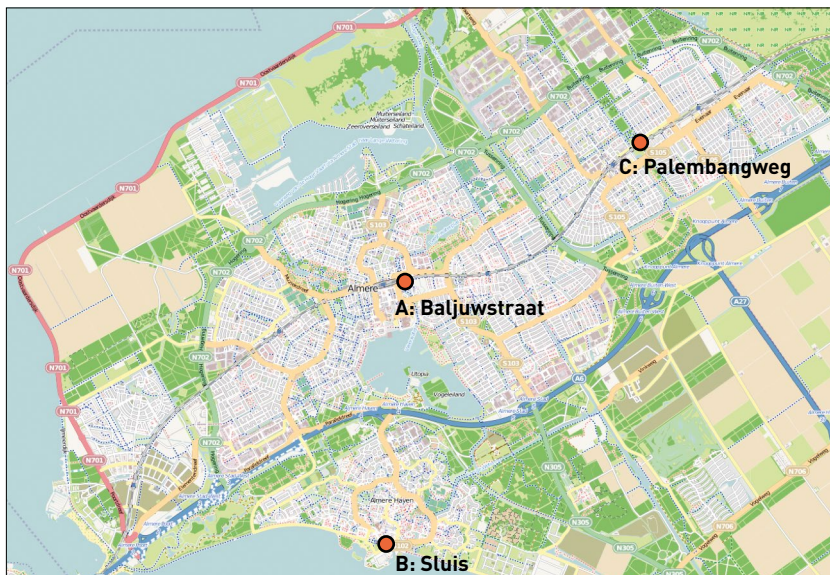
In een uitgebreide selectieprocedure (QuickScan, zie paragraaf 2.2.2) zijn drie hemelwateruitlaten in Almere als onderzoekslocaties gekozen:

- Baljuwstraat (Almere Stad, hoog risico, gebouwd rond 1985);
- Sluis (Almere Haven, verhoogd risico, gebouwd vóór 1985);
- Palembangweg (Almere Buiten, weinig risico, gebouwd na 1985).

De kenmerken van deze onderzoekslocaties staan in tabel 3.1, de ligging ziet u in figuur 3.2.

Tabel 3.1 Kenmerken onderzoekslocaties Baljuwstraat, Sluis en Palembangweg voor pilot 1

Locatie-code	Stroomgebied	Landgebruik	Verhard oppervlak [ha]	Typering verhard oppervlak
A	Baljuwstraat	Stadscentrum met marktterrein, drukke parkeerplaatsen en dreven	7,7	"hoog risico"
B	Sluis	Centrumgebied met winkels, kantoren en woningen, gebouwd voor 1985	7,0	"verhoogd risico"
C	Palembangweg	Woonwijk, gebouwd na 1985	5,2	"weinig risico"



Figuur 3.2 Ligging onderzoekslocaties A (Baljuwstraat), B (Sluis) en C (Palembangweg) in Almere

Bij de hemelwateruitlaten van deze stroomgebieden is de waterkwaliteit gedurende een jaar in beeld gebracht. Hiervoor is op twee manieren gemeten (zie figuur 3.3):

- monsternamen tijdens neerslag door geautomatiseerde monsternamkasten;
- continue metingen door onlinesensoren.

De monsternamkasten hebben tijdens neerslag (als het debiet bij de hemelwateruitlaat boven een drempelpeil komt) elke minuut een klein monster genomen en dit geloosd in een groot verzamelvat. Na de bui ging het verzamelmonster naar een laboratorium dat het analyseerde op veertig parameters, waaronder nutriënten, microverontreinigingen, zware metalen, hygiënische en algemene parameters. Dat leverde een analyseresultaat per parameter voor die specifieke bui: een Event Mean Concentration (EMC).

Analyseresultaten kunnen van bui tot bui flink variëren. Zo zijn de resultaten afhankelijk van de lengte van de voorafgaande droge periode waarin vuil zich kan ophopen op het verharde oppervlak en in de riolering. Om een jaargemiddelde kwaliteit te krijgen (Site Mean Concentration (SMC)), zijn vele buien bemonsterd (meer dan dertig per locatie) en zijn de analyseresultaten volumeproportioneel gemiddeld. Deze SMC wordt beschouwd als representatief voor 'de' kwaliteit van het afstromende hemelwater per onderzoekslocatie (en dus per type verhard oppervlak) en geeft daarmee (deels) antwoord op onderzoeksvraag 1.1. Door de SMC's van locaties Sluis en Palembangweg onderling te vergelijken, is de hypothese uit onderzoeksvraag 1.2 getoetst.



Figuur 3.3 Monsternamkast (links), ophanging continue sensoren (rechtsboven) en zicht op debiet-sensor en continue sensoren vanuit rioolstelsel (rechtsonder) bij onderzoekslocatie Baljuwstraat
N.B. Het stelsel staat normaal vol en is voor inspectie leeggepompt.

Een tweede deel van het antwoord op onderzoeksvraag 1.1 is gevonden door de valsnelheden van de onopgeloste deeltjes in de verzamelmonsters te achterhalen. Deze valsnelheden bepalen of technieken die bezinking gebruiken (zoals lamellenafsciders) het hemelwater efficiënt kunnen behandelen. Daarmee vormen ze een belangrijke component van 'de' kwaliteit van het afstromende hemelwater. De TU Delft heeft de valsnelheden van alle verzamelmonsters bepaald via valsnelheidsproeven (zie figuur 3.9 bij pilot 4 in paragraaf 3.1.4).

Met de continue sensoren is de dynamiek in waterkwaliteit tijdens buien bestudeerd. Door plotselinge stroomversnellingen in het riool kan de concentratie zwevende stof snel toenemen, waardoor eerder bezonken materiaal resuspendeert. Metingen met sensoren voor turbiditeit (tur) hebben dit proces in beeld gebracht. De dynamiek van verdunning met hemelwater is in kaart gebracht met sensoren voor elektrisch geleidend vermogen (EGV). De tur- en EGV-metingen geven daarmee antwoord op onderzoeksvraag 1.3.

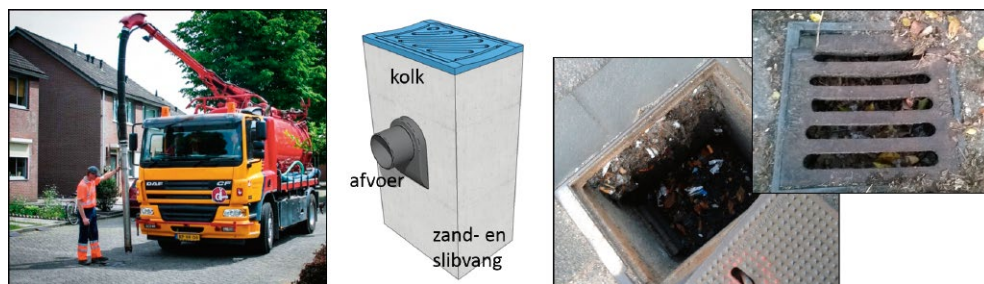
Voor onderzoeksvraag 1.4 zijn de gevonden SMC's in Almere vergeleken met de resultaten van de QuickScan (dertig locaties in Almere, zie paragraaf 2.2.2), met eerdere metingen in Nederland (Arnhem, Krimpenerwaard, STOWA-regenwaterdatabase) en met waarden uit vier buitenlandse publicaties.

3.1.2 Pilot 2 De invloed van vaker kolken reinigen

Inleiding

Straatkolken zijn een belangrijk 'entrepunt' voor de hemelwaterriolering. Hemelwater dat over wegen en stoepen afstroomt, komt vaak via een straatkolk de riolering in. De meeste straatkolken hebben een zand- en slibvang: een ruimte onder het afvoerpunt in de kolk waarin relatief grove materialen kunnen bezinken (zie figuur 3.4). De zand- en slibvang voorkomt dat deze materialen in de riolering terechtkomen, zich daar ophopen en mogelijk tot verstopping leiden. Als de zand- en slibvang te vol zit, sluit het bezonken materiaal de afvoerroute naar de riolering af en is de kolk verstopt. Om dit zo veel mogelijk te voorkomen, reinigt Gemeente Almere alle straatkolken eenmaal per jaar met een zuigwagen.

Figuur 3.4 Kolken reinigen
(links), schematisch overzicht
kolk (midden) en vervuilde
straatkolken (rechts)



Het in de kolken bezonken materiaal vertegenwoordigt een bepaalde vuillast. Dat is een hoeveelheid vuilstoffen die wel van straat afspoelt maar door de zand- en slibvang niet in de riolering terechtkomt en dus ook niet in het oppervlaktewater. Wellicht kan de gemeente de oppervlaktewaterkwaliteit verder verbeteren door de straatkolken vaker te reinigen. Het vermoeden is dat hoe meer sediment in een kolk zit, hoe minder snel het in de kolk aangroeit, dus hoe meer sediment in het riool en oppervlaktewater terechtkomt. Door de kolk tijdig te reinigen, komt de aanwassnelheid weer op het originele niveau. In pilot 2 is getest of vaker kolken reinigen (elke twee maanden in plaats van elk jaar) de kwaliteit van het afstromende hemelwater bij een hemelwateruitlaat verbetert.

Onderzoeksvragen

De onderzoeksvragen voor pilot 2 zijn:

- 2.1 Welk effect heeft tweemaandelijks kolkenreiniging op de 'gemiddelde' kwaliteit van het geloosde hemelwater ten opzichte van jaarlijkse kolkenreiniging?
- 2.2 Welke kwantiteit en kwaliteit sediment wordt bij beide reinigingsregimes uit de kolken verzameld?
- 2.3 Welke vracht vuilstoffen is in Almere af te vangen als de gemeente besluit alle straatkolken in de stad tweemaandelijks te reinigen?

Onderzoeksopzet

Om het effect van een maatregel te bestuderen, is inzicht nodig in de situatie vóór implementatie van de maatregel en in de situatie erna. Met andere woorden: het effect van vaker kolken reinigen is te bepalen als 'de' kwaliteit van afstromend hemelwater bekend is bij:

- 1 jaarlijkse kolkenreiniging;
- 2 tweemaandelijks kolkenreiniging.

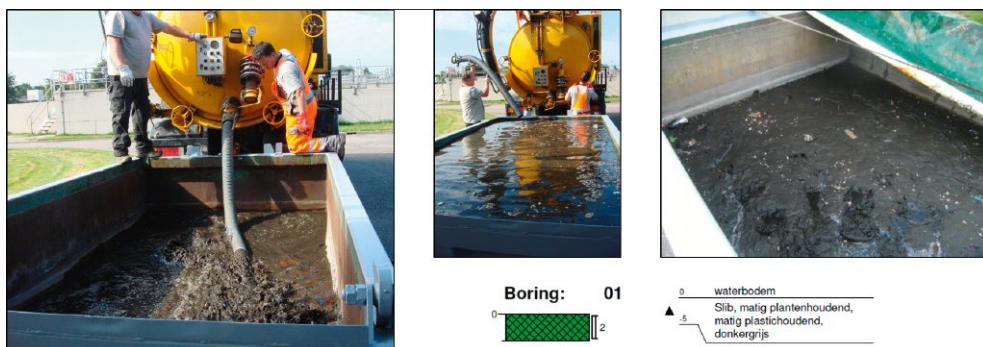
Voor het jaarlijkse reinigingsregime zijn de resultaten uit pilot 1 gebruikt. De in die pilot afgeleide gemiddelde kwaliteit van afstromend hemelwater (SMC) is in het eerste onder-

zoeksjaar gemeten bij de normale reinigingsfrequentie van eenmaal per jaar. Om een SMC bij tweemaandelijks kolkenreiniging te bepalen, is aanvullend onderzoek gedaan op locatie Baljuwstraat. In het tweede onderzoeksjaar zijn alle kolken in het stroomgebied Baljuwstraat elke twee maanden gereinigd. Het bepalen van de SMC in dat jaar gebeurde net als in pilot 1: met dezelfde automatische monsternamekast, tijdens minimaal dertig buien zijn EMC's bepaald en via volumeproportionele middeling is een SMC afgeleid. Toetsing op significante verschillen tussen de SMC's van jaar 1 en jaar 2 op locatie Baljuwstraat geeft antwoord op onderzoeksvraag 2.1.

Om onderzoeksvraag 2.2 te beantwoorden, zijn twee onderzoeksstrategieën toegepast:

- 1 Vóór elke reinigingsronde zijn monsters gestoken uit twintig (van de in totaal 252) straatkolken verspreid over het onderzoeksgebied. Vervolgens is de kwaliteit van het sediment geanalyseerd op het mengmonster van de twintig kolken. De kwantiteit is vastgesteld door in elke bemonsterde kolk de dikte van de sedimentlaag te meten.
- 2 Na elke reinigingsronde is het in de zuigwaggen verzamelde sediment van alle straatkolken in het gebied geloosd in een container (zie figuur 3.5). Het zand en slib zijn vervolgens enkele dagen bezonken. Daarna is het water afgezogen en zijn drie monsters gestoken van het verzamelde sediment in de container. Ook de dikte van de sedimentlaag in de container is bij elke bemonstering gemeten met drie boringen.

Onderzoeksvraag 2.3 is te beantwoorden door de antwoorden op onderzoeksvragen 2.1 en 2.2 te extrapoleren voor alle straatkolken in Almere.

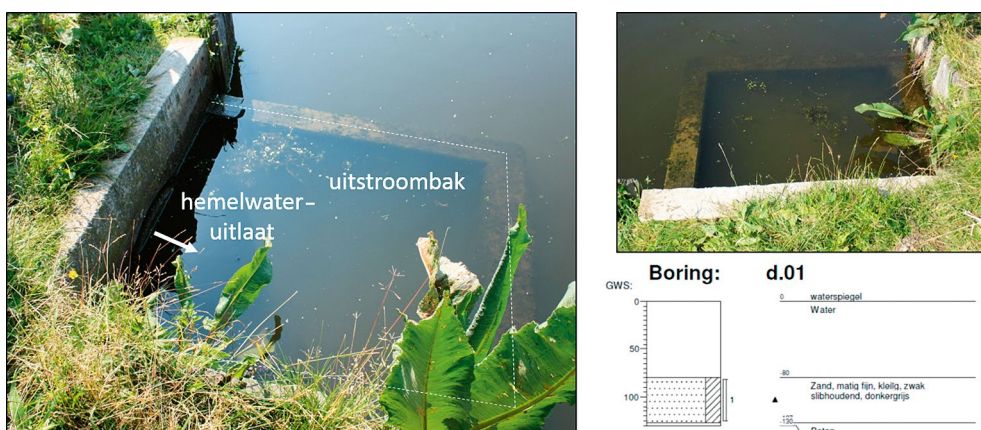


Figuur 3.5 Lozen kolken-slib in container (links), gevulde container (midden) en bezonken slib op bodem container met bijbehorende boring (rechts)

3.1.3 Pilot 3 Het functioneren van uitstroombakken

Inleiding

De meeste van de 840 hemelwateruitlaten in Almere hebben uitstroombakken. Dit zijn vierkanten betonnen bakken van circa 1 m³ in het ontvangende oppervlaktewater, waar het hemelwater uit de riolering eerst doorheen stroomt voordat het in het oppervlaktewater terechtkomt (zie figuur 3.6). De uitstroombakken zijn bedoeld om sediment af te vangen. Dit gaat als volgt: door de relatief grote afmetingen van de bak (ten opzichte van de inkomende rioolbuis) neemt de stroomsnelheid in de bak af. Hierdoor kunnen grote, makkelijk bezinkbare stoffen die meestromen met het hemelwater en bedloadtransport (relatief grote deeltjes die over de rioolbodem rollen en schuiven) naar de bodem van de bak zinken. Daarmee blijven deze stoffen en alle aangehechte verontreinigingen achter in de bakken en komen ze dus niet in het oppervlaktewater of op de waterbodem terecht.



Figuur 3.6 Uitstroombak nabij hemelwateruitlaat Palembangweg (links) en boring in verzamelde slib in bak (rechts)

Het is onduidelijk in hoeverre het 'theoretisch' functioneren van uitstroombakken overeenkomt met de praktijk. Blijft inderdaad sediment uit het afstromende hemelwater achter in de bakken? En zo ja, hoe snel bouwt deze sedimentlaag zich op? En hoeveel verontreinigende stoffen vangen de bakken daarmee af? Het slib kan immers ook uit het oppervlaktewater zelf komen. Want door bijvoorbeeld baggerwerkzaamheden of waterdieren kan slib op de waterbodem resuspenderen en vervolgens neerslaan in de uitstroombakken. In hoeverre is de herkomst van het slib in de bakken te bepalen?

Vóór het regenwaterproject beheerde Gemeente Almere de circa 700 uitstroombakken in de stad niet actief; van regelmatige inspectie en/of reiniging was geen sprake. De gemeente had dus onvoldoende inzicht in het functioneren van de bakken en in het eventuele nut van frequente reiniging en inspectie. Het doel van pilot 3 is dit kennishiaat opvullen.

Onderzoeksvragen

De onderzoeksvragen voor pilot 3 zijn:

- 3.1 Hoe snel groeien sedimentlagen in de uitstroombakken in Almere?
- 3.2 Wat is de kwalitatieve samenstelling van dit slib?
- 3.3 Is op basis van de opbouw en samenstelling de herkomst van het slib vast te stellen?
- 3.4 Welke vracht vuilstoffen is in Almere af te vangen als de gemeente de uitstroombakken actief gaat beheren?

Onderzoeksopzet

Voor pilot 3 zijn zes uitstroombakken in Almere geselecteerd (zie figuur 3.7). De bakken bevinden zich op locaties Palembangweg (locatie C), Kabelstraat (locatie D), Karperweg (locatie E), Wipmolenweg (locatie F), Rameaugracht (locatie G) en Wittewerf (locatie H). Deze locaties komen uit een set van dertig meest geschikte onderzoekslocaties die uit de QuickScan naar voren kwamen (zie paragraaf 2.2.2). De locaties Baljuwstraat (locatie A) en Sluis (locatie B) waren niet geschikt voor deze pilot. De hemelwateruitlaat bij Sluis heeft geen uitstroombak en op locatie Baljuwstraat is voor pilot 4 een lamellenafscheider geïnstalleerd, die het functioneren van de uitstroombak beïnvloedt.

De zes uitstroombakken zijn gedurende een jaar zevenmaal onderzocht: een nulmeting en zes tweemaandelijks metingen. Bij elke meting is de slibdikte in de uitstroombak bepaald (zes 'steken' per bak), is een slibmonster genomen en is al het slib uit de bak verwijderd. Op basis van de slibdikten in de tijd is de aangroeisnelheid ingeschat (onderzoeksvraag 3.1). De monsters zijn op veertig parameters geanalyseerd, waaronder nutriënten, microverontreinigingen, zware metalen en korrelgrootteverdeling. De analyseresultaten geven antwoord op onderzoeksvraag 3.2.

Voor onderzoeksvraag 3.3 is onderzocht in hoeverre de sedimentkwaliteit in de uitstroombakken overeenkomt met die op de waterbodem en in de bezinkbak juist bovenstrooms de lamellenafscheider. Van dit laatste sediment wordt aangenomen dat het uit het hemelwaterstelsel móét komen. Bij eenzelfde sedimentkwaliteit lijkt het logisch dat het sediment in de uitstroombakken volledig uit het stelsel komt. Een duidelijk afwijkende samenstelling kan erop wijzen dat het sediment (deels) uit de waterbodem van het ontvangende oppervlaktewater komt.

Onderzoeksvraag 3.4 is beantwoord door de antwoorden op onderzoeksvragen 3.1 en 3.2 te extrapoleren voor alle uitstroombakken in Almere.

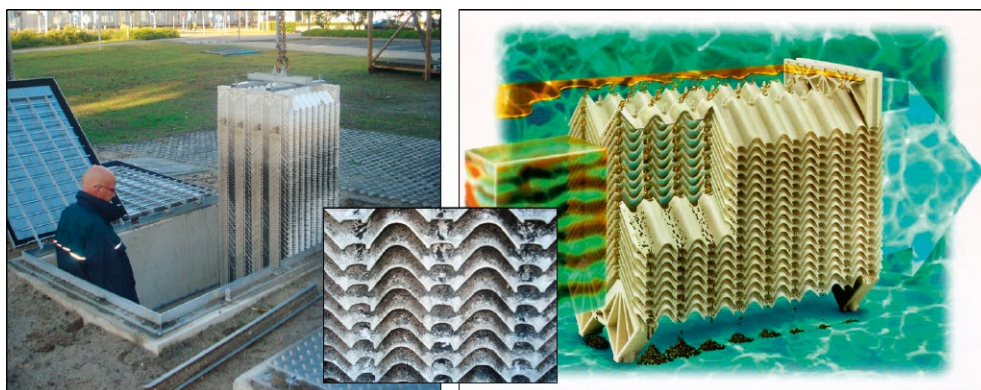


Figuur 3.7 Ligging onderzoekslocaties C (Palembangweg), D (Kabelstraat), E (Karperweg), F (Wipmolenweg), G (Rameaugracht) en H (Wittewerf) voor pilot 3

3.1.4 Pilot 4 Het rendement van een lamellenafscheider

Inleiding

Lamellenafscheiders behandelen het hemelwater uit hemelwaterriolering. De afscheiders 'versnellen' twee processen die al van nature in het water plaatsvinden: bezinking van onopgelost, zwevend materiaal en opdrijving van oliën. Door vele horizontale platen op korte afstand van elkaar in het afstromende hemelwater te plaatsen (zie figuur 3.8), neemt het bezinkoppervlak toe. Bij contact met dit oppervlak voeren de afscheiders het bezonken materiaal af naar een slibkamer onder de lamellenpakketten. Door de korte afstanden tussen de platen kan de afscheider ook kleinere zwevende deeltjes (die langzamer bezinken dan grote deeltjes) verwijderen. Veel verontreinigingen in hemelwater zijn gehecht aan deze relatief kleine onopgeloste deeltjes.



Figuur 3.8 Plaatsen lamellenafscheider Baljuwstraat in Almere (links), werkingsprincipe lamellenafscheider (rechts) en detail (inzet)

Ondanks de wijdverbreide toepassing van lamellenafscheiders in Nederland was de effectiviteit van deze behandeling vóór het Regenwaterproject Almere maar beperkt onderzocht. Buitenlandse onderzoeken zijn in deze geen goede informatiebron. Nederlands hemelwater is vaak anders van samenstelling dan 'buitenlands' hemelwater. Door de combinatie van verdrinken stelsels en een beperkt hoogteverschil kennen veel Nederlandse rioolstelsels lage stroomsnelheden. Hierdoor blijft veel bezinkbaar materiaal in het rioolstelsel achter voordat het de voorziening kan bereiken. Door dit verschil is het effect van een zuiverende voorziening bij ons ook anders. Nederlandse onderzoeken naar het rendement van lamellenafscheiders zijn gedaan in Arnhem (Langeveld et al., 2012) en de Krimpenerwaard (Liefsting et al., 2015). Doel van pilot 4 is de kennis over de werking van een lamellenafscheider in de Nederlandse situatie vergroten.

Het verwijderingsrendement van lamellenafscheiders is afhankelijk van de aard van de verontreinigingen in het te behandelen hemelwater. De bepalende parameter is de valsnelheid van de zwevende stof. Om de maximale effectiviteit van een lamellenafscheider te bepalen, is daarom inzicht nodig in de valsnelheden van deeltjes in het afstromende hemelwater en

in hoeverre vuil zich aan deeltjes met verschillende valsnelheden bindt. Deze informatie is essentieel om goed functionerende bezinkvoorzieningen te ontwerpen. Daarnaast is bekend dat het beheer van de voorziening veel invloed kan hebben op het verwijderingsrendement. Dit stelt hoge eisen aan de mogelijkheden voor effectieve reiniging en inspectie.

Onderzoeksvragen

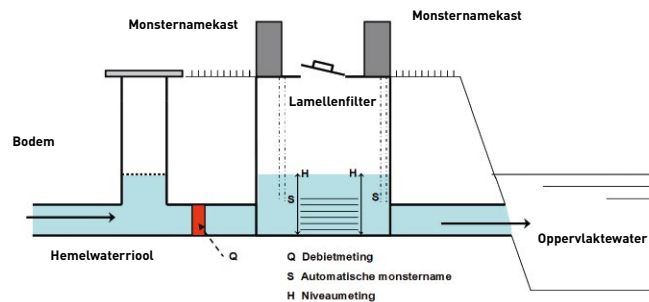
De onderzoeksvragen voor pilot 4 zijn:

- 4.1 Wat is het gemeten verwijderingsrendement van een lamellenafscheider?
- 4.2 Wat is het potentiële rendement van een lamellenafscheider?

Onderzoeksopzet

Voor pilot 4 is een lamellenafscheider ontworpen en gebouwd op locatie Baljuwstraat (A). Hierbij is de ervaring uit het eerdere meetproject in Arnhem gebruikt. Zo zijn specifieke eisen gesteld aan het type lamellenafscheider (zoals uitrusting met een grofvuilfilter) en het onderhoud (zoals de mogelijkheid om de put voor reiniging en onderhoud droog te zetten en lamellenpakketten te verwijderen).

Figuur 3.9 Schematisch overzicht meetopzet bij lamellenafscheider Baljuwstraat (links) en 'nieuwe' opstelling valsnelheidsproeven TU Delft (rechts)



Rondom de lamellenafscheider zijn enkele meetinstallaties gebouwd om het functioneren van de afscheider in de gaten te houden en het zuiveringsrendement te bepalen (zie figuur 3.9). Zo meet een debietsensor de hydraulische belasting (hoeveel water gaat door de afscheider?). Ook zit aan weerszijden van de lamellenpakketten een waterniveausensor. Op basis van de waterniveaus is de oppervlaktebelasting bepaald (doen alle lamellen in de pakketten mee?) en zijn eventuele verstoppingen gedetecteerd. Ten slotte zijn twee monsternamekasten geplaatst: een voor water bovenstrooms de afscheider (influent, dus vóór behandeling) en een voor water benedenstrooms de afscheider (effluent, dus na behandeling).

De bovenstroomse kast is dezelfde kast die in pilot 1 is gebruikt. Voor de samenstelling van het influent van de lamellenafscheider is dan ook de in die pilot afgeleide kwaliteit per bui (EMC) gebruikt en de gemiddelde kwaliteit over alle buien (SMC). Voor de EMC's en SMC van het effluent van de afscheider is de monsternamekast benedenstrooms de afscheider gebruikt. Gedurende een jaar hebben beide kasten automatisch, gelijktijdig en identiek bemonsterd. Daarmee is ook voor het effluent een dataset gegenereerd met minimaal dertig EMC's en een SMC. Toetsing op significante verschillen tussen de datasets van influent en effluent van de lamellenafscheider (de afgevangen vracht) geeft antwoord op onderzoeksvraag 4.1. Om de behaalde rendementen aanvullend te controleren, zijn bij de reiniging (elke drie maanden) de hoeveelheid en kwaliteit van het slib in de slibkamer bepaald.

Voor antwoord op onderzoeksvraag 4.2 is inzicht nodig in de valsnelheden van onopgeloste bestanddelen in het afstromende hemelwater in Almere. Hiervoor heeft de TU Delft alle verzamelmonsters van het influent en effluent van de lamellenafscheider geanalyseerd met valsnelheidsproeven (zie figuur 3.9). Daarnaast is in de literatuur onderzocht in hoeverre vuil zich bindt aan deeltjes met verschillende valsnelheden. De combinatie van gemeten valsnelheden en bijbehorende (theoretische) vuillast geeft antwoord op onderzoeksvraag 4.2.

3.1.5 Pilot 5 De hoeveelheid en kwaliteit van drainagewater

Inleiding

In Almere zijn veel drainagesystemen aangesloten op de hemelwaterriolering. Via de drainagebuizen en hemelwaterriolering stroomt dus grondwater naar het oppervlaktewater. De indruk bestaat dat de hoeveelheid en kwaliteit van dit drainagewater de lokale oppervlaktewaterkwaliteit in Almere sterk kunnen beïnvloeden. De tijdens de OSAL uitgevoerde water- en stoffen-

balans (zie paragraaf 2.1) laat zien dat mogelijk bijna 50% van het jaarlijkse aanbod fosfaat op het gehele watersysteem in Almere uit kwel komt. Een deel hiervan is weliswaar directe kwel op het watersysteem, maar een belangrijk deel voert af via de hemelwaterriolering. Probleem is dat deze 50% mager onderbouwd is. De kwelwaterkwantiteit (circa 0,5 mm/d ofwel 8 miljoen m³) en -kwaliteit (gemiddeld 2,1 mg P/L) die in de berekeningen gebruikt zijn, zijn op weinig 'harde' gegevens gebaseerd. Om het effect van kwel op de oppervlaktewaterkwaliteit beter te kunnen inschatten, is behoefte aan aanvullende, betrouwbare metingen. Doel van pilot 5 is (een deel van) deze behoefte invullen door voor de drie onderzoekslocaties de grondwaterkwaliteit in beeld te brengen en de hoeveelheid drainagewaterafvoer via de hemelwaterriolering in te schatten.

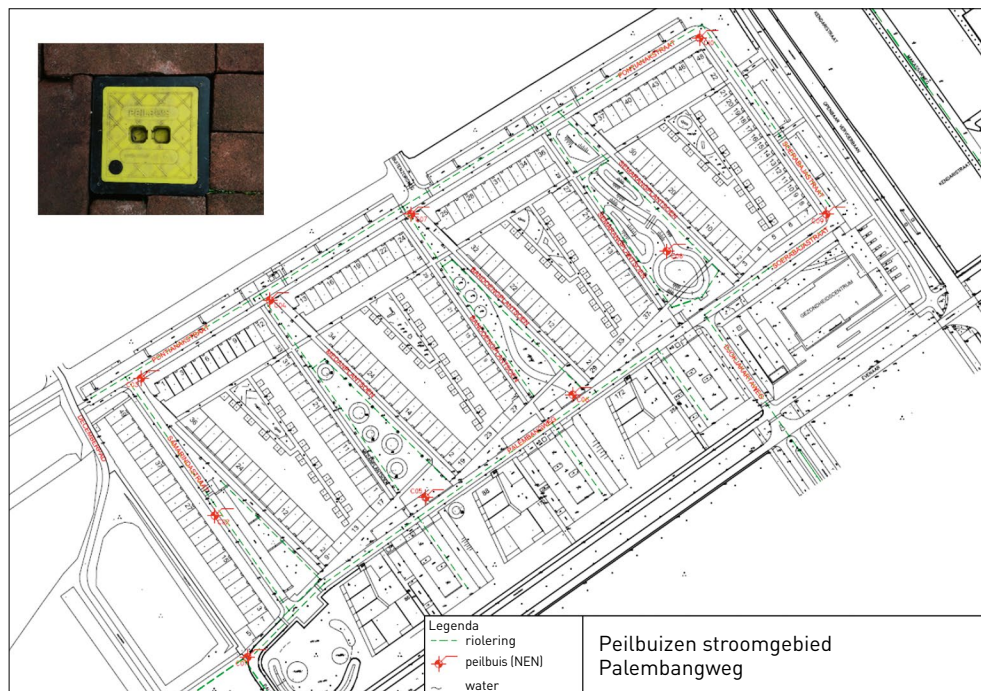
Onderzoeksvragen

De onderzoeksvragen voor pilot 5 zijn:

- 5.1 Wat is de grondwaterkwaliteit nabij de onderzoekslocaties in Almere?
- 5.2 Hoeveel van dit grondwater komt via de hemelwaterriolering in het oppervlaktewater?

Onderzoekopzet

Om de grondwaterkwaliteit in de stroomgebieden Baljuwstraat, Sluis en Palembangweg te bepalen, zijn per stroomgebied tien peilbuizen geïnstalleerd (zie figuur 3.10). De peilbuizen zijn gelijk verdeeld over de stroomgebieden en hebben ondiepe filters. Hierdoor komen de monsters uit dezelfde bovenste, freatische laag waarin ook de drainagesystemen liggen. Gedurende een jaar is elke peilbuis tweemaal bemonsterd (een keer per zes maanden). De monsters zijn geanalyseerd op veertig parameters, waaronder nutriënten, microverontreinigingen, zware metalen en algemene parameters. De analyseresultaten geven antwoord op onderzoeksvraag 5.1.



Figuur 3.10 Locaties peilbuizen in stroomgebied Palembangweg en straatpot als afsluiter peilbuis (linksboven)

Het is niet eenvoudig om de hoeveelheid grondwater in de afvoer van de hemelwaterriolering te bepalen (onderzoeksvraag 5.2). Doordat de drainage in Almere op veel plaatsen aangesloten is op het hemelwaterriool, is het niet haalbaar om alle instroomlocaties te monitoren. Het logische alternatief is meten bij de uitstroomlocatie van het stelsel: de hemelwateruitlaat. In pilot 5 zijn drie mogelijkheden verkend:

- Debietmetingen bij de hemelwateruitlaten tijdens droog weer.
Zonder neerslag (en na het verwijderen van alle foutaansluitingen, zie pilot 6) bestaat de eventuele afvoer bij een hemelwateruitlaat in principe alleen uit drainagewater. De hemelwateruitlaten van stroomgebieden Baljuwstraat, Sluis en Palembangweg hebben voor pilot 1 debietsensoren gekregen om de afvoer te meten. Maar de droogweerafvoer is vaak slechts een fractie van de afvoer bij neerslag, dus kunnen de debietsensoren de droogweerafvoer niet betrouwbaar meten.

Op locatie Palembangweg is voor een aantal maanden een WaStop geïnstalleerd (zie figuur 3.11): een terugslagklep die de instroom van oppervlaktewater naar de hemelwaterriolering moest voorkomen. Onbedoeld neveneffect was dat de klep tijdens droog weer ook het stelsel van binnen naar buiten afsloot. De klep ging pas open nadat het stelsel enkele centimeters gevuld was. Als de klep openging, stroomde het stelsel met veel grotere debieten leeg dan tijdens normale droogweerafvoer. Hierdoor kon de debietsensor voor locatie Palembangweg de droogweerafvoer (en daarmee de hoeveelheid afgevoerd grondwater) wel betrouwbaar in beeld brengen.

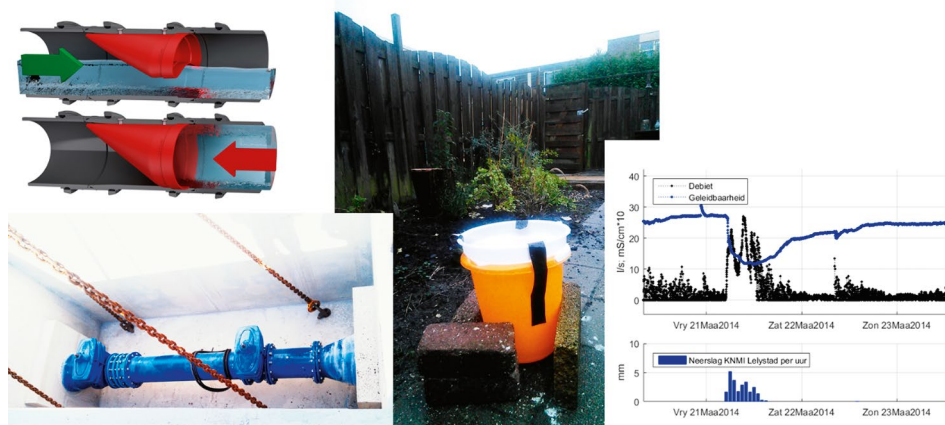
- Isotopenanalyse.

Water (H_2O) is aan de hand van zijn zuurstof- en waterstofisotopen te karakteriseren. Verschillende waterbronnen (zoals hemel-, grond- en drinkwater) kunnen een andere isotopenverhouding hebben. Bij het mengen van verschillende bronnen is de mengverhouding te achterhalen door de isotopensamenstelling van het mengsel en van de ongemengde bronnen te bepalen. De afvoer uit een hemelwateruitlaat tijdens neerslag is een dergelijk mengsel. Dit bestaat uit hemelwater, drainagewater en water dat vóór de bui al in het hemelwaterstelsel zat. De mengverhouding (en daarmee de hoeveelheid afgevoerd grondwater) is bepaald door per stroomgebied voor twee verschillende regenperioden de isotopen te analyseren in de drie bronnen en het mengsel. Het monster van het 'watermengsel' komt uit de monsternameteksten van pilot 1. De hemelwatermonsternametekst vond plaats op vijf locaties per stroomgebied met 'meetemmers' (zie figuur 3.11). Voor het drainagewater zijn dezelfde monsters gebruikt die zijn gestoken om de kwaliteit van drainagewater te bepalen voor onderzoeksvraag 5.1. Monsters uit het hemelwaterstelsel zijn net vóór de bui verzameld.

- De hersteltijd van het elektrisch geleidend vermogen (EGV) gebruiken.

Na een lange droge periode zit een hemelwaterstelsel met drainageaansluitingen (en zonder foutaansluitingen) vol met grondwater. Zodra het begint te regenen, mengt dit grondwater zich met het afstromende hemelwater. Dit is te zien in een afname van het EGV bij de hemelwateruitlaat, omdat hemelwater vaak een lagere geleidbaarheid heeft dan grondwater. Zodra het stelsel geen hemelwater meer afvoert, zal het zich tijdens droog weer vullen met grondwater/drainagewater. Hierdoor keert de geleidbaarheid terug naar het hogere niveau. In figuur 3.11 ziet u rechts een voorbeeld van dit proces. Hoe snel de geleidbaarheid zich herstelt, hangt af van de verhouding tussen de instroom van drainagewater en de inhoud van het stelsel. Op basis van enkele buien in verschillende seizoenen is geprobeerd de instroom van grondwater te kwantificeren.

Figuur 3.11 Bepalen hoeveelheid drainagewater in hemelwaterriolering met WaStop (linksboven), met debietmeting (linksonder), met isotopenanalyse (midden) en met EGV-herstel (rechts)



3.1.6 Pilot 6 Foutaansluitingen en de bijdrage aan de emissie

Inleiding

In gebieden met gescheiden riolering komen foutaansluitingen veel voor. Door fouten tijdens de aanleg en een groeiend aantal (foutieve) aanpassingen aan de binnenhuisriolering bij verbouwingen op particulier terrein komt afvalwater in de hemelwaterriolering terecht. Via het hemelwaterriool belandt dit afvalwater ongezuiverd in het oppervlaktewater. Hierdoor kan de emissie fors toenemen. Naar schatting is minimaal 5% van de aansluitingen op de Nederlandse hemelwaterstelsels foutief (*Schilperoort et al., 2011; Moons, 2014*). Overigens zijn foutaansluitingen geen uniek Nederlands probleem. Ook andere Europese en Noord-Amerikaanse landen hebben te maken met foutief aangesloten huisaansluitingen en de gevolgen daarvan, zoals soms ernstige vervuiling van het ontvangende oppervlaktewater.

Het is geen sinecure om foutaansluitingen op te sporen en te verhelpen. Hemelwaterstelsels zijn vaak lang (circa 700 km in Almere) en hebben veel aansluitingen. Hierdoor is het opsporen van foutaansluitingen als het zoeken naar een speld in een hooiberg. Daarnaast bemoeilijkt de ondergrondse ligging van de riolering de zoektocht. Van veel hemelwaterstelsels in Nederland is dan ook onbekend hoeveel foutaansluitingen er zijn en hoeveel die bijdragen aan de emissie van de hemelwaterstelsels in het oppervlaktewater.

Kwaliteitsmetingen van afstromend hemelwater bij hemelwateruitlaten in gebieden met foutaansluitingen zijn niet representatief voor de hemelwaterkwaliteit. Een belangrijk deel van de vuillast kan tenslotte uit afvalwater komen. Daarmee krijgt het hemelwater onnodig het stempel vies, terwijl het niet de bron van de vervuiling is. Om dit te voorkomen, is besloten om vóór de metingen in pilot 1 in pilot 6 alle foutaansluitingen in de stroomgebieden Baljuwstraat, Sluis en Palembangweg op te sporen en te verhelpen. De onderzochte hemelwaterstelsels hebben een lengte van circa 2.100 m (Baljuwstraat), 2.400 m (Sluis) en 1.600 m (Palembangweg).

Onderzoeksvragen

De onderzoeksvragen voor pilot 6 zijn:

- 6.1 Welke typen en hoeveel foutaansluitingen zijn er in de stroomgebieden Baljuwstraat, Sluis en Palembangweg?
- 6.2 Is de aan- of afwezigheid van foutaansluitingen in deze gebieden te verklaren vanuit de (beheer)geschiedenis?
- 6.3 Wat is op jaarbasis de geschatte extra emissie vanuit de hemelwaterriolering door foutaansluitingen in de onderzoeksgebieden en in geheel Almere?

Onderzoeksopzet

Om foutaansluitingen op te sporen, is in pilot 6 een relatief nieuwe meetmethode toegepast: Distributed Temperature Sensing (DTS). Deze methode gebruikt glasvezelkabels die in het gehele onderzochte hemelwaterstelsel zijn gelegd (zie figuur 3.12). De uiteinden van de kabels zijn verbonden met een DTS-meetinstrument. De glasvezelkabels dienen als temperatuursensor: eenmaal per minuut meten ze voor elke meter kabel de temperatuur in het riool. De metingen duren enkele weken per stelsel.



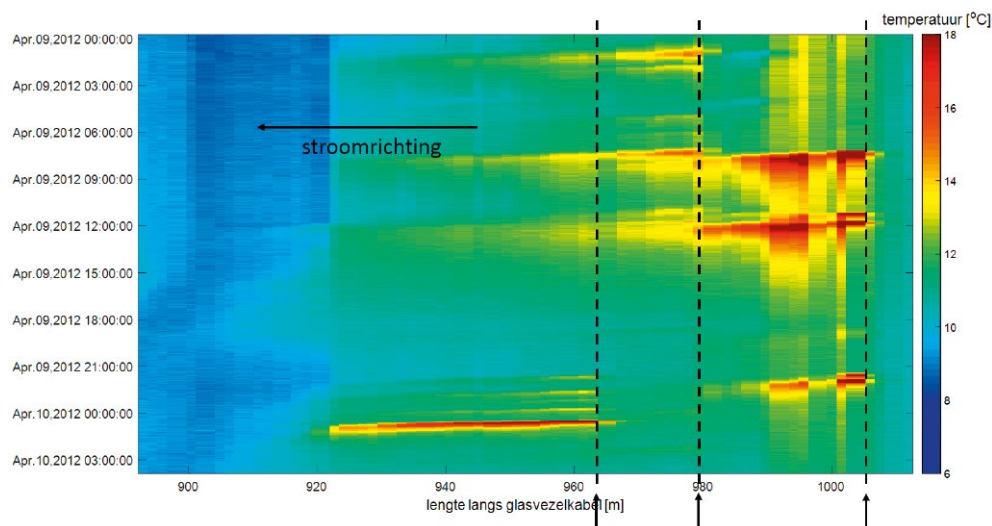
Figuur 3.12 Installeren glasvezelkabel in riool (links), DTS-meetinstrument in container (midden) en glasvezelkabels in riool tijdens metingen (rechts)

DTS-meetresultaten tonen voor elke locatie in het riool over een lange periode de temperatuurvariatie in de tijd. In een hemelwaterstelsel zonder foutaansluitingen is bij droog weer een vrij constante temperatuur te verwachten. Als er wel foutaansluitingen zijn, kenmerken deze zich vaak door plotselinge temperatuurvariaties. In figuur 3.13 ziet u een voorbeeld van meetresultaten uit onderzoeksgebied Sluis. Afvalwater van een wasmachine of douche is relatief warm, waardoor bij lozing in het hemelwaterstelsel de temperatuur lokaal plotseling stijgt. Door de DTS-meetresultaten te onderzoeken op 'temperatuurverstoringen', zijn foutaansluitingen te lokaliseren. Het aantal en karakter van de lozingen bepalen het type foutaansluiting. Twee lozingen per week suggereren bijvoorbeeld een foutief aangesloten wasmachine, tien of meer lozingen per dag duiden vaak op een foutief aangesloten huishouden. Deze informatie beantwoordt onderzoeksvraag 6.1.

Onderzoeksvraag 6.2 is beantwoord op basis van informatie van de gemeente.

De extra emissie door foutaansluitingen (onderzoeksvraag 6.3) is ingeschat door het aantal foutief aangesloten vervuilingseenheden (v.e.) te vermenigvuldigen met de vuillast per v.e., rekening houdend met de vermoedelijke typen foutaansluitingen die uit de DTS-metingen afgeleid zijn.

Figuur 3.13 Resultaten DTS-metingen in hemelwaterstelsel onderzoeksgebied Sluis
N.B. De zwarte gestreepte lijnen geven de locaties van foutaansluitingen aan waar relatief warm water in het riool komt.



3.1.7 Pilot 7 Het watersysteem: kwaliteitsproblemen en jaaremissies

Inleiding

Gemeente Almere en Waterschap Zuiderzeeland werken sinds 2004 intensief samen om het functioneren van de afvalwaterketen en de kwaliteit van het watersysteem in Almere te verbeteren. De kwaliteit van het watersysteem was een belangrijke aanleiding voor de OSAL (zie paragraaf 2.1) en aansluitend het Regenwaterproject Almere. Voor de OSAL is de kwaliteit onderzocht op basis van metingen door gemeente en waterschap in de periode 1990 tot 2002. Hieruit blijkt dat de kwaliteit van het watersysteem te wensen overlaat voor de 'probleemparameters' fosfaat, zink en koper. Voor het regenwaterproject is de watersysteemkwaliteit opnieuw in beeld gebracht met recentere gegevens. Hiervoor is zowel de oppervlaktewaterkwaliteit als de waterbodempkwaliteit onderzocht. Voor de oppervlaktewaterkwaliteit zijn in 2014 in enkele deelsystemen nieuwe, hoogfrequente metingen gedaan. Voor de waterbodempkwaliteit zijn gegevens uit 2011 en 2012 van de waterbodem in Almere gebruikt.

De herkomst van probleemstoffen voor de water- en waterbodempkwaliteit in Almere is te achterhalen door per bron de jaarvracht te kwantificeren. Hierbij is onderscheid gemaakt tussen de bronnen 'hemelwater' (op basis van resultaten uit pilot 1), 'grondwater' (op basis van resultaten uit pilot 5), 'foutaansluitingen' (op basis van resultaten uit pilot 6) en 'overige bronnen' (op basis van literatuurwaarden). De verhouding tussen de belasting vanuit verschillende bronnen is richtinggevend in de zoektocht naar oplossingen voor de kwaliteitsproblemen in hoofdstuk 11 (synthese).

Onderzoeksvragen

De onderzoeksvragen voor pilot 7 zijn:

- 7.1 Wat is de kwaliteit van het oppervlaktewater nabij de stroomgebieden Baljuwstraat, Sluis en Palembangweg?
- 7.2 Is sprake van een waterkwaliteitsprobleem in de onderzochte watersystemen?
- 7.3 Wat is de kwaliteit van de waterbodem nabij de stroomgebieden Baljuwstraat, Sluis en Palembangweg?
- 7.4 Is de waterbodempkwaliteit in deze systemen ontoereikend?
- 7.5 Hoeveel vracht probleemstoffen lozen de voornaamste bronnen jaarlijks in het watersysteem?

Onderzoeksopzet

Om onderzoeksvraag 7.1 te beantwoorden, zijn de drie watersystemen gedurende een jaar tweewekelijks bemonsterd. De monsters zijn verzameld op alle locaties waar water de watersystemen kan verlaten: gemaal Leeghwater in Almere Stad, de duiker bij de Paletlaan in Almere Buiten en de drie uitstroomlocaties van het watersysteem in Almere Haven. Tijdens elke monsternameronde (25 in totaal) zijn vijf steekmonsters genomen. Dit levert 125 monsters voor oppervlaktewaterkwaliteit op. De gevonden waterkwaliteit op de vijf onderzoekslocaties wordt representatief geacht voor de waterkwaliteit van het gehele watersysteem in Almere.

Onderzoeksvraag 7.2 is beantwoord door de gemeten waterkwaliteit te vergelijken met de KRW-normen voor oppervlaktewater.

Binnen het Regenwaterproject Almere zijn geen slibmonsters genomen uit de waterbodems rondom locaties Baljuwstraat, Sluis en Palembangweg, noch uit waterbodems elders in Almere. Voor het antwoord op onderzoeksvraag 7.3 is een dataset gebruikt uit de Waterbodemkwaliteitskaart beheergebied Waterschap Zuiderzeeland (mei 2013), gebaseerd op slibmetingen uit 2011 en 2012. Deze metingen zijn afkomstig van locaties door geheel Almere en als zodanig representatief voor de gehele stad.

Onderzoeksvraag 7.4 is beantwoord door de resultaten van de metingen te vergelijken met normen voor waterbodemslib.

De jaarvrachten probleemstoffen vanuit de bronnen ‘hemelwater’, ‘grondwater’, ‘foutaansluitingen’ en ‘overige bronnen’ zijn bepaald door respectievelijk resultaten uit pilot 1, resultaten uit pilot 5, resultaten uit pilot 6 en literatuurwaarden te gebruiken. Vervolgens zijn de resultaten van de drie onderzoeksgebieden geëxtrapoleerd naar geheel Almere. Dat geeft antwoord op onderzoeksvraag 7.5.

3.2 Kenmerken stroomgebieden en inrichting meetlocaties

Deze paragraaf beschrijft de kenmerken van de stroomgebieden en de inrichting van de onderzoekslocaties met meetinfrastructuur voor het Regenwaterproject Almere. Deze ‘metadata’ (gegevens ‘rondom’ de eigenlijke meetgegevens) kunnen dienen als verklaring voor de meetresultaten: is een (afwijkende) concentratie van afstromend hemelwater te verklaren op basis van gebiedseigenschappen of de gebruikte meetapparatuur?

Stimuleringsregeling Emissie- en Rendementsmetingen

Metadata moeten zo breed mogelijk worden vastgelegd. Gegevens die het betreffende meetproject niet als verklarende parameter gebruikt, kunnen in een volgend onderzoek (dat dezelfde dataset gebruikt) wel van belang zijn. Daarom hebben Stichting RIONED en STOWA de Stimuleringsregeling Emissie- en Rendementsmetingen in het leven geroepen. De regeling biedt financiële ondersteuning bij waterkwaliteitsmetingen rondom rioolstelsels onder de voorwaarde dat de metadata goed worden vastgelegd. De database van de regeling bevat de meetgegevens én metadata van het Regenwaterproject Almere.

3.2.1 Baljuwstraat

Stroomgebied Baljuwstraat ligt in Almere Stad. Het is het centrumgebied van de wijk met veel winkelstraten en kantoren, zoals het gemeentehuis en het hoofdbureau van politie (zie tabel 3.2 en figuur 3.14). Door het gebied loopt een druk bereden weg (Cinemadreef). Daarnaast fungeert het Stadhuisplein tweemaal per week als marktplein. Voor de viskramen is een eigen ‘plateau’ toegewezen met kolken die afvoeren naar het dwa-stelsel. Het gebied kent een totaal afvoerend oppervlak van 7,7 ha (zie tabel 3.3) en is gebouwd rond 1985. De gemeente veegt de straten dagelijks en reinigt de kolken jaarlijks. Op basis van deze kenmerken is locatie Baljuwstraat een gebied met een hoog risico (zie paragraaf 2.2.1).

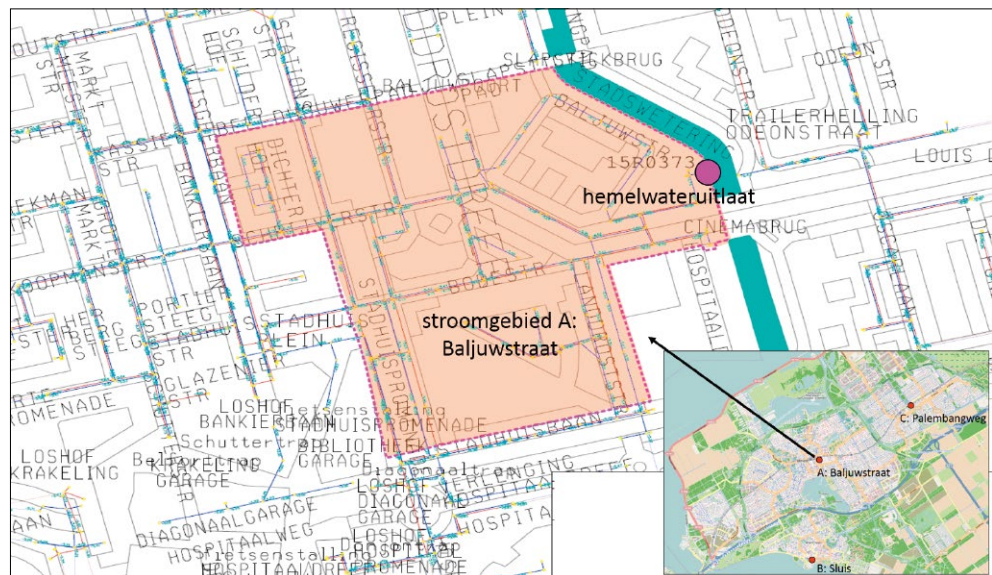
Landgebruik	Percentage [%]	Opmerkingen
Woonwijk hoogbouw	6,7%	
Woonwijk laagbouw	–	
Industrie	–	
Autowegen en parkeerplaatsen	14,8%	Cinemadreef en parkeerplaats naast politiebureau
Winkelgebied	28,2%	Winkelgebied, inclusief parkeergarage, met boven de winkels woningen en kantoren
Kantoren	43,2%	Gemeentehuis, politiebureau, incl. parkeerplaatsen
Recreatieterrein	4,4%	Plantsoen bij hemelwateruitlaat
Overig	2,7%	Stadhuisplein; dagmarkt op woensdag en zaterdag; viskramen zijn geplaatst op speciaal asfaltplateau met eigen kolken (afvoer naar dwa)

Tabel 3.2 Wijsamenstelling stroomgebied Baljuwstraat

**Tabel 3.3 Indeling oppervlakken
stroomgebied Baljuwstraat
(inventarisatie 2010)**

Type afvoerend gebied	Oppervlak [ha]
Open verharding	2,68
Gesloten verharding	1,48
Daken hellend	0,00
Daken vlak	3,56
Totaal afvoerend oppervlak	7,72
Niet-afvoerend oppervlak	1,17
<i>Totaal oppervlak stroomgebied Baljuwstraat</i>	<i>8,89</i>

**Figuur 3.14 Ligging stroomgebied
Baljuwstraat in Almere Stad**

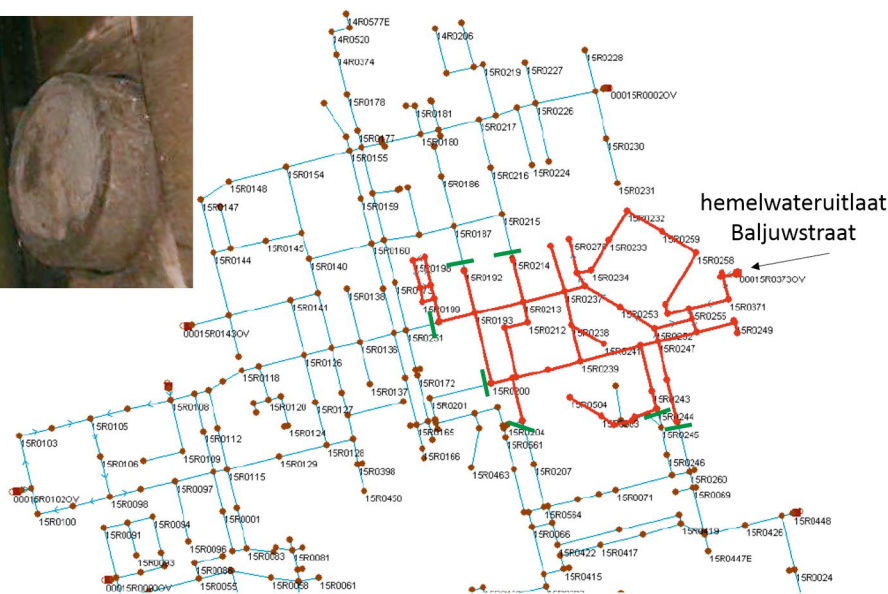


Schildmuren in riool

Het hemelwaterstelsel in stroomgebied Baljuwstraat was vóór het regenwaterproject onderdeel van een groter, vermaasd stelsel in Almere Stad. Om het onderzoeksgebied eenduidig vast te leggen, zijn hydraulische ‘knips’ gemaakt: op zeven locaties in het gebied zijn schildmuren in het riool aangebracht (zie figuur 3.15). Met deze muurtjes is een hydraulisch geïsoleerd rioolstelsel ontstaan en kan het hemelwater het stelsel alleen nog via de hemelwateruitlaat aan de Baljuwstraat verlaten.

Vullingsgraad

Het hemelwaterstelsel in het stroomgebied is circa 2.110 m lang en wordt elke negen jaar gereinigd. De laatste reiniging (en aansluitende inspectie) voor aanvang van de metingen in pilot 1 dateert van 2009. Het stelsel is onder normale omstandigheden deels verdrongen. Nabij de hemelwateruitlaat zijn de rioolbuizen helemaal vol (circa 190 m stelsel), maar verder bovenstrooms komen deels gevulde leidingen (vulling tussen 20% en 100%) en nagenoeg droge leidingen voor (vulling minder dan 20%). De twee laatstgenoemde categorieën gelden voor stelsellengten van 1.090 m respectievelijk 830 m.



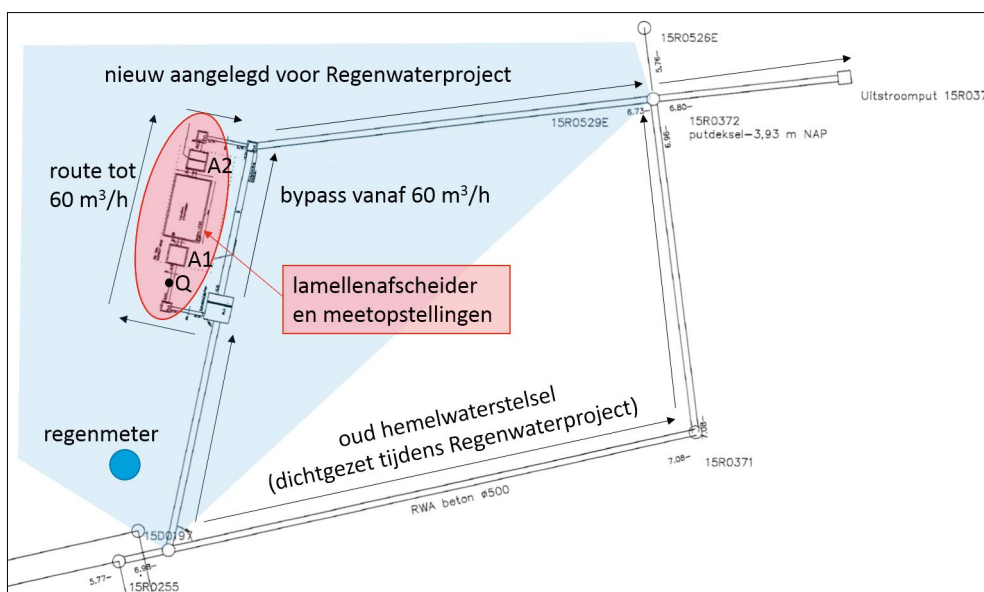
Figuur 3.15 Hemelwaterstelsel stroomgebied Baljuwstraat (rood) hydraulisch geïsoleerd door schildmuren (groen) en geplaatste schildmuur (inzet linksboven)

Nieuw stelseldeel

Voor het Regenwaterproject Almere is de infrastructuur rondom de hemelwateruitlaat bij de Baljuwstraat grondig aangepast. Het laatste deel van het stelsel juist bovenstrooms de uitstroompuit is vervangen door een nieuw stelsel (zie figuur 3.16). In dit nieuwe deel zitten een lamellenafscheider en meetvoorzieningen. Om de grootte van de afscheider te beperken, heeft het nieuwe stelsel een bypass: afvoeren tot 60 m³/h (17 L/s) gaan volledig door de afscheider, hogere afvoeren gaan deels via de bypass.

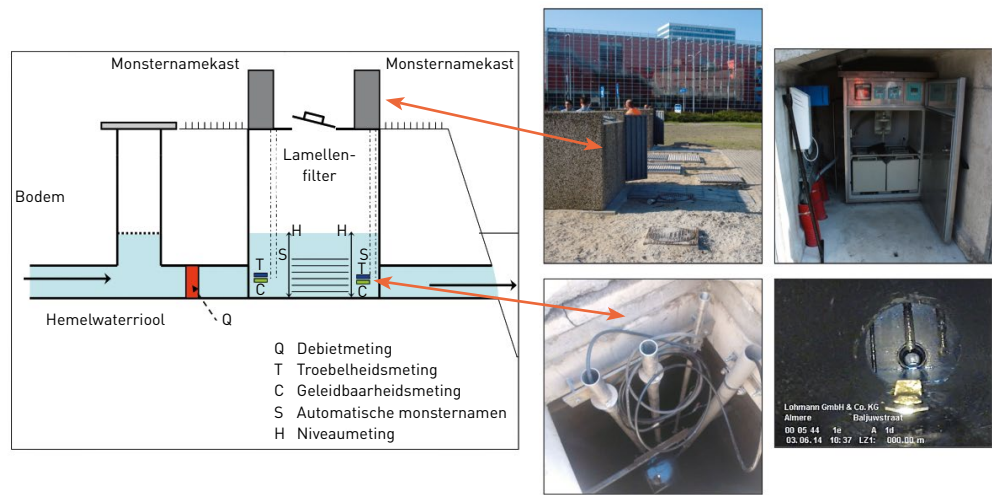
Geïnstalleerde apparatuur

Aan weerszijden van de lamellenafscheider zitten in put A1 (bovenstrooms) en in put A2 (benedenstrooms) een troebelheidsmeter ('tur'), een geleidbaarheidsmeter ('EGV'), een niveausensor en een aanzuigslang voor monsternamen (zie figuur 3.17). De twee bijbehorende monsternamenkasten staan op het maaiveld in vandalismebestendige behuizing. In de buis bovenstrooms put A1 bevindt zich een elektromagnetische debietsensor (Q in de figuren) die het debiet door de put meet. De overstortmuur in put A2 (en de muur in de scheidingsput naar de bypass) garandeert dat de debiet- en waterkwaliteitsmetingen altijd in volle leidingen plaatsvinden. Direct naast het lamellenpakket staat op een 3 meter hoge paal een neerslag-sensor. In tabel 3.4 ziet u een overzicht van de geïnstalleerde apparatuur voor de metingen en datacommunicatie.



Figuur 3.16 Overzicht aangelegde infrastructuur onderzoekslocatie Baljuwstraat

Figuur 3.17 Schematisch overzicht geïnstalleerde sensoren Baljuwstraat (links), monsternamekasten (rechtsboven) en continue sensoren (rechtsonder)
N.B. Het stelsel is voor inspectie van de sensoren tijdelijk leeggepompt.



Tabel 3.4 Geïnstalleerde apparatuur voor metingen en datacommunicatie Baljuwstraat

Apparatuur	Fabricaat	Type	Aantal	Locatie
Monsternamestation	Endress+Hauser	ASP 2000	2	A1 en A2 in bovengrondse behuizing
PLC t.b.v. monstername	Vision	Vision 130	1	
Debietmeter	Nivus	OCM Pro DN 250	1	Bovenstrooms A1 in buis
Troebelheidsmeter	Endress+Hauser	CUM223 (transmitter) + CUS31 (sensor)	2	A1 en A2 in putten
Geleidbaarheidsmeter	Endress+Hauser	CLM223 (transmitter) + CLS21 (sensor)	2	A1 en A2 in putten
Niveaumeter	Siemens	MPS	2	Weerszijden lam.afscheider
Regenmeter	Observator	OMC 210 (tipping bucket)	1	Op maaiveld, op 3 m hoge paal
Datarecorder	Endress+Hauser	Memograph (Readwin 2000 software)	1	
GPRS-modem (wijzigen instellingen en overdracht meetdata)			1	
Gsm-modem (sms-alarmering)			1	

3.2.2 Sluis

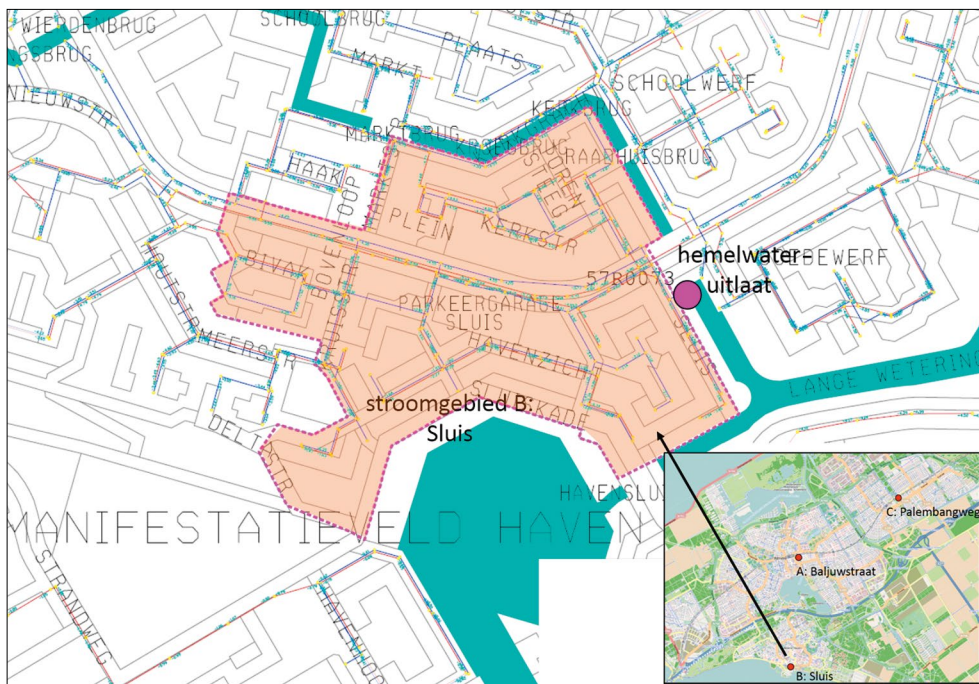
Stroomgebied Sluis ligt in Almere Haven. Het is het centrumgebied van de wijk Almere Haven met horeca (langs de haven), winkels, kantoren en woongebouwen (zie tabel 3.5 en figuur 3.18). Door het gebied loopt een busbaan die al in 1975 is aangelegd, ruim voor de rest van de wijk (1984). Het gebied kent een totaal afvoerend oppervlak van 7,0 ha (zie tabel 3.6). De gemeente veegt de straten dagelijks en reinigt de kolken jaarlijks. Op basis van deze kenmerken is locatie Sluis een gebied met een verhoogd risico (zie paragraaf 2.2.1).

Tabel 3.5 Wijsamenstelling stroomgebied Sluis

Landgebruik	Percentage [%]	Opmerkingen
Woonwijk hoogbouw	13,9%	
Woonwijk laagbouw	–	
Industrie	–	
Autowegen en parkeerplaatsen	15,4%	Busbaan, parkeergarage, parkeerplaats
Winkelgebied	33,3%	Inclusief kade met horeca. ca 2-6 woonlagen boven winkels/horeca
Kantoren	37,4%	Ca. 2-6 woonlagen boven kantoren, ook woningen tussen kantoren
Recreatieterrein	–	
Overig	–	

Type afvoerend gebied	Oppervlak [ha]
Open verharding	4,08
Gesloten verharding	0,30
Daken hellend	0,00
Daken vlak	2,62
Totaal afvoerend oppervlak	7,00
Niet-afvoerend oppervlak	0,60
Totaal oppervlak stroomgebied Baljuwstraat	7,60

Tabel 3.6 Indeling oppervlakken stroomgebied Sluis (inventarisatie 2010)



Figuur 3.18 Ligging stroomgebied Sluis in Almere Haven

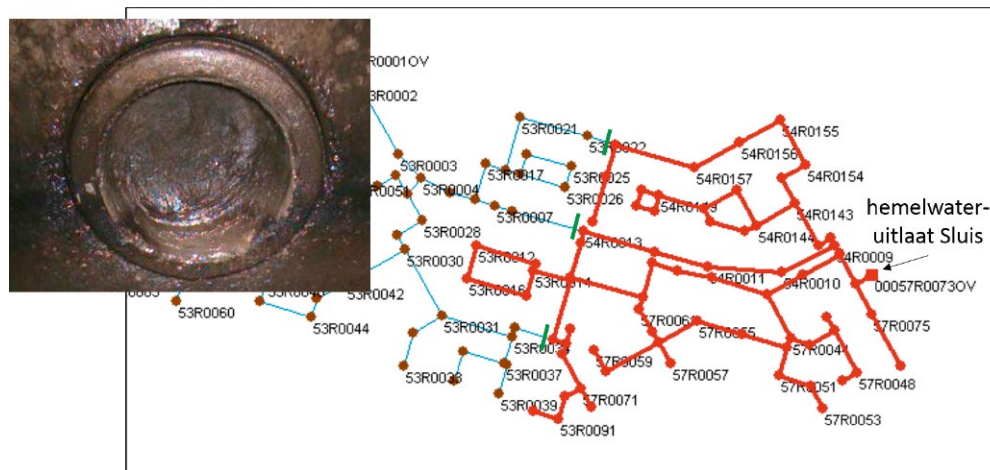
Schildmuren in riool

Het hemelwaterstelsel in stroomgebied Sluis was vóór het regenwaterproject onderdeel van een groter, vermaasd stelsel in Almere Haven. Om het onderzoeksgebied eenduidig vast te leggen, zijn hydraulische 'knips' gemaakt: op drie locaties in het gebied zijn schildmuren in het riool aangebracht (zie figuur 3.19). Met deze muurtjes is een hydraulisch geïsoleerd rioolstelsel ontstaan en kan het hemelwater het stelsel alleen nog via de hemelwateruitlaat bij Sluis verlaten.

Vullingsgraad

Het hemelwaterstelsel in het stroomgebied is circa 2.370 m lang en wordt elke negen jaar gereinigd. De laatste reiniging (en aansluitende inspectie) vóór de metingen in pilot 1 dateert van 2010. Het stelsel is onder normale omstandigheden deels verdrongen. Nabij de hemelwateruitlaat zijn de rioolbuizen helemaal vol (circa 880 m stelsel), maar verder bovenstrooms komen deels gevulde leidingen (vulling tussen 20% en 100%) en nagenoeg droge leidingen voor (vulling minder dan 20%). De twee laatstgenoemde categorieën gelden voor stelsellengten van 520 m respectievelijk 970 m.

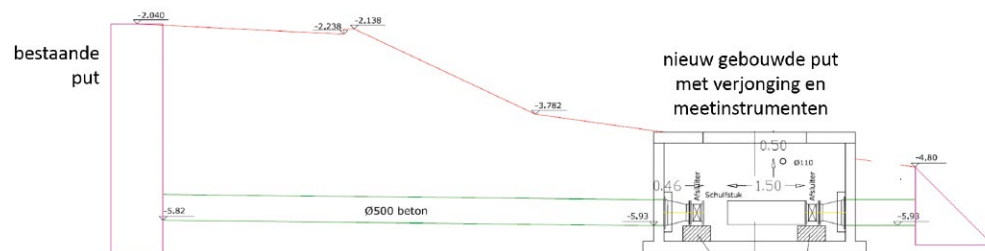
Figuur 3.19 Hemelwaterstelsel stroomgebied Sluis (rood) hydraulisch geïsoleerd door schildmuren (groen) en geplaatste schildmuur (inzet linksboven)



Nieuwe put en buis

Voor het Regenwaterproject Almere is de infrastructuur rondom de hemelwateruitlaat bij Sluis aangepast. In het laatste deel van het stelsel juist bovenstrooms de uitstroompuit is een nieuwe rechthoekige put gebouwd (zie figuur 3.20). Door de nieuwe put is een nieuw stuk hemelwaterstelsel in een gesloten buis aangelegd. De buis in de nieuwe put is kleiner dan het boven- en benedenstroomse stelsel: Ø 300 mm versus Ø 500 mm. Hierdoor stroomt het water sneller en is de stroomsnelheid beter te meten. Het geheel is voor onderhoud te isoleren met twee afsluiters. Het streefpeil in het buitenwater is zodanig dat de buizen in en rond de put altijd helemaal vol zijn.

Figuur 3.20 Overzicht aangelegde infrastructuur onderzoekslocatie Sluis



Geïnstalleerde apparatuur

In de nieuwe buis zit in een eigen flens een elektromagnetische debietsensor (zie figuur 3.21). Daarnaast zijn via openingen in de buiswand een troebelheidsmeter ('tur'), een geleidbaarheidsmeter ('EGV') en een aanzuigslang voor monsternamen geïnstalleerd. De monsternamenkast staat op het maaiveld in een vandalismebestendige behuizing. Doordat bij de hemelwateruitlaat veel bomen staan, is direct naast de uitlaat neerslag niet betrouwbaar te meten. In plaats daarvan is enkele honderden meters ten zuiden van de hemelwateruitlaat (bij de begraafplaats aan de Oosterdreef) een neerslagsensor op een 3 meter hoge paal geïnstalleerd. In tabel 3.7 ziet u een overzicht van de geïnstalleerde apparatuur voor de metingen en datacommunicatie.

Figuur 3.21 Overzicht meetlocatie Sluis (links), nieuwe buis met aanzuigslang en sensoren (midden) en gedemonteerde troebelheids- en geleidbaarheidssensoren (rechts)



Apparatuur	Fabrikaat	Type	Aantal	Locatie
Monsternamestation	Endress+Hauser	ASP 2000	1	Op maaiveld in bovengrondse behuizing
PLC t.b.v. monstername	Vision	Vision 130	1	
Debietmeter	Siemens	MAG 5000 (transmitter) + MAG 5100 W (elektromagnetische flowmeter) DN 300	1	In eigen flens
Troebelheidsmeter	Endress+Hauser	CUM223 (transmitter) + CUS31 (sensor)	1	In buiswand
Geleidbaarheidsmeter	Endress+Hauser	CLM223 (transmitter) + CLS21 (sensor)	1	In buiswand
Datarecorder	Endress+Hauser	Memograph (Readwin 2000 software)	1	
GPRS-modem (wijzigen instellingen en overdracht meetdata)			1	
Gsm-modem (sms-alarmering)			1	
Regenmeter	Observator	OMC210	1	Oosterdreef, op maaiveld, op 3 m hoge paal
Extra datarecorder regenmeter incl. modem (door afstand tot locatie Sluis)	Endress+Hauser	Ecograph	1	

Tabel 3.7 Geïnstalleerde apparatuur voor metingen en datacommunicatie Sluis

3.2.3 Palembangweg

Stroomgebied Palembangweg ligt in Almere Buiten. Het is een karakteristieke woonwijk met veel laagbouw en grote groene delen (zie tabel 3.8 en figuur 3.22). Door het gebied lopen geen druk bereden wegen of busbanen, maar alleen lokale wijkontsluitingswegen. Het gebied heeft een totaal afvoerend oppervlak van 5,2 ha (zie tabel 3.9) en is gebouwd rond 2000. De gemeente veegt de straten gemiddeld eens per kwartaal, met vaste reinigingen na Nieuwjaarsdag en bladval. De kolken reinigt ze jaarlijks. Op basis van deze kenmerken is locatie Palembangweg een gebied met weinig risico (zie paragraaf 2.2.1).

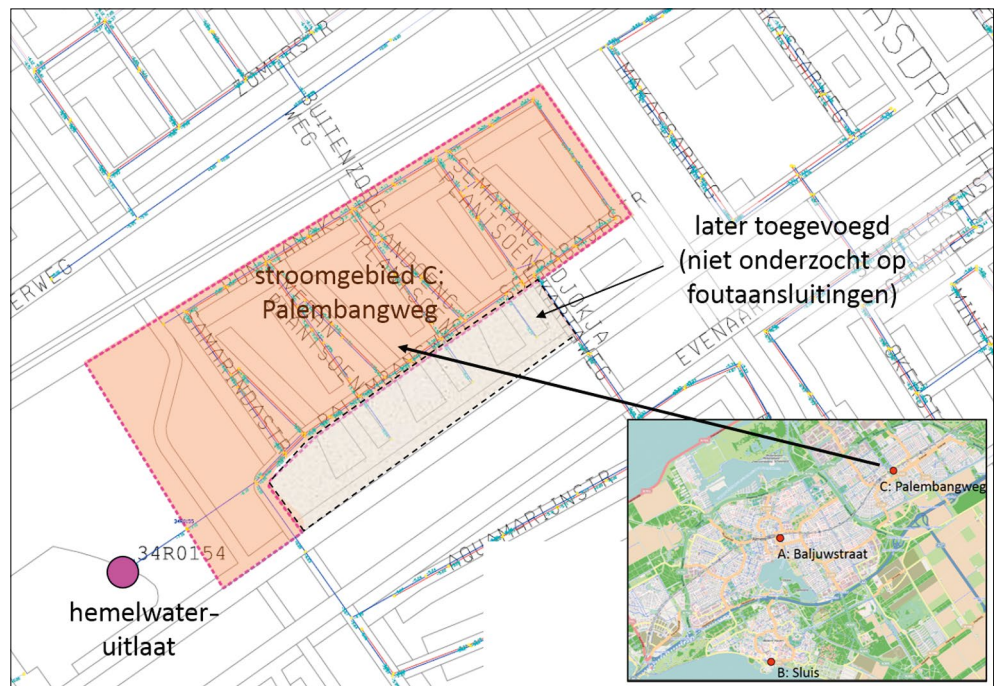
Landgebruik	Percentage [%]	Opmerkingen
Woonwijk hoogbouw	15,1%	
Woonwijk laagbouw	63,9%	
Industrie	–	
Autowegen en parkeerplaatsen	–	
Winkelgebied	–	
Kantoren	21,0%	Park rondom de meetlocatie
Recreatieterrein	–	
Overig	2,7%	Stadhuisplein; dagmarkt op woensdag en zaterdag; viskramen zijn geplaatst op speciaal asfaltplateau met eigen kolken (afvoer naar DWA)

Tabel 3.8 Wijksamenstelling stroomgebied Palembangweg

Tabel 3.9 Indeling oppervlakken stroomgebied Palembangweg (inventarisatie 2013)

Type afvoerend gebied	Oppervlak [ha]
Open verharding	3,59
Gesloten verharding	0,13
Daken hellend	0,15
Daken vlak	1,37
Totaal afvoerend oppervlak	5,24
Niet-afvoerend oppervlak	1,92
<i>Totaal oppervlak stroomgebied Baljuwstraat</i>	7,16

Figuur 3.22 Ligging stroomgebied Palembangweg in Almere Buiten

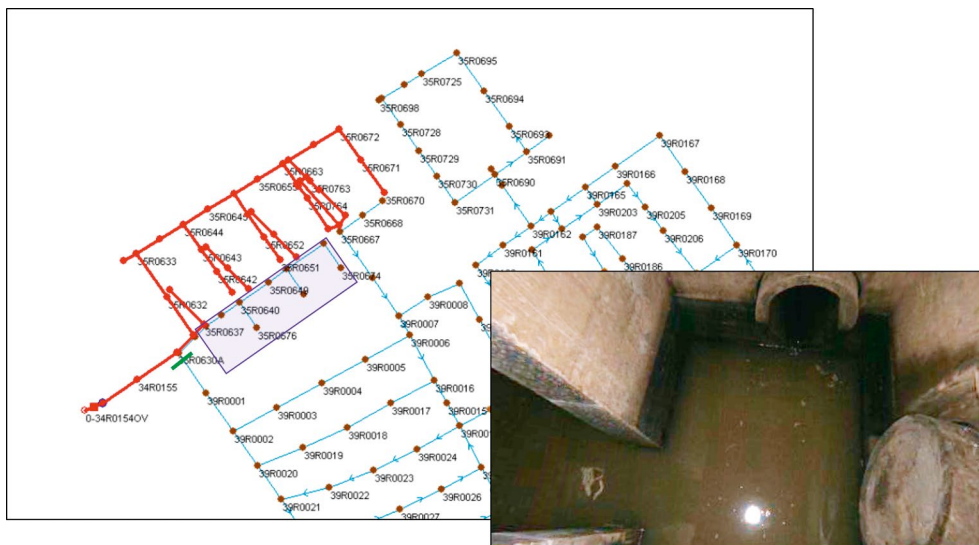


Verruiming stroomgebied

Het hemelwaterstelsel in stroomgebied Palembangweg was vóór het Regenwaterproject Almere al een nagenoeg geïsoleerd stelsel (zie figuur 3.23). De enige verbinding met de rest van het hemelwaterstelsel in het gebied leek (op tekening) een kleine verbindingsleiding in put 35R0630A, die voor het onderzoek eenvoudig dicht te zetten was. Maar bij inspectie bleek deze verbinding verruimd te zijn in verband met wateroverlast in het achterliggende gebied. Om herhaling van de overlast te voorkomen, is de verbinding niet dichtgezet. In plaats daarvan is het onderzoeksgebied aan de zuidzijde verruimd door een schildmuur in de meest zuidelijke leiding in de genoemde put te plaatsen. Met dit muurtje is een hydraulisch geïsoleerd rioolstelsel ontstaan en kan het hemelwater het stelsel alleen nog via de hemelwateruitlaat aan de Palembangweg verlaten. Het onderzoek naar foutaansluitingen (pilot 6) vond plaats in het origineel gedefinieerde stroomgebied, dus niet in het later toegevoegde deel.

Vullingsgraad

Het hemelwaterstelsel in het stroomgebied is circa 1.520 m lang en wordt elke negen jaar gereinigd. De laatste reiniging (en aansluitende inspectie) vóór de metingen in pilot 1 dateert van 2012. Het stelsel is onder normale omstandigheden deels verdrongen. Nabij de hemelwateruitlaat zijn de rioolbuizen helemaal vol (circa 330 m stelsel), maar verder bovenstrooms komen deels gevulde leidingen (vulling tussen 20% en 100%) en nagenoeg droge leidingen voor (vulling minder dan 20%). De twee laatstgenoemde categorieën gelden voor stelsellengten van 410 m respectievelijk 780 m.

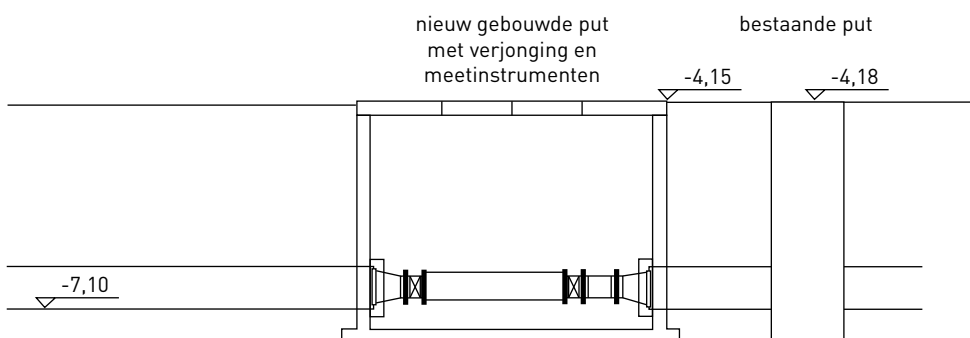


Figuur 3.23 Hemelwaterstelsel stroomgebied Palembangweg (rood) hydraulisch geïsoleerd door een schildmuur (groen), toegevoegd deel (paarse rechthoek) en geplaatste schildmuur (inzet rechtsonder)

Nieuwe put en buis

Voor het Regenwaterproject Almere is de infrastructuur rondom de hemelwateruitlaat bij Palembangweg aangepast. In het laatste deel van het stelsel juist bovenstrooms de laatste put voor het uitstroompunt is een nieuwe rechthoekige put gebouwd (zie figuur 3.24). Door de nieuwe put is een nieuw stuk hemelwaterstelsel in een gesloten buis aangelegd. De buis in de nieuwe put is kleiner dan het boven- en benedenstroomse stelsel: Ø 300 mm versus Ø 500 mm.

Hierdoor stroomt het water sneller en is de stroomsnelheid beter te meten. Het geheel is voor onderhoud te isoleren met twee afsluiters. Het streefpeil in het buitenwater is zodanig dat de buizen in en rond de put altijd helemaal vol zijn.



Figuur 3.24 Overzicht aangelegde infrastructuur onderzoekslocatie Palembangweg

Geïnstalleerde apparatuur

De meetapparatuur op locatie Palembangweg is vergelijkbaar met die op locatie Sluis. In de buis zit in een eigen flens een elektromagnetische debietsensor (zie figuur 3.25). Daarnaast zijn via openingen in de buiswand een troebelheidsmeter ('tur'), een geleidbaarheidsmeter ('EGV') en een aanzuigslang voor monsternamen geplaatst. De monsternamekast staat op het maaiveld in een vandalismebestendige behuizing. Direct naast de meetput bevindt zich een neerslagsensor op een 3 meter hoge paal. In tabel 3.10 ziet u een overzicht van de geïnstalleerde apparatuur voor de metingen en datacommunicatie.

Figuur 3.25 Overzicht meetlocatie Palembangweg (linksonder), installeren nieuwe meetput (linksboven) en zicht in meetput op buis met apparatuur (rechts)



Tabel 3.10 Geïnstalleerde apparatuur voor metingen en datacommunicatie Palembangweg

Apparatuur	Fabrikaat	Type	Aantal	Locatie
Monsternamestation	Endress+Hauser	ASP 2000	1	op maaiveld in bovengrondse behuizing
PLC t.b.v. monsternam	Vision	Vision 130	1	
Debietmeter	Siemens	MAG 5000 (transmitter) + MAG 5100 W (elektromagnetische flowmeter) DN 300	1	in eigen flens
Troebelheidsmeter	Endress+Hauser	CUM223 (transmitter) + CUS31 (sensor)	1	in buiswand
Geleidbaarheidsmeter	Endress+Hauser	CLM223 (transmitter) + CLS21 (sensor)	1	in buiswand
Datarecorder	Observer	OMC 210 (tipping bucket)	1	op maaiveld, op 3 m hoge paal
GPRS-modem (wijzigen instellingen en overdracht meetdata)	Endress+Hauser	Memograph (Readwin 2000 software)	1	
Gsm-modem (sms-alarmering)			1	
Regenmeter			1	
Extra datarecorder regenmeter incl. modem (door afstand tot locatie Sluis)	Endress+Hauser	Ecograph	1	

3.2.4 Onderzoekslocaties uitstroombakken

Voor het onderzoek naar het functioneren van uitstroombakken (pilot 3) zijn zes bakken in Almere geselecteerd. De bakken bevinden zich op locaties Palembangweg (C), Kabelstraat (D), Karperweg (E), Wipmolenweg (F), Rameaugracht (G) en Wittewerf (H) (zie figuur 3.26). Deze locaties zijn geselecteerd uit de set van dertig meest geschikte onderzoekslocaties die uit de QuickScan naar voren kwam (zie paragraaf 2.2.2). De locaties Baljuwstraat (A) en Sluis (B) waren niet geschikt voor deze pilot. De uitlaat bij Sluis heeft geen uitstroombak en op locatie Baljuwstraat is voor pilot 4 een lamellenafscheider geïnstalleerd, die het functioneren van de uitstroombak beïnvloedt. De locaties zijn zodanig gekozen dat zij evenredig verdeeld zijn over de drie typen verhard oppervlak (weinig risico, verhoogd risico en hoog risico). In tabel 3.11 staan de kenmerken van de gebieden.

Locatie-code	Stroom-gebied	Landgebruik	Verhard oppervlak [ha]	Typering verhard oppervlak (zie §2.2.1)
C	Palembangweg	Woonwijk in Almere Buiten, gebouwd na 1985	5,2	"weinig risico"
D	Kabelstraat	Bedrijventerrein in Almere Stad	3,9	"hoog risico"
E	Karperweg	Bedrijventerrein in Almere Stad	6,8	"hoog risico"
F	Wipmolenweg	Woonwijk in Almere Buiten, gebouwd na 1985	4,5	"weinig risico"
G	Rameaugracht	Woonwijk in Almere Stad, gebouwd voor 1985	2,1	"verhoogd risico"
H	Wittewerf	Woonwijk in Almere Haven, gebouwd voor 1985	8,0	"verhoogd risico"

Tabel 3.11 Kenmerken onderzoekslocaties Palembangweg, Kabelstraat, Karperweg, Wipmolenweg, Rameaugracht en Wittewerf



Figuur 3.26 Ligging onderzoekslocaties C (Palembangweg), D (Kabelstraat), E (Karperweg), F (Wipmolenweg), G (Rameaugracht) en H (Wittewerf)

4 Pilot 1 De waterkwaliteit in hemelwaterriolering

4.1 Aanleiding, doel en onderzoeksvragen

De kwaliteit van geloosd hemelwater uit de hemelwaterriolering kan de kwaliteit van het ontvangende oppervlaktewater sterk beïnvloeden. Maar ook andere bronnen kunnen een vervuilde rol spelen, zoals kwel, neerslag, depositie, inlaatwater en rwzi-effluent. En ook ‘onverdachte’ bronnen, zoals bladeren van bomen, hondenpoep en uitwerpselen van waterdieren (zie RIONED, 2009). Om waterkwaliteitsproblemen op te lossen, is dan ook inzicht nodig in de verhouding tussen geloosde vrachten vanuit deze verschillende bronnen. Want als de problemen maar beperkt toe te schrijven zijn aan de hemelwaterriolering, zullen maatregelen aan diezelfde riolering weinig effect sorteren.

Tijdens de OSAL is precies zo’n maatregel beschouwd: het ombouwen van (een deel van) de hemelwaterriolering in Almere naar een verbeterd gescheiden stelsel (VGS). Om in te schatten hoe doelmatig deze ingrijpende maatregel is, moet ‘de’ kwaliteit van het afstromende hemelwater uit de huidige hemelwaterstelsels in Almere bekend zijn. In Nederland is de kwaliteit van afstromend hemelwater al veel gemeten. Resultaten hiervan staan in de STOWA-regenwaterdatabase (STOWA, 2007). Maar in deze meetdata zit een zeer grote spreiding, waarvan de oorzaken niet afdoende bekend zijn. Hierdoor is uit de database geen ‘representatieve kwaliteit’ van afstromend hemelwater voor de Almeerse stroomgebieden af te leiden. Het doel van pilot 1 is de kwaliteit van afstromend hemelwater in Almere in beeld brengen.

Onderzoeksvragen

De onderzoeksvragen voor pilot 1 zijn:

- 1.1 Wat is per type verhard oppervlak de ‘gemiddelde’ kwaliteit van het geloosde hemelwater uit de hemelwaterriolering in Almere?
- 1.2 Klopt de hypothese dat (woon)wijken gebouwd na 1985 schoner zijn dan (woon)wijken gebouwd vóór 1985?
- 1.3 Welke dynamiek zit er tijdens neerslag in deze kwaliteit?
- 1.4 Hoe is de kwaliteit vergeleken met de Nederlandse en internationale literatuur en met resultaten uit de QuickScan?

4.2 Materiaal en methode

4.2.1 Onderzoekslocaties: Baljuwstraat, Sluis en Palembangweg

De meest voor de hand liggende plekken om de kwaliteit van afstromend hemelwater in beeld te brengen, zijn hemelwateruitlaten. Daar komt het hemelwater uit de riolering in het oppervlaktewater. In stedelijk gebied bestaat er niet één representatieve waarde voor ‘de’ kwaliteit van afstromend hemelwater. Uit eerder onderzoek (STOWA, 2007) is bekend dat het type oppervlak waarop de regen valt de kwaliteit beïnvloedt. Hemelwater dat afstroomt over een druk bereden weg, voert bijvoorbeeld meer oliën en zware metalen met zich mee dan hemelwater dat op een rustige, lokale weg valt. Onderzoek naar de kwaliteit van afstromend hemelwater moet dus onderscheid maken tussen verschillende soorten verhard oppervlak.

Bij aanvang van het regenwaterproject was de aanname dan ook dat de kwaliteit van afstromend hemelwater in Almere vooral afhankelijk is van het type verhard oppervlak waarvan de regen afstroomt. De typen zijn onderverdeeld in drie categorieën (zie ook paragraaf 2.2.1):

- weinig risico (woonwijken gebouwd na 1985 met relatief schone oppervlakken);
- verhoogd risico (woonwijken en wegen gebouwd vóór 1985);
- hoog risico (industrieterreinen, wegen, markten, parkeerplaatsen en dreven).

Deze indeling was leidend bij het zoeken naar geschikte onderzoekslocaties in Almere. Elk van bovenstaande typen verhard oppervlak is vertegenwoordigd in een van de geselecteerde onderzoekslocaties.

In een uitgebreide selectieprocedure (QuickScan, zie paragraaf 2.2.2) zijn drie hemelwater-uitlaten in Almere gekozen als onderzoekslocaties. Dit zijn locaties Baljuwstraat (in Almere Stad, hoog risico), Sluis (in Almere Haven, verhoogd risico, gebouwd vóór 1985) en Palembangweg (in Almere Buiten, weinig risico, gebouwd na 1985) (zie tabel 4.1 en figuur 4.1). Verdere kenmerken van de stroomgebieden staan in paragraaf 3.2.

Locatie-code	Stroom-gebied	Landgebruik	Verhard oppervlak [ha]	Typering verhard oppervlak
A	Baljuwstraat	Stadscentrum met marktterrein, drukke parkeerplaatsen en derven	7,7	“hoog risico”
B	Sluis	Centrumgebied met winkels, kantoren en woningen, gebouwd voor 1985	7,0	“verhoogd risico”
C	Palembangweg	Woonwijk, gebouwd na 1985	5,2	“weinig risico”

Tabel 4.1 Kenmerken onderzoekslocaties Baljuwstraat, Sluis en Palembangweg voor pilot 1



Figuur 4.1 Ligging onderzoekslocaties A (Baljuwstraat), B (Sluis) en C (Palembangweg) in Almere

4.2.2 Definitie hemelwaterkwaliteit en de meetmethode

Om de hemelwaterkwaliteit in beeld te brengen, moet eerst duidelijk zijn wat met ‘de kwaliteit’ van het water wordt bedoeld. Voor het Regenwaterproject Almere is ingezet op veel parameters die informatie bevatten over de zuurstofvragende, eutrofiërende, toxische en hygiënische eigenschappen van het hemelwater (zie tabel 4.2). Daarnaast is het hemelwater getest op valsnelheden van het onopgeloste materiaal. Deze valsnelheden bepalen in hoeverre technieken die bezinking gebruiken (zoals lamellenafscidders) het hemelwater kunnen behandelen. Ook is het hemelwater voor enkele (zomerse) buien geanalyseerd op aanwezigheid van het bestrijdingsmiddel glyfosaat. In totaal gaat het om zeven stofgroepen en veertig parameters. De analysemethoden vindt u in bijlage 3.

**Tabel 4.2 Analysepakket
hemelwaterkwaliteit**

Stofgroep	Parameter	Parameter uit onderzoeks- behoefte STOWA en Stichting RIONED
Algemeen	Onopgeloste bestanddelen Chemisch zuurstof verbruik (CZV) Chloride	
Nutriënten	Kjeldahl stikstof Ammonium Nitraat Fosfaat (ortho- en totaal)	Fosfaat
Microverontreinigingen	Naftaleen Fenanthreen Anthraceen Fluorantheen Benzo(a)anthraceen Chryseen Benzo(k)fluorantheen Benzo(a)pyreen Benzo(ghi)peryleen Indeno(123-cd)pyreen PAK Totaal VROM (10) Minerale olie (C10-C12) Minerale olie (C12-C16) Minerale olie (C16-C21) Minerale olie (C21-C30) Minerale olie (C30-C35) Minerale olie (C35-C40) Minerale olie totaal (C10-C40)	Polycyclische Aromatische Koolwaterstoffen (PAKs)
Zware metalen	Arseen (As) Cadmium (Cd) Chroom (Cr) Koper (Cu) IJzer (Fe) Kwik (Hg) Nikkel (Ni) Lood (Pb) Zink (Zn)	Zware metalen
Hygiënische kwaliteit	Faecale enterococcen E.Coli	Hygiënische betrouwbaarheid
Zuiveringstechnische parameters	Valsnelheidsverdeling	
Bestrijdingsmiddelen	Glyfosaat (enkele buien)	

Het pakket in tabel 4.2 voldoet ruimschoots aan de richtlijnen van Stichting RIONED en STOWA in de Handreiking emissiemetingen (RIONED, 2010).

De hemelwaterkwaliteit kan sterk variëren, zowel tijdens een bui als van bui tot bui. Bijvoorbeeld door verschillende stroomsnelheden in de riolering tijdens de bui. Of een verschil in de duur van de voorafgaande droge periode waarin zich vuil kan ophopen op het verharde oppervlak en in de riolering. Het heeft dus weinig zin om steekmonsters te nemen, want de analyseresultaten ervan hoeven helemaal niet representatief te zijn voor de ‘echte’ kwaliteit. In plaats daarvan wordt vaak gewerkt met tijd- of volumeproportionele bemonstering. Hierbij wordt voor elke kleine tijds- of volume-eenheid een klein monster genomen en geloosd in een groot verzamelvat. Het mengmonster in het verzamelvat wordt dan geanalyseerd op waterkwaliteit. Zijn de monsters tijdens één bui verzameld, dan geven de analyseresultaten de gemiddelde waterkwaliteit van het hemelwater tijdens die specifieke bui. Dit heet ook wel een Event Mean Concentration (EMC) (event = bui).

Om een gemiddeld beeld van de hemelwaterkwaliteit op de meetlocatie te krijgen, moeten veel buien bemonsterd worden. De afzonderlijke EMC's worden vervolgens volumeproportioneel gemiddeld en leveren daarmee een 'locatiegemiddelde' waterkwaliteit. Dit heet ook wel een Site Mean Concentration (SMC) (site = locatie). Deze SMC wordt als representatief gezien voor 'de' kwaliteit van het afstromende hemelwater voor een onderzoekslocatie. Voor een betrouwbare SMC zijn minimaal dertig monsters nodig (zie *Handreiking emissiemetingen* (RIONED, 2010)). Per onderzoekslocatie moeten dus minstens dertig buien bemonsterd worden voor betrouwbare onderzoeksresultaten.

4.2.3 Onderzoeksopzet

Om onderzoeksvraag 1.1 te beantwoorden, zijn de monsternamekasten bij de drie onderzoekslocaties geprogrammeerd om tijdens neerslag (als het debiet bij de hemelwateruitlaat boven een drempelpeil komt) tijdproportioneel te bemonsteren. De verzamelmonsters per bui zijn voor analyse op de parameters (zie tabel 4.2) naar het laboratorium van Eurofins Analytico vervoerd. Een klein deel van de verzamelmonsters is afgetapt en vervoerd naar de TU Delft om de valsnelheden te bepalen. Per locatie is circa een jaar bemonsterd. Hierin vielen vijftig geschikte buien voor Baljuwstraat, 38 geschikte buien voor Sluis en 31 geschikte buien voor Palembangweg.

De hypothese uit onderzoeksvraag 1.2 is te toetsen door de gevonden SMC's van locaties Sluis (woonwijk gebouwd vóór 1985) en Palembangweg (woonwijk gebouwd na 1985) met elkaar te vergelijken.

Met continue sensoren is de dynamiek in waterkwaliteit tijdens neerslag bestudeerd. Voor onderzoeksvraag 1.3 bevinden zich op elke onderzoekslocatie twee typen continue sensoren: sensoren voor turbiditeit (tur) en elektrisch geleidend vermogen (EGV, ook wel conductiviteit genoemd). Een turbiditeitsensor brengt het gedrag van onopgelost materiaal in beeld. Als tijdens een bui de stroming in het riool plotseling toeneemt, resuspendeert eerder bezonken materiaal. Hierdoor neemt de zwevende stof in het hemelwater snel toe. Een EGV-sensor richt zich op opgeloste stoffen in het hemelwater. Zo'n sensor brengt verdunningsprocessen in beeld: instromend hemelwater heeft vaak een andere conductiviteit dan het (grond) water dat vóór een bui vaak in het hemelwaterriool zit.

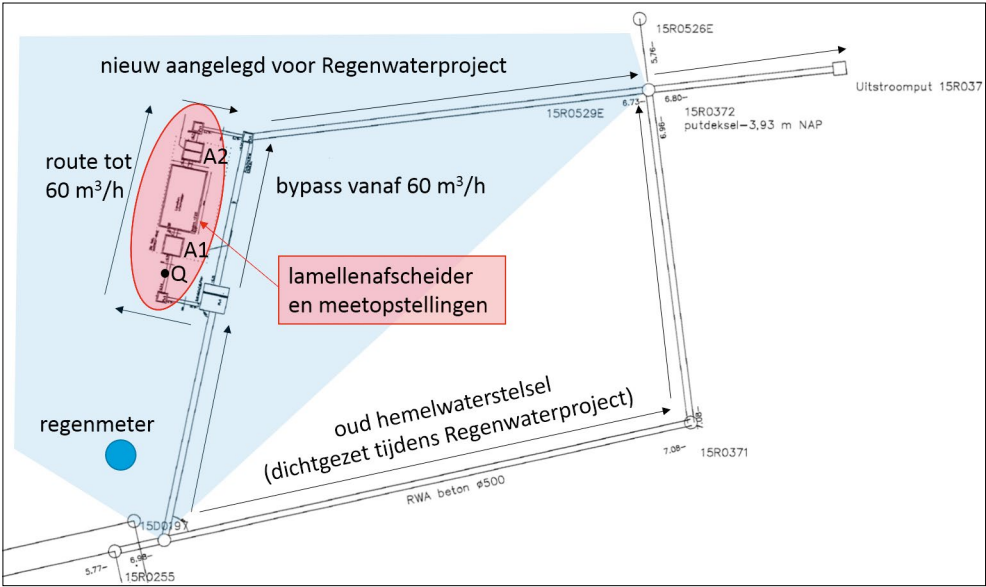
Voor onderzoeksvraag 1.4 zijn de gevonden SMC's in Almere te vergelijken met de resultaten van de QuickScan (dertig locaties in Almere, zie paragraaf 2.2.2), met eerdere metingen in Nederland (Arnhem, Krimpenerwaard, STOWA-regenwaterdatabase) en met waarden uit vier buitenlandse publicaties.

4.2.4 Meetopzet

Locatie Baljuwstraat

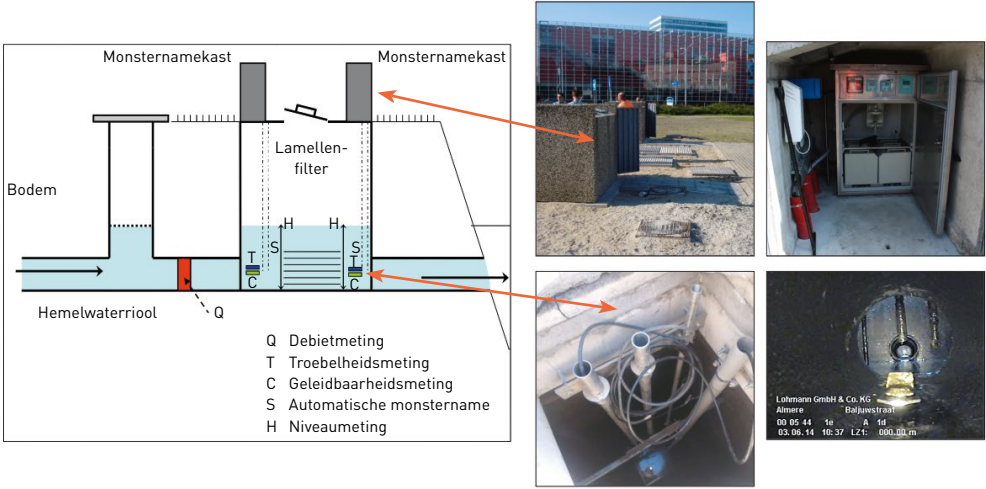
Voor het Regenwaterproject Almere is de infrastructuur rondom de hemelwateruitlaat bij de Baljuwstraat grondig aangepast. Het laatste deel van het stelsel juist bovenstrooms de uitstroompuit is vervangen door een nieuw stelsel (zie figuur 4.2). In dit nieuwe deel zitten een lamellenafscheider (voor pilot 4) en meetvoorzieningen. Om de grootte van de afscheider te beperken, heeft het nieuwe stelsel een bypass: afvoeren tot 60 m³/h (17 L/s) gaan volledig door de afscheider, afvoeren groter dan 60 m³/h gaan deels via de bypass.

Figuur 4.2 Overzicht aangelegde infrastructuur onderzoekslocatie Baljuwstraat



Voor pilot 1 zijn in put A1 (bovenstrooms de lamellenafscheider) een sensor voor turbiditeit, een sensor voor elektrisch geleidend vermogen en een aanzuigslang voor monsternamname bevestigd (zie figuur 4.3). De bijbehorende monsternamkast staat op het maaiveld in een vandalismebestendige behuizing. In de buis bovenstrooms put A1 zit een elektromagnetische debietsensor (Q in de figuren), die de monsternam aanstuurt. De overstortmuur in put A2 (en de muur in de scheidingsput naar de bypass) garandeert dat de debiet- en waterkwaliteitsmetingen altijd in volle leidingen plaatsvinden. In tabel 4.3 ziet u een overzicht van de geïnstalleerde apparatuur voor de metingen en datacommunicatie voor pilot 1.

Figuur 4.3 Schematisch overzicht geïnstalleerde sensoren Baljuwstraat (links), monsternamkasten (rechtsboven) en continue sensoren (rechtsonder) N.B. Het stelsel is voor inspectie van de sensoren tijdelijk leeggepompt.

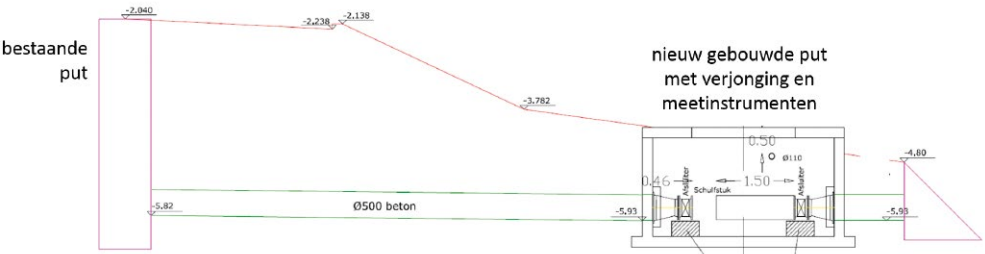


Tabel 4.3 Geïnstalleerde apparatuur voor metingen en datacommunicatie voor pilot 1 onderzoekslocatie Baljuwstraat

Apparatuur	Fabricaat	Type	Aantal	Locatie
Monsternamestation	Endress+Hauser	ASP 2000	1	A1 in bovengrondse behuizing
PLC t.b.v. monsternam	Vision	Vision 130	1	
Debietmeter	Nivus	OCM Pro DN 250	1	Bovenstrooms A1 in buis
Troebelheidsmeter	Endress+Hauser	CUM223 (transmitter) + CUS31 (sensor)	1	A1 in put
Geleidbaarheidsmeter	Endress+Hauser	CLM223 (transmitter) + CLS21 (sensor)	1	A1 in put
Datarecorder	Endress+Hauser	Memograph (Readwin 2000 software)	1	
GPRS-modem (wijzigen instellingen en overdracht meetdata)			1	
Gsm-modem (sms-alarmering)			1	

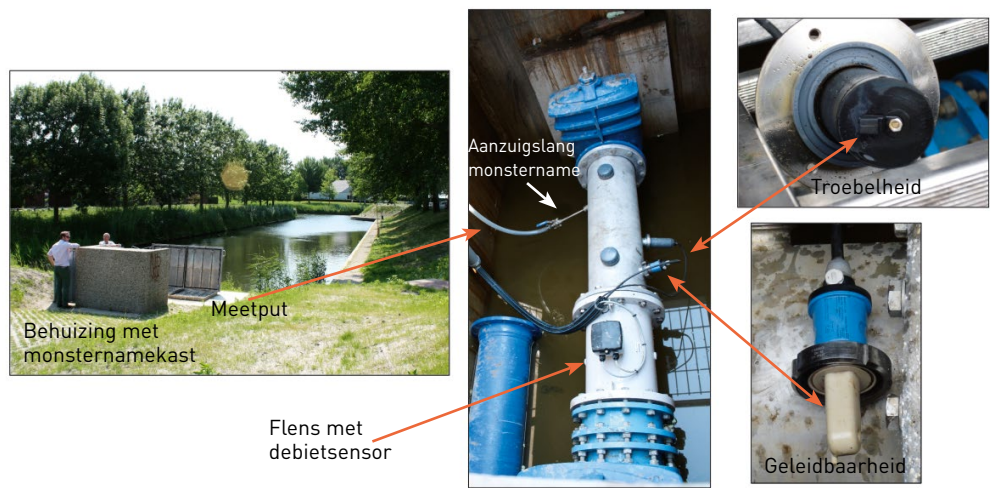
Locatie Sluis

Ook bij onderzoekslocatie Sluis is de infrastructuur rondom de hemelwateruitlaat aangepast. In het laatste deel van het stelsel juist bovenstrooms de uitstroompuit is een nieuwe rechthoekige meetput gebouwd (zie figuur 4.4). Door deze put is een nieuw stuk hemelwaterstelsel in een gesloten buis aangelegd. De buis in de nieuwe put is kleiner dan het boven- en benedenstroomse stelsel: Ø 300 mm versus Ø 500 mm. Hierdoor stroomt het water sneller en is de stroomsnelheid beter te meten. Het geheel is voor onderhoud te isoleren met twee afsluiters. Het streefpeil in het buitenwater is zodanig dat de buizen in en rond de put altijd helemaal vol zijn.



Figuur 4.4 Overzicht aangelegde infrastructuur onderzoekslocatie Sluis

Voor pilot 1 is in de nieuwe buis een elektromagnetische debietsensor in een eigen flens geplaatst (zie figuur 4.5). Daarnaast zijn via openingen in de buiswand een troebelheidsmeter, een geleidbaarheidsmeter en een aanzuigslang voor monsternamen geïnstalleerd. De monsternamkast staat op het maaiveld in een vandalismebestendige behuizing. In tabel 4.4 ziet u een overzicht van de geïnstalleerde apparatuur voor de metingen en datacommunicatie.



Figuur 4.5 Overzicht meetlocatie Sluis (links), nieuwe buis met aanzuigslang en sensoren (midden) en gedemonteerde troebelheids- en geleidbaarheidssensoren (rechts)

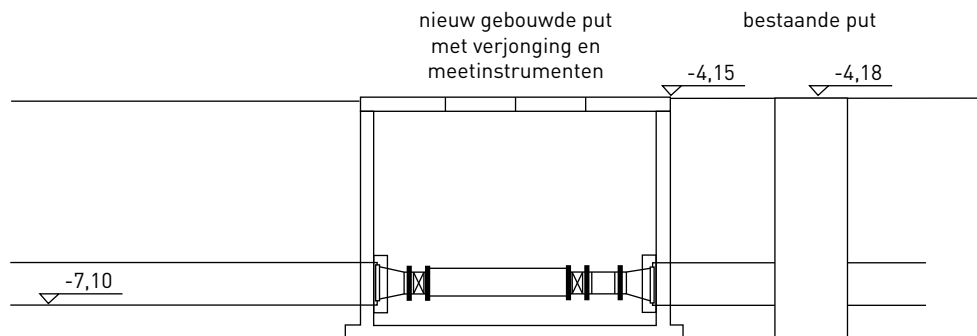
Apparatuur	Fabrikaat	Type	Aantal	Locatie
Monsternamestation	Endress+Hauser	ASP 2000	1	Op maaiveld in bovengrondse behuizing
PLC t.b.v. monsternamen	Vision	Vision 130	1	
Debietmeter	Siemens	MAG 5000 (transmitter) + MAG 5100 W (elektromagnetische flowmeter) DN 300	1	In eigen flens
Troebelheidsmeter	Endress+Hauser	CUM223 (transmitter) + CUS31 (sensor)	1	In buiswand
Geleidbaarheidsmeter	Endress+Hauser	CLM223 (transmitter) + CLS21 (sensor)	1	In buiswand
Datarecorder	Endress+Hauser	Memograph (Readwin 2000 software)	1	
GPRS-modem (wijzigen instellingen en overdracht meetdata)			1	
Gsm-modem (sms-alarmering)			1	

Tabel 4.4 Geïnstalleerde apparatuur voor metingen en datacommunicatie voor pilot 1 onderzoekslocatie Sluis

Locatie Palembangweg

Ook op locatie Palembangweg is de infrastructuur rondom de hemelwateruitlaat voor pilot 1 aangepast. In het laatste deel van het stelsel juist bovenstrooms de laatste put voor het uitstroompunt is een nieuwe rechthoekige put gebouwd (zie figuur 4.6). Door deze put is een nieuw stuk hemelwaterstelsel in een gesloten buis aangelegd. De buis in de nieuwe put is kleiner dan het boven- en benedenstroomse stelsel: Ø 300 mm versus Ø 500 mm. Hierdoor stroomt het water sneller en is de stroomsnelheid beter te meten. Het geheel is voor onderhoud te isoleren met twee afsluiters. Het streefpeil in het buitenwater is zodanig dat de buizen in en rond de put altijd helemaal vol zijn.

Figuur 4.6 Overzicht aangelegde infrastructuur onderzoekslocatie Palembangweg



De meetapparatuur op locatie Palembangweg is vergelijkbaar met die op locatie Sluis. In de nieuwe buis zit in een eigen flens een elektromagnetische debietsensor (zie figuur 4.7). Daarnaast zijn via openingen in de buiswand een troebelheidsmeter, een geleidbaarheidsmeter en een aanzuigslang voor monsternamen geïnstalleerd. De monsternamekast staat op het maaiveld in een vandalismebestendige behuizing. In tabel 4.5 ziet u een overzicht van de geïnstalleerde apparatuur voor de metingen en datacommunicatie.

Figuur 4.7 Overzicht meetlocatie Palembangweg (linksonder), installeren nieuwe meetput (linksboven) en zicht in meetput op buis met apparatuur (rechts)



Apparatuur	Fabricaat	Type	Aantal	Locatie
Monsternamestation	Endress+Hauser	ASP 2000	1	Op maaiveld in bovengrondse behuizing
PLC t.b.v. monstername	Vision	Vision 130	1	
Debietmeter	Siemens	MAG 5000 (transmitter) + MAG 5100 W (elektromagnetische flowmeter) DN 300	1	In eigen flens
Troebelheidsmeter	Endress+Hauser	CUM223 (transmitter) + CUS31 (sensor)	1	In buiswand
Geleidbaarheidsmeter	Endress+Hauser	CLM223 (transmitter) + CLS21 (sensor)	1	In buiswand
Datarecorder	Endress+Hauser	Memograph (Readwin 2000 software)	1	
GPRS-modem (wijzigen instellingen en overdracht meetdata)			1	
Gsm-modem (sms-alarmering)			1	

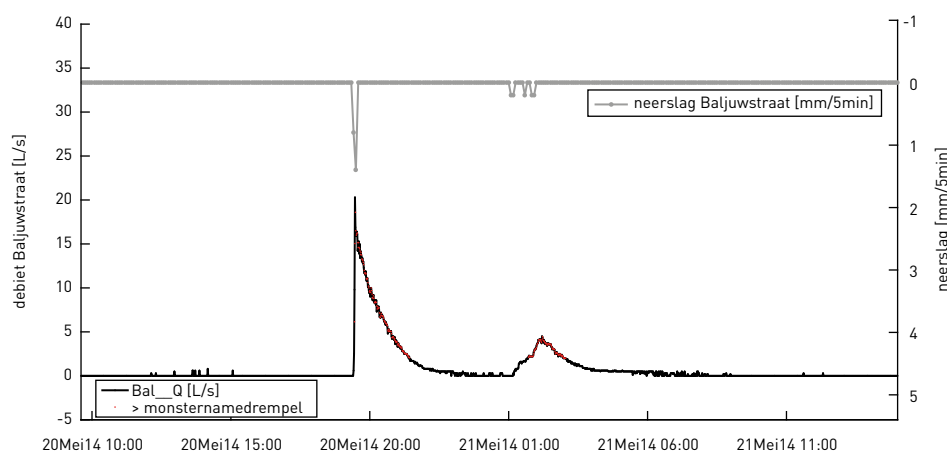
Tabel 4.5 Geïnstalleerde apparatuur voor metingen en datacommunicatie voor pilot 1 onderzoekslocatie Palembangweg

Monsternamestations

De monsternamestations (ASP 2000) bevatten een 'programmable logic controller' (PLC), een vacuüm aanzuigsysteem voor monstername en vier bewaarvaten van elk 20 liter. Elke PLC is zo geprogrammeerd dat als het debiet gedurende een aantal minuten boven een drempelpeil uitkomt, de kast elke minuut een monster van 100 ml neemt. In figuur 4.8 ziet u een voorbeeld: als het debiet op locatie Baljuwstraat (zwarte lijn) gedurende minimaal 2 minuten boven de 2 L/s uitkomt, start de monstername (1 rood puntje voor elk monsternamemoment). Het drempelpeil en de filterlengte verschillen per onderzoekslocatie, de toegepaste waarden staan in tabel 4.6. In een bewaarvat kunnen maximaal 180 monsters (18 liter). In totaal zijn zo in 12 uur 720 monsters te nemen. De monsters zijn gekoeld bewaard bij 4°C tot ze werden afgehaald voor analyse (1 à 2 dagen later).

Locatie aanzuigmonden

De aanzuigmond van de monsternamekast op locatie Baljuwstraat bevindt zich op ongeveer een derde van de waterdiepte in de aanstromende buis. Dit is conform de voorschriften voor het meten van niet-opgeloste stoffen in de waterfase (ISO, 1992). De verwachting is dat zich relatief veel zwevend materiaal verzamelt in de onderste helft van het natte profiel. Bemonsteren halverwege de buis zou dan tot een onderschatting leiden, bemonsteren op een derde van de buis leidt tot een betere schatting van de gemiddelde concentratie zwevend materiaal. Voor locaties Sluis en Palembangweg wordt door de nieuwe meetbuizen een uniformere verdeling van het niet-opgeloste materiaal in het profiel verwacht. Bij deze locaties zijn de aanzuigmonden daarom wel halverwege de (altijd helemaal volle) buizen ingeprikt.



Figuur 4.8 Debietmeting bij hemelwateruitlaat Baljuwstraat (zwarte lijn), neerslag (grijze bolletjes) en start monstername (rode puntjes) N.B. Monstername start als het debiet gedurende 2 minuten boven de 2 L/s uitkomt.

Tabel 4.6 Toegepaste filterlengten en drempelpeilen voor monstername

N.B. Monstername start als het debiet boven het drempelpeil komt gedurende minimaal de filterlengte.

Locatie	Filterlengte [min]	Drempelpeil [L/s]
Baljuwstraat	2	2
Sluis	3	2
Palembangweg	5	5

De meetopzet van de TU Delft om valsnelheden van zwevende stoffen in het hemelwater te bepalen, vindt u in bijlage 3.

4.2.5 Organisatie en controle op datakwaliteit

De continue metingen op de drie onderzoekslocaties (inclusief operationele gegevens van de monsternamekasten) zijn via GPRS-modems verstuurd naar de hoofdpst van Gemeente Almere. De software van deze hoofdpst is Lizard Fews. De leverancier van de meetopstellingen (IMD) heeft de ruwe data ook bewaard. Wekelijks zijn datadumps vanuit Lizard Fews aangeleverd voor data-analyse en -interpretatie. Als data in Lizard Fews ontbraken, is gecontroleerd of IMD deze data wel had. Was dit het geval, dan bood IMD de data nogmaals aan Lizard Fews aan. Voor de operationele aansturing van de monstername waren alle data ‘near realtime’ (= met een vertraging van maximaal een uur) beschikbaar via een webbased platform.

Bij aanvang van elke monstername ging een sms-bericht naar de operationeel beheerder (Tauf). Na afloop van een of meerdere buien gaf de beheerder opdracht om de monsters af te halen en te analyseren. Bij het ophalen zijn de monsters op kwaliteit gecontroleerd: zijn de juiste flessen gevuld, klopt het volume van het monster, klopt de temperatuur in de koelkast? De bevindingen van de kwaliteitschecks staan op de veldwerkformulieren. Alleen kwalitatief goede monsters zijn voor analyse naar het laboratorium (Eurofins Analytico) vervoerd. Achteraf is aan de hand van de meetgegevens, de veldwerkformulieren en de analyseresultaten nogmaals gecontroleerd of de monstername correct is verlopen en of de geanalyseerde monsters daadwerkelijk hemelwaterafvoer bevatten. Alleen bij correcte monstername zijn de analyseresultaten opgenomen in de verdere data-analyse.

Een kwaliteitscontrole op de continue meetgegevens was onderdeel van werkpakket 5 (installatie meetapparatuur en levering data), dus de leverancier van de meetopstellingen en data (IMD) heeft deze controle uitgevoerd. Een beschrijving van de datavalidatie op de neerslag-, debiet-, niveau-, troebelheids- en geleidbaarheidsdatasets vindt u in bijlage 4.

4.2.6 Meetonzekerheden bij monstername

Gemeten waarden kennen per definitie meetonzekerheden door mogelijke fouten in het meetproces. Bij monstername zijn er vele bronnen van onzekerheden, bijvoorbeeld de discontinue monstername. Door ‘slechts’ elke minuut en niet continu te bemonsteren, is een ‘fout’ mogelijk en kan een vertekend beeld ontstaan van de werkelijke vuilconcentratie in het water. Een ander voorbeeld is de locatie van de aanzuigmond van de monsternameslang. Als het water niet volledig gemengd is (bijvoorbeeld omdat zware zwevende delen naar de bodem zakken), kan een te hoog of te laag gehangen aanzuigmond een ‘fout’ introduceren. Door deze mogelijke fouten geldt een gemeten waarde nooit als enige ‘waarheid’, maar eerder als waarde binnen een set van mogelijke waarden die dezelfde meting ook had kunnen opleveren (het betrouwbaarheidsinterval).

In bijlage 2 zijn alle foutenbronnen bij de monstername in Almere geïnventariseerd en gekwantificeerd. Door de foutenbronnen te combineren, is elke gemeten SMC te associëren met een betrouwbaarheidsinterval. Het combineren gebeurt door de wet van voortplanting van onzekerheden (Bertrand-Krajewski en Bardin, 2002) toe te passen.

Elke gepresenteerde SMC in paragraaf 4.3 moet u dus beschouwen als middelste waarde binnen het bijbehorende betrouwbaarheidsinterval. De meetonzekerheid behorend bij de SMC (genoteerd als $u(SMC)$) is vergelijkbaar met het statistische begrip standaardafwijking. Bij een normale verdeling van de optredende concentraties per bui (de EMC's) is de kans 68% dat de werkelijke waarde van de SMC ligt binnen een range van de berekende SMC $\pm u(SMC)$. De kans is 95% dat de werkelijke waarde ligt binnen een range van de berekende SMC $\pm 2 \cdot u(SMC)$.

Maar zoals in paragraaf 4.3 blijkt, zijn de optredende concentraties per bui (de EMC's) voor veel parameters niet normaal verdeeld. De SMC's liggen vaak boven de mediaan van de EMC's door enkele extreem hoge concentraties. Dit levert een bias op in het betrouwbaarheidsinterval. De kans dat de werkelijke SMC boven de bovengrens van het 95%-betrouwbaarheidsinterval ligt, is dan in werkelijkheid groter dan 2,5%. Wel geeft het berekende betrouwbaarheidsinterval een redelijke indruk van de te verwachten waterkwaliteit per locatie.

4.3 Resultaten en discussie

Deze paragraaf behandelt de meetresultaten van pilot 1:

- Paragraaf 4.3.1 presenteert de behaalde meetopbrengst van de monstername.
- In de paragrafen 4.3.2 tot en met 4.3.4 staan de analyseresultaten van de monstername per onderzoekslocatie.
- Paragraaf 4.3.5 geeft een overzicht van de waterkwaliteit op de drie onderzoekslocaties, inclusief betrouwbaarheidsintervallen.
- Paragraaf 4.3.6 beschrijft of sprake is van seizoensvariatie.
- Paragraaf 4.3.7 gaat over de onderlinge verschillen tussen de locaties.
- Paragraaf 4.3.8 behandelt hoe de gevonden resultaten zich verhouden tot literatuurwaarden.
- Paragraaf 4.3.9 beschrijft of glyfosaat in het hemelwater in Almere is aangetroffen.
- Paragraaf 4.3.10 beschrijft de resultaten van de valsnelheidsmetingen voor de drie locaties samen.
- Paragraaf 4.3.11 interpreteert de resultaten van de valsnelheidsmetingen.
- Paragraaf 4.3.12 presenteert de resultaten van de metingen met continue sensoren.
- Paragraaf 4.3.13 interpreteert de resultaten van de metingen met continue sensoren.

4.3.1 Meetopbrengst monstername

De monstername voor pilot 1 vond plaats van oktober 2013 tot april 2015 op de locaties Baljuwstraat, Sluis en Palembangweg. Niet elke bui is succesvol bemonsterd; door bijvoorbeeld storingen in of onderhoud aan apparatuur kunnen buien 'gemist' zijn. De meetopbrengst omvat alle succesvol bemonsterde buien in de genoemde periode. Het aantal bruikbare buien per onderzoekslocatie staat in tabel 4.7.

De meetopbrengst bepaalt het maximale aantal EMC's per parameter. Voor sommige parameters kan het daadwerkelijke aantal EMC's lager liggen, omdat individuele analyses mislukt zijn. Dat laatste kan bijvoorbeeld doordat de maximale bewaartermijn is overschreden, deze ligt voor sommige parameters stringenter dan voor andere parameters. Of omdat bewust minder analyses uitgevoerd zijn, bijvoorbeeld op de parameter glyfosaat.

Locatie	Aantal bruikbare buien
Locatie A: Baljuwstraat	50
Locatie B: Sluis	38
Locatie C: Palembangweg	31

Tabel 4.7 Meetopbrengst monstername per locatie voor pilot 1

4.3.2 Meetresultaten: waterkwaliteit locatie Baljuwstraat

Tabel 4.8 vat de resultaten van de concentratiebepalingen per bui (EMC) per parameter voor locatie Baljuwstraat samen. De tabel geeft per parameter enkele statistische kenmerken, zoals het aantal waarnemingen (= het aantal EMC's), de 10%- en 90%-percentielwaarden, de mediaan (= de middelste waarneming ofwel de 50%-percentielwaarde), het rekenkundig gemiddelde (= het niet-volumegegewogen gemiddelde) en het volumegegewogen gemiddelde (= SMC). De SMC-waarden (vetgedrukt in de tabel) worden beschouwd als representatief voor 'de' waterkwaliteit van afstromend hemelwater op deze locatie en vormen daarmee (een deel van) het antwoord op onderzoeksvraag 1.1.

De tabel vermeldt ook de detectiegrenzen per parameter. De gebruikte analysemethoden in het laboratorium kunnen geen onderscheid maken voor waarden beneden deze limiet. Het resultaat wordt in dat geval bijvoorbeeld gerapporteerd als "< 1,5 µg/l" (voor arseen). Het aantal EMC's dat per parameter onder de detectielimiet ligt, staat in de laatste kolom. Bij het berekenen van statistische kenmerken zijn deze EMC's wél meegenomen, de analyse-resultaten tellen dan mee voor 50% van de detectielimiet. Voor met name veel zware metalen zijn relatief veel analyses onder de detectielimiet gebleven. Voor cadmium (Cd) is zelfs geen van de monsters boven de detectielimiet uitgekomen. Voor deze parameters hebben de in tabel 4.8 gepresenteerde statistische kenmerken (waaronder de SMC) weinig betekenis. De tabel presenteert de parameters waarvoor minstens de helft van het aantal monsters onder de detectielimiet ligt in het grijs.

Voor een aantal parameters is het rekenkundig gemiddelde van de EMC's duidelijk hoger dan de mediaan. Zo is voor Zn (zink) het rekenkundig gemiddelde 95 µg/l, terwijl de mediaan 59 µg/l bedraagt. Dit komt doordat de gemeten concentraties niet normaal verdeeld zijn. In enkele monsters zijn (extreem) hoge concentraties zink gemeten die het gemiddelde flink doen toenemen, terwijl de invloed op de mediaan beperkt is.

Tabel 4.8 Analyseresultaten per parameter voor locatie Baljuwstraat
N.B. Waarden in grijs geven aan dat minstens de helft van de analyseresultaten onder de detectiegrens ligt, waardoor statistische interpretaties (zoals percentielwaarden en gemiddelden) weinig betekenis meer hebben.

Parameter	Aantal EMC's	10%-perc.	Mediaan	Rekenk. gemid.	SMC	90%-perc.	Detec. limiet	Aantal < det.lim.
As [µg/l]	50	0,75	3,0	3,4	2,7	5,6	1,5	6
Cd [µg/l]	50	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20	0,40	50
Cr [µg/l]	50	2,5	2,5	3,0	3,0	2,5	5,0	47
Cu [µg/l]	49	2,5	7,1	8,9	9,3	15	5,0	11
Fe [mg/l]	50	0,025	1,2	1,3	0,95	2,4	0,050	5
Hg [µg/l]	50	0,050	0,050	0,057	0,060	0,050	0,10	46
Ni [µg/l]	50	2,5	2,5	3,2	3,0	2,5	5,0	46
Pb [µg/l]	50	2,5	2,5	3,5	4,1	7,2	5,0	41
Zn [µg/l]	50	36	59	95	82	150	10	1
Min.olie C10-C40 [µg/l]	50	25	64	82	85	170	50	18
Som PAK-10 [µg/l]	49	0,048	0,048	0,098	0,10	0,22	0,095	31
Onopp. bestand. [mg/l]	50	5,0	9,4	14	13	26	2,0	0
NH4-N [mg/l]	47	0,025	0,025	0,66	0,48	1,9	0,05	25
CZV [mg/l]	48	13	24	31	27	69	5,0	2
Cl [mg/l]	50	41	110	116	86	190	-	-
P-tot [mg/l]	50	0,025	0,19	0,21	0,18	0,41	0,05	9
Ortho-PO4-P [mg/l]	49	0,010	0,049	0,058	0,061	0,099	0,02	5
NO3-N [mg/l]	49	0,39	0,62	0,67	0,71	0,98	0,20	1
N-Kj [mg/l]	49	0,5	1,4	1,6	1,4	3,0	1,0	16
Faec.Ent. [kve/100 ml]	14	44	8.100	16.560	27.842	51.000	1	1
E.coli [kve/100 ml]	14	160	12.000	14.228	18.770	24.500	1	1
Glyfosaat [µg/l]	12	0,025	0,025	0,035	0,029	0,025	0,05	11

4.3.3 Meetresultaten: waterkwaliteit locatie Sluis

Tabel 4.9 vat de resultaten per parameter voor locatie Sluis op dezelfde wijze samen als tabel 4.8 voor locatie Baljuwstraat.

Parameter	Aantal EMC's	10%-perc.	Mediaan	Rekenk. gemid.	SMC	90%-perc.	Detec. limiet	Aantal < det.lim.
As [µg/l]	38	1,8	3,0	3,2	2,7	5,4	1,5	2
Cd [µg/l]	38	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20	0,40	38
Cr [µg/l]	38	2,5	2,5	3,6	5,8	2,5	5,0	37
Cu [µg/l]	38	2,5	7,2	7,5	7,1	11	5,0	12
Fe [mg/l]	38	0,5	0,94	1,1	0,99	2,1	0,050	1
Hg [µg/l]	38	0,050	0,050	0,052	0,054	0,050	0,10	37
Ni [µg/l]	38	2,5	2,5	4,7	5,3	14	5,0	30
Pb [µg/l]	38	2,5	9,2	11,2	11,9	20	5,0	4
Zn [µg/l]	38	55	72	77	77	100	10	0
Min.olie C10-C40 [µg/l]	38	25	25	65	76	120	50	21
Som PAK-10 [µg/l]	37	0,048	0,048	0,124	0,18	0,16	0,095	28
Onopp. bestand. [mg/l]	38	4,4	9	24	23	22	2,0	0
NH4-N [mg/l]	38	0,025	0,025	0,25	0,26	0,88	0,05	27
CZV [mg/l]	38	18	26	28	29	44	5,0	0
Cl [mg/l]	38	36	57	87	62	170	-	-
P-tot [mg/l]	38	0,19	0,29	0,32	0,31	0,44	0,05	0
Ortho-PO4-P [mg/l]	38	0,035	0,084	0,083	0,082	0,14	0,02	0
NO3-N [mg/l]	38	0,5	0,68	0,82	0,83	1,3	0,20	0
N-Kj [mg/l]	38	0,5	1,6	1,4	1,2	2,1	1,0	9
Faec.Ent. [kve/100ml]	28	280	3.200	17.013	19.448	80.000	1	0
E.coli [kve/100ml]	28	230	4.000	13.909	17.170	51.000	1	0
Glyfosaat [µg/l]	4	0,025	0,052	0,063	0,079	0,091	0,05	1

Tabel 4.9 Analyseresultaten per parameter voor locatie Sluis
N.B. Waarden in grijs geven aan dat minstens de helft van de analyseresultaten onder de detectiegrens ligt, waardoor statistische interpretaties (zoals percentielwaarden en gemiddelden) weinig betekenis meer hebben.

4.3.4 Meetresultaten: waterkwaliteit locatie Palembangweg

Tabel 4.10 vat de resultaten per parameter voor locatie Palembangweg op dezelfde wijze samen als tabel 4.8 voor Baljuwstraat en tabel 4.9 voor Sluis.

Tabel 4.10 Analyseresultaten per parameter voor locatie Palembangweg
N.B. Waarden in grijs geven aan dat minstens de helft van de analyseresultaten onder de detectiegrens ligt, waardoor statistische interpretaties (zoals percentielwaarden en gemiddelden) weinig betekenis meer hebben.

Parameter	aantal EMC's	10%-perc.	mediaan	rekenk. gemid.	SMC	90%-perc.	detec. limiet	aantal < det.lim.
As [µg/l]	31	4,7	7,6	11,4	13	17	1,5	0
Cd [µg/l]	31	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20	0,40	31
Cr [µg/l]	31	2,5	2,5	3,8	6,3	2,5	5,0	29
Cu [µg/l]	31	2,5	2,5	4,8	5,3	10	5,0	20
Fe [mg/l]	31	1,2	2,6	5,2	6,15	8,7	0,050	0
Hg [µg/l]	31	0,050	0,050	0,052	0,053	0,050	0,10	30
Ni [µg/l]	31	2,5	2,5	4,5	5,7	11	5,0	26
Pb [µg/l]	31	2,5	2,5	3,9	3,9	6,8	5,0	21
Zn [µg/l]	31	5	16	25	25	59	10	12
Min.olie C10-C40 [µg/l]	31	25	25	90	49	83	50	26
Som PAK-10 [µg/l]	31	0,048	0,048	0,096	0,13	0,19	0,095	25
Onopp. bestand. [mg/l]	31	6,3	11	20	23	47	2,0	0
NH4-N [mg/l]	27	0,025	0,025	0,58	0,59	1,8	0,05	21
CZV [mg/l]	27	15	25	27	24	41	5,0	1
Cl [mg/l]	31	23	45	52	44	92	-	-
P-tot [mg/l]	31	0,1	0,19	0,35	0,42	0,62	0,05	1
Ortho-PO4-P [mg/l]	27	0,010	0,01	0,030	0,024	0,1	0,02	19
NO3-N [mg/l]	27	0,8	1,4	1,6	1,3	2,6	0,20	0
N-Kj [mg/l]	27	0,5	1,6	1,6	1,3	2,4	1,0	6
Faec.Ent. [kve/100 ml]	19	20	320	2.353	3.280	11.500	1	0
E.coli [kve/100 ml]	19	60	200	1.596	1.863	8.000	1	0
Glyfosaat [µg/l]	4	0,025	0,061	0,066	0,071	0,1	0,05	1

4.3.5 Meetresultaten: overzicht waterkwaliteit Baljuwstraat, Sluis en Palembangweg met betrouwbaarheidsintervallen

In tabel 4.11 ziet u een overzicht van de gemeten waterkwaliteit op de drie onderzoekslocaties. In de tabel staan de SMC's uit tabel 4.8 (Baljuwstraat), tabel 4.9 (Sluis) en tabel 4.10 (Palembangweg), inclusief de berekende 95%-betrouwbaarheidsintervallen ($SMC \pm 2 \cdot u(SMC)$). Een toelichting op de berekening van de intervallen vindt u in paragraaf 4.2.6 en bijlage 2.

Parameter	Eenheid	Baljuwstraat		Sluis		Palembangweg	
		SMC	Interval	SMC	Interval	SMC	Interval
As	µg/l	2,7	2,1-3,2	2,7	2,2-3,1	13	6,7-19
Cd	µg/l	0,20	0,19-0,21	0,20	0,18-0,22	0,20	0,18-0,22
Cr	µg/l	3,0	2,1-3,8	5,8	0-12	6,3	0-13
Cu	µg/l	9,3	7,1-11	7,1	5,3-9,0	5,3	3,5-7,1
Fe	mg/l	0,95	0,69-1,2	0,99	0,79-1,2	6,15	2,7-9,6
Hg	µg/l	0,060	0,047-0,074	0,054	0,045-0,062	0,053	0,045-0,062
Ni	µg/l	3,0	2,4-3,7	5,3	2,0-8,5	5,7	2,1-9,3
Pb	µg/l	4,1	3,0-5,3	11,9	9,1-15	3,9	2,9-4,8
Zn	µg/l	82	66-99	77	67-86	25	16-35
Min.olie C10-C40	µg/l	85	54-116	76	42-110	49	16-83
Som PAK-10	µg/l	0,10	0,07-0,13	0,18	0-0,39	0,13	0,04-0,22
Onopp. bestand.	mg/l	13	7-18	23	1-45	23	11-35
NH4-N	mg/l	0,48	0,25-0,72	0,26	0,10-0,42	0,59	0,06-1,1
CZV	mg/l	27	20-34	29	22-35	24	18-30
Cl	mg/l	86	69-102	62	45-78	44	34-54
P-tot	mg/l	0,18	0,13-0,24	0,31	0,24-0,38	0,42	0,15-0,68
Ortho-PO4-P	mg/l	0,061	0,044-0,079	0,082	0,061-0,103	0,024	0,010-0,039
NO3-N	mg/l	0,71	0,61-0,81	0,83	0,65-1,0	1,3	1,0-1,6
N-Kj	mg/l	1,4	1,1-1,7	1,2	0,9-1,5	1,3	1,0-1,7
Faec.Ent.	kve/100 ml	27.842	1.387-54.297	19.448	2.756-36.141	3.280	0-6.906
E.coli	kve/100 ml	18.770	3.483-34.057	17.170	1.072-33.268	1.863	123-3.603
Glyfosaat	µg/l	0,029	0,016-0,041	0,079	0,038-0,12	0,071	0,031-0,110

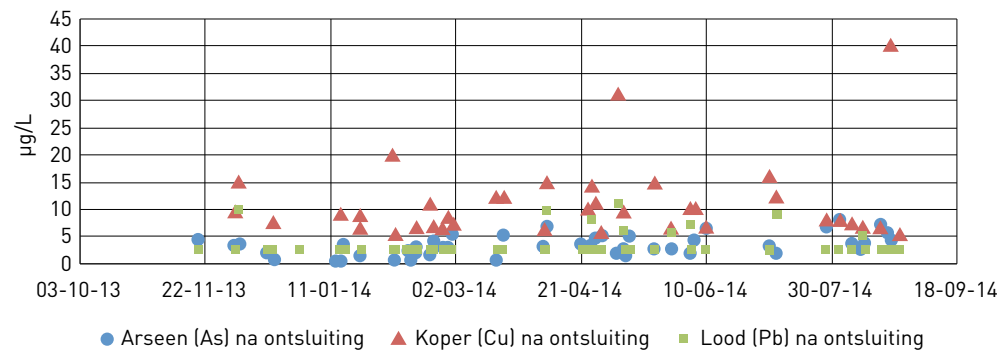
Tabel 4.11 Volumegewogen gemiddelde concentraties (SMC) en 95%-betrouwbaarheidsintervallen ($SMC \pm 2 \cdot u(SMC)$) per onderzoekslocatie
N.B. Waarden in grijs geven aan dat minstens de helft van de analyse-resultaten (waarop de SMC's gebaseerd zijn) onder de detectiegrens ligt. Hierdoor hebben statistische interpretaties (zoals percentielwaarden en gemiddelden) weinig betekenis meer.

4.3.6 Discussie: seizoensvariatie in waterkwaliteit?

De concentraties vuilstoffen kunnen van bui tot bui flink variëren. Dit blijkt uit de statistische kenmerken van de gevonden EMC's in tabel 4.8 (Baljuwstraat), tabel 4.9 (Sluis) en tabel 4.10 (Palembangweg). De grote spreiding in analyseresultaten per parameter wordt inzichtelijk door de 10%-percentielwaarde te vergelijken met de 90%-percentielwaarde en het gemiddelde. Als voorbeeld nemen we Zn (zink) voor locatie Baljuwstraat. De SMC (ofwel het volumegewogen gemiddelde van alle vijftig buien) bedraagt 82 µg/l, de 10%-percentielwaarde 36 µg/l (56% lager dan het gemiddelde) en de 90%-percentielwaarde is 150 µg/l (83% hoger dan het gemiddelde). Het verschil tussen de 10% hoogste en de 10% laagste meetwaarden is meer dan factor 4.

Onderzocht is of deze variatie toevallig (random) is of dat juist sprake is van een periodieke variatie, met relatief schone en vuile perioden in het jaar. Dit is gedaan door de gemeten concentraties per parameter in de tijd te plotten en te analyseren op (significante) autocorrelaties in de tijd. Figuur 4.9 geeft een voorbeeld voor arseen (As), koper (Cu) en lood (Pb) op locatie Baljuwstraat. In deze figuur zijn geen seizoenseffecten in de concentraties waar te nemen, er zijn geen duidelijke perioden met verhoogde of verlaagde concentraties. Een vergelijkbaar beeld geldt voor andere parameters en voor de beide andere meetlocaties. De conclusie is dan ook dat op geen van de onderzoekslocaties en voor geen van de onderzochte parameters een seizoensvariatie in hemelwaterkwaliteit is waar te nemen.

**Figuur 4.9 Concentratieverloop
in de tijd arseen, koper en
lood locatie Baljuwstraat**



4.3.7 Discussie: verschillen in waterkwaliteit tussen Baljuwstraat, Sluis en Palembangweg

De analyseresultaten van monsternamen bij de drie onderzoekslocaties Baljuwstraat, Sluis en Palembangweg zijn onderzocht op eventuele verschillen in waterkwaliteit. Dit is gedaan door per parameter drie vergelijkingen te maken tussen de EMC-datasets: (1) Baljuwstraat versus Sluis, (2) Baljuwstraat versus Palembangweg en (3) Sluis versus Palembangweg. Een veelgebruikte toets hiervoor is de zogenaamde t-toets. Maar deze toets mag alleen toegepast worden als de geteste datasets normaal verdeeld zijn. Dat is voor de te onderzoeken EMC-datasets niet het geval: de SMC's (de gewogen gemiddelde waarden van de EMC-datasets) liggen vaak boven de mediaan van de EMC's door enkele extreem hoge concentraties. De t-toets is hier dus niet toepasbaar.

Kolmogorov-Smirnovtoets

In plaats van de t-toets is de Kolmogorov-Smirnovtoets gebruikt. Deze statistische toets gaat na of de verdelingen waaruit twee te vergelijken steekproeven afkomstig zijn van elkaar verschillen. De toetsingsgrootte D_n is de grootste afstand tussen beide empirische verdelingsfuncties. De toets is parametervrij en doet dus vooraf geen veronderstelling over de verdeling van de datasets (zoals een normale verdeling). De nulhypothese van de gebruikte toets luidt dat met 95% betrouwbaarheid is te stellen dat de twee steekproeven niet significant van elkaar verschillen. Met andere woorden: als de nulhypothese overeind blijft, zijn er geen significante verschillen tussen de EMC-datasets van de twee vergeleken onderzoekslocaties. Als de nulhypothese wordt verworpen, verschilt de hemelwaterkwaliteit op die parameter wel significant tussen beide locaties.

Geconstateerde verschillen

Op basis van de toets zijn opvallende verschillen in de hemelwaterkwaliteit geconstateerd:

- Het afstromende hemelwater op locatie Palembangweg bevat significant hogere concentraties arseen (As), ijzer (Fe) en totaal fosfaat (P-tot) dan locaties Sluis en Baljuwstraat (die onderling niet significant van elkaar verschillen voor deze parameters). Dit komt door de afvoer van veel (visueel waargenomen) ijzerhoudend grondwater op deze locatie. De analyseresultaten van grondwater (zie paragraaf 8.3.1) voor locatie Palembangweg laten ook relatief (zeer) hoge concentraties arseen, ijzer en totaal fosfaat zien.
- Het afstromende hemelwater op locatie Palembangweg bevat significant lagere concentraties zink (Zn, SMC: 25 µg/l) dan locaties Sluis en Baljuwstraat (die met 77 µg/l respectievelijk 82 µg/l onderling niet veel van elkaar verschillen voor deze parameter).
- Ook voor koper (Cu) geldt dat de SMC van locatie Palembangweg (5,3 µg/l) significant lager ligt dan de SMC's van locaties Baljuwstraat en Sluis. N.B. Voor Palembangweg rapporteerden twintig van de 31 monsters onder de detectielimiet, waardoor de toetsing enigszins onzeker is.
- Het afstromende hemelwater op locatie Sluis bevat significant hogere concentraties lood (Pb, SMC: 11,9 µg/l) dan locaties Baljuwstraat en Palembangweg (4,1 µg/l respectievelijk 3,9 µg/l). Mogelijk heeft dit te maken met de ouderdom van de gebouwen in de wijk. Lood is een element dat in verf en bouwmaterialen van vóór 1990 veelvuldig voorkwam, maar sindsdien is teruggedrongen (hoewel lood in de bouw niet is verboden).
- Het afstromende hemelwater op locatie Palembangweg bevat significant lagere concentraties minerale oliën (C10-C40, SMC: 49 µg/l) dan locaties Sluis en Baljuwstraat (die met 76 µg/l respectievelijk 85 µg/l onderling niet veel van elkaar verschillen voor deze parameter).
- Voor de hygiënische parameters faecale enterococci en *E. coli* geldt dat de SMC's op locatie Palembangweg (circa 10^3) een orde lager liggen dan op locaties Baljuwstraat en Sluis (circa 10^4).

Deze bevindingen beantwoorden onderzoeksvraag 1.2. De hypothese dat een woonwijk gebouwd na 1985 (Palembangweg) schoner is dan een woonwijk gebouwd vóór 1985 (Sluis) klopt voor zink, koper, lood, minerale oliën en hygiënische parameters. Voor de zware metalen lijkt het verschil te maken te hebben met het restrictieve beleid rond de toepassing van uitlogende materialen, loodhoudende verf en andere materialen sinds het midden van de jaren 80. Voor arseen, ijzer en totaal fosfaat zijn de resultaten juist omgekeerd: hogere concentraties in het hemelwater bij Palembangweg dan elders. Maar dit lijkt te maken te hebben met de afvoer van grondwater in het stroomgebied Palembangweg en dus niet met de fysieke inrichting van het afstromende gebied. Voor alle overige parameters gaat de hypothese niet op.

Invloed van grondwater

Belangrijk is de invloed van het grondwater op locatie Palembangweg. Door de hoge concentraties arseen, ijzer en totaal fosfaat in het grondwater worden deze parameters ook in hoge concentraties bij de hemelwateruitlaat gemeten. Daarnaast is de hoeveelheid grondwater op locatie Palembangweg opvallend: met circa 4 m³/h viermaal zo groot als op locaties Baljuwstraat en Sluis. Daarmee zal het gemeten hemelwater bij Palembangweg meer ‘verdund’ zijn met grondwater dan op de andere twee locaties. Met relatief lage waarden voor zink (23 µg/l), koper (< 2 µg/l), minerale oliën (< 50 µg/l) en faecale enterococci en *E. coli* (< 1 kve/100 ml) zal de grote toevoer van grondwater voor lagere concentraties bij de hemelwateruitlaat zorgen. Het is onduidelijk welke relatieve bijdrage dit effect heeft op de gemeten lagere concentraties van genoemde parameters op locatie Palembangweg. Daarmee lijkt de conclusie dat het hemelwater op Palembangweg relatief schoon is dankzij de leeftijdsafhankelijke inrichting van het gebied minder eenduidig dan op basis van de statistische toetsen is geconcludeerd.

Dat tussen de drie onderzoekslocaties geen grote verschillen in zuurstofvragende stoffen zitten, kan te maken hebben met het opheffen van de meeste foutaansluitingen vóór de meetperiode. In het stroomgebied van locatie Sluis zijn acht verwisselde huisaansluitingen opgespoord en verholpen. Op jaarbasis heeft de te verwachten emissie door deze foutaansluitingen een significant effect op de concentraties chemisch zuurstofverbruik (CZV). Meer hierover leest u in hoofdstuk 9.

4.3.8 Discussie: vergelijking resultaten Almere met andere onderzoeksresultaten

De in het Regenwaterproject Almere gemeten waterkwaliteit (SMC's) op locaties Baljuwstraat, Sluis en Palembangweg is vergeleken met andere onderzoekresultaten uit binnen- en buitenland en met de resultaten van de QuickScan uit de voorbereidingsfase van het regenwaterproject (zie paragraaf 2.2.2). Tabel 4.12 geeft een overzicht van deze vergelijking.

Arnhem en Krimpenerwaard

De metingen uit Arnhem en de Krimpenerwaard zijn verzameld tijdens meetcampagnes met een vergelijkbare meetopzet als het Regenwaterproject Almere. De drie locaties in Arnhem zijn bemeten van 2006 tot en met 2008 (zie *Langeveld et al., 2012*). De locaties in de Krimpenerwaard zijn bemeten in 2013 en 2014 (zie *Liefting et al., 2015*). De onderzochte stelsels in Almere, Arnhem en de Krimpenerwaard zijn (deels) verdrongen hemelwaterstelsels met vrije uitlaat naar het oppervlaktewater. Vóór de waterkwaliteitsmetingen zijn in de stelsels in Arnhem en de Krimpenerwaard geen foutaansluitingen opgespoord en verholpen.

STOWA-regenwaterdatabase

Voor de waarden uit de STOWA-regenwaterdatabase is de versie uit 2007 gebruikt (*Boogaard & Lemmen, 2007*). In deze versie zitten dus nog niet de meetresultaten uit Arnhem en de Krimpenerwaard waardoor geen dubbele vergelijking plaatsvindt. De 2007-versie van de database bevat voornamelijk analyseresultaten uit steekmonsters.

Internationale literatuur

Het vergelijkingsmateriaal uit internationale literatuur komt uit Bratieres et al. (2008), Salvia-Castellvi et al. (2005), Fuchs et al. (2004) en Daligault et al. (1999). Veel van de gepresenteerde waarden uit deze studies zijn de mediaan of het rekenkundig gemiddelde uit een serie concentratiemetingen zonder dat een volumeweging heeft plaatsgevonden.

Tabel 4.12 Waterkwaliteit in Almere
(SMC's, volumegewogen concentraties) voor enkele parameters vergeleken met meetresultaten QuickScan en Nederlandse & buitenlandse literatuur
N.B. Vetgedrukte waarden zijn significant lager dan de STOWA-regenwaterdatabase (versie 2007) op basis van de 95%-betrouwbaarheidsintervallen uit tabel 4.11.

Parameter	Almere				Arnhem	Krimpen	RWDB	Intern. lit.*
	Baljuwstraat	Sluis	Palembangweg	QuickScan (mediaan)	range 3 locaties	range 3 locaties	STOWA RWDB (2007)	range 4 onderzoeken
Cu [µg/l]	9,3	7,1	5,3	5,6	22–33	6–11	9,1	23–170
Pb [µg/l]	4,1	12	3,9	9,5	20–30	4–14	4	50–140
Zn [µg/l]	82	77	25	89	76–152	51–192	80	146–3330
Min.olie C10-C40 [µg/l]	85	76	49			50–90		
Som PAK-10 [µg/l]	0,10	0,18	0,13			0,06–0,09	0,83	
Onopp. bestand. [mg/l]	13	23	23	15	27–72	7–29	56	131–592
NH ₄ -N [mg/l]	0,48	0,26	0,59	0,5		0,83–1,3	2,7	
CZV [mg/l]	27	29	24		28–41	34–47	64	68–1152
P-tot [mg/l]	0,18	0,31	0,42	0,18	0,20 – 0,26		0,38	0,35 – 3,0
Ortho-PO ₄ -P [mg/l]	0,06	0,08	0,02	0,1		0,01–0,03	0,06	
NO ₃ -N [mg/l]	0,71	0,83	1,3			0,44–1,2	1,5	
N-Kj [mg/l]	1,4	1,2	1,3	1,3	1,5 – 1,9	1,9–3,0	2,9	2,3 – 7,4

Opvallend genoeg zijn de mediaanwaarden van de honderd steekmonsters genomen uit dertig hemelwateruitlaten tijdens de QuickScan voor nagenoeg alle parameters goed vergelijkbaar met de gevonden SMC-waarden op de locaties Baljuwstraat, Sluis en Palembangweg. Omdat deze drie onderzoekslocaties in een selectieprocedure zijn gekozen om hun representativiteit van typen verhard oppervlak in Almere, worden de gevonden SMC-waarden beschouwd als representatief voor 'de' kwaliteit van afstromend hemelwater in Almere. Blijkbaar geeft (steek)monsternamen bij een afdoende aantal locaties (dertig) en monsters (honderd) eenzelfde indruk van de hemelwaterkwaliteit. N.B. De relatieve onzekerheden in de resultaten van de QuickScan zijn wel veel groter dan voor de SMC-waarden. De QuickScan-resultaten zijn tenslotte gebaseerd op drie events (tegen minimaal dertig voor de SMC's) en op steekmonsternamen (tegen tijdproportionele monsternamen voor de SMC's). In bijlage 2 vindt u een toelichting op de invloed van deze verschillen in monsternametype op de onzekerheden in de resultaten.

Invloed foutaansluitingen

Vergeleken met de andere onderzoeksresultaten uit binnen- en buitenland zijn de concentraties van de onderzochte parameters in afstromend hemelwater in Almere relatief laag. Dit geldt in het bijzonder voor ammonium en CZV. Mogelijk komt dit doordat in Almere vóór de metingen zo veel mogelijk foutaansluitingen zijn opgespoord en verholpen. Hierdoor zijn enkele grote bronnen van zuurstofvragende stoffen en nutriënten verwijderd, die de onderzoeksresultaten dus niet hebben kunnen beïnvloeden. Het vermoeden is dat in de andere gebieden foutaansluitingen wél invloed hadden op de in tabel 4.12 genoemde meetwaarden. In hoeverre foutaansluitingen bijdragen aan de emissie van hemelwaterstelsels is onderdeel van pilot 6 (zie hoofdstuk 9).

Lager dan buitenlandse waarden

De gevonden concentraties in Almere en in de andere Nederlandse meetprojecten zijn (veel) lager dan de range aan waarden genoemd in buitenlandse literatuur. Mogelijk komt dit door de specifieke eigenschappen van (een deel van de) Nederlandse hemelwaterstelsels. Verdrongen riolen met geen of nauwelijks afschot kennen relatief lage stroomsnelheden. Hierdoor kan bezinking een veel grotere rol spelen in het transport van hemelwater dan in veel buitenlandse stelsels. Met andere woorden: Nederlandse hemelwaterstelsels vangen relatief veel vuil af door bezinking, voordat dit de kans krijgt via een hemelwateruitlaat in het oppervlaktewater te komen.

4.3.9 Discussie: particulier glyfosaatgebruik in Almere

Hoewel Gemeente Almere het bestrijdingsmiddel glyfosaat nooit zelf heeft gebruikt om op openbaar terrein onkruid te bestrijden, vermoedt de gemeente wel dat particulieren het middel op eigen terrein vaak (en soms in onnodig grote hoeveelheden) toepassen. Mogelijk voert afstromend hemelwater hierdoor toch glyfosaat mee en komt het zo in oppervlaktewater terecht. Om een indruk te krijgen of het middel in afstromend hemelwater in Almere voorkomt, zijn enkele bemonsterde buien op locaties Baljuwstraat, Sluis en Palembangweg ook geanalyseerd op glyfosaat. De bedoeling was om enkele monsters zowel in de winter (verwachting: geen of nauwelijks gebruik) als in het voorjaar (verwachting: mogelijk veel gebruik) te analyseren. Maar doordat de monsternamen op locaties Sluis en Palembangweg in de winter 2013/2014 (nog) niet functioneerde, is voor locatie Sluis geen en voor locatie Palembangweg slechts één analyseresultaat beschikbaar. De resultaten staan in tabel 4.13.

Datum monsternamen	Concentratie glyfosaat [µg/L]		
	Baljuwstraat	Sluis	Palembangweg
19-11-2013	< 0,05		
04-12-2013	< 0,05		
05-12-2013	< 0,05		0,06
17-12-2013	< 0,05		
19-12-2013	< 0,05		
30-12-2013	< 0,05		
15-01-2014	< 0,05		
18-03-2014	0,15		
21-03-2014		0,09	0,08
31-03-2014	< 0,05		
06-04-2014	< 0,05		
07-04-2014	< 0,05	0,08	
19-04-2014		< 0,05	
21-04-2014	< 0,05		
24-04-2014		0,05	< 0,05
25-04-2014			0,10

Tabel 4.13 Analyseresultaten glyfosaat

Op locatie Baljuwstraat wordt in de winter geen glyfosaat (hoger dan de detectielimiet van 0,05 µg/L) in het afstromende hemelwater gemeten. In het voorjaar wordt in een van de vijf monsters een enigszins verhoogde waarde aangetroffen: 0,15 µg/L. Voor locatie Sluis wordt in het voorjaar in drie van de vier monsters een concentratie glyfosaat gemeten die een factor 1 à 2 groter is dan de detectielimiet. Voor Palembangweg geldt dit voor twee van de drie monsters en bovendien voor het enige monster in de winterperiode. De milieukwaliteitsnorm (MKN) voor glyfosaat ligt op 77 µg/L. De norm voor glyfosaat in oppervlaktewater dat als drinkwaterbron dient (drinkwaternorm), ligt op 0,10 µg/L. Daarmee lijken de gevonden waarden in het afstromende hemelwater in Almere niet bijzonder hoog en lijkt eventueel particulier gebruik van glyfosaat niet te leiden tot hoge concentraties in het afstromende hemelwater.

4.3.10 Meetresultaten: valsnelheidsmetingen locaties Baljuwstraat, Sluis en Palembangweg

Valsnelheden van onopgelost materiaal in hemelwater bepalen in hoeverre bezinkingstechnieken het water kunnen behandelen. Bij hoge valsnelheden is het bezinkingsrendement hoger dan bij lage valsnelheden. De TU Delft heeft metingen aan deze valsnelheden uitgevoerd. Bijlage 3 beschrijft de gebruikte methode.

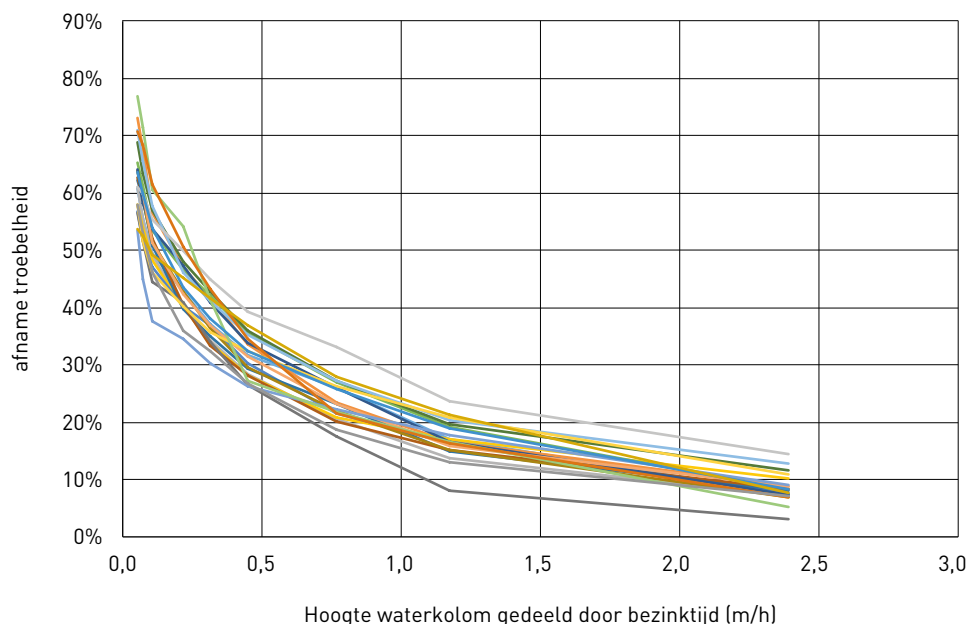
De bedoeling was om de monsters van alle bruikbare buien die van oktober 2013 tot april 2015 zijn verzameld op locaties Baljuwstraat, Sluis en Palembangweg (zie tabel 4.7) ook op valsnelheden te analyseren. Door een foutieve meetopzet (zie paragraaf 4.5.4 en bijlage 3) zijn alle meetresultaten van vóór november 2014 onbruikbaar. Voor locaties Sluis en Palembangweg betekent dit dat slechts een deel van de beschikbare buien op valsnelheden is geanalyseerd: zeventien (van de beschikbare 38) respectievelijk vijftien (van de beschikbare 31) buien (zie tabel 4.14). Voor locatie Baljuwstraat zijn geen van de beschikbare buien binnen pilot 1 (vijftig monsters) op valsnelheden geanalyseerd. In plaats daarvan zijn 22 monsters geanalyseerd die in een tweede onderzoeksjaar voor pilot 2 (de invloed van kolkenreiniging) bij locatie Baljuwstraat zijn verzameld.

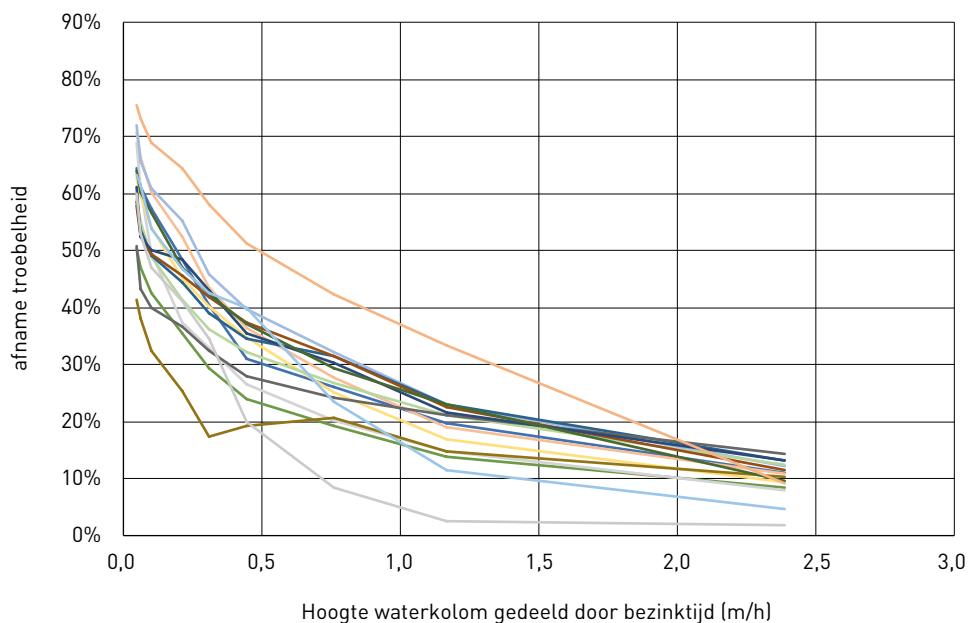
De bezinkbaarheid van hemelwater wordt uitgedrukt in een afname van de troebelheid en gepresenteerd als functie van de oppervlaktebelasting van een voorziening (zie figuur 4.10 voor Baljuwstraat, figuur 4.11 voor Sluis en figuur 4.12 voor Palembangweg). Bij een oppervlaktebelasting van bijvoorbeeld 1 m/h (op de horizontale assen) varieert de afname van de troebelheid van de verschillende monsters op alle drie locaties tussen 10% en 30%. De afname bij deze oppervlaktebelasting is een indicatie voor de bezinkbaarheid van het onopgeloste materiaal in lamellenafsciders met een gangbare oppervlaktebelasting van ongeveer 1 m/h.

Tabel 4.14 Beschikbare resultaten valsnelheidsproeven

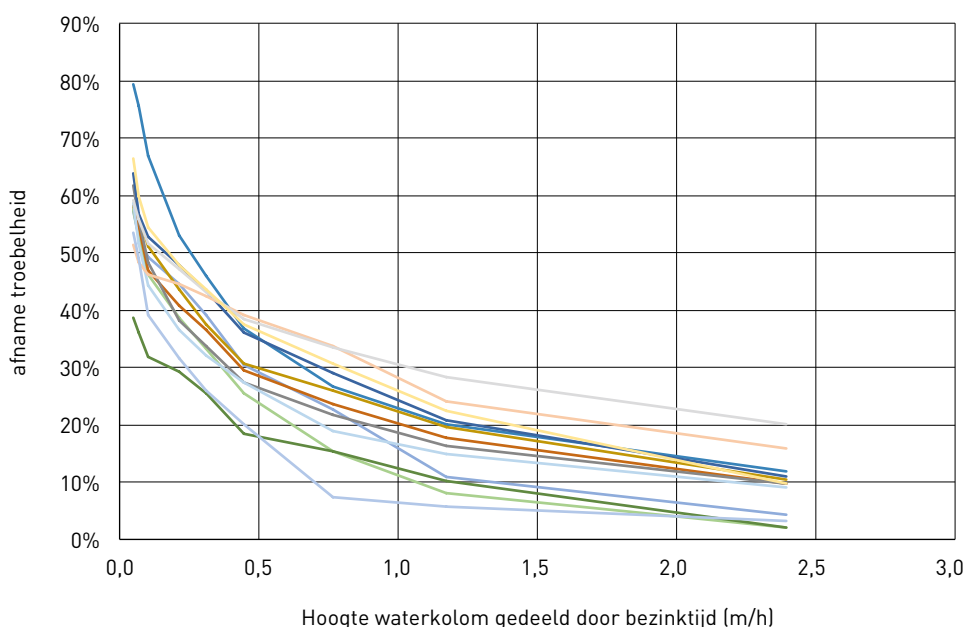
Locatie	Aantal valsnelheidsproeven
A: Baljuwstraat (pilot 2)	22
B: Sluis	17
C: Palembangweg	15
Totaal	54

Figuur 4.10 Afname troebelheid als functie van oppervlaktebelasting locatie Baljuwstraat
N.B. Elke lijn vertegenwoordigt de metingen van één monster.





Figuur 4.11 Afname troebelheid als functie van oppervlaktebelasting locatie Sluis
N.B. Elke lijn vertegenwoordigt de metingen van één monster.



Figuur 4.12 Afname troebelheid als functie van oppervlaktebelasting locatie Palembangweg
N.B. Elke lijn vertegenwoordigt de metingen van één monster.

4.3.11 Discussie: bezinkbaarheid hemelwater in Almere

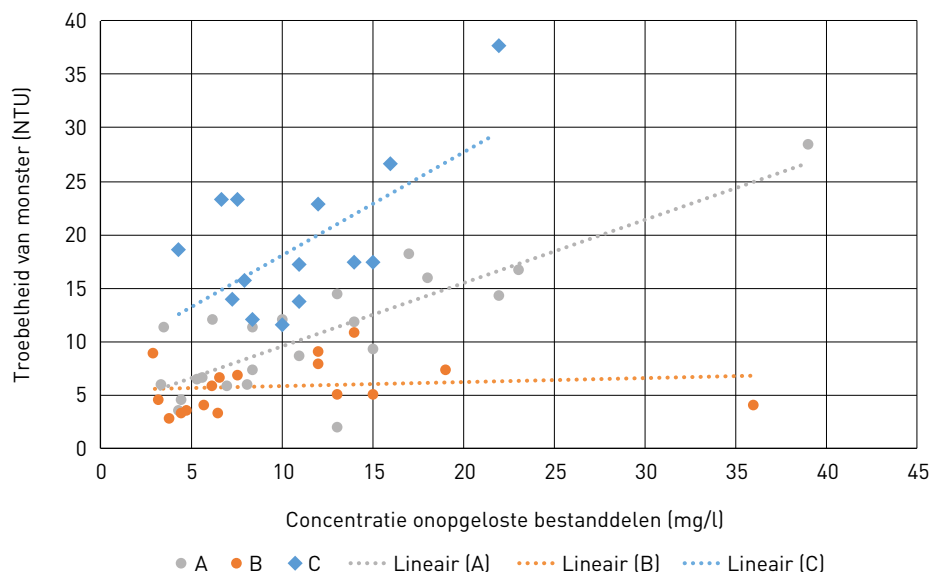
Uit de kolomproeven van de TU Delft volgt dat de onopgeloste bestanddelen in het hemelwater van de drie locaties in Almere matig bezinkbaar zijn. De verschillen tussen de drie locaties zijn klein. Bij een oppervlaktebelasting van 1 m/h is de afname van de troebelheid op alle drie locaties tussen 10% en 30%. Deze belasting is een belangrijke graadmeter voor de bezinkbaarheid van het onopgeloste materiaal, omdat dit in Nederland de gangbare (ontwerp)oppervlaktebelasting voor lamellenafscijders is. Verontreinigingen die aan onopgeloste bestanddelen binden, zullen een daarmee samenhangende bezinkbaarheid hebben.

Vergelijkbaar onderzoek vond eerder plaats in Arnhem (*Langeveld et al., 2012*) en de Krimpenerwaard (*Liefting et al., 2015*). De bezinkbaarheid van de verontreinigingen in Almere is vergelijkbaar met die in de Krimpenerwaard en lager dan die in Arnhem (30% tot 40% bij een oppervlaktebelasting van 1 m/h). De potentiële rendementen van zuiverende voorzieningen die zijn gebaseerd op het principe van bezinking, zijn dus relatief laag. Hoofdstuk 7 (rendement van een lamellenafscijder) gaat hierop verder in.

N.B. Bij de geanalyseerde monsters in Almere verschilt de relatie tussen troebelheid en concentratie onopgeloste bestanddelen per locatie en per bui sterk. Figuur 4.13 geeft per bui en per locatie de relatie tussen beide waarden. Er is een positieve correlatie tussen de concentratie onopgeloste bestanddelen en de troebelheid (de trendlijnen), maar de

correlatie is niet sterk (getuige de 'puntenwolk' in de grafiek). Dit geeft aan dat metingen aan alleen troebelheid (zoals in de valsnelheidsmetingen is gedaan) niet een-op-een te vertalen zijn naar informatie over (aan deeltjes gebonden) verontreinigingen in het water.

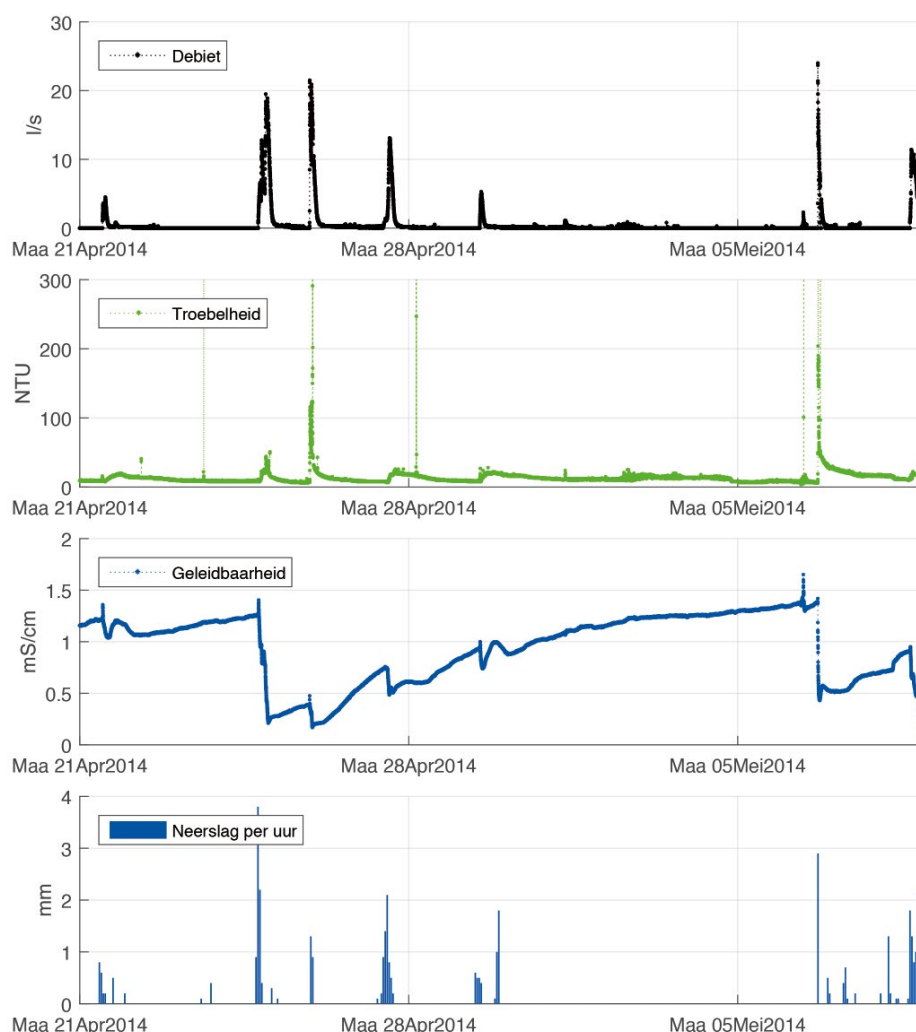
Figuur 4.13 Troebelheid uitgezet tegen concentratie onopgeloste bestanddelen voor locaties A (Baljuwstraat), B (Sluis) en C (Palembangweg) met lineaire trends per locatie



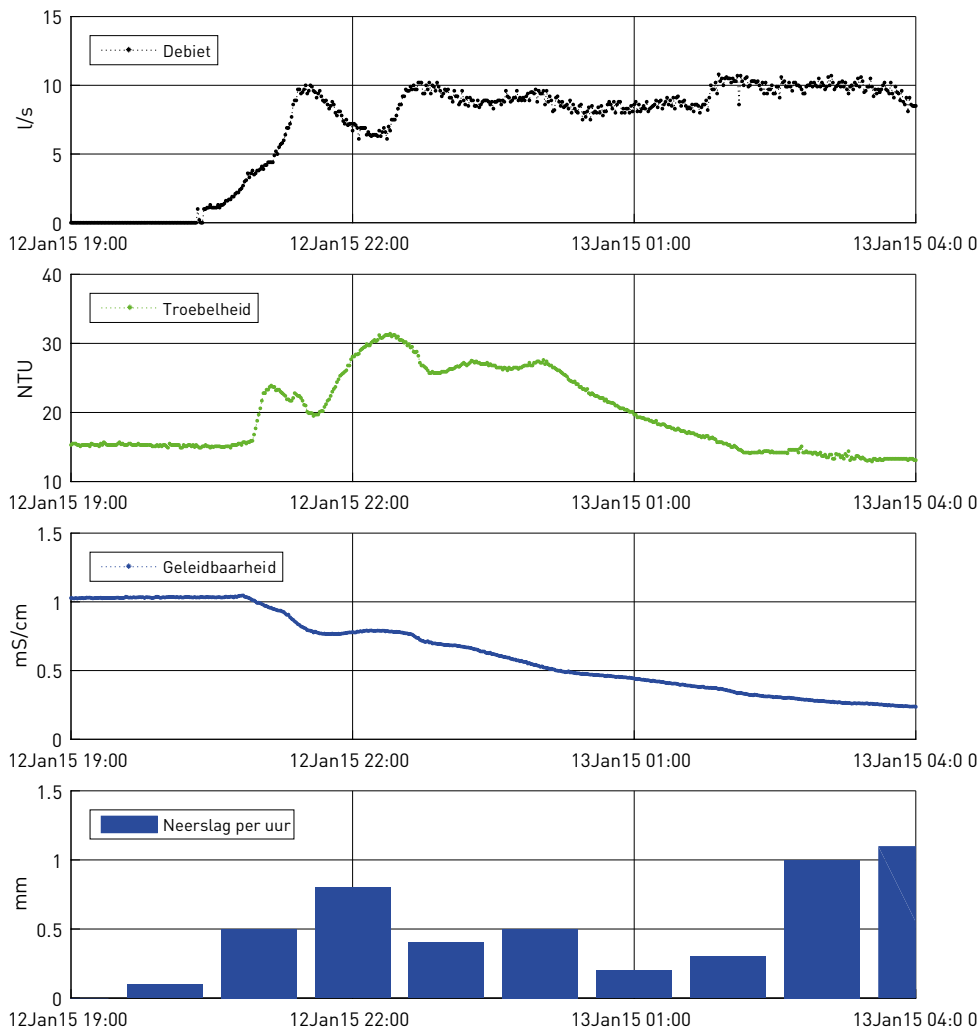
4.3.12 Meetresultaten: continue waterkwaliteitsmetingen EGV en troebelheid

Om tijdens buien de dynamiek in waterkwaliteit in beeld te brengen, zijn sensoren geïnstalleerd die hoogfrequent het elektrisch geleidend vermogen (EGV) en de troebelheid meten. De geleidbaarheid geeft vaak inzicht in verdunningsprocessen in het riool. Doordat tijdens een bui de stroming in het riool plotseling toeneemt, resuspendeert eerder bezonken materiaal. Hierdoor neemt het gehalte aan zwevende stof in het water snel toe. Dit is te meten met een troebelheidssensor.

Figuur 4.14 Troebelheid en geleidbaarheid locatie Baljuwstraat tijdens neerslag en droge perioden in april en mei 2014



In figuur 4.14 ziet u een voorbeeld van de continumetingen van troebelheid en geleidbaarheid voor locatie Baljuwstraat. De figuur laat voor een periode van drie weken in april en mei 2014 typerend gedrag zien van beide parameters tijdens droog weer en neerslag. De troebelheid beweegt zich tussen 5 en 25 NTU (Nephelometric Turbidity Units) bij droog weer. Tijdens afvoersituaties treden pieken op tot boven 100 NTU, met uitschieters tot 300 NTU. Vaak gaat een piek in debiet gepaard met een daaropvolgende piek in troebelheid. In figuur 4.15 ziet u een detail van één bui. Zichtbaar zijn de afname van geleidbaarheid aan het begin van de bui en de piek in troebelheid die volgt vlak na de afvoerpiek. Tijdens de bui is de waterkwaliteit variabel, zowel voor geleidbaarheid als troebelheid.

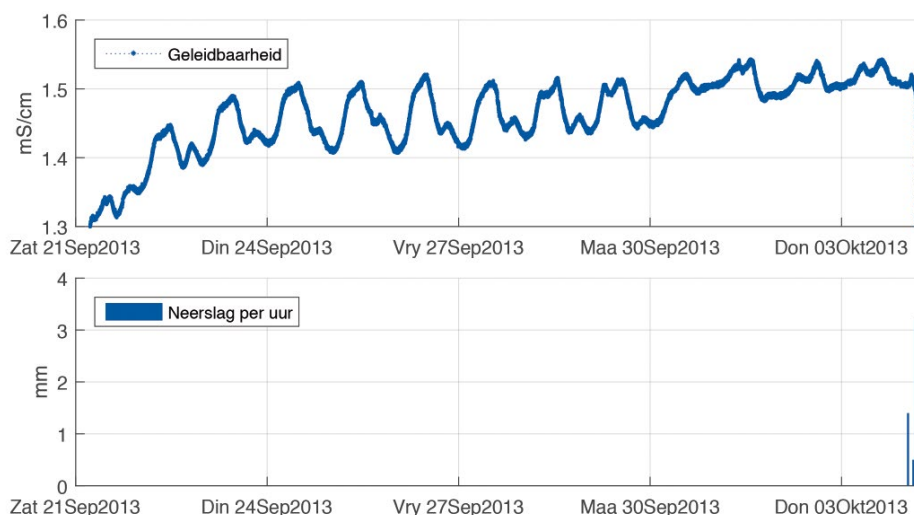


Figuur 4.15 Debiet, troebelheid en geleidbaarheid locatie Baljuwstraat op 12/13 januari 2015

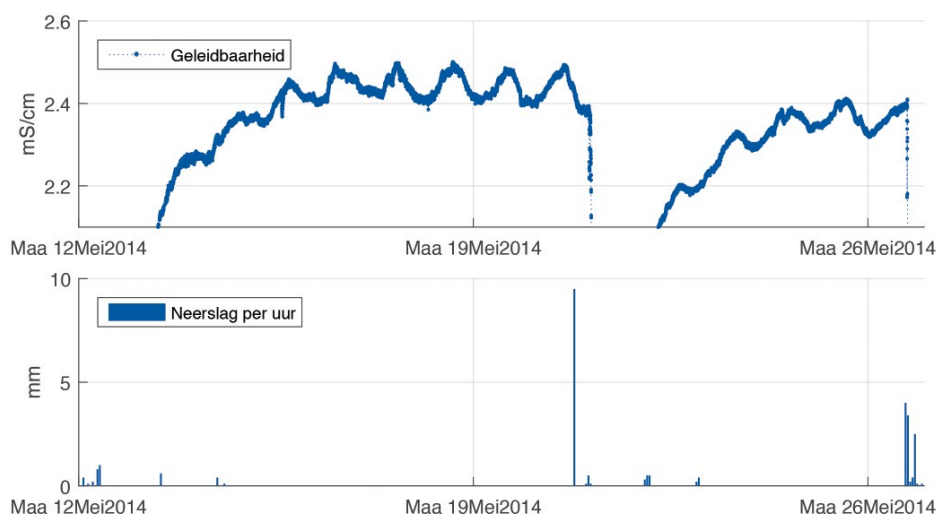
Geleidbaarheid heeft in de drie onderzochte hemelwaterstelsels een basisniveau van ongeveer 1.500 - 2.500 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Bij droog weer tendeeft de geleidbaarheid gedurende een periode van dagen tot weken naar deze waarde (zie figuur 4.14). Dit komt doordat het stelsel zich langzaam vult met niet-hemelwater, vooral grondwater via drainage en/of lekkende leidingen. Tijdens afvoersituaties neemt de geleidbaarheid vaak binnen een half uur tot enkele uren af doordat het al aanwezige (grond)water in de buis zich mengt met het afstromende hemelwater met een lage geleidbaarheid. De gemeten minima tussen 50 en 300 $\mu\text{S}/\text{cm}$ zijn normale waarden voor de geleidbaarheid van afstromend hemelwater. De afvoer is in deze situaties grotendeels of volledig afstromend hemelwater.

Voor locatie Sluis is bij droog weer een relatief beperkt maar wel duidelijk waarneembaar dagelijks patroon te zien in de geleidbaarheidsmetingen. Tijdens de nacht worden ietwat lagere waarden van 1.400 $\mu\text{S}/\text{cm}$ gemeten, overdag liggen waarden circa 100 $\mu\text{S}/\text{cm}$ hoger (zie figuur 4.16). Op locatie Palembangweg is een vergelijkbaar patroon alleen incidenteel waarneembaar (zie figuur 4.17).

Figuur 4.16 Dagelijks patroon geleidbaarheid locatie Sluis



Figuur 4.17 Incidenteel dagelijks patroon geleidbaarheid locatie Palembangweg



4.3.13 Discussie: continue waterkwaliteitsmetingen EGV en troebelheid

De troebelheidsmetingen in paragraaf 4.3.12 tonen het zeer variabele verloop van de concentratie onopgeloste bestanddelen gedurende afvoergebeurtenissen. Die variabiliteit geldt daarmee ook voor concentraties van stoffen die vooral aan deeltjes zijn gebonden, zoals metalen. Voor een goed beeld van de gemiddelde concentratie tijdens een afvoergebeurtenis moet dus de hele bui tijdproportioneel of volumeproportioneel worden bemonsterd; een steekmonster volstaat niet. De troebelheidspieken hangen meestal samen met een hoog debiet. Dit impliceert dat het afstromende hemelwater op weg naar kolken sediment meeneemt en/of dat hoge stroomsnelheden in de rioolbuis het daar aanwezige sediment weer in suspensie brengen en meevoeren.

De geleidbaarheidsmetingen geven vooral informatie over de verhouding tussen grondwater en hemelwater in de riolering. Te zien is dat bij grote buien afstromend hemelwater het grondwater (dat vóór de bui de onderdrempelberging van de stelsels gevuld heeft) volledig kan vervangen. Na de bui vindt het omgekeerde plaats: het hemelwater in de stelsels maakt geleidelijk weer plaats voor langzaam instromend grondwater, met bijbehorende andere geleidbaarheidswaarden. Bij locatie Sluis (en in mindere mate bij locatie Palembangweg) impliceert het dagelijkse patroon in de geleidbaarheidsmetingen dat in het voortraject van het regenwaterproject toch een of meerdere foutaansluitingen niet (volledig) verwijderd zijn. Dit is in lijn met de bevindingen van pilot 6 in hoofdstuk 9 (foutaansluitingen, ook de DTS-metingen tonen nog onregelmatigheden). Opvallend is wel dat bij locatie Sluis geen significant hogere waarden voor zuurstofvragende stoffen en nutriënten zijn gevonden (zie tabel 4.11 in paragraaf 4.3.5).

4.4 Conclusies

Op basis van de onderzoeksresultaten zijn de volgende conclusies getrokken:

Voor onderzoeksvraag 1.1: Wat is per type verhard oppervlak de 'gemiddelde' kwaliteit van het geloosde hemelwater uit de hemelwaterriolering in Almere?

'De' waterkwaliteit van afstromend hemelwater (SMC's) op de drie locaties Baljuwstraat (hoog risico), Sluis (verhoogd risico) en Palembangweg (weinig risico) staat in tabel 4.11 in paragraaf 4.3.5. De kwaliteit is voor veel parameters onderling goed vergelijkbaar, maar er zijn duidelijke uitzonderingen. De ouderdom van de wijk bij Sluis hangt mogelijk samen met verhoogde loodconcentraties. Het grondwater op locatie Palembangweg is de oorzaak van significant hogere concentraties arseen, ijzer en totaal fosfaat op deze locatie. Daarnaast kent Palembang lagere concentraties zink, koper, minerale oliën en hygiënische parameters faecale enterococci en *E. coli* dan de locaties Baljuwstraat en Sluis.

Met vijftig bruikbare geanalyseerde buien op locatie Baljuwstraat, 38 op locatie Sluis en 31 op locatie Palembangweg ligt de standaardonzekerheid in de berekende SMC's (afhankelijk van de parameter) tussen ongeveer 10% en 50%. Daarmee zijn de betrouwbaarheidsintervallen relatief smal en zijn de meetresultaten goed te gebruiken voor het doel van het onderzoek: het toetsen op onderlinge verschillen en verschillen met resultaten uit andere onderzoeken.

De onopgeloste bestanddelen in het hemelwater van de drie locaties in Almere zijn matig bezinkbaar. De potentiële rendementen van zuiverende voorzieningen die zijn gebaseerd op het principe van bezinking zijn daarmee per definitie relatief laag.

Voor onderzoeksvraag 1.2: Klopt de hypothese dat (woon)wijken gebouwd na 1985 schoner zijn dan (woon)wijken gebouwd vóór 1985?

De hypothese dat een woonwijk gebouwd na 1985 (Palembangweg) schoner is dan een woonwijk gebouwd vóór 1985 (Sluis) klopt voor zink, koper, lood, minerale oliën en hygiënische parameters. Voor de zware metalen lijkt het verschil te maken te hebben met het restrictieve beleid voor de toepassing van uitlogende materialen, loodhoudende verf en andere materialen sinds het midden van de jaren 80. Voor arseen, ijzer en totaal fosfaat zijn de resultaten juist omgekeerd: hogere concentraties in het hemelwater bij Palembangweg dan elders. Maar dit heeft te maken met de afvoer van grondwater in gebied Palembangweg en dus niet met de leeftijdsafhankelijke fysieke inrichting van het afstromende gebied. Voor overige parameters (waaronder zuurstofvragende stoffen) gaat de hypothese niet op.

Onduidelijk is in hoeverre de hoeveelheid grondwater bij Palembangweg (vier keer meer dan op Baljuwstraat en Sluis) via verdunning bijdraagt aan de gevonden lage concentraties voor genoemde parameters. Zonder dit grondwater zouden naar alle waarschijnlijkheid hogere waarden gevonden zijn. Daarmee zouden de verschillen tussen een woonwijk gebouwd na 1985 en een woonwijk gebouwd vóór 1985 kleiner zijn geweest. Hiermee lijkt bovenstaande conclusie dat het hemelwater op Palembangweg relatief schoon is dankzij de leeftijdsafhankelijke inrichting van het gebied minder eenduidig dan op basis van de statistische toetsen is geconcludeerd.

Ook belangrijk bij bovenstaande conclusie is het feit dat bij alle drie locaties vóór de metingen zo veel mogelijk foutaansluitingen zijn opgespoord en verwijderd. Oudere wijken kennen vaak meer foutaansluitingen dan jongere wijken, de extra emissie door deze foutaansluitingen is voor oudere wijken dan ook vaak groter.

Voor onderzoeksvraag 1.3: Welke dynamiek zit er tijdens neerslag in deze kwaliteit?

De kwaliteit van afstromend hemelwater varieert op alle drie locaties sterk tijdens afvoer-gebeurtenissen. De continue troebelheidsmetingen laten zien dat het afvoerdebiet vaak een directe relatie heeft met de concentratie onopgeloste bestanddelen en daaraan gebonden stoffen. Een sterk en plotseling toenemend debiet leidt vaak tot een piek in concentratie onopgeloste stoffen. De geleidbaarheidsmetingen geven vooral informatie over de verhouding tussen grond- en hemelwater in de riolering. Vóór de regen zit in de stelsels vaak grondwater, bij grote buien komt hiervoor (deels) hemelwater in de plaats. Na de bui vangt langzaam instromend grondwater geleidelijk weer het hemelwater in de stelsels, met bijbehorende andere geleidbaarheidswaarden.

Voor onderzoeksvraag 1.4: Hoe is de kwaliteit vergeleken met de Nederlandse en internationale literatuur en met resultaten uit de QuickScan?

Vergeleken met andere onderzoeksresultaten uit binnen- en buitenland zijn de concentraties in afstromend hemelwater in Almere relatief laag. Dit geldt in het bijzonder voor ammonium en CZV. Mogelijk komt dit doordat in Almere vóór de metingen zo veel mogelijk foutaansluitingen zijn opgespoord en verholpen. Het vermoeden is dat foutaansluitingen de onderzoeksresultaten uit andere onderzoeken mogelijk wél hebben beïnvloed.

De gevonden concentraties in Almere en de andere Nederlandse meetprojecten zijn (veel) lager dan de range aan waarden in buitenlandse literatuur. Mogelijk komt dit door de specifieke eigenschappen van (een deel van de) Nederlandse hemelwaterstelsels. Verdrongen riolen met geen of nauwelijks afschot kennen relatief lage stroomsnelheden. Hierdoor kunnen processen zoals afbraak en bezinking een veel grotere rol spelen in het transport van hemelwater dan in veel buitenlandse stelsels. Met andere woorden: Nederlandse hemelwaterstelsels vangen door bezinking en afbraakprocessen relatief veel vuil af, voordat dit de kans krijgt via een hemelwateruitlaat in het oppervlaktewater te komen.

Opvallend genoeg zijn de resultaten van de QuickScan voor nagenoeg alle parameters goed vergelijkbaar met de gevonden SMC-waarden op de locaties Baljuwstraat, Sluis en Palembangweg. Blijkbaar geeft (steek)monsternamen bij een afdoende aantal locaties (dertig) en monsters (honderd) eenzelfde indruk van de hemelwaterkwaliteit. Maar de relatieve onzekerheden in de resultaten van de QuickScan zijn wel veel groter dan voor de SMC-waarden.

4.5 Praktische leerpunten

Deze paragraaf beschrijft de praktische leerpunten die tijdens de voorbereiding op en de uitvoering van pilot 1 naar voren zijn gekomen.

4.5.1 Manier van aanbesteden

Voor pilot 1 was werkpakket 5 erg belangrijk. De aannemer moest immers de apparatuur voor alle monsternamen en de sensoren voor de continue metingen installeren én tijdens het project de operationele data van de monsternamkasten en de data van de continue sensoren leveren. Al deze werkzaamheden zijn Europees aanbesteed. Bijlage 4 omschrijft kort de uitvraag hiervoor.

In de uitvraag zijn de betalingen aan de aannemer afhankelijk gemaakt van de kwaliteit van de geleverde data. Bij afdoende kwaliteit zou betaling volgen, bij ontoereikende kwaliteit niet. Hiermee lag feitelijk ook de verantwoordelijkheid voor onderhoud aan de monsternamkasten en sensoren bij de aannemer. De gedachte hierbij was dat de koppeling voor de aannemer een prikkel zou zijn om bij storingen snel tot actie over te gaan om de minimaal voorgeschreven hoeveelheid goede data te behalen.

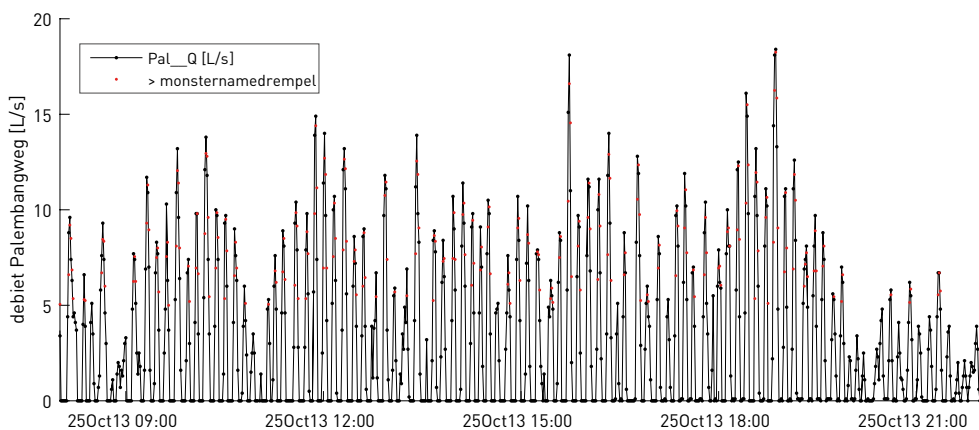
Bij het sluiten van de uitvraag had geen enkele partij op dit werkpakket ingeschreven. Navraag leerde dat de betalingsvoorwaarden voor sommige (potentiële) inschrijvers een afschrikwekkende werking had. Sommige partijen hadden nog te weinig ervaring opgedaan met resultaatverplicht onderhoud van sensoren en kasten om een goede prijsinschatting te kunnen geven.

Na een onderhands traject is voor het werkpakket uiteindelijk een overeenkomst gesloten met aannemer IMD. Hierin is het principe van het resultaatverplichte onderhoud overeengekomen. Wel is een deel van de aanneemsom (25%) buiten deze voorwaarden gehouden en als vergoeding direct na oplevering van de monsternamkasten en sensoren opgenomen.

4.5.2 Invloed oppervlaktewater op metingen locatie Palembangweg

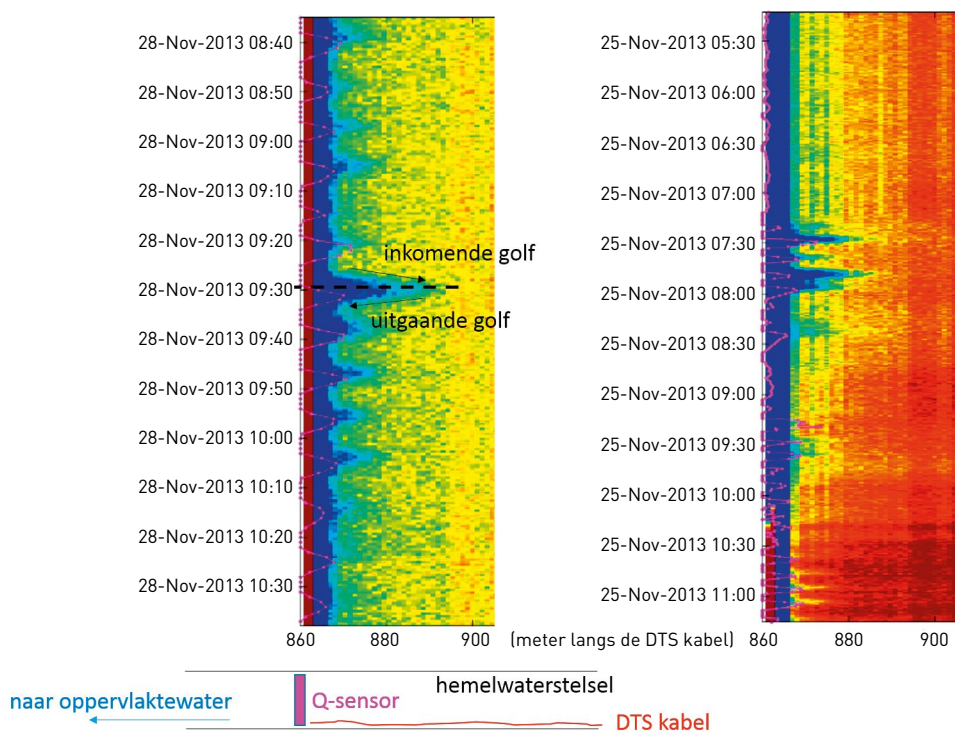
De monsternamkast op locatie Palembangweg bleek na oplevering onbedoeld en ongewenst monsters te verzamelen tijdens droogweerafvoer. Dit kwam door een regelmatig terugkerende debietpiek langs de meetlocatie: ongeveer elke 10 minuten een piek van circa 5 tot 15 L/s, ruim boven het geprogrammeerde drempelpeil van 5 L/s (zie figuur 4.18). Het verhogen van de monsternamedrempel had geen zin, kleine buien (die ook bemonsterd moesten worden) gaven vergelijkbare debieten op deze locatie.

De oorzaak van de debietpieken is achterhaald door het debietsignaal te vergelijken met de beschikbare DTS-metingen (voor het opsporen van foutaansluitingen, zie hoofdstuk 9). In figuur 4.19 ziet u de DTS-metingen in de laatste 40 meter van het hemelwaterstelsel juist bovenstrooms de meetlocatie met de debietsensor. In de verticaal op $x = 860$ meter is ter vergelijking het signaal van de debietsensor toegevoegd (roze lijn met puntjes, zonder asaanduiding). Uit de DTS-data is op te maken dat regelmatig een hoeveelheid relatief koud water (de blauwe kleur) van buitenaf circa 10 tot 30 meter het stelsel binnenkomt en ook weer terugstroomt. Juist op het moment dat de inkomende golf omkeert in een uitgaande golf, wordt het gemeten debiet groter dan nul. Met andere woorden: golfvorming in het oppervlaktewater dringt door tot in het hemelwaterstelsel en veroorzaakt een regelmatige debietpiek langs de debietsensor. De debietsensor merkt de inkomende golf niet op, omdat deze geen negatieve debieten registreert.



Figuur 4.18 Debit locatie Palembangweg tijdens droogweerafvoer (oktober 2013)

N.B. De rode puntjes geven aan wanneer de monstername plaatsvindt.



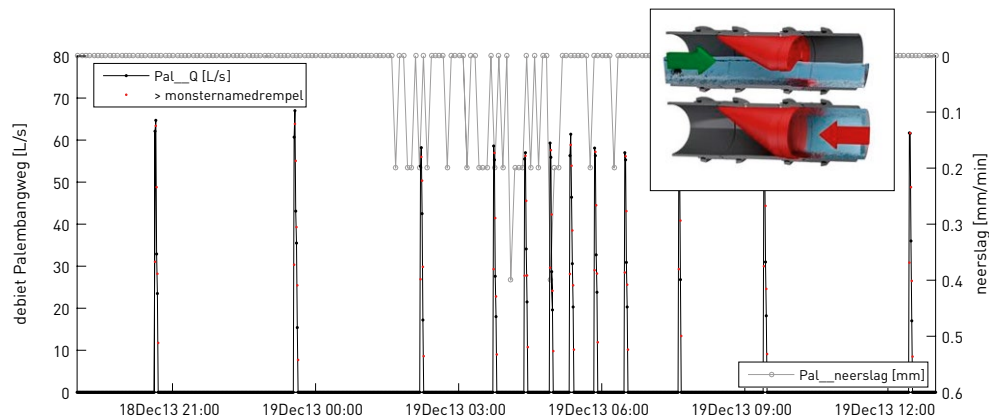
Figuur 4.19 DTS-resultaten debit locatie Palembangweg op 28 november 2013 (links) en 25 november 2013 (rechts)

N.B. Onder de linkergrafiek ziet u de ligging van de DTS-kabel en de debietsensor voor deze grafiek in een horizontale doorsnede van het bemeeten hemelwaterstelsel. De resultaten van de debietmeting zijn in de roze lijn op de $x = 860$ verticaal geplot (zonder asaanduiding).

WaStop

Om de monstername bij droog weer te stoppen, zijn verschillende oplossingen bedacht om de golfindringing vanuit het buitenwater te verhinderen. De eerste oplossing was installatie van een WaStop: een type terugslagklep bij de hemelwateruitlaat die de instroom van oppervlaktewater naar het hemelwaterstelsel moest voorkomen (zie figuur 4.20). Na installatie bleek de indringing inderdaad verholpen, maar door een onbedoeld neveneffect was de oplossing toch niet werkbaar. De klep opende alleen bij afdoende overdruk in het hemelwaterstelsel. Bijvoorbeeld als tijdens een bui hemelwater in het stelsel kwam, maar ook als tijdens droog weer grondwater in het stelsel kwam. Het resultaat was een regelmatig terugkerende kortstondige debietpiek (tot 60-70 L/s), die de monstername ook tijdens droog weer startte.

Figuur 4.20 Debiet locatie Palembangweg na installatie terugslagklep tijdens droog weer en tijdens kleine bui (5 mm in 4 uur) en werkingsprincipe WaStop (rechtsboven)
N.B. De rode puntjes geven aan wanneer de monstername plaatsvindt.



Uiteindelijke oplossing

Ten slotte is de rand van de uitstroombak bij de hemelwateruitlaat opgehoogd tot boven het streefpeil van het oppervlaktewater (zie figuur 4.21). Hiermee konden golven vanuit het buitenwater (meestal) niet meer in het stelsel dringen en behoorde de onbedoelde monstername tijdens droog weer tot het verleden.

Figuur 4.21 Ophogen rand uitstroombak locatie Palembangweg voorkomt golfindringing uit buitenwater naar meetlocatie



4.5.3 Analyse hygiënische parameters

De meetopbrengst voor hygiënische parameters (faecale enterococci en *E. coli*) ligt voor alle drie onderzoekslocaties beduidend lager dan voor overige parameters. Zo zijn bij locatie Baljuwstraat voor slechts veertien van de vijftig buien succesvolle analyses uitgevoerd op hygiënische parameters (zie tabel 4.8 in paragraaf 4.3.2). Dit komt doordat de monsters niet juist zijn 'ingezet'. Een groot deel van de monsters is ingezet als 'schoon water' óf als 'hemelwater'. De ranges van de bijbehorende meetmethoden voor *E. coli* zijn 10^0 - 10^2 respectievelijk 10^1 - 10^4 . Als in het monster meer bacteriën zitten dan de bovengrens van de meetmethode, wordt dit als zodanig gerapporteerd (" $> 10^4$ "). Voor een succesvolle analyse waren dan eigenlijk extra verdunningen nodig die tegelijkertijd met het andere monster hadden moeten worden ingezet. Maar achteraf extra inzetten is niet mogelijk vanwege de bewaartermijn van de monsters. Omdat niet altijd op voorhand duidelijk is welke hoeveelheden bacteriën in een monster zitten, is het verstandig elk monster zo breed mogelijk in te zetten door monsters op meerdere verdunningsgraden te laten analyseren.

4.5.4 Aanpassing meetopzet valsnelheden

De bedoeling was om de monsters van alle bruikbare buien die van oktober 2013 tot april 2015 zijn verzameld op locaties Baljuwstraat, Sluis en Palembangweg ook op valsnelheden te analyseren. Maar door een foutieve meetopzet bleken alle meetresultaten van vóór november 2014 niet bruikbaar. De gebruikte kolom was te smal en te hoog, waardoor de buiswand een verstrend effect op de valsnelheid had. Daarnaast was ten onrechte maar een beperkte range aan valsnelheden (circa 0,5 - 30 m/h) bestudeerd. Valsnelheden tot

minstens een orde kleiner (0,05 m/h) zijn interessant, omdat verontreiniging zich hecht aan de relatief kleine deeltjes (met lage valsnelheden). Na controle van de eerste meetresultaten is de meetopzet in november 2014 aangepast (zie bijlage 3).

De meetopzet is relatief laat in het project aangepast, waardoor van veel buien geen goede valsnelheidsmetingen zijn gedaan. Als de problemen met de meetopzet eerder waren geconstateerd, was de meetopbrengst beter geweest.

4.6 Literatuur

- Bertrand-Krajewski, J.L. en Bardin, J.P. (2002). Evaluation of uncertainties in urban hydrology: application to volumes and pollutant loads in a storage and settling tank. *Water Science and Technology*, 45(4-5), 437-444.
- Bratieres, K., Fletcher, T. D., Deletic, A., en Zinger, Y. (2008). Nutrient and sediment removal by stormwater biofilters: A large-scale design optimisation study. *Water Research*, 42(14), 3930-3940.
- Daligault, A., Meaudre, D., Arnault, D en Duc, V. (1999). Stormwater and lamella settlers: efficiency and reality. *Water Science and Technology*, 39(2) 93-101.
- Fuchs, S., Brombach, H. en Weiß, G. (2004). New database on urban runoff pollution. *Proceedings of NOVATECH 2004*, Lyon, France, pp. 145-152.
- Geelen, F.van en Kloppenburg, W. (2007). Ontwerp lamellenfilter bedrijventerrein “de Overmaat”. Afstudeerwerk Hogeschool Arnhem en Nijmegen.
- ISO (1992). Standard 5667-10:1992. Water quality - Sampling - Part 10: Guidance on sampling of wastewaters.
- Langeveld J.G., Liefing H.J. en Boogaard F.C. (2012). Uncertainties of stormwater characteristics and removal rates of stormwater treatment facilities: implications for stormwater handling. *Water Research*, 46(2012), 6868-6880.
- Liefing H.J., Boogaard F.C., Korving J. en Langeveld J.G. (2015). Lamellenafscidders Krimpenerwaard: resultaten praktijkonderzoek. *Partners4UrbanWater/Tauw/Witteveen+Bos i.o.v. Gemeente Capelle aan den IJssel*, kenmerk 1220194_R_150413, 14 april 2015.
- RIONED (2009). Oppervlaktewaterkwaliteit: wat zijn relevante emissies? *RIONEDreks 13*, Stichting RIONED, Ede, januari 2009.
- RIONED (2010). Handreiking emissiemetingen. *RIONEDreks 14* (STOWA publicatie 2010-25), Stichting RIONED, Ede, juli 2010.
- Salvia-Castellvi, M., Iffly, J.F., Guignard, C. en Pfister, L. (2005). Characterisation of urban stormwater runoff from separated sewer overflows in Luxembourg. *Proceedings of the 10th Int. Conf. on Urban Drainage*, Copenhagen/Denmark, 21-26 August 2005.
- STOWA (2007). Regenwaterdatabase. De feiten over de kwaliteit van afstromend regenwater. Rapport 2007-21, STOWA, Utrecht.

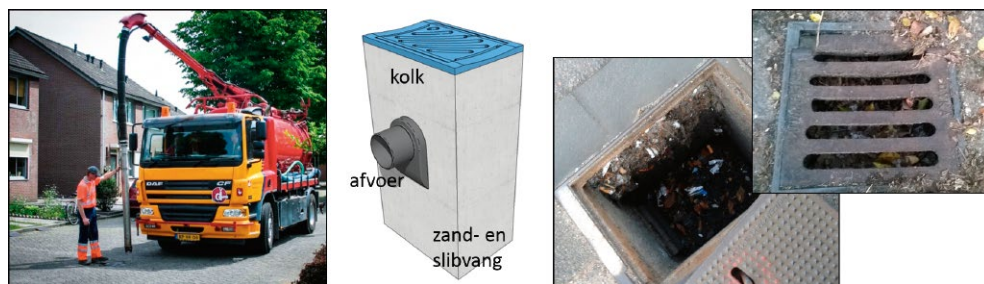
5 Pilot 2 De invloed van vaker kolken reinigen

5.1 Aanleiding, doel en onderzoeksvragen

Straatkolken zijn een belangrijk 'entreepunt' voor de hemelwaterriolering. Hemelwater dat over wegen en stoepen afstroomt, komt vaak via een straatkolk de riolering in. De meeste straatkolken hebben een zand- en slibvang: een ruimte onder het afvoerpunt in de kolk waarin relatief grove materialen kunnen bezinken (zie figuur 5.1). De zand- en slibvang voorkomt dat deze materialen in de riolering terechtkomen en zich daar ophopen en mogelijk tot verstopping leiden. Als de zand- en slibvang te vol zit, sluit het bezonken materiaal de afvoerroute naar de riolering af en is de kolk verstopt. Om dit zo veel mogelijk te voorkomen, reinigt Gemeente Almere alle straatkolken eenmaal per jaar met een zuigwagen.

Het in de kolken bezonken materiaal vertegenwoordigt een bepaalde vuillast. Dit is een hoeveelheid vuilstoffen die wel van straat afspoelt, maar door de zand- en slibvang niet in de riolering terechtkomt en dus ook niet in het oppervlaktewater. Om de kwaliteit van het oppervlaktewater in Almere verder te verbeteren, wordt het vaker reinigen van de straatkolken als mogelijke maatregel beschouwd. Het vermoeden is dat hoe meer sediment in een kolk zit, hoe minder snel het in de kolk aangroeit, dus hoe meer sediment afvoert naar het riool en oppervlaktewater. Door de kolk tijdig te reinigen, komt de aanwasselheid weer op het originele niveau. In pilot 2 is getest of vaker kolken reinigen (elke twee maanden in plaats van elk jaar) de kwaliteit van het afstromende hemelwater bij een hemelwateruitlaat verbetert.

Figuur 5.1 Kolken reinigen (links), schematisch overzicht kolk (midden) en vervuilde straatkolken (rechts)



Onderzoeksvragen

De onderzoeksvragen voor pilot 2 zijn:

- 2.1 Welk effect heeft tweemaandelijks kolkenreiniging op de 'gemiddelde' kwaliteit van het geloosde hemelwater ten opzichte van jaarlijkse kolkenreiniging?
- 2.2 Welke kwantiteit en kwaliteit sediment wordt bij beide reinigingsregimes uit de kolken verzameld?
- 2.3 Welke vracht vuilstoffen is in Almere af te vangen als de gemeente besluit alle straatkolken in de stad tweemaandelijks te reinigen?

5.2 Materiaal en methode

5.2.1 Onderzoeksopzet

Om het effect van een maatregel te bestuderen, is inzicht nodig in de situatie vóór implementatie van de maatregel en erna. Met andere woorden: het effect van vaker kolken reinigen is te bepalen als de kwaliteit van afstromend hemelwater bekend is bij:

- 1 jaarlijkse kolkenreiniging (= onderzoeksjaar 1);
- 2 tweemaandelijks kolkenreiniging (= onderzoeksjaar 2).

Voor het jaarlijkse reinigingsregime zijn de resultaten uit pilot 1 gebruikt. De in die pilot afgeleide gemiddelde kwaliteit van afstromend hemelwater (SMC) is in het eerste onderzoeksjaar gemeten bij de normale reinigingsfrequentie van eenmaal per jaar. Om een SMC bij tweemaandelijks kolkenreiniging te bepalen, is aanvullend onderzoek gedaan op locatie Baljuwstraat. In het tweede onderzoeksjaar zijn alle kolken in het stroomgebied Baljuwstraat elke twee maanden gereinigd. Het bepalen van de SMC gebeurde net als in pilot 1: met dezelfde automatische monsternamekast, tijdens minimaal dertig buien zijn EMC's bepaald en via volumeproportionele middeling is een SMC afgeleid. In hoofdstuk 4

vindt u verdere details van de meetopzet om SMC's te bepalen. Toetsing op significante verschillen tussen de SMC's van jaar 1 en jaar 2 geeft antwoord op onderzoeksvraag 2.1.

Om onderzoeksvraag 2.2 te beantwoorden, zijn twee onderzoeksstrategieën toegepast:

- 1 Vóór elke reinigingsronde zijn monsters gestoken uit twintig (van in totaal 252) straatkolken verspreid over het onderzoeksgebied. Vervolgens is de kwaliteit van het sediment geanalyseerd op het mengmonster van de twintig kolken. De kwantiteit is vastgesteld door in elke bemonsterde kolk de dikte van de sedimentlaag te meten.
- 2 Na elke reinigingsronde is het in de zuigwagen verzamelde sediment uit alle 252 straatkolken in het gebied geloosd in een container. Het zand en slib zijn vervolgens enkele dagen bezonken. Daarna is het water afgezogen en zijn drie monsters gestoken van het verzamelde sediment in de container. Ook de dikte van de sedimentlaag in de container is bij elke bemonstering gemeten met drie boringen.

Het meetplan voor pilot 2 voorzag alleen de uitvoer van de eerste onderzoeksstrategie. Maar na een eerste reinigingsronde (= de meting voor jaar 1) bleek dat met deze strategie wellicht te weinig sediment was te verzamelen om een goede kwaliteitsanalyse te kunnen uitvoeren. Sommige van de twintig kolken waren tijdens de ronde (tijdelijk) niet toegankelijk en/of bevatten te weinig slib voor monsternamen. Daarom is de tweede strategie bedacht en met elke volgende reinigingsronde (= de metingen voor jaar 2) uitgevoerd.

Onderzoeksvraag 2.3 is beantwoord door de antwoorden op onderzoeksvragen 2.1 en 2.2 te extrapoleren voor alle straatkolken in Almere.

5.2.2 Meetopzet monsternamen kolken en slib

Om de kwantiteit en kwaliteit van kolken en slib in beeld te brengen, is het slib in totaal negenmaal bemonsterd. In tabel 5.1 ziet u het reinigings- en monsternamenschema van de kolken.

Ronde	Datum bemonstering uit selectie van 20 kolken	Datum reiniging alle kolken en lozen van het slib in de container	Datum bemonstering bezonken sediment uit de container
Jaar 1-01	12 maart 2014 8 april 2014	–	n.v.t.
Jaar 2-01	27 augustus 2014	15 september 2014	23 september 2014
Jaar 2-02	7 november 2014	17 november 2014	25 november 2014
Jaar 2-03	6 januari 2015	19 januari 2015	27 januari 2015
Jaar 2-04	10 maart 2015	16 maart 2015	26 maart 2015
Jaar 2-05	7 mei 2015	18 mei 2015	26 mei 2015
Jaar 2-06	7 juli 2015	13 juli 2015	23 juli 2015

Tabel 5.1 Schema monsternamen en reiniging kolken

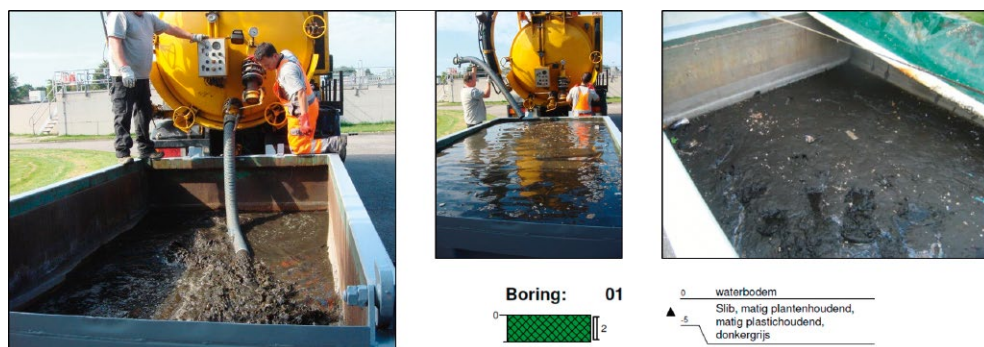


Figuur 5.2 Kolken S01 t/m S20 (rode cirkels) en overige kolken in gebied Baljuwstraat (rode sterren)

Op 12 maart 2014 is de meting voor jaar 1 uitgevoerd (Jaar 1-01). Op deze dag was het ongeveer een jaar geleden dat Gemeente Almere de kolken in het stroomgebied Baljuwstraat had gereinigd. De resultaten van deze meting worden dus als representatief beschouwd voor het jaarlijkse reinigingsregime. Bij de meting zijn uit twintig kolken in stroomgebied Baljuwstraat (steekproefsgewijs op een totaal van 252 kolken in het gebied) slibmonsters genomen en is de dikte van de sedimentlaag bepaald. De betreffende kolken (S01 tot en met S20) staan in figuur 5.2. Omdat op 12 maart niet alle kolken toegankelijk bleken en de aanvankelijk gekozen monsternamemethode niet toereikend bleek, is op 8 april de meting voor jaar 1 herhaald.

Vanaf 1 september 2014 zijn alle kolken in het gebied gedurende een jaar elke twee maanden gereinigd. Vóór elke ronde zijn wederom de twintig geselecteerde kolken bemonsterd. Na elke reinigingsronde is het in de zuigwagen verzamelde sediment (van alle straatkolken in het gebied) geloosd in een container op de rwzi Almere (zie figuur 5.3). Het zand en slib zijn vervolgens enkele dagen bezonken. Daarna is het water afgezogen en zijn drie monsters gestoken in de container. Ook is de dikte van de sedimentlaag in de container bij elke bemonstering opgemeten met drie boringen.

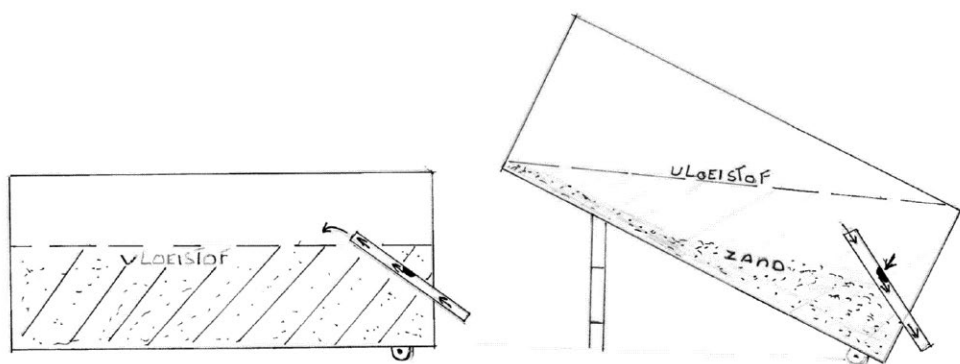
Figuur 5.3 Lozen kolken-slib in container (links), gevulde container (midden) en bezonken sediment op bodem container met bijbehorende boring (rechts)



Kanttekening toegepaste methode

Uit de resultaten blijkt dat het slib in de container qua samenstelling duidelijk verschilt van het sediment dat direct uit de kolken is bemonsterd. Navraag bij de aannemer leerde dat dit komt door de manier waarop de reinigingswagen de inhoud in de container leegt (via de slang aan de achterzijde, zie figuur 5.4). Daarbij blijft het zand grotendeels achter in de tank, tenzij de klep aan de achterzijde wordt geopend. Dit laatste is niet gebeurd. Deze fout in de meetopzet kwam pas na afloop van de pilot aan het licht. Bij de interpretatie van gegevens van het containerslib moet hiermee rekening worden gehouden.

Figuur 5.4 Werking zandafvang in reinigingswagen: vullen tank (links) en legen tank via slang achterzijde (rechts) (Bron: Van der Valk en De Groot)



5.2.3 Definitie sedimentkwaliteit

Voor pilot 2 zijn de kwaliteit van afstromend hemelwater en de sedimentkwaliteit in kolken bepaald. De definitie van hemelwaterkwaliteit (en de methode om deze te bepalen) vindt u in paragraaf 4.2.2 (pilot 1). In pilot 2 zijn voor de metingen aan hemelwater dezelfde definitie en methode gehanteerd.

Voor sedimentkwaliteit is binnen dit project het geheel van parameters als in tabel 5.2 aangehouden. Het is een pakket van bodemkundige analyses en analyses op nutriënten, zware metalen, microverontreinigingen en algemene parameters. In enkele monsters is ook de aanwezigheid

van het bestrijdingsmiddel glyfosaat onderzocht. In totaal gaat het om zes stofgroepen en 55 parameters. De analysemethoden voor alle parameters vindt u in bijlage 3.

Stofgroep	Parameter	Stofgroep	Parameter
Bodemkundige analyses	Droge stof	Microverontreinigingen	Naftaleen
	Organische stof		Fenanthreen
	Gloeirest		Anthraceen
	Calciet (CaCO ₃)		Fluorantheen
	Korrelgrootte > 2 mm		Benzo(a)anthraceen
	Korrelgrootte < 2000 µm		Chryseen
	Korrelgrootte < 1000 µm		Benzo(k)fluorantheen
	Korrelgrootte < 500 µm		Benzo(a)pyreen
	Korrelgrootte < 250 µm		Benzo(ghi)peryleen
	Korrelgrootte < 125 µm		Indeno(123-cd)pyreen
	Korrelgrootte < 63 µm		PAK Totaal VROM (10)
	Korrelgrootte < 50 µm		Minerale olie (C10-C12)
	Korrelgrootte < 32 µm		Minerale olie (C12-C16)
	Korrelgrootte < 16 µm		Minerale olie (C16-C21)
	Korrelgrootte < 8 µm		Minerale olie (C21-C30)
	Korrelgrootte < 2 µm		Minerale olie (C30-C35)
	Korrelgrootte < 2 µm (St.)		Minerale olie (C35-C40)
			Totaal min.olie (C10-C40)
Algemeen	Temperatuur	Zware metalen	Arsen (As)
	Zuurgraad		Cadmium (Cd)
	CZV		Chroom (Cr)
	Chloride		Koper (Cu)
			IJzer (Fe)
Nutriënten	Kjeldahl stikstof		Kwik (Hg)
	Ammonium		Nikkel (Ni)
	Nitraat		Lood (Pb)
	Fosfaat (ortho- en totaal)		Zink (Zn)
	Fosfor totaal		
		Bestrijdingsmiddelen	Glyfosaat (enkele buien)

Tabel 5.2 Analysepakket sedimentkwaliteit

5.3 Resultaten

Deze paragraaf beschrijft de meetresultaten van pilot 2. Paragraaf 5.3.1 gaat in op de gevonden hoeveelheid kolkenslib via beide onderzoeksstrategieën. De gemeten kwaliteit van het kolkenslib komt aan de orde in paragraaf 5.3.2. Tot slot behandelt paragraaf 5.3.3 de kwaliteit van het afstromende hemelwater bij locatie Baljuwstraat bij tweemaandelijks kolkenslibreiniging.

5.3.1 Kolkenslib - kwantiteit

Op basis van steekmonsters van 20 kolken

In tabel 5.3 ziet u de metingen van de sedimentdikten in de twintig geselecteerde kolken in stroomgebied Baljuwstraat. Hieruit blijkt dat voor zeventien van de twintig onderzochte kolken de cumulatieve hoeveelheid sediment bij tweemaandelijks reiniging (veel) groter is dan bij jaarlijkse reiniging. Voor kolk S01 bijvoorbeeld wordt in jaar 2 een totaal van 24 cm slib gemeten tegen 10 cm in jaar 1. In drie van de twintig kolken (S07, S08 en S16) zit in jaar 2 in totaal juist minder slib.

Tabel 5.3 Dikten sedimentlaag twintig kolken in stroomgebied Baljuwstraat
N.B. Een '-' betekent dat geen meetwaarde beschikbaar is.

	Jaar 1		Jaar 2					
	Jr 1-01	Jr 2-01	Jr 2-02	Jr 2-03	Jr 2-04	Jr 2-05	Jr 2-06	Sedimentaangroei in jaar 2
	12mrt'14	27aug'14	07nov'14	06jan'15	10mrt'15	07mei'15	07jul'15	
Kolk	[cm]	[cm]	[cm]	[cm]	[cm]	[cm]	[cm]	[cm]
S01	10	10	4	3	2	-	1	24
S02	10	3	2	3	1	2	1	12
S03	6	0	0	8	8	2	1	19
S04	6	0	1	8	16	20	3	48
S05	6	3	1	3	1	1	1	10
S06	8	2	6	4	2	4	1	19
S07	10	2	0	-	1	1	1	6
S08	10	2	1	1	1	1	2	8
S09	8	3	5	4	3	3	1	19
S10	8	-	15	15	22	10	15	92
S11	6	3	1	2	1	1	1	9
S12	6	2	1	-	2	1	3	11
S13	6	6	7	5	8	5	10	41
S14	6	0	3	2	1	1	4	11
S15	6	1	2	2	1	1	1	8
S16	16	2	2	2	2	1	1	10
S17	6	2	2	3	1	1	3	12
S18	6	7	2	3	1	1	1	15
S19	10	4	4	8	15	10	4	45
S20	6	2	2	4	4	3	1	16
Gemiddeld	7,8	2,8	3,1	4,4	4,7	3,6	2,8	22
Stand.dev.	2,6	2,5	3,4	3,4	6,1	4,9	3,6	21

* Voor S01, S07, S10 en S12 ontbreekt (door diverse oorzaken) een monster in de reeks. De totale sedimentaangroei in de laatste kolom is voor deze kolken geëxtrapoleerd.

De gemeten laagdikten vermenigvuldigd met het oppervlak van de zandvang in de kolk (700 cm² bij een ronde kolk met een diameter van 30 cm) leveren de sedimentvolumes voor beide onderzoeksjaren:

- Jaar 1: met een gemiddelde laagdikte van 7,8 cm bedraagt het volume in twintig kolken 0,11 m³. Geëxtrapoleerd over het hele gebied (252 kolken) gaat het om 1,4 m³ sediment.
- Jaar 2: met een gemiddelde cumulatieve laagdikte van 22 cm over zes metingen gedurende jaar 2 bedraagt het volume in twintig kolken 0,31 m³. Geëxtrapoleerd over het hele gebied (252 kolken) gaat het om 3,9 m³ sediment, bijna drie keer zo veel ten opzichte van jaar 1.

Om het aandeel droge stof in het slib te bepalen, is het berekende volume vermenigvuldigd met het gemiddelde drogestofgehalte zoals dat is vastgesteld in de laboratoriumanalyses. Voor alle genoemde metingen (in jaar 1 en jaar 2) is het drogestofgehalte vastgesteld op circa 36% (massaprocent) droge stof. Het hierboven genoemde verschil in cumulatieve sedimentopbouw is daarmee evenredig met het verschil in totaal verwijderde droge stof. Bij tweemaandelijks reiniging wordt in totaal bijna drie keer zo veel droge stof verwijderd ten opzichte van jaarlijkse reiniging. Voor het gehele stroomgebied Baljuwstraat (7,7 ha afvoerend oppervlak, 252 kolken, uitgaande van een soortelijk gewicht droge stof van 2.000 kg/m³) gaat het om 1.680 kg droge stof bij tweemaandelijks reiniging versus 602 kg droge stof bij jaarlijkse reiniging.

Op basis van 'containermetingen'

In tabel 5.4 ziet u de slibdikten in de container na het tweemaandelijks storten van het verzamelde kolkenslib uit alle kolken in stroomgebied Baljuwstraat. In de container (van circa 8 m²) is tijdens onderzoeksjaar 2 in totaal 2,5 m³ kolkenslib verzameld. Het drogestofgehalte van dit slib is bepaald op gemiddeld 13%. Daarmee komt de berekende massa droge stof op ongeveer 333 kg.

Datum meting	Boring 1 [cm]	Boring 2 [cm]	Boring 3 [cm]	Gemiddeld [cm]	Volume sediment [m ³]
23-09-2014	5	5	5	5,0	0,40
25-11-2014	3	3	3	3,0	0,24
27-01-2015	5	7	5	5,7	0,46
26-03-2015	5	5	5	5,0	0,40
26-5-2015	3	3	3	3,0	0,24
23-7-2015	10	10	10	10,0	0,80
Totaal					2,54

Tabel 5.4 Dikten sedimentlaag in container (drie boringen per meting)

Tabel 5.5 vergelijkt de hoeveelheden droge stof in de kolken bepaald in jaar 2 volgens beide onderzoeksbenaderingen. De massa in de container (333 kg) blijkt veel kleiner dan berekend op basis van extrapolatie over het gehele gebied van de individuele metingen (1.680 kg). Waarschijnlijk komt dit doordat een groot deel van de zware fractie van het kolkenslib in de reinigingswagons is achtergebleven (zie paragraaf 5.2.2). Met andere woorden: de schatting van de massa droge stof op basis van de 'containermetingen' lijkt een (forse) onderschatting ten opzichte van de werkelijke massa droge stof uit de kolken. De schatting op basis van de individuele steekmonsters uit de twintig kolken benadert de werkelijke waarde waarschijnlijk beter.

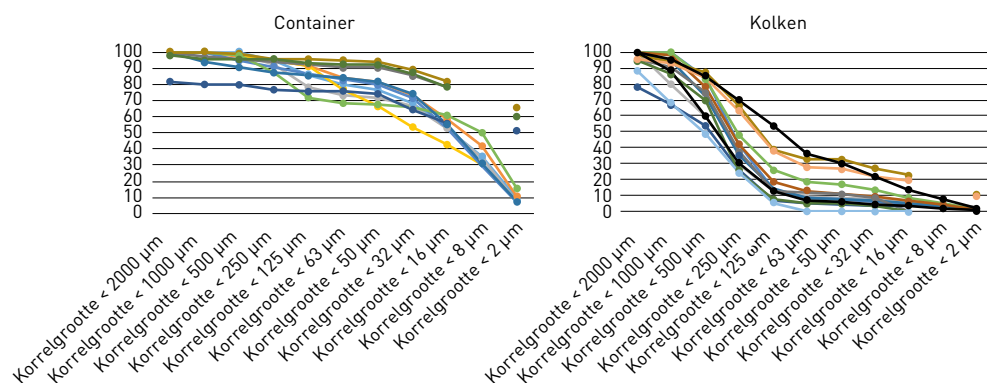
	Jaar 1	Jaar 2	
		6 x steekmonsters uit 20 kolken	6 x monsters uit container (alle kolken)
Totaal gemeten volume sediment [m ³]	1,4	3,9	2,5
Aangenomen soortelijke massa droge stof [kg/m ³]	2.000	2.000	2.000
Drogestofgehalte [%]	36%	36%	13%
Massa droge stof [kg]	602	1.680	333

Tabel 5.5 Vergelijking berekende massa's droge stof in kolkensediment tussen jaar 1 en jaar 2 en tussen de twee onderzoeksstrategieën in jaar 2

5.3.2 Kolkenslib - kwaliteit

Het bemonsterde sediment uit de kolken heeft een diverse samenstelling. Zo bevat het in wisselende verhoudingen zand, slib, organisch materiaal en plastic. In figuur 5.5 ziet u de deeltjesgrootteverdeling van de afzonderlijke monsters uit de kolken en de container (elke lijn één monster). Het verschil tussen beide grafieken is treffend: het slib in de container bestaat uit een veel fijnere fractie dan het slib direct uit de kolken. Dit is te zien door bijvoorbeeld de fractie < 32 µm te beschouwen: voor het slib in de container betreft dit 50% tot 90% van het materiaal, voor de kolken slechts 0 tot 30%. Deze resultaten bevestigen (wederom) dat bij het storten in de container een groot deel van de zware fractie van het kolkenslib in de reinigingswagons is achtergebleven. De deeltjesgrootteverdeling van de monsters uit jaar 1 (dikke zwarte lijnen in de kolkenfiguur) is niet anders dan in jaar 2.

Figuur 5.5 Deeltjesgrootteverdeling
bemonsterde sediment uit container
(links) en kolken (rechts)
(links) en kolken (rechts)
N.B. Eén lijn per monster.
De vetgedrukte zwarte lijnen
in de kolkengrafiek rechts
zijn de metingen in jaar 1.



Tabel 5.6 toont de concentraties verontreinigingen in het sediment uitgedrukt in mg per kg droge stof. Voor de acht monsternameringen voor kolkenslib zijn in totaal vijftien analyse-resultaten beschikbaar. Enkele (deel)monsters zijn namelijk apart ingezet voor verschillende bijmengingen van het monster. Van het containerslib zijn in totaal veertien analyseresultaten beschikbaar: voor twee van de zes reinigingsronden is één monster (één 'steek') uit de container geanalyseerd, voor de overige vier rondes zijn drie monsters per container geanalyseerd.

Tabel 5.6 Gemiddelde waarden
sedimentkwaliteit monsters
uit kolken en container

Parameter	Eenheid	Kolken (n = 15)	Container (n = 14)
Arseen	mg/kg ds	< 4,0	8,8
Koper	mg/kg ds	64	188
Lood	mg/kg ds	25	56
Zink	mg/kg ds	337	1.100
Minerale olie C10-C40	mg/kg ds	1.800	5.400
Som PAK-10 VROM	mg/kg ds	2,0	3,6
Ammonium (NH ₄ -N)	mg/kg ds	339	829
CZV	g/kg ds	216	> 597
Chloride	mg/kg ds	2.200	4.400
P-totaal	g/kg ds	1,9	6,4
Ortho-fosfaat (PO ₄ -P)	mg/kg ds	302*	10***
Nitraat (NO ₃ -N)	mg/kg ds	–**	3,8
Stikstof volgens Kjeldahl	g/kg ds	7,0	17

* Zeer grote spreiding in concentraties ortho-fosfaat: < 0,20 mg/kg ds tot 3.000 mg/kg ds

** Nitraat is in 13 van de 14 kolkenmonsters niet in concentraties boven de detectiegrens van 2 mg/kg ds aanwezig. In één monster is een concentratie van 64 mg/kg ds aanwezig

*** 4 van de 14 monsters onder de detectielimiet

De concentraties in de monsters uit de container (rechterkolom in tabel 5.6) zijn stelselmatig hoger dan de concentraties in de monsters uit de kolken. Dit is in lijn met de eerdere bevindingen. Het relatief fijne materiaal in de container bindt verhoudingsgewijs veel verontreinigingen aan zich. Concentraties vuilstoffen per kg droge stof zullen dus hoger liggen. De uitzondering op de regel is ortho-fosfaat. Mogelijk komt dit doordat ortho-fosfaat in het slib oplost en tijdens het leegpompen van de container met het water meevoert. De verhouding tussen de overige concentraties is vrij constant en gemiddeld 1:2,6. De verhouding tussen de massa droge stof uit de kolken (1.680 kg, zie tabel 5.5) en die in de container (333 kg) is ongeveer 5:1. Met deze waarden ligt de verhouding voor vrachten (concentratie vermenigvuldigd met massa droge stof) op ongeveer 2:1. Dit betekent dat met de zware fractie circa de helft van de verontreinigingen in de reinigingswagens is achtergebleven bij het storten in de container.

5.3.3 Hemelwaterkwaliteit locatie Baljuwstraat bij tweemaandelijks kolkenreiniging

Tabel 5.7 vat de resultaten van de concentratiebepalingen per bui (EMC) per parameter voor onderzoeksjaar 2 op locatie Baljuwstraat samen. De tabel geeft per parameter enkele statistische kenmerken, zoals het aantal waarnemingen (= het aantal EMC's), de 10%- en 90%-percentielwaarden, de mediaan (= de middelste waarneming ofwel de 50%-percentiel-

waarde), het rekenkundig gemiddelde (= het niet-volumegegewogen gemiddelde) en het volumegegewogen gemiddelde (= de SMC). De SMC-waarden (vetgedrukt in de tabel) worden beschouwd als representatief voor 'de' waterkwaliteit van afstromend hemelwater bij hemelwateruitlaat Baljuwstraat in onderzoeksjaar 2 bij tweemaandelijks reiniging van alle kolken in het gebied.

De tabel vermeldt ook de detectiegrenzen per parameter. Het aantal EMC's dat per parameter onder de detectielimiet ligt, staat in de laatste kolom. Bij het berekenen van statistische kenmerken zijn deze EMC's wél meegenomen, de analyseresultaten tellen dan mee voor de helft van de detectielimiet. In de tabel staan parameters waarvoor minstens de helft van het aantal monsters onder de detectielimiet ligt in het grijs.

Parameter	Aantal EMC's	10%-perc.	Mediaan	Rekenk. gemid.	SMC	90%-perc.	Detec. limiet	Aantal < det.lim.
As [µg/l]	36	5	5	5	5	5	10*	35
Cd [µg/l]	36	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	1*	36
Cr [µg/l]	36	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	5,0*	35
Cu [µg/l]	36	2,5	7,9	13,2	12,1	19	5,0	8
Fe [mg/l]	36	0,51	1,4	1,4	1,17	2,3	0,050	0
Hg [µg/l]	36	0,050	0,050	0,050	0,050	0,050	0,05*	36
Ni [µg/l]	36	1,0	1,0	1,0	1,0	5,3	2,0*	32
Pb [µg/l]	36	4,0	4,0	4,0	4,0	10	8,0*	30
Zn [µg/l]	36	53	80	88	90	120	10	0
Min.olie C10-C40 [µg/l]	36	25	60	101	88	230	50	15
Som PAK-10 [µg/l]	34	0,25	0,25	0,25	0,25	0,25	0,5*	34
Onopp. bestand. [mg/l]	36	4,4	13	15	15	30	2,0	1
NH ₄ -N [mg/l]	36	0,025	0,025	0,58	0,50	2	0,05	20
CZV [mg/l]	36	14	26	29	28	47	5,0	0
Cl [mg/l]	36	39	75	108	94	220	-	-
P-tot [mg/l]	36	0,025	0,16	0,20	0,16	0,35	0,05	3
Ortho-PO ₄ -P [mg/l]	36	0,01	0,05	0,04	0,05	0,06	0,02*	0
NO ₃ -N [mg/l]	36	0,38	0,68	0,93	0,98	1,7	0,20	0
N-Kj [mg/l]	36	0,5	1,8	1,8	1,6	2,7	1,0	0
Faec.Ent. [kve/100 ml]	26	100	340	24.703	13.306	35.000	1*	0
E.coli [kve/100 ml]	26	60	320	4.310	3.318	20.000	1*	0
Glyfosaat [µg/l]	0	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	0,05	n.v.t.

* Laboratorium Eurofins Analytico heeft in de loop van onderzoeksjaar 2 enkele gerapporteerde detectiegrenzen aangepast. Dit geldt voor de parameters arseen, cadmium, chroom, som PAK-10, ortho-PO₄, faecale enterococci en E. coli.

5.4 Discussie

5.4.1 Verschil in hemelwaterkwaliteit bij vaker kolken reinigen

Tabel 5.8 vergelijkt de hemelwaterkwaliteit bij hemelwateruitlaat Baljuwstraat tussen onderzoeksjaar 1 (jaarlijkse kolkenreiniging) en onderzoeksjaar 2 (tweemaandelijks kolkenreiniging). In de tabel staan de volumegegewogen gemiddelden (SMC's), de mediaanwaarden en de rekenkundige gemiddelden. N.B. Laboratorium Eurofins Analytico heeft in de loop van onderzoeksjaar 2 enkele detectiegrenzen aangepast. Dit geldt voor arseen, cadmium, chroom, kwik, nikkel, lood, som PAK-10, ortho-PO₄, Faecale Enterococci en E. coli. Als veel concentraties dicht bij of onder de detectiegrens liggen, zijn voor deze parameters de resultaten uit jaar 1 daarom niet goed vergelijkbaar met die uit jaar 2.

Tabel 5.7 Analyseresultaten locatie A: Baljuwstraat per parameter voor onderzoeksjaar 2

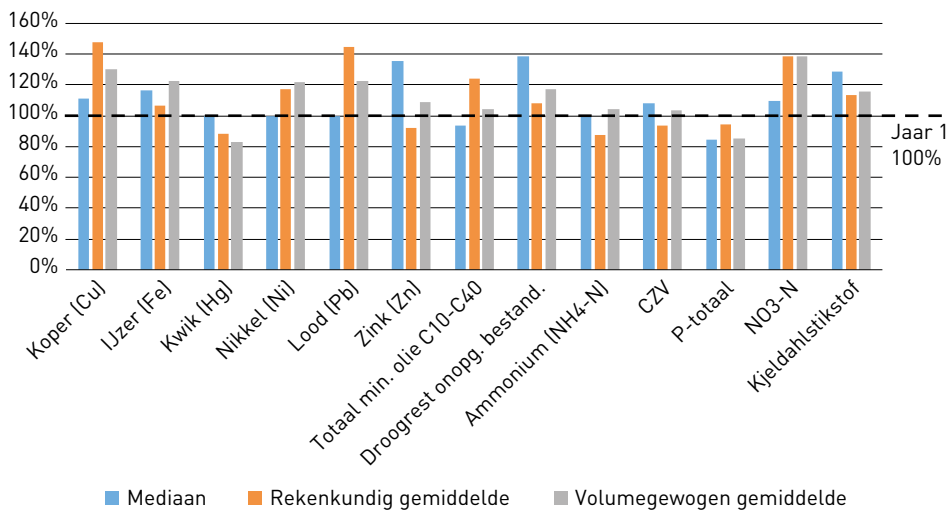
N.B. Waarden in grijs geven aan dat minstens de helft van de analyseresultaten onder de detectiegrens ligt, waardoor statistische interpretaties (zoals percentielwaarden en gemiddelden) weinig betekenis meer hebben.

De hypothese is: door kolken vaker te reinigen, kunnen ze meer vuilstoffen afvangen, die vervolgens met de reinigingswagens worden verwijderd, waardoor minder vuilstoffen in het hemelwaterstelsel komen, wat leidt tot een betere hemelwaterkwaliteit bij de hemelwateruitlaten. Maar de meetresultaten in tabel 5.8 laten dit niet zien: de waterkwaliteit in jaar 2 is niet beter dan in jaar 1. Figuur 5.6 geeft dit grafisch weer. De figuur presenteert voor dertien parameters de resultaten uit jaar 2 als percentage van de resultaten uit jaar 1 (jaar 1 = 100%). Bij een betere waterkwaliteit in jaar 2 zouden veel SMC-waarden onder de 100% moeten uitkomen, maar dat is alleen (beperkt) het geval voor P-totaal. De afname van kwik heeft te maken met het veranderen van de detectielimiet en is dus artificieel. Voor veel andere parameters treedt in jaar 2 juist geen significante verandering op. De conclusie is dat vaker kolken reinigen in gebied Baljuwstraat niet leidt tot een betere hemelwaterkwaliteit bij de uitlaten.

Tabel 5.8 Vergelijking analyseresultaten locatie Baljuwstraat per parameter tussen onderzoeksjaar 1 (jaarlijkse kolkenreiniging) en onderzoeksjaar 2 (tweemaandelijks kolkenreiniging)
N.B. Waarden in grijs geven aan dat minstens de helft van de analyseresultaten onder de detectiegrens ligt, waardoor statistische interpretaties (zoals percentielwaarden en gemiddelden) weinig betekenis meer hebben.

Parameter	Jaar 1: 1 x per jaar kolken reinigen				Jaar 2: 6 x per jaar kolken reinigen			
	Aantal EMC's	Mediaan	Rekenk. gemid.	SMC	Aantal EMC's	Mediaan	Rekenk. gemid.	SMC
As [µg/l]*	50	3,0	3,4	2,7	36	5	5	5
Cd [µg/l]*	50	0,20	0,20	0,20	36	0,5	0,5	0,5
Cr [µg/l]*	50	2,5	3,0	3,0	36	2,5	2,5	2,5
Cu [µg/l]	49	7,1	8,9	9,3	36	7,9	13,2	12,1
Fe [mg/l]	50	1,2	1,3	0,95	36	1,4	1,4	1,17
Hg [µg/l]*	50	0,050	0,057	0,060	36	0,050	0,050	0,050
Ni [µg/l]*	50	2,5	3,2	3,0	36	1,0	1,0	1,0
Pb [µg/l]*	50	2,5	3,5	4,1	36	4,0	4,0	4,0
Zn [µg/l]	50	59	95	82	36	80	88	90
Min.olie C10-C40 [µg/l]	50	64	82	85	36	60	101	88
Som PAK-10 [µg/l]*	49	0,048	0,098	0,10	34	0,25	0,25	0,25
Onopp. bestand. [mg/l]	50	9,4	14	13	36	13	15	15
NH4-N [mg/l]	47	0,025	0,66	0,48	36	0,025	0,58	0,50
CZV [mg/l]	48	24	31	27	36	26	29	28
Cl [mg/l]	50	110	116	86	36	75	108	94
P-tot [mg/l]	50	0,19	0,21	0,18	36	0,16	0,20	0,16
Ortho-PO4-P [mg/l]*	49	0,049	0,058	0,061	36	0,05	0,04	0,05
NO3-N [mg/l]	49	0,62	0,67	0,71	36	0,68	0,93	0,98
N-Kj [mg/l]	49	1,4	1,6	1,4	36	1,8	1,8	1,6
Faec.Ent. [kve/100 ml]*	14	8.100	16.560	27.842	26	340	24.703	13.306
E.coli [kve/100 ml]*	14	12.000	14.228	18.770	26	320	4.310	3.318
Glyfosaat [µg/l]	12	0,025	0,035	0,029	0	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.

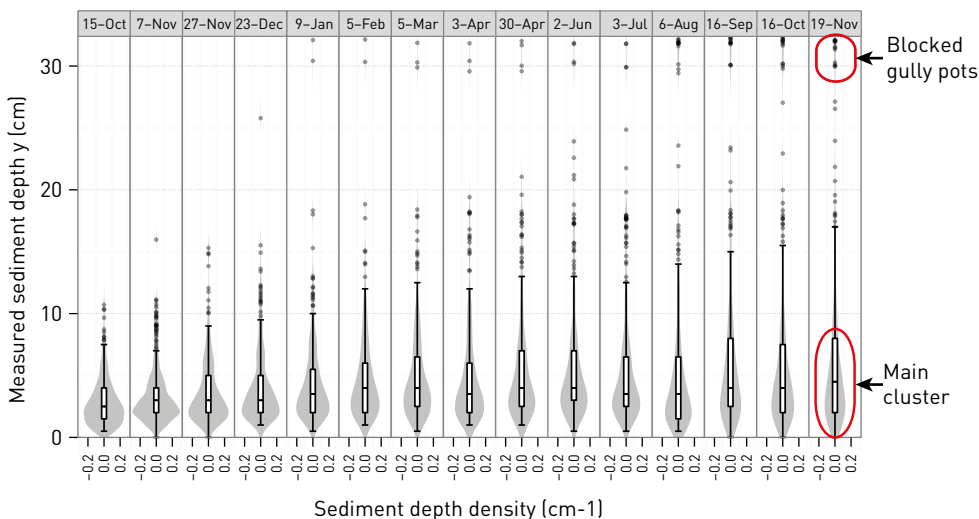
* Laboratorium Alcontrol heeft in de loop van onderzoeksjaar 2 enkele detectiegrenzen aangepast. Dit geldt voor de parameters arsen, cadmium, chroom, kwik, nikkel, lood, som PAK-10, ortho-PO4, faecale enterococci en E. coli. Hierdoor zijn voor deze parameters (als veel concentraties dicht bij of onder de detectiegrenzen liggen) de resultaten uit jaar 1 niet goed vergelijkbaar met de resultaten uit jaar 2.



Figuur 5.6 Concentraties locatie Baljuwstraat in jaar 2 (tweemaandelijke kolkenreiniging) als percentage van jaar 1 (= 100%)
N.B. De verschillen per parameter voor de mediaan (blauw), het rekenkundig gemiddelde (oranje) en het volumegewogen gemiddelde (SMC, grijs).

5.4.2 Toename slibkwantiteit bij vaker kolken reinigen

Uit de metingen blijkt dat de hoeveelheid afgevoerd sediment bij tweemaandelijke reiniging bijna drie keer zo groot is ten opzichte van jaarlijkse reiniging. Het ligt in de lijn der verwachting dat deze hoeveelheid inderdaad groter is. Onderzoek in Amsterdam (*Post et al., 2015*) heeft aangetoond dat de sedimentaangroei in kolken niet lineair is, maar in de loop van de tijd afvlakt. Na verloop van enkele meetronden stabiliseert de mediaan van de gemeten laagdikten (zie figuur 5.7, de mediaan is het horizontale streepje in de verticale rechthoekjes die de 25%- en 75%-percentielwaarden omsluiten per meting). De hoeveelheid sediment in de kolken neemt dan weinig meer toe. Wel zijn in de loop van de tijd meer uitschieters naar boven, waaronder volledig verstopte kolken (*Post et al., 2015*). Met andere woorden: hoe meer sediment in een kolk zit, hoe minder snel het in de kolk aangroeit, dus hoe meer sediment afvoert naar het riool en oppervlaktewater. Door de kolk tijdig te reinigen, komt de aanwassnelheid weer op het originele niveau.



Figuur 5.7 Sedimentopbouw in kolken in loop van de tijd in Amsterdam (*Post et al., 2015*)
N.B. De eerste meting (op 15 oktober) vond plaats drie weken na reiniging.

5.4.3 Discrepancie toename kolkenslib bij gelijkblijvende hemelwaterkwaliteit

In de onderzoeksresultaten van pilot 2 is sprake van een opmerkelijke discrepantie. Door kolken vaker te reinigen, wordt op jaarbasis circa driemaal zo veel sediment (plus alle aan-gehechte vuilstoffen) uit deze kolken verwijderd. Maar dat resulteert niet in een merkbaar betere kwaliteit van afstromend hemelwater bij de uitlaat. Blijkbaar klopt (een deel van) de eerder geformuleerde hypothese niet die stelt dat:

- 1 door kolken vaker te reinigen meer vuilstoffen uit de kolken worden gehaald;
- 2 daardoor minder vuilstoffen in het hemelwaterstelsel komen;
- 3 dit (direct) leidt tot een betere hemelwaterkwaliteit bij de uitlaten.

Waarschijnlijk is de discrepantie te verklaren door:

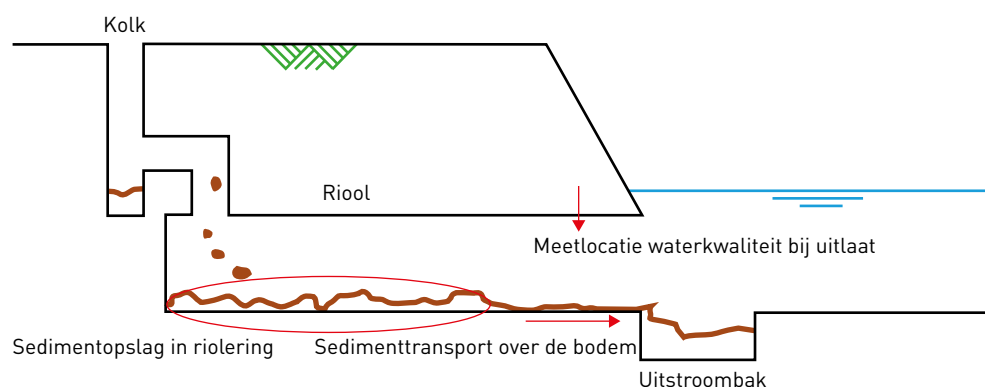
- 1 sedimentopbouw in het riool;
- 2 sedimenttransport over de rioolbodem, dat de watermonsters niet meten.

Ad 1. In rioolstelsels kan sprake zijn van relatief grote sedimentvoorraden (zie figuur 5.8). De verwachting is dat zich in verdrongen hemelwaterstelsels met lage stroomsnelheden veel sediment kan verzamelen. Dit gebeurt vooral bij droog weer, bij neerslag kan een deel van (de verontreinigingen in) het sediment zich remobiliseren en afvoeren richting de hemelwateruitlaat. Door de aanvoer van sediment te verminderen (zoals in deze pilot), zou de sedimentopbouw in het stelsel bij droog weer ook kunnen verminderen. Maar zolang de voorraad strekt, hoeft dit niet te betekenen dat de uitspoeling bij hemelwaterafvoer verandert. De concentraties bij de hemelwateruitlaat zullen pas significant verlagen als de voorraad sediment in het riool opraakt.

Ad 2. In rioolstelsels komt bedloadtransport voor. Dit is het transport van relatief grote deeltjes (en daaraan gebonden verontreinigingen) die op de bodem van een riool liggen, maar bij hoge stroomsnelheden toch rollend, schuivend en stuiterend door het stelsel gaan. Dit sedimenttransport vindt helemaal onder in het riool plaats, in de overgangszone tussen sediment en (hemel)water. De aanzuigmond van de monsternamekast zit vaak op een derde van de buisdiameter om een representatief hemelwatermonster te nemen. Dat is ruim boven de overgangszone. Onopgeloste delen uit het bedloadtransport (en de daaraan gebonden verontreinigingen) zitten dan ook niet in de genomen hemelwatermonsters. Mogelijk beschrijven de gevonden SMC's dus slechts een deel van de emissie van het hemelwaterstelsel, namelijk de afvoer via de waterfase, en niet de emissie via de bedload. Wellicht is een verminderde afvoer van verontreinigingen uit kolken (zoals in onderzoeksjaar 2 bereikt is) wel te constateren als een kleinere bedload die de hemelwateruitlaat bereikt.

Onderdeel 3 van de hypothese gaat dus vermoedelijk niet op.

Figuur 5.8 Schematische weergave mogelijke verklaringen voor 'kleinere sedimentaanvoer via kolken leidt niet direct tot meetbaar betere hemelwaterkwaliteit bij uitlaat'



5.5 Conclusies

Op basis van de onderzoeksresultaten zijn de volgende conclusies getrokken:

Voor onderzoeksvraag 2.1: Welk effect heeft tweemaandelijks kolkenreiniging op de 'gemiddelde' kwaliteit van het geloosde hemelwater ten opzichte van jaarlijkse kolkenreiniging?

Op basis van de metingen aan het geloosde hemelwater bij uitlaat Baljuwstraat is te concluderen dat vaker kolken reinigen niet direct de kwaliteit van het bij de uitlaat geloosde hemelwater significant verbetert. Wel is in de twintig onderzochte kolken bijna driemaal zo veel sediment met daaraan gebonden verontreinigingen uit de kolken afgevangen voordat dit het riool bereikt. Het feit dat dit geen directe invloed heeft op de kwaliteit van het geloosde hemelwater, zou te verklaren zijn door een verminderde sedimentopbouw in het hemelwaterriool en/of de invloed van sedimenttransport over de bodem (bedloadtransport), die niet is gemeten bij de hemelwateruitlaat. De verwachting is dat door vaker kolken te reinigen de totale emissie van het hemelwaterstelsel (water en sediment) naar het oppervlaktewater op termijn wel afneemt.

Voor onderzoeksvraag 2.2: Welke kwantiteit en kwaliteit sediment wordt bij beide reinigingsregimes uit de kolken verzameld?

In het gebied afvoerend naar hemelwateruitlaat Baljuwstraat wordt bij jaarlijkse kolkenreiniging ongeveer 600 kg sediment (drogestofequivalent) afgevangen. Tweemaandelijks reiniging leidt tot een duidelijke verhoging tot 1.700 kg sediment per jaar. Per reinigingsronde neemt de hoeveelheid verzameld sediment wel met ongeveer de helft af. De kwaliteit van het verzamelde sediment in beide regimes verschilt niet. Dit betekent dat door kolken vaker te reinigen tot bijna drie keer de 'normale' hoeveelheid vuilvracht wordt verwijderd.

Voor onderzoeksvraag 2.3: Welke vracht vuilstoffen is in Almere af te vangen als de gemeente besluit alle straatkolken in de stad tweemaandelijks te reinigen?

De pilot is uitgevoerd voor een gebied met een oppervlak van 7,7 ha en 252 kolken. Bij jaarlijkse reiniging is circa 600 kg droge stof uit de straatkolken verwijderd, bij tweemaandelijks reiniging ongeveer 1.700 kg, dus een toename van 1,1 ton droge stof. De stad Almere telt in totaal 1.384 ha oppervlak dat naar de hemelwaterriolering afvoert (Turkensteen, 2005: inventarisatierapport OSAL). Extrapolatie van de bevindingen in de pilot naar stadsniveau betekent dat jaarlijks circa 194 ton droge stof en gebonden verontreinigingen extra is af te vangen als de reinigingsfrequentie van jaarlijks naar eens per twee maanden gaat.

N.B. De sedimentopbouw verschilt per kolk sterk en kan ook per gebied significant afwijken door verschillen in aard en gebruik van het afvoerende oppervlak. Als de gemeente de kolken vaker gaat reinigen, is op basis van inzicht in de toename van verwijderd sediment per gebied (mogelijk zelfs per straat) een optimale frequentie te ontwikkelen.

5.6 Praktische leerpunten

Deze paragraaf beschrijft een praktisch leerpunt dat tijdens de uitvoering van pilot 2 naar voren is gekomen.

5.6.1 Kolken steekproefsgewijs bemonsteren

Oorspronkelijk was het de bedoeling om het slib in de 252 kolken van stroomgebied Baljuwstraat steekproefsgewijs te bemonsteren. De steekproef zou bij twintig kolken plaatsvinden. Maar tijdens een eerste reinigingsronde bleek dat dit wellicht te weinig sediment zou opleveren om de kwaliteit goed te kunnen analyseren. Sommige van de twintig kolken waren tijdens de ronde (tijdelijk) niet toegankelijk en/of bevatten te weinig slib voor monsternamen. Tijdens latere reinigingsronden waren wel vrijwel alle kolken toegankelijk (door deze de dag vóór bemonstering te 'blokkeren'), maar het probleem van te weinig sediment voor analyse bleef aanwezig.

Het probleem is opgelost door het opgezogen slib uit alle 252 kolken in een daarvoor bestemde container op de rwzi Almere te deponeren en daaruit ook te bemonsteren. Een alternatief was om de steekproef uit te breiden naar bijvoorbeeld veertig kolken.

5.7 Literatuur

Post, J., Pothof, I., Langeveld, J. en Clemens, F. (2015). Modelling progressive sediment accumulation in gully pots: a Bayesian approach. Proceedings of 10th International Urban Drainage Modelling Conference, Québec, Canada, september 2015.

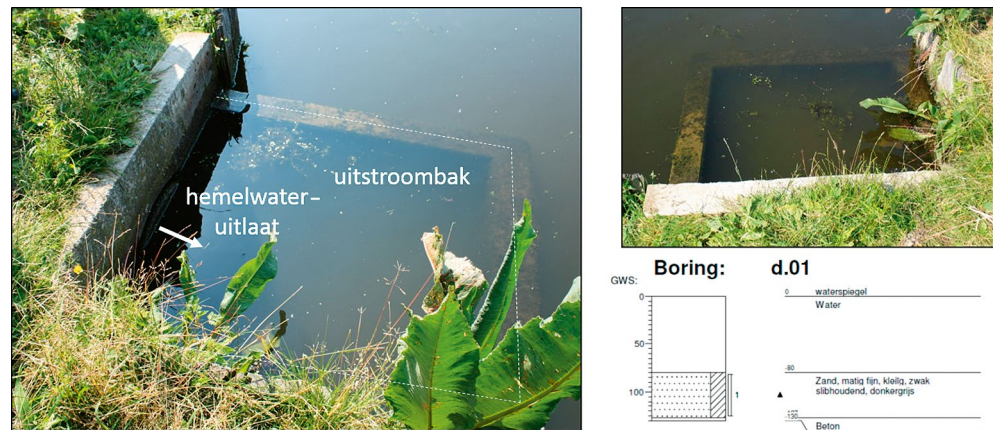
Turkensteen W. (2005). Hoofdrapport OAS Almere fase A. DHV Water BV i.o.v. Waterschap Zuiderzeeland en Gemeente Almere, kenmerk WA-WA20050280, maart 2005.

6 Pilot 3 Het functioneren van uitstroombakken

6.1 Aanleiding, doel en onderzoeksvragen

De meeste van de 840 hemelwateruitlaten in Almere hebben uitstroombakken. Dit zijn vierkanten betonnen bakken van circa 1 m³ in het ontvangende oppervlaktewater, waardoor het hemelwater vanuit het riool stroomt voordat het in het oppervlaktewater terecht komt (zie figuur 6.1). De bakken zijn bedoeld om sediment af te vangen. Door de relatief grote afmetingen van de bak (ten opzichte van de inkomende rioolbuis) neemt de stroomsnelheid in de bak af. Daardoor kunnen grote, makkelijk bezinkbare stoffen die meevoeren met het hemelwater en bedloadtransport (relatief grote deeltjes die over de bodem van het riool rollen en schuiven) naar de bodem van de bak zinken. Daarmee blijven deze stoffen en alle aangehechte verontreinigingen achter in de bakken en komen ze dus niet in het oppervlaktewater terecht.

Figuur 6.1 Uitstroombak bij hemelwateruitlaat Palembangweg (links) en boring in verzamelde sediment in bak (rechts)



Het is onduidelijk in hoeverre het ‘theoretisch’ functioneren van uitstroombakken overeenkomt met de praktijk. Blijft inderdaad sediment uit het afstromende hemelwater achter in de bakken? En zo ja, hoe snel bouwt deze sedimentlaag zich op? En hoeveel verontreinigende stoffen vangen de bakken daarmee af? Het slib kan immers ook uit het oppervlaktewater zelf komen. Want door bijvoorbeeld baggerwerkzaamheden of waterdieren kan slib op de waterbodem resuspenderen en vervolgens neerslaan in de uitstroombakken. In hoeverre is de herkomst van het slib in de bakken te bepalen?

Vóór het regenwaterproject beheerde Almere de circa 700 uitstroombakken in de stad niet actief; van regelmatige inspectie en/of reiniging was geen sprake. De gemeente had dus ook onvoldoende inzicht in het functioneren van de bakken en in het eventuele nut van frequente reiniging en inspectie. Doel van pilot 3 is dit kennishiaat opvullen.

Onderzoeksvragen

De onderzoeksvragen voor pilot 3 zijn:

- 3.1 Hoe snel groeien sedimentlagen in de uitstroombakken in Almere?
- 3.2 Wat is de kwalitatieve samenstelling van dit slib?
- 3.3 Is op basis van de opbouw en samenstelling de herkomst van het slib vast te stellen?
- 3.4 Welke vracht vuilstoffen is in Almere af te vangen als de gemeente de uitstroombakken actief gaat beheren?

6.2 Materiaal en methode

6.2.1 Onderzoekslocaties

Voor pilot 3 zijn zes uitstroombakken in Almere geselecteerd. De bakken bevinden zich op locaties Palembangweg (locatie C), Kabelstraat (locatie D), Karperweg (locatie E), Wipmolenweg (locatie F), Rameaugracht (locatie G) en Wittewerf (locatie H) (zie figuur 6.2). Deze locaties zijn geselecteerd uit een set van dertig meest geschikte onderzoekslocaties die uit de QuickScan naar voren kwamen (zie paragraaf 2.2.2). De locaties Baljuwstraat (locatie A) en Sluis (locatie B) waren niet geschikt voor deze pilot. De hemelwateruitlaat bij Sluis heeft

geen uitstroombak en op locatie Baljuwstraat is voor pilot 4 een lamellenafscheider geïnstalleerd, die het functioneren van de uitstroombak beïnvloedt.

De onderzoekslocaties zijn evenredig verdeeld over de drie typen verhard oppervlak (weinig risico, verhoogd risico en hoog risico). De kenmerken van de gebieden staan in tabel 6.1.



Figuur 6.2 Ligging onderzoekslocaties C (Palembangweg), D (Kabelstraat), E (Karperweg), F (Wipmolenweg), G (Rameaugracht) en H (Wittewerf) voor pilot 3

Locatie-code	Stroom-gebied	Landgebruik	Verhard oppervlak [ha]	Typering verhard oppervlak (zie § 2.2.1)
C	Palembangweg	Woonwijk in Almere Buiten, gebouwd na 1985	5,2	"weinig risico"
D	Kabelstraat	Bedrijventerrein in Almere Stad	3,9	"hoog risico"
E	Karperweg	Bedrijventerrein in Almere Stad	6,8	"hoog risico"
F	Wipmolenweg	Woonwijk in Almere Buiten, gebouwd na 1985	4,5	"weinig risico"
G	Rameaugracht	Woonwijk in Almere Stad, gebouwd voor 1985	2,1	"verhoogd risico"
H	Wittewerf	Woonwijk in Almere Haven, gebouwd voor 1985	8,0	"verhoogd risico"

Tabel 6.1 Kenmerken onderzoekslocaties Palembangweg, Kabelstraat, Karperweg, Wipmolenweg, Rameaugracht en Wittewerf voor pilot 3

Ophoging uitstroombak locatie C

De uitstroombak bij locatie Palembangweg is op 24 april 2014 opgehoogd. Dit is gedaan omdat golven vanuit het buitenwater de metingen voor pilot 1 op deze locatie verstoorden. Door de rand van de uitstroombak tot boven het streefpeil van het oppervlaktewater te verhogen (zie figuur 6.3), is dit probleem verholpen. Maar hierdoor zijn de condities op locatie Palembangweg voor pilot 3 tijdens de metingen niet gelijk gebleven. Ten eerste is tijdens de werkzaamheden het sediment in de bak waarschijnlijk verstoord (zoals goed is te zien aan de troebelheid van het water in de bak op de foto rechts in figuur 6.3). Hiermee moet rekening worden gehouden bij de interpretatie van de meetgegevens. Ten tweede is de verbinding met het buitenwater verbroken. Dit betekent dat eventuele bezinking van stoffen uit het oppervlaktewater de meetresultaten vóór 24 april 2014 zouden kunnen hebben beïnvloed, terwijl dat voor de resultaten na die datum (waarschijnlijk) niet meer geldt. Ook hiermee moet rekening gehouden worden bij de data-analyse.



Figuur 6.3 Originele uitstroombak bij locatie Palembang (links) en dezelfde uitstroombak na verhoging rand tot boven oppervlaktewaterniveau op 24 april 2014 (rechts)

6.2.2 Onderzoeksopzet

De zes uitstroombakken zijn gedurende een jaar zevenmaal onderzocht: een nulmeting en zes tweemaandelijks metingen. Tijdens elk bezoek is de slibdikte in de bakken gemeten en is een monster genomen van het aanwezige sediment. Op basis van de slibdikten in de tijd is de aangroei snelheid ingeschat (onderzoeksvraag 3.1). De slibmonsters zijn op 55 parameters geanalyseerd, waaronder nutriënten, microverontreinigingen, zware metalen en korrelgrootteverdeling. De analyseresultaten geven antwoord op onderzoeksvraag 3.2.

Voor onderzoeksvraag 3.3 is onderzocht in hoeverre de sedimentkwaliteit in de uitstroombakken overeenkomt met die van de waterbodem en in de bezinkbak juist bovenstrooms de lamellenafscheider. Van dit laatste sediment wordt aangenomen dat het uit het hemelwaterstelsel móét komen. Bij overeenkomstige sedimentkwaliteit lijkt het logisch dat het sediment in de uitstroombakken volledig uit het stelsel komt. Een duidelijk afwijkende samenstelling kan erop wijzen dat het sediment (deels) uit de waterbodem van het ontvangende oppervlaktewater komt.

Onderzoeksvraag 3.4 is beantwoord door de antwoorden op onderzoeksvragen 3.1 en 3.2 te extrapoleren voor alle uitstroombakken in Almere.

6.2.3 Meetopzet

In tabel 6.2 ziet u het schema van de nulmeting en de tweemaandelijks metingen. Bij elke meting is de slibdikte in de uitstroombak bepaald (zes 'steken' per bak), is een slibmonster genomen en is al het slib uit de bak verwijderd. Tijdens de eerste nulmeting (op 19 juli 2013) bleek de gebruikte meetmethode voor vier van de zes bakken niet toereikend om de slibdikte te bepalen. De 'scherpe steek' kon alleen de dikte van de (harde) sedimentlaag (voornamelijk zand en andere grove delen) onder in de bak meten. Maar in vier uitstroombakken lag boven op de zandlaag ook nog een 'zachte' waterige sliblaag. Hier ging de steek eenvoudig doorheen, waardoor de dikte van deze laag niet was te meten. Op 28 augustus 2013 is een tweede ronde nulmetingen uitgevoerd met een aangepaste steek die wel de dikte van de sliblaag kon meten. Deze methode is vervolgens ook toegepast tijdens de zes meetronden.

Van elke steek of boring heeft de boormeester de samenstelling van het materiaal visueel beoordeeld en gerapporteerd (zie het voorbeeld rechts in figuur 6.1 in paragraaf 6.1). Een overzicht van de geanalyseerde parameters vindt u in tabel 5.2 in paragraaf 5.2.3 (pilot 2).

Tabel 6.2 Schema monsternamen en reiniging uitstroombakken

Ronde	Bemonstering	Reiniging
Nulmeting	19-07-2013 28-08-2013	11-09-2013
01	04-12-2013	06-01-2014
02	28-01-2014	medio februari 2014*
03	01-04-2014	15-04-2014
04	28-05-2014	medio juni 2014*
05	22-07-2014	23-07-2014
06	16-09-2014	29-09-2014

* exacte datum onbekend

6.3 Resultaten

6.3.1 Hoeveelheid slib in uitstroombakken

Tabel 6.3 vat de dikten van de sedimentlaag in de uitstroombakken tijdens de twee nulmetingen en de daaropvolgende zes meetronden samen. Elke gerapporteerde dikte is het rekenkundig gemiddelde van zes steken uit een uitstroombak. Tussen de bakken zitten grote verschillen. Op locatie Wittewerf is alleen tijdens de nulmeting een sliblaag van circa 2 cm aangetroffen, in de daaropvolgende zes meetronden bleef de bak (nagenoeg) leeg. Op locatie Kabelstraat is bij elke ronde een significante sliblaag gemeten. Zoals verwacht is tijdens ronde 1 (na de nulmeting) het meeste slib gemeten. Deze meting vond pas drie maanden na de laatste reiniging plaats. Tussen de andere metingen zaten steeds maar circa twee maanden.

Voor de zes locaties is de totale sedimentgroei in het onderzoeksjaar berekend door de gevonden slibdikten op te tellen. In combinatie met de gemeten (gemiddelde) percentages droge stof in het slib is de jaarlijkse sedimentgroei uitgedrukt in een massa droge stof. Door ook rekening te houden met het afvoerend verharde oppervlak, is een relatieve jaarlijkse sedimentgroei (in kg droge stof per ha verhard oppervlak) berekend. Hiermee is de 'productie' van de locaties onderling te vergelijken. Opvallend is weer de grote range aan waarden. De uitstroombakken op locaties Wittewerf en Palembangweg vangen weinig af (jaarlijks 0 respectievelijk 12 kg ds/ha), locaties Karperweg, Wipmolenweg en Rameaugracht beduidend meer (alle rond de 40 kg ds/ha) en locatie Kabelstraat verreweg het meest (110 kg ds/ha).

Locatie	C	D	E	F	G	H	Totaal
	Palembangweg	Kabelstraat	Karperweg	Wipmolenweg	Rameaugracht	Wittewerf	
Nulmeting 19-07-2013 [cm]	1	50	15	28	17	1	
Nulmeting 28-08-2013 [cm]	26	–	44	–	25	2	
Ronde 1: 04-12-2013 [cm]	3	11	14	8	6	0	42
Ronde 2: 28-01-2014 [cm]	2	18	7	4	3	0	34
Ronde 3: 01-04-2014 [cm]	2	4	7	6	4	0	23
Ronde 4: 28-05-2014 [cm]	5*	11	0	6	7	0	29
Ronde 5: 22-07-2014 [cm]	2*	6	2	5	4	0	19
Ronde 6: 16-09-2014 [cm]	3*	4	1	4	3	0	15
Sedimentgroei [cm/jaar]	17	54	31	33	27	0	
Percentage droge stof [%]	30%	57%	63%	43%	29%	39%	
Sedimentgroei [kg ds/jaar]	60	430	285	181	92	0	1.048
Afvoerend oppervlak [ha]	5,2	3,9	6,8	4,5	2,1	8,0	
Relatieve sedimentgroei [kg ds/(ha-jaar)]	12	110	42	40	44	0	

Tabel 6.3 Dikten sedimentlaag (gemiddelde van zes steken) in uitstroombakken
N.B. Een '–' betekent dat geen meetwaarde beschikbaar is.

* Op 24 april 2014 is de rand van de uitstroombak Palembangweg zodanig verhoogd dat deze hoger is dan het streefpeil in het oppervlaktewater. Vanaf dat moment zou de sedimentopbouw in de uitstroombak volledig afkomstig moeten zijn van sediment uit de riolering. Van 1 t/m 15 mei 2014 hebben baggerwerkzaamheden plaatsgevonden rondom de hemelwateruitlaat Palembangweg. De verhoogde rand heeft er waarschijnlijk voor gezorgd dat de baggerwerkzaamheden geen invloed hebben gehad op de metingen op 28-5 en 22-7.

6.3.2 Kwaliteit slib in uitstroombakken, inclusief deeltjesgrootteverdeling

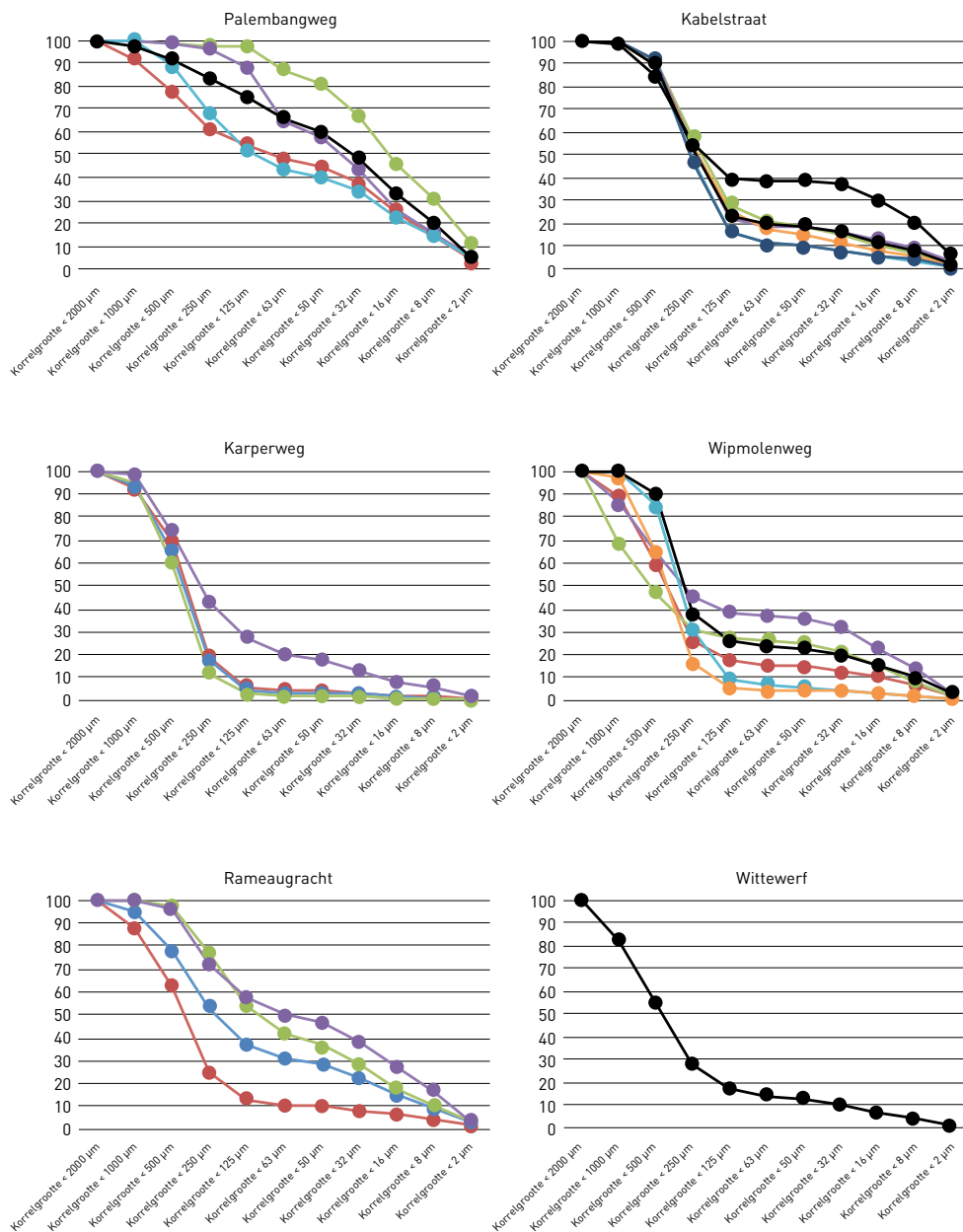
In tabel 6.4 ziet u de geanalyseerde monsters per uitstroombak. Voor locatie Wittewerf lukte het alleen bij de nulmeting om voldoende sediment te verzamelen. De sedimentopbouw was hier zo klein dat alle zes keer na de nulmeting onvoldoende sediment voor een monster aanwezig was. Ook op andere locaties is het in totaal vijfmaal niet gelukt monsters te steken die geschikt waren voor analyse in het laboratorium, terwijl wel een (kleine) slibdikte is gemeten. In deze gevallen desintegreerde de sliblaag volledig bij eerste aanraking door de monsternameschep en ‘verdween’ het sediment in de waterfase. De analyses van de vier monsters van 28 mei 2015 zijn mislukt. Hierdoor zijn voor deze datum geen analyseresultaten beschikbaar.

Tabel 6.4 Opbrengst slibmonstername uitstroombakken
N.B. ‘Geen sediment’ wil zeggen dat onvoldoende sediment in de uitstroombak aanwezig of te bemonsteren was.

	C	D	E	F	G	H
	Palembangweg	Kabelstraat	Karperweg	Wipmolenweg	Rameaugracht	Wittewerf
Datum						
19-07-2013	Geen sediment	Monster	Monster	Monster	Monster	Geen sediment
28-08-2013	Monster	Niet bezocht	Monster	Niet bezocht	Monster	Monster
04-12-2013	Geen sediment	Monster	Monster	Monster	Geen sediment	Geen sediment
28-01-2014	Monster	Monster	Monster	Monster	Mwmonster	Geen sediment
01-04-2014	Monster	Monster	Monster	Monster	Monster	Geen sediment
28-05-2014	Analyse mislukt	Analyse mislukt	Geen sediment	Analyse mislukt	Analyse mislukt	Geen sediment
22-07-2014	Monster	Monster	Monster	Monster	Monster	Geen sediment
19-09-2014	Geen sediment	Monster	Monster	Monster	Geen sediment	Geen sediment
Totaal aantal monsters	4	6	7	6	5	1

Figuur 6.4 geeft de deeltjesgrootteverdeling van het bemonsterde slib per uitstroombak grafisch weer. Uit de afzonderlijke figuren is af te lezen dat veel van het sediment in de meeste uitstroombakken deeltjes zijn tussen 125 en 1.000 μm (het steile deel in de grafiek). In de uitstroombakken aan de Palembangweg en de Rameaugracht is ook een grote fractie fijner materiaal aanwezig.

In tabel 6.5 ziet u de concentraties verontreinigingen in het sediment, uitgedrukt in mg of g per kg droge stof. Het zijn de rekenkundig gemiddelden van het aantal analyses in de eerste rij. Ter referentie staan hierbij ook de MTR-waarden (maximaal toelaatbaar risico) voor slib. Voor locatie Palembangweg komt het gemiddelde voor arseen boven de MTR, voor locatie Rameaugracht is dat het geval voor zink. Voor deze beide locaties (en voor locatie Wittewerf) zijn voor veel parameters stelselmatig hogere waarden gemeten dan in het slib op de andere drie locaties. Opvallend zijn de uitschieters in de concentratie ortho-fosfaat voor locaties Kabelstraat, Karperweg en Wipmolenweg, allemaal in monsters van 1 april 2014. Onduidelijk is of dit komt door een meetfout of dat dit daadwerkelijk is opgetreden.



Figuur 6.4 Deeltjesgrootteverdeling per slibmonster
N.B. De vetgedrukte zwarte lijnen
 geven de deeltjesgrootteverdeling
 aan van de monsters gestoken
 tijdens de nulmetingen in juli en
 augustus 2013.

Tabel 6.5 Gemiddelde waarden (rekenkundig gemiddelde) sedimentkwaliteit monsters uitstroombakken
N.B. Gemiddelde waarden hoger dan de MTR voor sediment uit waterbodems zijn vetgedrukt.

Parameter	Eenheid	MTR	C	D	E	F	G	H
			Palembangweg	Kabelstraat	Karperweg	Wipmolenweg	Rameaugracht	Witterwerf
Aantal analyses			4	6	7	6	5	1
Arseen	mg/kg ds	55	90	12	7,1	7,5	42	14
Koper	mg/kg ds	73	27	11	18	7,7	44	23
Nikkel	mg/kg ds	44	22	12	7,5	13	14	9,8
Lood	mg/kg ds	530	22	18	27	15	65	50
Zink	mg/kg ds	620	118	64	176	86	686	270
Minerale olie C10-C40	mg/kg ds	1.000	504	189	442	165	940	360
Som PAK-10 VROM	mg/kg ds	34,1	0,7	5,0	1,4	0,5	2,0	1,3
Ammonium (NH ₄ -N)	mg/kg ds	–	83	17	19	14	83	3,3
CZV	g/kg ds	–	143	102	38	82	237	140
Chloride	mg/kg ds	–	372	330	271	537	620	180
P-totaal	g/kg ds	–	4,3	0,8	1,2	0,5	2,6	3,8
Ortho-fosfaat (PO ₄ -P)	mg/kg ds	–	0,7	0,2*	0,9**	0,2***	0,7	1,2
Nitraat (NO ₃ -N)	mg/kg ds	–	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2
Stikstof volgens Kjeldahl	g/kg ds	–	4,5	1,4	1,2	1,7	6,9	3,2

* exclusief een uitschieter van 340 mg/kg ds voor het monster van 01-04-2014

** exclusief een uitschieter van 490 mg/kg ds voor het monster van 01-04-2014

*** exclusief een uitschieter van 140 mg/kg ds voor het monster van 01-04-2014

6.4 Discussie

6.4.1 Kwantitatieve en kwalitatieve slibverschillen in uitstroombakken

De metingen laten grote verschillen zien in de hoeveelheden en de kwaliteit van het verzamelde slib in de zes uitstroombakken in Almere. De bakken op locaties Witterwerf en Palembangweg vangen weinig tot geen slib af, locaties Karperweg, Wipmolenweg en Rameaugracht gemiddelde hoeveelheden en locatie Kabelstraat relatief veel. De snelheid van slibgroei lijkt geen verband te houden met de gevonden concentraties verontreinigingen. Voor zowel bakken met weinig aangroei (Palembangweg) als bakken met een voor de onderzochte bakken gemiddelde aangroei (Rameaugracht) zijn hogere concentraties gevonden.

Een verklaring voor het verschil in aangroeisnelheid is voor deze studie niet gezocht. Mogelijk heeft het te maken met de hydraulische condities. Als de hemelwateruitlaat op locatie Witterwerf nauwelijks of geen hemelwater afvoert, kan zich ook weinig slib in de bak verzamelen. Maar deze studie heeft de afvoerregimes bij de bakken niet in beeld gebracht.

Ook voor het verschil in de kwaliteit van het aangetroffen slib is geen verdere verklaring gezocht. Verschil in landgebruik en/of ouderdom van de wijk zijn mogelijke oorzaken. De overschrijding van de MTR-waarde voor arseen op locatie Palembangweg lijkt wel direct gerelateerd aan de hoge arseenconcentraties in het kwelwater op deze locatie (zie hoofdstuk 8), dat via drainage en de hemelwaterriolering afvoert naar het oppervlaktewater en daarmee naar de uitstroombak.

6.4.2 Vergelijking slibkwaliteit uitstroombakken met eerdere resultaten uit Almere (1999)

In het Inventarisatierapport OSAL, fase A (Turkensteen, 2005) staan resultaten uit 1999 van slibmonstername bij vijftien uitstroombakken in Almere. In tabel 6.6 ziet u de resultaten voor zes parameters. Concentraties boven de MTR-waarde zijn rood gearceerd, waarden boven de streefwaarde (SW) zijn geel gearceerd. Overigens gaat het hier om vijftien andere uitstroombakken dan de zes bakken die voor dit regenwaterproject zijn onderzocht.

De slibkwaliteit van de onderzochte uitstroombakken in pilot 3 (zie tabel 6.5) vertoont veel overeenkomsten met de metingen uit 1999:

- De gemiddelde concentraties minerale oliën liggen in dezelfde range, maar in 2013/2014 waren er geen uitschieters groter dan 1.000 mg/kg ds (in 1999 wel).
- De gemiddelde concentraties koper, lood, zink en som PAK-10 liggen in 2013/2014 ook in dezelfde range als in 1999.

De metingen uit 2013/2014 bevestigen hiermee de metingen uit 1999.

Straatnaam	Uitstroombak	Min. oliën	Cadmium	Koper	Lood	Zink	Som 10 pak
		mg/kg ds	mg/kg ds	mg/kg ds	mg/kg ds	mg/kg ds	mg/kg ds
Grote brekken-straat	31 buiten	150	0,2	5	13	45	0,9
Lagoenstraat	? buiten	120	0,3	7	16	61	0,27
Slagbaai	46 binnen	270	0,4	10	13	37	0,07
Markerkant 10	17 A binnen	5.000	2,2	64	140	610	6
Meeresteinkade	52/53 buiten	420	0,2	5	9	220	3,9
Wijdeblik 229	24 buiten	240	0,4	8	13	36	0,4
Lekstraat	30 binnen	1.600	0,9	24	65	260	4,1
Lekstraat	26 buiten	230	0,2	4	29	100	0,8
Lagoenstraat	binnen	360	0,4	13	43	160	0,5
Grote Breklen-straat	31 binnen	1.000	0,3	13	94	160	5,2
Breukelengracht	102 buiten	1.100	0,7	18	53	170	2,1
Breukelengracht	102 binnen	1.900	1,1	43	120	520	3
Sikkel Klaverpad	26 binnen	1.900	1	31	140	670	2,1
Sikkel Klaverpad	26 binnen	320	0,4	11	35	180	0,4
Gorichemgracht	73 buiten	400	0,4	13	20	62	0,5
Gorichemgracht	73 binnen	640	0,5	14	22	75	1,3
Markerkant 10	17 buiten	350	0,2	7	10	57	0,8
Meeresteinkade	52/53 buiten	160	0,3	6	9	140	4,4
Beemsterweg	Buiten	1.100	0,6	25	76	200	1,9
Beemsterweg	Binnen	1.800	0,6	26	110	220	1

Tabel 6.6 Meetresultaten slib in uitstroombakken hemelwater-riolering Almere in 1999 (Bron: Inventarisatierapport OSAL, fase A, Turkensteen, 2005)
N.B. Rood is een overschrijding van de MTR-waarde, geel is een overschrijding van de streefwaarde.

6.4.3 Herkomst slib in uitstroombakken

Het slib in de uitstroombakken heeft twee mogelijke bronnen:

- de hemelwaterstelsels: het hemelwater voert slib mee dat in de uitstroombak bezinkt;
- de waterbodem van het omringende oppervlaktewater: bodemmateriaal dat resuspendeert (bijvoorbeeld door waterdieren), bezinkt in de uitstroombak.

Slib vergelijken

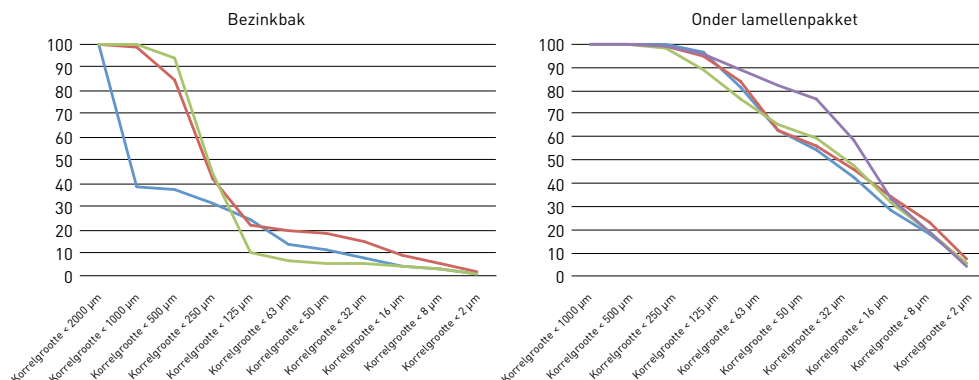
Om de herkomst van het slib in de uitstroombakken te bepalen, is de kwaliteit van het slib in de uitstroombakken, uit de lamellenafscheider op locatie Baljuwstraat en op de waterbodem in Almere vergeleken. De achterliggende gedachte hierbij is dat de lamellenafscheider als 'zevende uitstroombak' te zien is. Alleen is met redelijk grote zekerheid te stellen dat het slib in de lamellenafscheider uit het hemelwaterstelsel móét komen, omdat de afscheider niet in open verbinding staat met het oppervlaktewater. De vraag is nu of de kwaliteit van het slib uit de 'echte' uitstroombakken overeenkomt met het slib uit de lamellenafscheider, of dat het toch is vermengd met waterbodemslib.

Uit de lamellenafscheider zijn twee typen slib bemonsterd: slib uit de bezinkbak juist bovenstrooms de lamellenpakketten en slib dat zich direct onder de lamellenpakketten heeft verzameld. Welk type slib het beste als referentie kan fungeren, is bepaald op basis van deeltjesgrootte. Zoals verwacht is het slib in de bezinkbak relatief grof (tussen de 125 en 1.000 µm),

terwijl het slib onder de pakketten veel fijn materiaal bevat ($< 125 \mu\text{m}$) (zie figuur 6.5). Het slib in de bezinkbak komt het best overeen met het slib uit de uitstroombakken. Met andere woorden: de linkergrafiek in figuur 6.5 komt het best overeen met de grafieken in figuur 6.4 en is daarmee gekozen als referentie. Een verdere toelichting op de meetresultaten rond de lamellenafscheider vindt u in hoofdstuk 7.

Voor informatie over de kwaliteit van de waterbodem is de Waterbodembodemkwaliteitskaart beheergebied Waterschap Zuiderzeeland (mei 2013) gebruikt. Uit de beschikbare data zijn de data in de categorie ‘waterbodembodemkwaliteit stedelijk water binnen 250 m van de hemelwateruitlaat’ gebruikt.

Figuur 6.5 Korrelgrootteverdeling sediment in bezinkbak lamellenafscheider Baljuwstraat (links) en onder lamellenpakket (rechts)



Tabel 6.7 Gemiddelde waarden (rekenkundig gemiddelden) sedimentkwaliteit monsters uitstroombakken (gelijk aan tabel 6.5) vergeleken met gemiddelde sedimentkwaliteit bezinkbak lamellenafscheider en waterbodembodemkwaliteit in Almere

Parameter	Eenheid	MTR	C	D	E	F	G	H	A	
			Palembangweg	Kabelstraat	Karperweg	Wipmolenveg	Rameaugracht	Witterwerf	bezinkbak lamellenaf-scheider	waterbodem in Almere (< 250m tot uitlaten)
Aantal analyses			4	6	7	6	5	1	3	#
Arseen	mg/kg ds	55	90	12	7,1	7,5	42	14	12	19
Koper	mg/kg ds	73	27	11	18	7,7	44	23	54	18
Nikkel	mg/kg ds	44	22	12	7,5	13	14	9,8	9,1	25
Lood	mg/kg ds	530	22	18	27	15	65	50	38	35
Zink	mg/kg ds	620	118	64	176	86	686	270	403	160
Minerale olie C10-C40	mg/kg ds	1.000	504	189	442	165	940	360	1.440	213
Som PAK-10 VROM	mg/kg ds	34,1	0,7	5,0	1,4	0,5	2,0	1,3	1,7	0,96

waarden afkomstig uit 'Waterbodembodemkwaliteitskaart beheergebied Waterschap Zuiderzeeland, mei 2013'

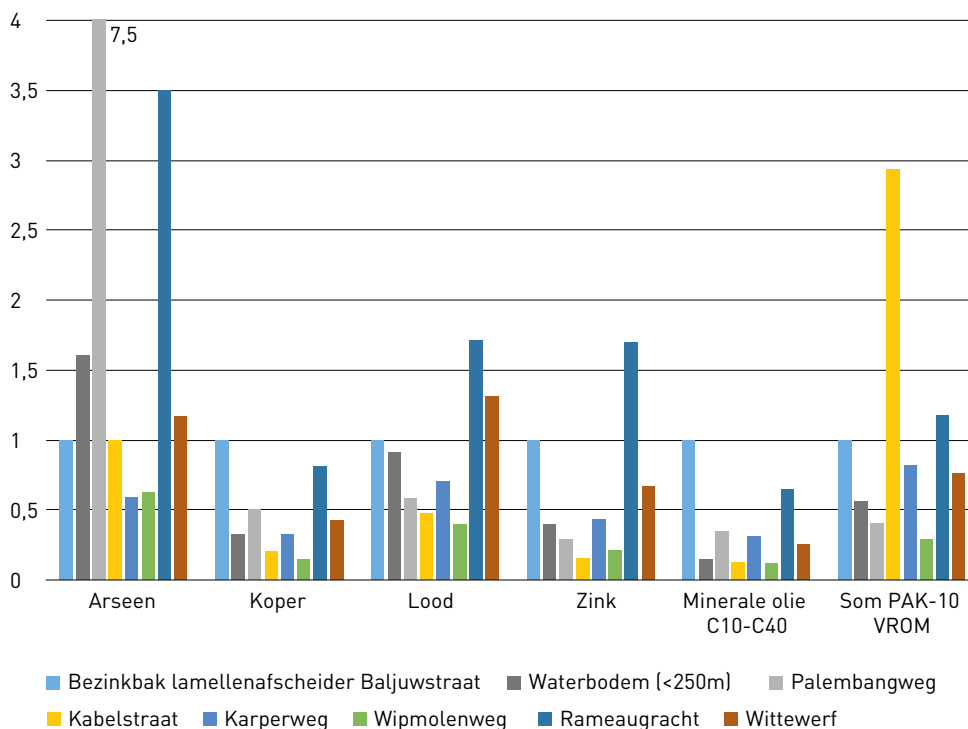
Tabel 6.7 toont voor zeven relevante parameters de kwaliteit van het slib uit de uitstroombakken vergeleken met het slib uit de bezinkbak bij de lamellenafscheider en het slib van de waterbodem in Almere. Figuur 6.6 maakt dezelfde vergelijking, maar dan grafisch. In de figuur ziet u per parameter eerst de slibconcentratie voor de bezinkbak (waarde = 1, lichtblauwe staven), daarnaast de slibkwaliteit van de waterbodem (donkergrijze staven) en vervolgens de concentraties per uitstroombak.

Herkomst slib niet te bepalen

Figuur 6.6 geeft geen eenduidig beeld. Voor koper en minerale oliën liggen de waarden voor de uitstroombakken vaak dicht bij de waarden voor de waterbodem dan voor de bezinkbak. Voor lood is het verschil tussen beiden referentiewaarden klein en is dus geen zinnig onderscheid te maken. Belangrijk is vooral dat de variatie in slibkwaliteit tussen de onderzochte uitstroombakken onderling voor veel parameters groter is dan de verschillen met de referentiewaarden voor de bezinkbak en de waterbodem. Hierdoor is de herkomst van het slib niet vast te stellen door kwaliteiten te vergelijken. N.B. Ook de referentiewaarden

hebben te maken met grote betrouwbaarheidsintervallen. Zo is de waterbodemkwaliteit een gemiddelde voor Almere, maar deze is niet overal gelijk. En de slibkwaliteit van een niet-beïnvloede uitstroombak (= de bezinkbak van de lamellenafscheider) is slechts gebaseerd op drie monsters. Al met al is op basis van de beschikbare slibkwaliteitsdata de herkomst van het slib in de uitstroombakken niet te bepalen.

Overigens wijkt de kwaliteit van het slibmonster uit de uitstroombak van gebied Palembangweg van 22 juli 2014 (het enige beschikbare monster op deze locatie na het ophogen van de drempel op 24 april 2014) niet significant af van eerdere monsters. Ook de korrelgrootteverdeling ligt in dezelfde bandbreedte. Dit is een (zeer) voorzichtige aanwijzing dat het sediment in deze uitstroombak ook vóór het verhogen van de rand voornamelijk uit het hemelwaterstelsel kwam en niet of nauwelijks uit de omliggende waterbodem.



Figuur 6.6 Concentraties per uitstroombak vergeleken met concentratie in bezinkbak lamellenafscheider Baljuwstraat (lichtblauwe staven, waarde = 1) en waterbodemkwaliteit (donkergrijze staven)
N.B. De verticale as is afgebroken op 4.

6.5 Conclusies

Op basis van de onderzoeksresultaten zijn de volgende conclusies getrokken:

Voor onderzoeksvraag 3.1: Hoe snel groeien sedimentlagen in de uitstroombakken in Almere?

De sedimentgroei in de uitstroombakken varieert van nihil tot enkele tientallen cm per jaar. De oorzaak van deze variatie is onbekend. In termen van massa droge stof verzamelt zich jaarlijks in elke uitstroombak tot enkele honderden kg sediment.

Voor onderzoeksvraag 3.2: Wat is de kwalitatieve samenstelling van dit slib?

De samenstelling van het sediment in de zes onderzochte uitstroombakken voldoet voor de meeste parameters aan de MTR-waarden voor oppervlaktewaterbodems. Overschrijdingen zijn er voor arseen (Palembangweg) en zink (Rameaugracht). De kwaliteit past in het beeld dat eerdere monsternamen in 1999 al van de kwaliteit heeft gegeven, hoewel voor minerale olie in het Regenwaterproject Almere geen MTR-overschrijdende concentraties zijn aangetroffen.

Voor onderzoeksvraag 3.3: Is op basis van de opbouw en samenstelling de herkomst van het slib vast te stellen?

Op basis van slibkwaliteit is niet vast te stellen of het slib volledig uit de hemelwaterriolering komt of ook uit de omliggende waterbodem. De variatie in slibkwaliteit tussen de onderzochte uitstroombakken onderling is voor veel parameters groter dan de verschillen met de referentiewaarden voor het riool en de waterbodem.

Voor onderzoeksvraag 3.4: Welke vracht vuilstoffen is in Almere af te vangen als de gemeente de uitstroombakken actief gaat beheren?

Met tweemaandelijks reiniging kan de gemeente per uitstroombak per jaar tot enkele honderden kg sediment afvangen. Voor de zes onderzochte bakken is de verwijderde jaarvracht circa 1 ton ds, geëxtrapoleerd over heel Almere (700 uitstroombakken) is de geschatte opbrengst op jaarbasis 122 ton droge stof. Dit getal is indicatief, omdat is gebleken dat de slibopbouw in de uitstroombakken niet gelijkmatig in de tijd verloopt en bovendien per uitstroombak sterk verschilt.

6.6 Praktisch leerpunt: monsternamen 'waterig' slib uit uitstroombakken

Tijdens de eerste nulmeting bleek de meetmethode om de slibdikte te bepalen voor vier van de zes bakken niet toereikend. De gebruikte 'scherpe steek' kon alleen de dikte van de (harde) sedimentlaag (van voornamelijk zand en andere grove delen) onder in de bak meten. Maar in vier uitstroombakken lag boven op de zandlaag ook nog een 'zachte' waterige sliblaag. Hier ging de steek eenvoudig doorheen, waardoor de dikte van deze laag niet was te meten. Bij een tweede nulmeting is een aangepaste steek gebruikt die wel de dikte van de sliblaag in beeld kon brengen. Deze steek had een verbreding die op de sliblaag kon blijven 'drijven' (zie het voorbeeld in figuur 6.7).

Figuur 6.7 Voorbeeld aangepaste steek monsternamen 'waterig' slib bij metingen in Amsterdamse straatkolken voor onderzoek Johan Post (TU Delft)



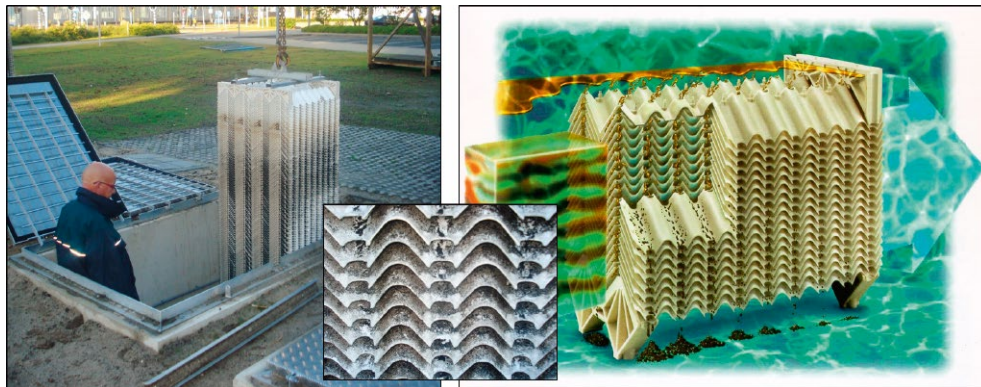
6.7 Literatuur

Turkensteen W. (2005). Hoofdrapport OAS Almere fase A. DHV Water BV i.o.v. Waterschap Zuiderzeeland en Gemeente Almere, kenmerk WA-WA20050280, maart 2005.

7 Pilot 4 Het rendement van een lamellenafscheider

7.1 Aanleiding, doel en onderzoeksvragen

Veel beheerders gebruiken lamellenafscheiders om hemelwater uit de hemelwaterriolering te behandelen. De afscheiders ‘versnellen’ twee processen die al van nature in het water plaatsvinden: bezinking van onopgelost, zwevend materiaal en opdrijving van oliën. Door vele horizontale platen op korte afstand van elkaar in het afstromende hemelwater te plaatsen (zie figuur 7.1), neemt het bezinkoppervlak toe. Bij contact met dit oppervlak voeren de afscheiders het juist bezonken materiaal af naar een slibkamer onder de lamellenpakketten. Door de korte afstanden tussen de platen kan de afscheider ook kleinere zwevende deeltjes (die langzamer bezinken dan grote deeltjes) verwijderen. Veel verontreinigingen in hemelwater hechten zich aan deze relatief kleine onopgeloste deeltjes.



Figuur 7.1 Plaatsen lamellenafscheider Baljuwstraat (links), werkingsprincipe (rechts) en detail (inzet)

Ondanks de wijdverbreide toepassing van lamellenafscheiders in Nederland was vóór de start van het Regenwaterproject Almere de effectiviteit van deze behandeling maar beperkt onderzocht. Buitenlandse onderzoeken zijn in deze geen goede informatiebron. Nederlands hemelwater is vaak anders van samenstelling dan ‘buitenlands’ hemelwater. Door de combinatie van verdrongen stelsels en een beperkt hoogteverschil kennen veel Nederlandse rioolstelsels lage stroomsnelheden. Hierdoor blijft veel bezinkbaar materiaal in het rioolstelsel achter voordat het de voorziening kan bereiken. Door dit verschil is het effect van een zuiverende voorziening bij ons ook anders. Nederlandse onderzoeken naar het rendement van lamellenafscheiders zijn gedaan in Arnhem (*Langeveld et al., 2012*) en de Krimpenerwaard (*Liefting et al., 2015*). Doel van pilot 4 is de kennis over de werking van een lamellenafscheider in de Nederlandse situatie vergroten.

Het verwijderingsrendement van lamellenafscheiders is afhankelijk van de aard van de verontreinigingen in het te behandelen hemelwater. De bepalende parameter is de valsnelheid van de zwevende stof. Om de maximale effectiviteit van een bezinkvoorziening zoals een lamellenafscheider te bepalen, is inzicht nodig in de valsnelheden van deeltjes in het afstromende hemelwater en in hoeverre vuil zich aan deeltjes met verschillende valsnelheden bindt. Deze informatie is essentieel om goed functionerende bezinkvoorzieningen te ontwerpen. Daarnaast is bekend dat het beheer van de voorziening veel invloed kan hebben op het verwijderingsrendement. Dit stelt hoge eisen aan de mogelijkheden voor effectieve reiniging en inspectie.

Onderzoeksvragen

De onderzoeksvragen voor pilot 4 zijn:

- 4.1 Wat is het gemeten verwijderingsrendement van een lamellenafscheider?
- 4.2 Wat is het potentiële rendement van een lamellenafscheider?

7.2 Materiaal en methode

7.2.1 Onderzoeksopzet

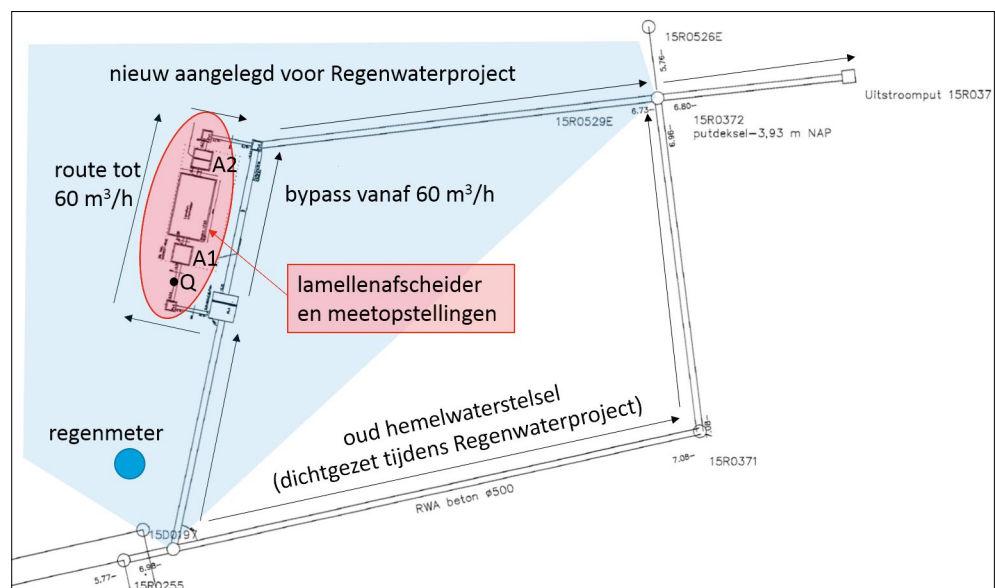
Voor pilot 4 is een lamellenafscheider ontworpen en gebouwd op onderzoekslocatie Baljuwstraat. Om het rendement van deze afscheider te bepalen, zijn twee monsternamekasten nodig: één bovenstrooms de afscheider (voor het influent, dus het water vóór behandeling) en één benedenstrooms de afscheider (voor het effluent, dus het water na behandeling). De bovenstroomse kast is ook gebruikt voor pilot 1. Voor de samenstelling van het influent van de lamellenafscheider is dan ook de in die pilot afgeleide kwaliteit per bui (EMC) gebruikt. Voor de EMC's van het effluent is de tweede monsternamekast geplaatst. Gedurende een jaar hebben beide kasten automatisch, gelijktijdig en identiek bemonsterd. Daarmee is ook voor het effluent een dataset gegenereerd met minimaal dertig EMC's. Per bui is een rendement berekend (Event Mean Removal (EMR)) door de EMC van het influent te vergelijken met de EMC van het effluent. Vervolgens geeft volumeproportionele middeling van alle EMR's het gemiddelde rendement van de afscheider tijdens het onderzoeksjaar (Site Mean Removal (SMR)). Toetsing op significantie van deze SMR geeft antwoord op onderzoeksvraag 4.1. De behaalde rendementen zijn gecontroleerd door bij reiniging (elke drie maanden) de hoeveelheid en kwaliteit van het slib in de slibkamer te bepalen.

Voor het antwoord op onderzoeksvraag 4.2 is inzicht nodig in de valsnelheden van onopgeloste bestanddelen in het afstromende hemelwater in Almere. Hiervoor heeft de TU Delft alle verzamelmonsters van het influent en effluent van de lamellenafscheider met valsnelheidsproeven geanalyseerd. Daarnaast is in de literatuur onderzocht in hoeverre vuil zich bindt aan deeltjes met verschillende valsnelheden. De combinatie van gemeten valsnelheden en bijbehorende (theoretische) vuillast geeft antwoord op onderzoeksvraag 4.2.

7.2.2 Meetopzet

De infrastructuur rondom de hemelwateruitlaat bij de Baljuwstraat is grondig aangepast. Het laatste deel van het stelsel juist bovenstrooms de uitstroomput is vervangen door een nieuw stelsel (zie figuur 7.2). In dit nieuwe deel zitten een lamellenafscheider en meetvoorzieningen. Om de grootte van de afscheider te beperken, heeft het nieuwe stelsel een bypass: afvoeren tot 60 m³/h (17 L/s) gaan volledig door de afscheider, afvoeren boven de 60 m³/h gaan deels via de bypass. Hiervoor heeft de aanvoerleiding naar de lamellenafscheider (Ø 250 mm) een debietbeperkende inlaatconstructie: een plaat met een opening van Ø 125 mm.

Figuur 7.2 Overzicht aangelegde infrastructuur onderzoekslocatie Baljuwstraat



De lamellenafscheider is gebouwd in een grote put met twee compartimenten (zie figuur 7.3). De eigenlijke afscheider zit in het eerste compartiment, dat circa een derde van de put beslaat. Via een interne overstort komt het hemelwater in het tweede compartiment terecht. Hierin zijn andere behandelingstechnieken voor hemelwater te plaatsen, maar dit is tijdens het Regenwaterproject Almere niet gebeurd. In de afscheider passeert het water een ontvangstruimte, een grofvuilrooster, een bezinkruimte, twee in serie geplaatste lamellen-

- Bovenstrooms de afscheider staat een monsternamekast voor het influent en benedenstrooms de afscheider nog een voor het effluent.
- De aanzuigslangen van de monstername zitten in rioolputten A1 en A2.

Tabel 7.1 geeft een overzicht van de geïnstalleerde apparatuur voor de metingen en datacommunicatie.

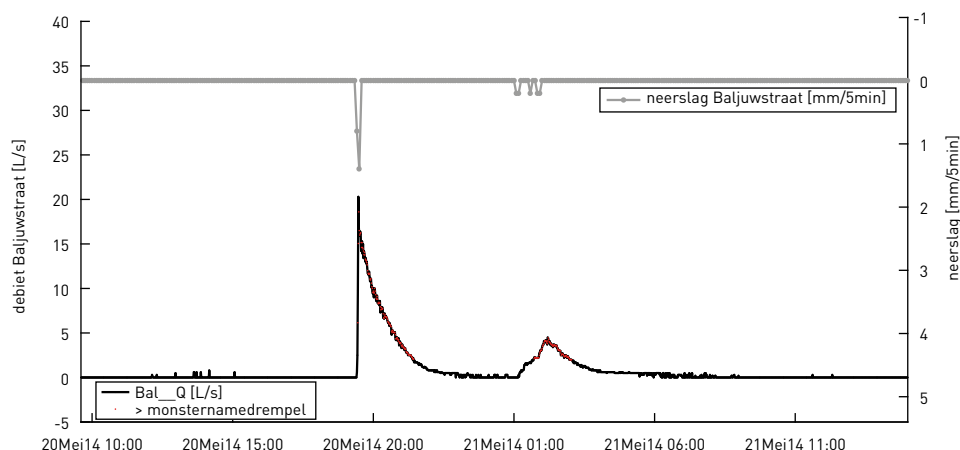
Tabel 7.1 Geïnstalleerde apparatuur voor metingen voor pilot 4 onderzoekslocatie Baljuwstraat

Apparatuur	Fabricaat	Type	Aantal	Locatie
Monsternamestation	Endress+Hauser	ASP 2000	2	A1 en A2 in bovengrondse behuizing
PLC t.b.v. monstername	Vision	Vision 130	1	
Debietmeter	Nivus	OCM Pro DN 250	1	bovenstrooms A1 in buis
Niveaumeter	Siemens	MPS	2	weerszijden lam.pakketten

De monsternamestations (ASP 2000) hebben een programmable logic controller (PLC), een vacuüm aanzuigstelsysteem voor monstername en vier bewaarvaten van elk 20 liter. De PLC's zijn zo geprogrammeerd dat als het gemeten debiet gedurende twee minuten boven het drempelpeil van 2 L/s uitkomt de kast elke minuut een monster van 100 ml neemt. In figuur 7.5 ziet u een voorbeeld: als het debiet (zwarte lijn) gedurende minimaal 2 minuten boven de 2 L/s uitkomt, start de monstername (1 rood puntje voor elk monsternamemoment). In een bewaarvat kunnen maximaal 180 monsters (18 liter). In totaal kunnen de kasten in twaalf uur 720 monsters nemen. De monsters zijn gekoeld (4°C) bewaard totdat ze werden afgehaald voor analyse (een à twee dagen later).

De aanzuigmonden van de monsternamekasten op locatie Baljuwstraat zitten op ongeveer een derde van de waterdiepte in de aanstromende buis. Dit is conform de voorschriften (ISO, 1992) voor het meten van niet-opgeloste stoffen in de waterfase. De verwachting is dat zich relatief veel zwevend materiaal verzamelt in de onderste helft van het natte profiel. Bemonsteren halverwege de buis zou dan tot een onderschatting leiden, bemonsteren op een derde van de buis zorgt voor een betere schatting van de gemiddelde concentratie zwevend materiaal.

Figuur 7.5 Debietmeting bij hemelwateruitlaat Baljuwstraat (zwarte lijn), neerslag (grijze bolletjes) en monstername (rode puntjes)



De meetopzet van de TU Delft om valsnelheden van zwevende stoffen in het hemelwater te bepalen, vindt u in bijlage 3.

7.2.3 Organisatie en controle op datakwaliteit

De continue metingen (debiet- en niveaumetingen) en de operationele gegevens van de monsternamekasten zijn via GPRS-modems verstuurd naar de hoofdpst van Almere. De software van deze hoofdpst is Lizard Few's. De leverancier van de meetopstellingen (IMD) heeft de ruwe data ook bewaard. Wekelijks heeft Lizard Few's datadumps aangeleverd voor data-analyse en -interpretatie. Als data in Lizard Few's ontbraken, is gekeken of IMD deze data wel had. Was dit het geval, dan heeft IMD de data nogmaals aangeboden aan Lizard Few's. Voor de operationele aansturing van de monstername waren alle data 'near realtime' (= met een vertraging van maximaal een uur) beschikbaar via een webbased platform.

Als de monsternamen in beide kasten startte, kreeg de operationeel beheerder (Tauw) een sms-bericht. Na een of meerdere buien gaf de beheerder opdracht om de monsters op te halen en te analyseren. Bij het ophalen zijn de monsters op kwaliteit gecontroleerd: zijn de juiste flessen gevuld, klopt het volume van het monster, klopt de temperatuur in de koelkast? De bevindingen van de kwaliteitschecks staan op veldwerkformulieren. Alleen kwalitatief goede monsters zijn voor analyse naar het laboratorium (Eurofins Analytico) gegaan. Achteraf is aan de hand van de meetgegevens, veldwerkformulieren en analyse-resultaten nogmaals gecontroleerd of de monsternamen correct is verlopen en of de geanalyseerde monsters daadwerkelijk hemelwaterafvoer betreffen. Alleen van correcte monsters zijn de analyseresultaten opgenomen in de verdere data-analyse.

Een kwaliteitscontrole op de continue meetgegevens was onderdeel van werkpakket 5 (installatie meetapparatuur en levering data), dus de leverancier van de meetopstellingen en data (IMD) heeft deze uitgevoerd. Een beschrijving van de datavalidatie vindt u in bijlage 4.

7.2.4 Meetonzekerheden bij monsternamen en rendementsberekeningen

Gemeten waarden kennen per definitie meetonzekerheden door mogelijke fouten in het meetproces. Bij monsternamen zijn er vele bronnen van onzekerheden, bijvoorbeeld de discontinue monsternamen. Door 'slechts' elke minuut en niet continu te bemonsteren, kan een 'fout' gemaakt worden en een vertekend beeld ontstaan van de werkelijke vuilconcentratie in het water. Een ander voorbeeld is de locatie van de aanzuigmond van de monsternamenslang. Als het water niet volledig gemengd is (bijvoorbeeld omdat zware zwevende delen naar de bodem zakken), kan een te hoog of te laag gehangen aanzuigmond een 'fout' introduceren. Door deze mogelijke fouten is een gemeten waarde nooit de enige 'waarheid', maar eerder een waarde binnen een set van mogelijke waarden die dezelfde meting ook had kunnen opleveren (het betrouwbaarheidsinterval).

In bijlage 2 zijn alle foutenbronnen bij de monsternamen in Almere geïnventariseerd en gekwantificeerd. Door de foutenbronnen te combineren, is elke gemeten SMC te associëren met een betrouwbaarheidsinterval. Het combineren gebeurt door de wet van voortplanting van onzekerheden (*Bertrand-Krajewski en Bardin, 2002*) toe te passen.

Elke gepresenteerde Site Mean Concentration (SMC) in paragraaf 7.3 moet u dus beschouwen als middelste waarde binnen het bijbehorende betrouwbaarheidsinterval. De meetonzekerheid behorend bij de SMC (genoteerd als $u(\text{SMC})$) is vergelijkbaar met het statistische begrip standaardafwijking. Bij een normale verdeling van de concentraties per bui (de EMC's) is de kans 68% dat de werkelijke waarde van de SMC ligt binnen een range van de berekende $\text{SMC} \pm u(\text{SMC})$. De kans is 95% dat de werkelijke waarde ligt binnen een range van de berekende $\text{SMC} \pm 2 * u(\text{SMC})$.

Maar zoals in paragraaf 7.3 blijkt, zijn de concentraties per bui (de EMC's) voor veel parameters niet normaal verdeeld. Door enkele extreem hoge concentraties liggen de SMC's vaak boven de mediaan van de EMC's. Dit levert een bias op in het betrouwbaarheidsinterval. De kans dat de werkelijke SMC boven de bovengrens van het 95%-betrouwbaarheidsinterval ligt, is dan in werkelijkheid groter dan 2,5%. Wel geeft het berekende betrouwbaarheidsinterval een redelijke indruk van de te verwachten waterkwaliteit per locatie.

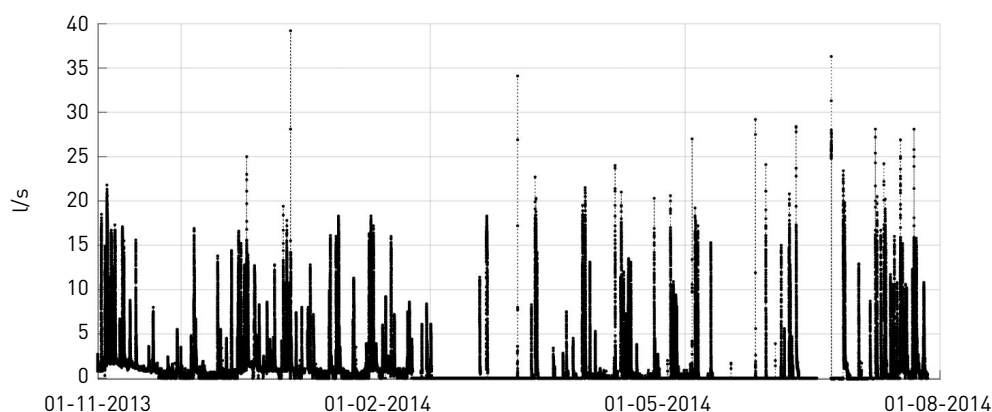
Om het rendement van de lamellenafscheider per bui (Event Mean Removal (EMR)) te berekenen, zijn twee afzonderlijke EMC's gebruikt: van het influent en het effluent. Volumeproportionale middeling van alle EMR's levert een Site Mean Removal (SMR): het gemiddelde rendement van de lamellenafscheider over de onderzoeksperiode. De berekening van het betrouwbaarheidsinterval van de SMR ($u(\text{SMR})$) vindt u in bijlage 2. In paragraaf 4.2.2 staat meer informatie over EMC's en SMC's.

7.3 Resultaten en discussie

7.3.1 Meetresultaten: hydraulisch functioneren lamellenafscheider

Door de debietbeperkende constructie was het debiet over de lamellenafscheider vrijwel gedurende de gehele onderzoeksperiode kleiner dan 60 m³/h (17 L/s) (zie figuur 7.6). De oppervlaktebelasting is dan kleiner dan 0,62 m/h. Incidenteel kwamen hogere debieten voor, tot ongeveer 100 m³/h (28 L/s). Bij deze hogere afvoeren was de oppervlaktebelasting over de afscheider circa 1,0 m/h. Tijdens vier extreme gebeurtenissen (4 december 2013, 25 april, 6 mei en 8 mei 2014) raakte de lamellenafscheider hydraulisch overbelast, waardoor water over de lamellenpakketten heen stroomde. Deze gebeurtenissen zijn voor de rendementsberekening weggelaten uit de resultaten.

Figuur 7.6 Gemeten debiet lamellenafscheider Baljuwstraat tijdens monsternameperiode



7.3.2 Meetopbrengst monstername

In de periode oktober 2013 tot september 2014 zijn voor pilot 4 monsters genomen van het influent en het effluent van de lamellenafscheider op locatie Baljuwstraat. Niet elke bui is succesvol bemonsterd. Door bijvoorbeeld storingen in of onderhoud aan apparatuur kunnen buien 'gemist' zijn. De meetopbrengst is het aantal succesvol bemonsterde buien in de meetperiode (zie tabel 7.2).

De meetopbrengst bepaalt het maximumaantal EMC's per parameter en per locatie. Voor sommige parameters kan het daadwerkelijke aantal EMC's lager liggen, omdat individuele analyses mislukt zijn (bijvoorbeeld door overschrijding van de bewaartermijn, die voor sommige parameters stringenter ligt dan voor andere) of omdat bewust minder analyses uitgevoerd zijn (bijvoorbeeld op glyfosaat).

Om rendementen te kunnen berekenen, moet zowel het influent als het effluent succesvol zijn geanalyseerd. Het maximum aantal rendementsberekeningen per parameter ligt daarmee op 44, gelijk aan het aantal geanalyseerde buien van het effluent.

Tabel 7.2 Meetopbrengst monstername voor pilot 4

Locatie	Aantal bruikbare buien
Locatie A1: Baljuwstraat influent lamellenafscheider	50
Locatie A2: Baljuwstraat effluent lamellenafscheider	44

7.3.3 Meetresultaten: waterkwaliteit influent lamellenafscheider

Tabel 7.3 vat voor de influentmetingen de analyseresultaten per bui (EMC) per parameter samen (tabel is identiek aan tabel 4.8 in paragraaf 4.3.2 (pilot 1)). De tabel geeft per parameter enkele statistische kenmerken, zoals het aantal waarnemingen (= het aantal EMC's), de 10%- en 90%-percentielwaarden, de mediaan (= de middelste waarneming, ofwel de 50%-percentielwaarde), het rekenkundig gemiddelde (= het niet-volumegevoogen gemiddelde) en het volumegevoogen gemiddelde (SMC).

Tabel 7.3 vermeldt ook de detectiegrenzen per parameter. De gebruikte analysemethoden in het laboratorium kunnen waarden onder deze limiet niet onderscheiden. In dat geval wordt het resultaat voor bijvoorbeeld arseen gerapporteerd als "< 1,5 µg/l". Het aantal EMC's dat per parameter onder de detectielimiet ligt, staat in de laatste kolom. Bij het berekenen van statistische kenmerken zijn deze EMC's wél meegenomen, de analyseresultaten tellen dan mee voor de helft van de detectielimiet. In de tabel staan parameters waarvoor minstens de helft van het aantal monsters onder de detectielimiet ligt in het grijs. Voor deze parameters hebben de in tabel 7.3 gepresenteerde statistische kenmerken (waaronder de SMC) weinig betekenis.

Voor een aantal parameters is het rekenkundig gemiddelde van de EMC's duidelijk hoger dan de mediaan. Zo is het rekenkundig gemiddelde voor parameter Zn (zink) 95 µg/l, terwijl de mediaan 59 µg/l bedraagt. Dit komt doordat de gemeten concentraties niet normaal verdeeld zijn. In enkele monsters zitten (extreem) hoge concentraties zink die het gemiddelde flink doen toenemen, terwijl de invloed op de mediaan beperkt is.

Parameter	Aantal EMC's	10%-perc.	Mediaan	Rekenk. gemid.	SMC	90%-perc.	Detec. limiet	Aantal < det.lim.
As [µg/l]	50	0,75	3,0	3,4	2,7	5,6	1,5	6
Cd [µg/l]	50	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20	0,40	50
Cr [µg/l]	50	2,5	2,5	3,0	3,0	2,5	5,0	47
Cu [µg/l]	49	2,5	7,1	8,9	9,3	15	5,0	11
Fe [mg/l]	50	0,025	1,2	1,3	0,95	2,4	0,050	5
Hg [µg/l]	50	0,050	0,050	0,057	0,060	0,050	0,10	46
Ni [µg/l]	50	2,5	2,5	3,2	3,0	2,5	5,0	46
Pb [µg/l]	50	2,5	2,5	3,5	4,1	7,2	5,0	41
Zn [µg/l]	50	36	59	95	82	150	10	1
Min.olie C10-C40 [µg/l]	50	25	64	82	85	170	50	18
Som PAK-10 [µg/l]	49	0,048	0,048	0,098	0,10	0,22	0,095	31
Onopp. bestand. [mg/l]	50	5,0	9,4	14	13	26	2,0	0
NH4-N [mg/l]	47	0,025	0,025	0,66	0,48	1,9	0,05	25
CZV [mg/l]	48	13	24	31	27	69	5,0	2
Cl [mg/l]	50	41	110	116	86	190	-	-
P-tot [mg/l]	50	0,025	0,19	0,21	0,18	0,41	0,05	9
Ortho-PO4-P [mg/l]	49	0,010	0,049	0,058	0,061	0,099	0,02	5
NO3-N [mg/l]	49	0,39	0,62	0,67	0,71	0,98	0,20	1
N-Kj [mg/l]	49	0,5	1,4	1,6	1,4	3,0	1,0	16
Faec.Ent. [kve/ 100ml]	14	44	8.100	16.560	27.842	51.000	1	1
E.coli [kve/ 100ml]	14	160	12.000	14.228	18.770	24.500	1	1
Glyfosaat [µg/l]	12	0,025	0,025	0,035	0,029	0,025	0,05	11

Tabel 7.3 Analyseresultaten influentmetingen lamellenafscheider per parameter
N.B. Waarden in grijs geven aan dat minstens de helft van de analyseresultaten onder de detectiegrens ligt, waardoor statistische interpretaties (zoals percentielwaarden en gemiddelden) weinig betekenis meer hebben.

7.3.4 Meetresultaten: waterkwaliteit effluent lamellenafscheider

Net als tabel 7.3 in paragraaf 7.3.3 vat tabel 7.4 de analyseresultaten per bui (EMC) per parameter samen, maar dan voor de effluentmetingen.

Tabel 7.4 Analyseresultaten effluentmetingen lamellenafscheider per parameter
N.B. Waarden in grijs geven aan dat minstens de helft van de analyseresultaten onder de detectiegrens ligt, waardoor statistische interpretaties (zoals percentielwaarden en gemiddelden) weinig betekenis meer hebben.

Parameter	Aantal EMC's	10%-perc.	Mediaan	Rekenk. gemid.	SMC	90%-perc.	Detec. limiet	Aantal < det.lim.
As [µg/l]	44	0,75	2,8	3,2	2,6	6,1	1,5	7
Cd [µg/l]	44	0,20	0,20	0,21	0,21	0,20	0,40	42
Cr [µg/l]	44	2,5	2,5	4,1	7,3	2,5	5,0	39
Cu [µg/l]	44	2,5	5,8	6,6	7,8	13	5,0	17
Fe [mg/l]	44	0,025	1,1	1,2	1,0	2,5	0,050	7
Hg [µg/l]	44	0,050	0,050	0,063	0,05	0,050	0,10	41
Ni [µg/l]	44	2,5	2,5	3,6	5,3	5,2	5,0	37
Pb [µg/l]	44	2,5	2,5	2,9	3,3	2,5	5,0	40
Zn [µg/l]	44	32	52	58	66	99	10	2
Min.olie C10-C40 [µg/l]	44	25	52	67	78	170	50	21
Som PAK-10 [µg/l]	43	0,048	0,048	0,080	0,097	0,17	0,095	31
Onopg. bestand. [mg/l]	44	5,5	8,6	11	11	19	2,0	0
NH4-N [mg/l]	41	0,025	0,61	0,72	0,65	1,8	0,05	19
CZV [mg/l]	42	12	23	24	25	35	5,0	0
Cl [mg/l]	44	51	120	125	101	200	–	–
P-tot [mg/l]	44	0,025	0,19	0,21	0,20	0,37	0,05	6
Ortho-PO4-P [mg/l]	43	0,021	0,047	0,059	0,06	0,12	0,02	4
NO3-N [mg/l]	43	0,28	0,57	0,66	0,72	0,86	0,20	2
N-Kj [mg/l]	43	0,5	1,4	1,5	1,5	2,7	1,0	12
Faec.Ent. [kve/100 ml]	11	64	4.600	5.815	6.336	15.000	1	1
E.coli [kve/100 ml]	11	360	7.900	8.247	9.506	15.500	1	0
Glyfosaat [µg/l]	0	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	0,05	n.v.t.

7.3.5 Meetresultaten: rendementen lamellenafscheider

Per bui is een rendement van de lamellenafscheider berekend (Event Mean Removal (EMR)) door de EMC van het influent te vergelijken met de EMC van het effluent. Volumeproportionele middeling van alle EMR's geeft het gemiddelde rendement van de afscheider gedurende het onderzoeksjaar (Site Mean Removal (SMR)) (zie tabel 7.5). De onzekerheid bij dit gemiddelde rendement, de u(SMR), is berekend volgens de methode in bijlage 2. Voor elke parameter is getoetst of de SMR significant positief is (met een betrouwbaarheid van > 68%, dus SMR - u(SMR) > 0). Ter illustratie staan in de tabel ook de SMC's van het influent en het effluent. Maar de verwijderingsrendementen zijn dus niet bepaald op basis van deze SMC's, maar per bui op basis van de EMC's. Als meer dan de helft van de gebruikte EMC's onder de detectielimiet ligt (SMC's grijs in de tabel), is het toetsingsresultaat onzeker. Immers, dan is getoetst op een (aangenomen) waarde van de helft van de detectielimiet. In de tabel staat het resultaat (Ja/Nee) dan in het grijs.

Parameter	Influent SMC	Effluent SMC	Aantal buien	Verwijdering SMR	Onzekerheid verwijdering u(SMR)	Significant positieve verwijdering?
As [µg/l]	2,7	2,6	44	6%	7%	Nee
Cd [µg/l]	0,20	0,21	44	-3%	7%	Nee
Cr [µg/l]	3,0	7,3	44	-143%	127%	Nee
Cu [µg/l]	9,3	7,8	43	18%	14%	Ja
Fe [mg/l]	0,95	1,0	44	-3%	12%	Nee
Hg [µg/l]	0,060	0,05	44	6%	13%	Nee
Ni [µg/l]	3,0	5,3	44	-77%	67%	Nee
Pb [µg/l]	4,1	3,3	44	18%	14%	Ja
Zn [µg/l]	82	66	44	22%	9%	Ja
Min.olie C10-C40 [µg/l]	85	78	44	17%	11%	Ja
Som PAK-10 [µg/l]	0,10	0,097	43	17%	16%	Ja
Onopg. bestand. [mg/l]	13	11	44	18%	12%	Ja
NH4-N [mg/l]	0,48	0,65	41	-9%	21%	Nee
CZV [mg/l]	27	25	42	14%	13%	Ja
Cl [mg/l]	86	101	44	-5%	3%	Nee
P-tot [mg/l]	0,18	0,20	44	-4%	18%	Nee
Ortho-PO4-P [mg/l]	0,061	0,06	43	-2%	15%	Nee
NO3-N [mg/l]	0,71	0,72	43	3%	10%	Nee
N-Kj [mg/l]	1,4	1,5	43	-1%	19%	Nee
Faec.Ent. [kve/100 ml]	27.842	6.336	11	12%	32%	Nee
E.coli [kve/100 ml]	18.770	9.506	11	9%	36%	Nee
Glyfosaat [µg/l]	0,029	n.v.t.	11	12%	25%	Nee

Tabel 7.5 Gemeten verwijderingspercentages lamellenafscheider Baljuwstraat (inclusief onzekerheid) en significantietoets rendement (betrouwbaarheid > 68%)
N.B. Waarden (en toetsingsresultaat) in grijs geven aan dat minstens de helft van de EMC's onder de detectielimiet ligt en de toetsing onzeker is.

Met een betrouwbaarheid van 68% is er een statistisch significant positief rendement voor de parameters koper, zink, minerale olie, onopgeloste bestanddelen en CZV. N.B. Voor lood en som PAK-10 is weliswaar ook een significant positief rendement aangetoond, maar door de vele analysesresultaten onder de detectielimiet zijn deze toetsresultaten onzeker. De gemiddeld positieve rendementen van onder meer bacteriën zijn statistisch niet significant. Met een strengere statistische betrouwbaarheid van > 95% ($SMR - 1,96 \times u(SMR) > 0$) is er alleen voor zink een significant positief rendement.

De belangrijkste onzekerheidsfactor is de variabiliteit in concentraties en verwijdering per bui. Om de onzekerheid door de grote variatie in buigemiddelde concentraties en zeer lage rendementen te verkleinen, moeten veel buien worden bemonsterd. Het is immers makkelijker om een rendement van 50% met een bepaalde onzekerheid te bepalen dan een rendement van 5%. Door (nog) meer buien te bemonsteren, is bijvoorbeeld statistisch aan te tonen dat ook voor andere parameters een significant verwijderingsrendement bestaat. Met het huidige aantal bemonsterde buien is wel aangetoond dat een verwijderingsrendement van 40% of hoger voor vrijwel alle parameters buiten het 90%-betrouwbaarheidsinterval valt, dus zeer onwaarschijnlijk is. Alleen voor bacteriën en glyfosaat is dit niet statistisch aangetoond, omdat hiervan minder analyses beschikbaar zijn.

De analyse op onzekerheden in de verwijderingsrendementen bevestigt op het eerste gezicht onverklaarbare uitkomsten, zoals negatieve rendementen van -143% voor chroom en -77% voor nikkel. Deze zijn te verklaren door grote onzekerheden in de rendementsberekening, doordat voor deze parameters de meeste metingen onder de detectiegrens liggen met een paar uitschieters erboven. Ook bijvoorbeeld het negatieve rendement voor chloride (een volledig opgeloste stof) is te verklaren door onzekerheden in de rendementsberekening. Gezien het werkingsprincipe van de lamellenafscheider (bezinking) zou een positief of negatief rendement anders ook niet te verklaren zijn.

7.3.6 Discussie: vergelijking rendement in Almere met andere onderzoeken

De rendementen van de lamellenafscheider in Almere Baljuwstraat zijn vergeleken met de rendementen uit andere onderzoeken in Arnhem (*Langeveld et al., 2012*) en de Krimpenerwaard (*Liefting et al., 2015*) (zie tabel 7.6).

De positieve verwijderingsrendementen voor koper, zink, minerale olie, onopgeloste bestanddelen en CZV komen in de andere meetprojecten ook voor. Voor parameters waarvoor geen significant verwijderingsrendement is gemeten (nutriënten en bacteriën), zijn ook in de andere meetprojecten de gemeten rendementen soms nihil of negatief. Het gemiddelde gemeten rendement ligt voor bijna alle parameters in dezelfde range als bij de andere projecten.

Tabel 7.6 Gemiddeld verwijderingsrendement lamellenafscheider Almere vergeleken met gemiddelde rendementen vergelijkbare onderzoeken in Arnhem en Krimpenerwaard

Locatie	Almere		Arnhem	Schoonhoven	Krimpen a/d IJssel	Haastrecht *
Parameter	(Facet)	Significant?	(Facet)	(Facet)	(Facet)	(Aqa)
As [µg/l]	6%	Nee		0%	7%	0%
Cd [µg/l]	-3%	Nee		-18%	5%	0%
Cr [µg/l]	-143%	Nee		7%	9%	-5%
Cu [µg/l]	18%	Ja	21%	24%	9%	6%
Fe [mg/l]	-3%	Nee				
Hg [µg/l]	6%	Nee		34%	7%	14%
Ni [µg/l]	-77%	Nee		1%	5%	5%
Pb [µg/l]	18%	Ja	36%	19%	19%	46%
Zn [µg/l]	22%	Ja	23%	20%	10%	36%
Min.olie C10-C40 [µg/l]	17%	Ja		11%	22%	19%
Som PAK-10 [µg/l]	17%	Ja		9%	5%	-66%
Onopg. bestand. [mg/l]	18%	Ja	40%	30%	24%	13%
NH4-N [mg/l]	-9%	Nee		-10%	0%	34%
CZV [mg/l]	14%	Ja	18%	8%	3%	17%
Cl [mg/l]	-5%	Nee		4%	-2%	-101%
P-tot [mg/l]	-4%	Nee	29%			
Ortho-PO4-P [mg/l]	-2%	Nee		15%	-1%	7%
NO3-N [mg/l]	3%	Nee		4%	2%	-13%
N-Kj [mg/l]	-1%	Nee		13%	0%	27%
N-tot [mg/l]			17%			
Faec.Ent. [kve/100 ml]	12%	Nee				
E.coli [kve/100 ml]	9%	Nee	-46%			
Glyfosaat [µg/l]	12%	Nee				

* Rendement in Haastrecht is gerapporteerd op basis van de rekenkundig gemiddelde influent- en effluentconcentraties (dus niet volumegewogen)

Als meer dan de helft van de gebruikte EMC's onder de detectielimiet ligt, is het toetsingsresultaat onzeker. Immers, dan is getoetst op een (aangenomen) waarde van de helft van de detectielimiet. In de tabel staat het resultaat (Ja/Nee) dan in het grijs.

7.3.7 Meetresultaten en discussie: slibkwantiteit en -kwaliteit in lamellenafscheider

In het jaar waarin de influent- en effluentconcentraties zijn bemeten, is de lamellenafscheider vier keer gereinigd. Hierbij zijn monsters genomen van het slib in de bezinkbak (direct bovenstrooms de lamellenpakketten) en het slib onder de lamellenpakketten. Bij elk bezoek bleek een hoeveelheid slib van maximaal enkele cm aanwezig, niet-uniform verdeeld over de bodem van de put. Op basis van de slibdiktemetingen en het bepaalde gehalte droge stof in het slib is de hoeveelheid droge stof die zich jaarlijks in de put verzamelt op circa 250 kg geschat (220 kg in de bezinkbak en 30 kg onder de pakketten).

Op basis van de concentratie onopgeloste bestanddelen in het influent (SMC = 13 mg/l, zie tabel 7.5 in paragraaf 7.3.5), het totale volume hemelwater door de afscheider per jaar (50% van het jaarvolume van 560 mm nettoneerslag over 7,7 ha = 21.560 m³) en het gemiddelde verwijderingsrendement (18%) is de verwachting dat de afscheider jaarlijks circa 50 kg droge stof moet verwijderen. In de praktijk lijkt de afscheider dus beduidend meer af te vangen dan verwacht op basis van het verwijderingsrendement. Oorzaken van dit verschil kunnen zijn:

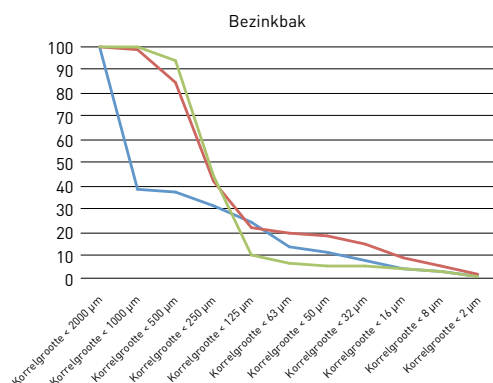
- Meetfouten: de slibdikte is moeilijk ter plaatse vast te stellen door de niet-uniforme verdeling van het slib onder in de put. De werkelijke hoeveelheid bezonken slib kan daarmee kleiner zijn.
- Fouten in de monstername, waardoor te schoon water wordt bemonsterd. Omdat beide zuigmonden van de monsternamstations conform de voorschriften op een derde van de waterhoogte zaten, is er geen reden aan te nemen dat de monsters stelselmatig niet goed zijn genomen.
- Het niet bemonsteren van het slib dat via bedloadtransport de lamellenafscheider bereikt. Via deze vorm van transport schuiven, rollen en stuiteren relatief grote en dus zware deeltjes door het hemelwaterstelsel. De hoeveelheid en kwaliteit van de bedload zijn niet in beeld gebracht.
- Bij het reinigen wordt niet al het vuil verwijderd, waardoor het achtergebleven slib dubbel wordt geteld en de werkelijke hoeveelheid bezonken slib kleiner is.

In tabel 7.7 ziet u de gemiddelde kwaliteit van het slib uit de bezinkbak (n = 3) en van het slib onder de lamellenpakketten (n = 4). Opvallend is dat deeltjes met een hoge mate van binding (zie paragraaf 7.3.10) inderdaad in hoge concentraties in het slib zitten. De enige uitzondering hierop is ortho-fosfaat, maar daarvan varieert de mate van binding sterk met het slibmilieu. Uit de korrelgrootteverdelingen van beide typen slib blijkt dat het slib uit de bezinkbak (zie figuur 7.7) duidelijk grover van aard is dan het slib onder de lamellenpakketten (zie figuur 7.8). De consistent hogere concentraties verontreinigingen in dit laatste type slib hangen daarmee samen, omdat naar verhouding meer verontreinigingen zich binden aan de kleine fracties.

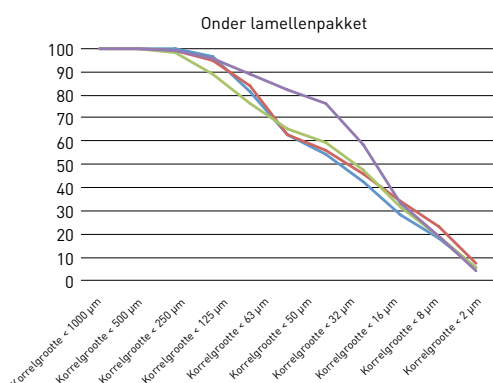
	Mate van binding (tabel 7.8)	Concentratie influent	Slibkwaliteit bezinkbak (n = 3)	Slibkwaliteit lamellenpakket (n = 4)	Verhouding slib/regenwater
Parameter		[mg/l]	[mg/kg ds]	[mg/kg DS]	
Cu	59% [25%-93%]	9,3*10 ⁻³	54	263	10 ³ -10 ⁵
Pb	70% [21%-98%]	4,1*10 ⁻³	38	148	10 ³ -10 ⁵
Zn	53% [33%-85%]	82*10 ⁻³	403	1.775	10 ³ -10 ⁵
Som PAK-10	63% [0%-98%]	0,10*10 ⁻³	1,7	5,3	10 ⁴ -10 ⁵
Min. olie C10-C40	67% [37%-54%]	85*10 ⁻³	1.440	5.175	10 ⁴ -10 ⁵
NH4-N	0% [0%-7%]	0,48	71	213,5	10 ² -10 ³
CZV	35% [11%-50%]	27	88.000	472.500	10 ³ -10 ⁵
Cl	0%	86	343	1.545	10 ⁰ -10 ²
P-tot	55% [40%-70%]	0,18	1.183	4.850	10 ³ -10 ⁵
Ortho-PO4-P	42% [25%-62%]	61*10 ⁻³	0,53	2,9	10 ⁰ -10 ²
NO3-N	0%	0,71	2,5	2,3	10 ⁰ -10 ¹
N-Kj	41% [9%-70%]	1,4	1.867	8.625	10 ³ -10 ⁴

Tabel 7.7 Kwaliteit slib uit lamellenafscheider (bezinkbak en onder lamellenpakket) in verhouding tot influent-concentraties

**Figuur 7.7 Korrelgrootteverdeling
slib uit bezinkbak lamellenafscheider**



**Figuur 7.8 Korrelgrootteverdeling
slib onder lamellenpakketten**



7.3.8 Meetresultaten: valsnelheid influent lamellenafscheider

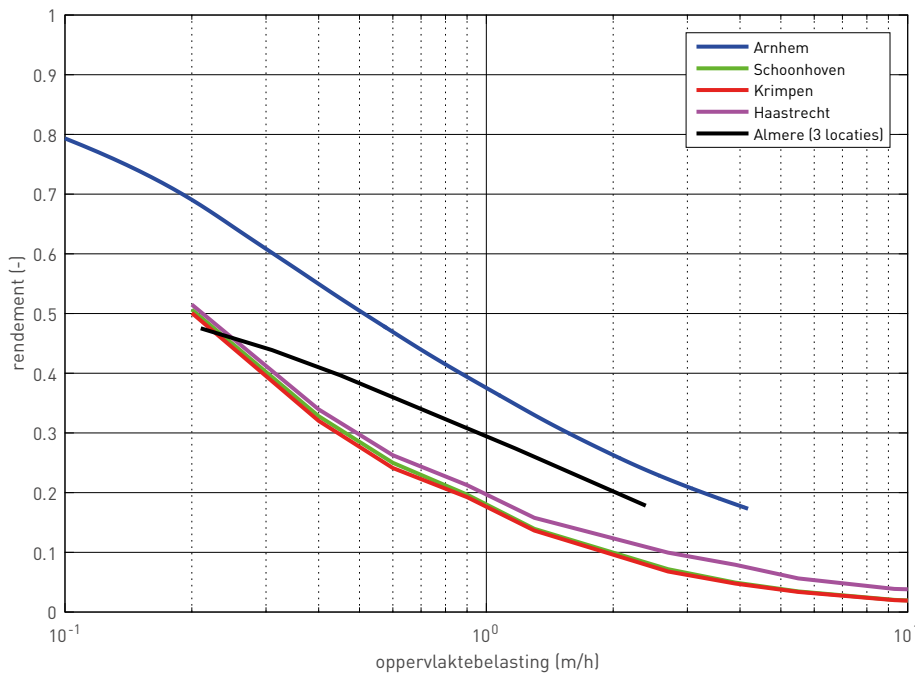
Valsnelheden van onopgelost materiaal in het hemelwater bepalen in hoeverre technieken die bezinking gebruiken het hemelwater kunnen behandelen. Bij hoge valsnelheden gaat bezinking sneller dan bij lage valsnelheden. De TU Delft heeft deze valsnelheden volgens de methode in bijlage 3 gemeten.

De bedoeling was om de monsters van alle bruikbare buien die van oktober 2013 tot september 2014 zijn verzameld van het influent van de lamellenafscheider op de Baljuwstraat ook op valsnelheden te analyseren. Het testen van de effluentmonsters was voor deze pilot niet interessant: het effluent van de lamellenafscheider is (hemel)water dat al bezonken is en daarmee niet meer representatief voor de bezinkbaarheid van hemelwater. Door een foutieve meetopzet (zie bijlage 3 voor een toelichting) zijn de meetresultaten van de valsnelheidsproeven van het influent niet bruikbaar. Feitelijk zijn daarmee voor deze pilot geen meetresultaten beschikbaar.

Voor pilot 1 zijn wél succesvolle valsnelheidsmetingen uitgevoerd voor locaties Baljuwstraat (22 monsters tijdens een tweede onderzoeksjaar), Sluis (zeventien monsters) en Palembangweg (vijftien monsters). De resultaten daarvan vindt u in paragraaf 4.3.10. Uit deze resultaten blijkt dat de bezinkbaarheid van deeltjes in het afstromende hemelwater vergelijkbaar is voor de drie locaties en ook consistent is tijdens de meetperiode. De resultaten van de drie locaties samen zijn gebruikt om het potentiële rendement van een bezinkvoorziening te bepalen. Dit betekent wel dat de periode van valsnelheidsmetingen niet samenvalt met de periode van rendementsmetingen.

7.3.9 Discussie: potentieel rendement onopgeloste stoffen in hemelwater op basis van valsnelheden

Het potentiële rendement voor onopgeloste stoffen is het rendement dat is te verwachten als de afscheider het bezinkingsoppervlak optimaal gebruikt, met gelijkmatige debietverdeling over het pakket, zonder kortsluitstromen en zonder resuspenderende bezonken deeltjes. Het potentiële rendement voor deeltjes met een hogere bezinksnelheid dan de oppervlaktebelasting is 100%. Het potentiële rendement voor deeltjes met een kleinere bezinksnelheid dan de oppervlaktebelasting is naar rato van bezinksnelheid versus de oppervlaktebelasting. Om het potentiële rendement te bepalen, is de vracht onopgeloste bestanddelen per bui vermenigvuldigd met de bezinkbaarheid die volgt uit de valsnelheidsproeven. In figuur 7.9 ziet u de resultaten.



Figuur 7.9 Potentieel rendement uitgezet tegen oppervlaktebelasting Almere en vergeleken met onderzoeken in Arnhem en Krimpenerwaard

Uit figuur 7.9 blijkt dat het potentiële rendement van de afscheider 30% tot 35% bedraagt bij een (gemeten) oppervlaktebelasting tussen 0,5 m/h en 1,0 m/h. Met andere woorden: als de afscheider volgens ontwerp optimaal functioneert, kan deze maximaal 30% tot 35% van de onopgeloste bestanddelen in het hemelwater verwijderen. Voor stoffen die deels aan onopgeloste bestanddelen zijn gebonden, zal het potentiële rendement lager zijn, omdat deze stoffen ook deels opgelost in het water zitten.

Het berekende potentiële rendement (30%-35%) is veel hoger dan uit de rendementsmetingen naar voren komt (18%, zie tabel 7.5). Dit impliceert dat de afscheider het bezinkingsoppervlak niet optimaal gebruikt. Bijvoorbeeld doordat de pakketten niet volledig verdrongen zijn of door gedeeltelijke verstopping, kortsluitstromen of resuspenderend bezonken materiaal.

Ook tijdens de onderzoeken in Arnhem (*Langeveld et al., 2012*) en de Krimpenerwaard (*Liefting et al., 2015*) is geconstateerd dat de lage bezinkbaarheid van de aanwezige onopgeloste bestanddelen de belangrijkste verklaring is voor de lage rendementen (zie figuur 7.9). Met andere woorden: de bezinkbaarheid van verontreinigingen in 'gewoon' afstromend hemelwater in Nederland is zo laag dat een lamellenafscheider hier geen hoge rendementen (> 40%) kan halen.

Tabel 7.8 Verdeling voor enkele parameters tussen opgeloste en onopgeloste fractie in afstromend hemelwater op basis van literatuuronderzoek (STOWA, 2007; Liefing et al., 2015) en potentiële rendementen (op basis van 30% rendement op onopgeloste bestanddelen)

Parameter	Opgeloste fractie (< 0,45 µm)	Onopgeloste fractie (> 0,45 µm)	Potentieel rendement
Cu [µg/l]	41%	59% (25%-93%)	18%
Pb [µg/l]	30%	70% (21%-98%)	21%
Zn [µg/l]	47%	53% (33%-85%)	16%
Som PAK-10 [µg/l]	37%	63% (0%-98%)	19%
Min. olie C10-C40 [µg/l]	33%	67% (37%-54%)	20%
NH4-N [mg N/l]	100%	0% (0%-7%)	0%
CZV [mg/l]	65%	35% (11%-50%)	11%
Cl [mg/l]	100%	0%	0%
P-tot [mg/l]	45%	55% (40%-70%)	17%
Ortho-PO4-P [mg/l]	58%	42% (25%-62%)	13%
NO3-N [mg/l]	100%	0%	0%
N-Kj [mg/l]	59%	41% (9%-70%)	12%

7.3.10 Discussie: binding vervuiling aan deeltjes

Het potentiële rendement (zie figuur 7.9) geldt alleen voor onopgeloste bestanddelen en voor stoffen die volledig gehecht aan onopgeloste bestanddelen in (hemel)water voorkomen. Stoffen die opgelost aanwezig zijn, zijn niet door bezinking te verwijderen. Stoffen die deels opgelost en deels gehecht aan onopgeloste stoffen in het hemelwater zitten, zijn naar rato te verwijderen. Hiervoor moet het potentiële rendement van de stof vermenigvuldigd worden met de fractie die gehecht is aan onopgeloste delen. Op basis van gegevens in de literatuur (STOWA, 2007; Liefing et al., 2015) staat in tabel 7.8 de verdeling van onopgeloste en opgeloste (deeltjes < 0,45 µm) stoffen in afstromend hemelwater en de daaruit volgende potentiële rendementen. Te zien is dat de mogelijke rendementen voor alle getoonde parameters nog verder afnemen ten opzichte van het rendement van onopgeloste stoffen.

7.4 Conclusies

Op basis van de onderzoeksresultaten zijn de volgende conclusies getrokken:

Voor onderzoeksvraag 4.1: Wat is het gemeten verwijderingsrendement van een lamellenafscheider?

Met een betrouwbaarheid van 68% is voor de lamellenafscheider bij onderzoekslocatie Baljuwstraat een statistisch significant positief rendement voor de parameters koper, zink, minerale olie, onopgeloste bestanddelen en CZV gemeten. De gemiddeld positieve rendementen van onder meer bacteriën zijn statistisch niet significant. Met een strengere statistische betrouwbaarheid van > 95% is er alleen voor zink een significant positief rendement. Het gemiddelde gemeten rendement ligt voor bijna alle parameters in dezelfde range als bij vergelijkbare onderzoeksprojecten. In alle onderzoeken is de lage bezinkbaarheid van de aanwezige onopgeloste bestanddelen de belangrijkste verklaring voor de lage rendementen.

De hoeveelheid gevonden slib in de afscheider was beduidend groter dan verwacht op basis van het verwijderingsrendement voor onopgeloste stoffen. Mogelijk is de slibaanvoer via bedloadtransport hiervoor een verklaring.

Voor onderzoeksvraag 4.2: Wat is het potentiële rendement van een lamellenafscheider?

Het potentiële rendement van een bezinkvoorziening is afhankelijk van de oppervlaktebelasting. Bij een oppervlaktebelasting van 1 m/h (vaak de nominale belasting bij het ontwerp van een lamellenafscheider) ligt het potentiële verwijderingsrendement voor onopgeloste bestanddelen in 'gewoon' afstromend hemelwater tussen 12% (Krimpenerwaard) en 37% (Arnhem). Het potentiële rendement in Almere op basis van de valsnelheidsmetingen is ongeveer 30% tot 35%. Voor stoffen die deels aan zwevende stof zijn gebonden, moet het potentiële rendement worden gecorrigeerd voor het bindingspercentage. De bezinkbaarheid van verontreinigingen in 'gewoon' afstromend hemelwater in Nederland is zo laag dat een lamellenafscheider geen hoge rendementen (> 40%) kan halen.

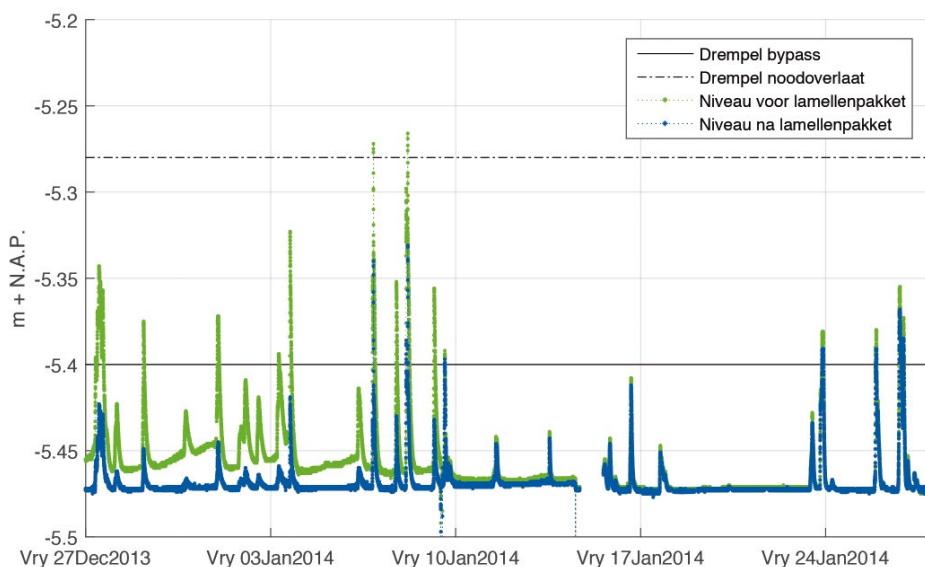
7.5 Praktisch leerpunt: noodzakelijk onderhoud lamellenafscheider

In plaats van de door de leverancier voorgestelde onderhoudsfrequentie van elke zes maanden is de afscheider op de Baljuwstraat eens in de drie maanden gereinigd. Dit onderhoud bestond uit:

- 1 de put leegpompen;
- 2 de lamellenpakketten uit de put verwijderen;
- 3 de pakketten met een hogedruk-lans schoonspuiten;
- 4 het slib op de bodem van de put verwijderen.

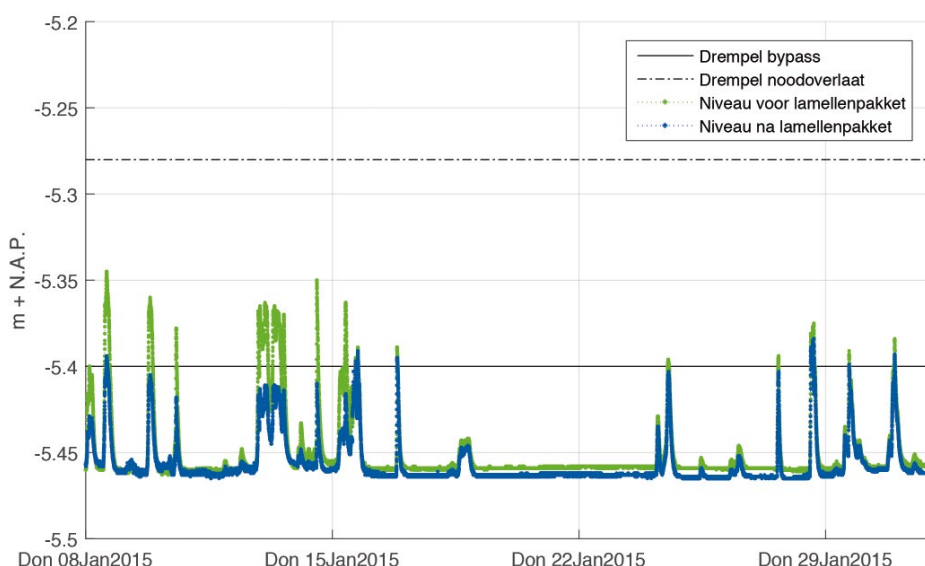
Uit visuele waarnemingen blijkt dat bij onderhoudsbeurten veel verontreiniging tussen de lamellen zit. Hierdoor raakte(n) (delen van) het lamellenpakket verstopt (zie de figuren 7.10 en 7.11). Soms was de verstopping zo ernstig dat het water via de noodoverlaat over het pakket stroomde. De onderhouds- en reinigingsfrequentie van eens per drie maanden bleek niet voldoende om deze verstoppingen te voorkomen. Door het pakket schoon te spuiten, is de hydraulische capaciteit wel (deels) te herstellen.

N.B. De reinigingslocatie van de pakketten verdient extra aandacht. Het schoonspuiten moet boven de eigen put gebeuren, waarna de put volledig leeggezogen en gereinigd moet worden. Op de Baljuwstraat was de eerste keer op het maaiveld gereinigd, waardoor alle vervuiling in het gras verdween. Ook was de put soms na reiniging van de pakketten niet schoongemaakt, waardoor de meeste verontreiniging uit de pakketten alsnog richting oppervlaktewater verdween.



Figuur 7.10 Verstopping lamellenpakket vóór onderhoudsbeurt op 9 januari 2014 zorgt voor hydraulisch verval (verschil niveau voor lamellenpakket en niveau na lamellenpakket)

N.B. Tijdens drie buien is de hydraulische capaciteit van het pakket onvoldoende, zodat het water via de noodoverlaat over het lamellenpakket heen stroomt.



Figuur 7.11 Verstopping lamellenpakket vóór onderhoudsbeurt op 16 januari 2015 zorgt voor hoger hydraulisch verval tijdens buien

7.6 Literatuur

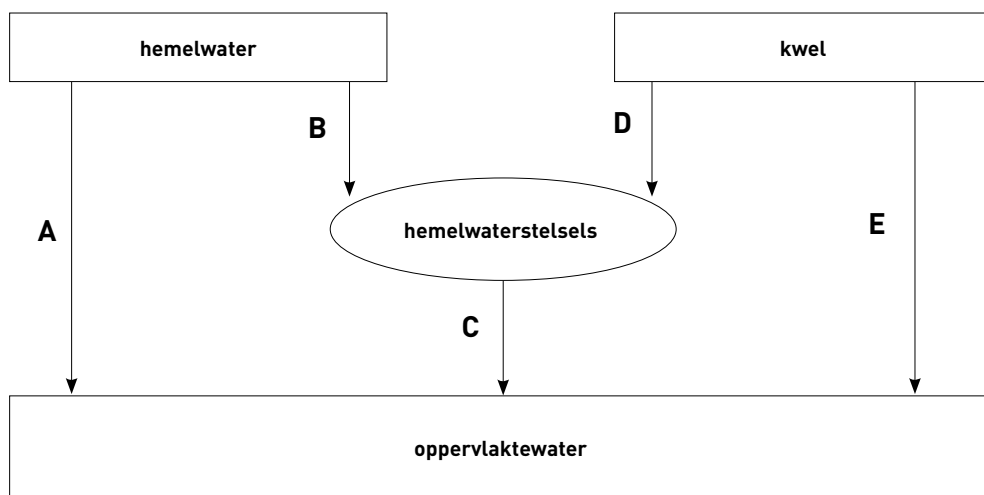
- Bertrand-Krajewski, J.L. en Bardin, J.P. (2002). Evaluation of uncertainties in urban hydrology: application to volumes and pollutant loads in a storage and settling tank. *Water Science and Technology*, 45(4-5), 437-444.
- ISO (1992). Standard 5667-10:1992. Water quality - Sampling - Part 10: Guidance on sampling of wastewaters.
- Langeveld J.G., Liefthing H.J. en Boogaard F.C. (2012). Uncertainties of stormwater characteristics and removal rates of stormwater treatment facilities: implications for stormwater handling. *Water Research*, 46(2012), 6868-6880.
- Liefthing H.J., Boogaard F.C., Korving J. en Langeveld J.G. (2015). Lamellenafscidders Krimpenerwaard: resultaten praktijkonderzoek. Partners4UrbanWater/Tauw/Witteveen+Bos i.o.v. Gemeente Capelle aan den IJssel, kenmerk 1220194_R_150413, 14 april 2015.
- STOWA (2007). Regenwaterdatabase. De feiten over de kwaliteit van afstromend regenwater. Rapport 2007-21, STOWA, Utrecht.

8 Pilot 5 De hoeveelheid en kwaliteit van drainagewater

8.1 Aanleiding, doel en onderzoeksvragen

In Almere zijn veel drainagesystemen aangesloten op de hemelwaterriolering. Daardoor stroomt grondwater via drainagebuizen en de hemelwaterriolering naar het oppervlaktewater (route D-C in figuur 8.1). Daarnaast bereikt grondwater het watersysteem als directe kwel op de vaarten en sloten of via drainagesystemen die direct in het oppervlaktewater lozen (route E).

De indruk bestaat dat de hoeveelheid en kwaliteit van dit drainagewater de lokale oppervlaktewaterkwaliteit beïnvloeden. Een voor de OSAL uitgevoerde water- en stoffenbalans (zie paragraaf 2.1) laat zien dat mogelijk bijna 50% van het jaarlijkse aanbod fosfaat op het gehele watersysteem in Almere uit kwel komt. Probleem is dat deze 50% mager onderbouwd is. Zowel de bij de berekeningen gebruikte kwantiteit (circa 0,5 mm/d ofwel 8 miljoen m³) als de kwaliteit (gemiddeld 2,1 mg P/L) van het kwelwater is op weinig 'harde' gegevens gebaseerd. Om toch het effect van kwel op de oppervlaktewaterkwaliteit beter te kunnen inschatten, zijn aanvullende, betrouwbare metingen nodig. Doel van pilot 5 is voor de drie onderzoekslocaties Baljuwstraat, Sluis en Palembangweg de grondwaterkwaliteit in beeld brengen en de afvoer van drainagewater via de hemelwaterriolering inschatten.



Figuur 8.1 Afvoer hemelwater en kwel naar oppervlaktewater, deels direct en deels via hemelwaterstelsels

Onderzoeksvragen

De onderzoeksvragen voor pilot 5 zijn:

- 5.1 Wat is de kwaliteit van het grondwater nabij de onderzoekslocaties in Almere?
- 5.2 Hoeveel van dit grondwater komt via de hemelwaterriolering in het oppervlaktewater?

8.2 Materiaal en methode

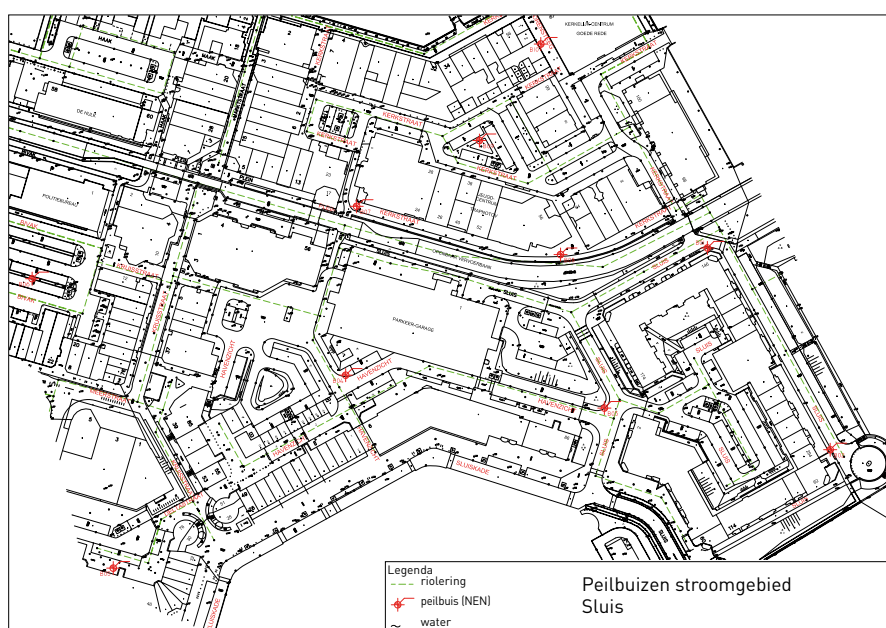
8.2.1 Monsternamelocaties grondwater

Om de kwaliteit van het grondwater in de stroomgebieden Baljuwstraat, Sluis en Palembangweg te bepalen, zijn per stroomgebied tien peilbuizen geïnstalleerd. Deze peilbuizen liggen goed verspreid over de onderzoeksgebieden (zie de figuren 8.2, 8.3 en 8.4). Ze hebben ondiepe filters, waardoor de monsters uit de bovenste, freatische laag komen waarin ook de drainagesystemen liggen.

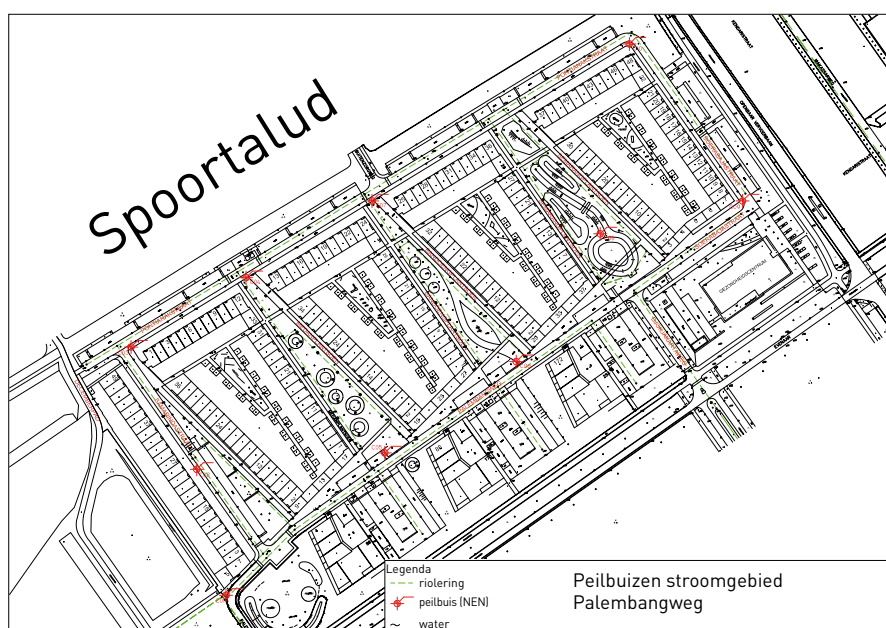
Figuur 8.2 Locaties peilbuizen in stroomgebied Baljuwstraat



Figuur 8.3 Locaties peilbuizen in stroomgebied Sluis



Figuur 8.4 Locaties peilbuizen in stroomgebied Palembangweg en spoortalud direct langs onderzoeksgebied



8.2.2 Onderzoeksopzet

Voor een antwoord op onderzoeksvraag 5.1 is gedurende een jaar elke peilbuis tweemaal bemonsterd. De monsters zijn geanalyseerd op vele parameters (zie tabel 8.1), grotendeels dezelfde als voor de hemelwateranalyse in pilot 1 (zie tabel 4.2). De enige uitzonderingen zijn glyfosaat en valsnelheden, die zijn voor grondwater niet beschouwd. Een beschrijving van de analysemethoden vindt u in bijlage 3.

Stofgroep	Parameter
Algemeen	Onopgeloste bestanddelen Chemisch zuurstof verbruik (CZV) Chloride
Nutriënten	Kjeldahl stikstof Ammonium Nitraat Fosfaat (ortho- en totaal)
Microverontreinigingen	Naftaleen Fenanthreen Anthraceen Fluorantheen Benzo(a)anthraceen Chryseen Benzo(k)fluorantheen Benzo(a)pyreen Benzo(ghi)peryleen Indeno(123-cd)pyreen PAK Totaal VROM (10) Minerale olie (C10-C12) Minerale olie (C12-C16) Minerale olie (C16-C21) Minerale olie (C21-C30) Minerale olie (C30-C35) Minerale olie (C35-C40) Minerale olie totaal (C10-C40)
Zware metalen	Arseen (As) Cadmium (Cd) Chroom (Cr) Koper (Cu) IJzer (Fe) Kwik (Hg) Nikkel (Ni) Lood (Pb) Zink (Zn)
Hygiënische kwaliteit	Faecale enterococcen E.Coli

**Tabel 8.1 Analysepakket
grondwaterkwaliteit**

Het is niet eenvoudig om de hoeveelheid grondwater in de afvoer van de hemelwaterriolering te bepalen (onderzoeksvraag 5.2). Doordat de drainage in Almere op veel plaatsen aangesloten is op het hemelwaterriool, is het niet haalbaar om alle instroomlocaties te monitoren. Het logische alternatief is te meten bij de uitstroomlocatie van het rioolstelsel: de hemelwateruitlaat.

In pilot 5 zijn drie mogelijkheden verkend:

- 1 Isotopenanalyse.
- 2 Debietmetingen bij de hemelwateruitlaten tijdens droog weer.
- 3 Hersteltijd van het elektrisch geleidend vermogen (EGV) gebruiken.

Isotopenanalyse

Water (H_2O) is aan de hand van zijn zuurstof (O) en waterstofisotopen (H) te karakteriseren. Verschillende waterbronnen (zoals hemel-, grond- en drinkwater) kunnen een andere isotopenverhouding hebben. Als verschillende bronnen zich mengen, is de mengverhouding te achterhalen door de isotopensamenstelling van het mengsel en van de ongemengde bronnen te bepalen. De afvoer uit een hemelwateruitlaat tijdens neerslag is een dergelijk mengsel. Dit bestaat uit hemelwater, drainagewater en water dat vóór de bui al in het hemelwaterstelsel zat. De mengverhouding (en daarmee de hoeveelheid afgevoerd grondwater) is bepaald door per stroomgebied voor twee verschillende regenperioden isotopenanalyses uit te voeren op de drie bronnen en op het mengsel.

De volgende monsters zijn verzameld:

- Het monster van het 'watermengsel' komt uit de monsternamekasten van pilot 1.
- De monstername van hemelwater (direct nadat het uit de lucht is gevallen) vond plaats op vijf locaties per stroomgebied (zie tabel 8.2). Hiervoor zijn emmers gebruikt en trechters die op de emmers zijn bevestigd (zie figuur 8.5). Vóór de te bemonsteren buien hebben medewerkers van de Gemeente Almere de emmers op een geschikte plaats (vrij liggend) in hun tuin geplaatst. Na de buien zijn de watermonsters uit de emmers verzameld en gekoeld bewaard, voordat ze voor analyse naar het Centrum voor Isotopenonderzoek in Groningen zijn gestuurd.
- Voor drainagewater zijn de monsters gebruikt die gestoken zijn om de kwaliteit van drainagewater te bepalen (onderzoeksvraag 5.1).
- Monsters van het water dat vóór de bui al in de hemelwaterstelsels zat, zijn net vóór de bui verzameld uit drie putten per stelsel.

Een uitgebreide beschrijving van de isotopenmethode vindt u in *Schilperoort, 2004*.

Tabel 8.2 Monstername-locaties hemelwater

Code	Gebied	Straatnaam
S1	Almere Stad	Louis Davidsstraat
S2	Almere Stad	Udenstraat
S3	Almere Stad	Jean Desmet
S4	Almere Stad	Helmstok
S5	Almere Stad	Octant
H1	Almere Haven	Kolkgriend
H2	Almere Haven	Toernooiveld
H3	Almere Haven	Paradijsvogelweg
H4	Almere Haven	Oostgriend
H5	Almere Haven	Buitenhof
B1	Almere Buiten	Hagedisstraat
B2	Almere Buiten	Boekenrodestraat
B3	Almere Buiten	Okkistraat
B4	Almere Buiten	Ambt. Dorknoperlaan
B5	Almere Buiten	Marisbergstraat



Figuur 8.5 Meetemmer voor hemelwatermonsternamen (links), opstelling meetemmer in tuin medewerker gemeente (midden) en bemonstering uit hemelwaterstelsel vlak vóór bui (rechts)

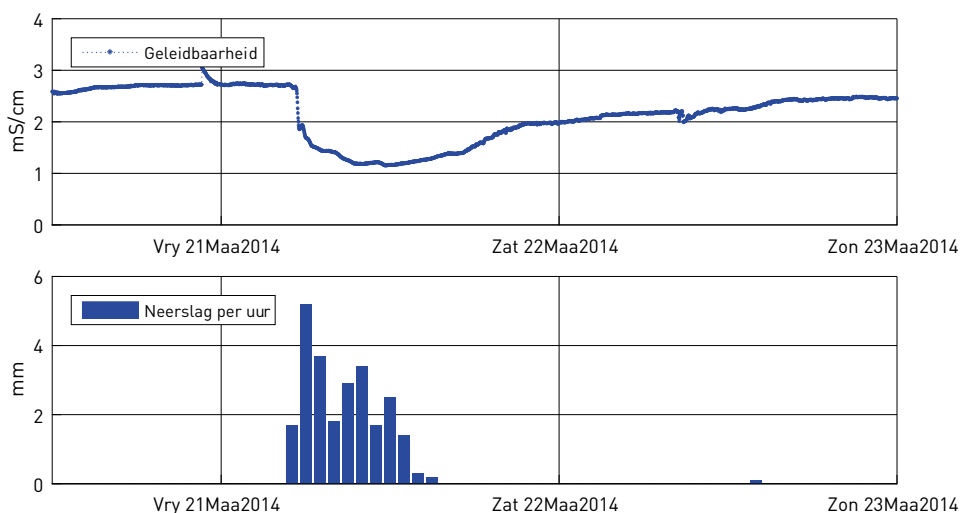
Debietmeting bij de hemelwateruitlaten tijdens droog weer

Zonder neerslag (en na het verwijderen van alle foutaansluitingen, zie pilot 6) bestaat de eventuele afvoer bij een hemelwateruitlaat in principe alleen uit drainagewater. De hemelwateruitlaten van stroomgebieden Baljuwstraat, Sluis en Palembangweg hebben voor pilot 1 debietsensoren gekregen om de afvoer te meten. Maar de droogweerafvoer is vaak slechts een fractie van de afvoer bij neerslag, waardoor de debietsensoren deze droogweerafvoer niet betrouwbaar kunnen meten.

Op locatie Palembangweg is voor enkele maanden een WaStop geïnstalleerd: een terugslagklep die de instroom van oppervlaktewater naar de hemelwaterriolering moest voorkomen. Onbedoeld neveneffect was dat de klep tijdens droog weer ook het stelsel van binnen naar buiten afslot. De klep ging pas open nadat het stelsel enkele centimeters gevuld was. Bij opening van de terugslagklep stroomde het stelsel met veel grotere debieten leeg dan tijdens normale droogweerafvoer (zie figuur 4.20 in paragraaf 4.5.2 voor een illustratie van de WaStop en de gemeten debieten). Hierdoor was de droogweerafvoer (en daarmee de hoeveelheid afgevoerd grondwater) voor locatie Palembangweg op basis van de debietmeting toch betrouwbaar in beeld te brengen.

Hersteltijd van het elektrisch geleidend vermogen (EGV) gebruiken

Na een lange droge periode zit een hemelwaterstelsel met drainageaansluitingen (en zonder foutaansluitingen) vol met grondwater. Zodra het begint te regenen, mengt dit grondwater zich met het afstromende hemelwater. Dit is te zien in een afname van het elektrisch geleidend vermogen (EGV) bij de hemelwateruitlaat, omdat hemelwater vaak een lagere geleidbaarheid heeft dan grondwater. Zodra het stelsel geen hemelwater meer afvoert, zal het zich bij droog weer vullen met grondwater/drainagewater. Hierdoor keert de geleidbaarheid terug naar het hogere niveau. In figuur 8.6 ziet u een voorbeeld van dit proces. Hoe snel de geleidbaarheid zich herstelt, hangt af van de verhouding tussen de instroom van drainagewater en de inhoud van het stelsel. Zo is op basis van buien in verschillende seizoenen de instroom van grondwater te kwantificeren. Overigens gaat deze benadering alleen op als het grondwater verspreid over het stelsel naar binnen stroomt (volledig gemengde stroming) in plaats van op een of twee locaties (propstroming). Dit is geverifieerd voor de onderzochte stelsels.



Figuur 8.6 Reactie in elektrisch geleidend vermogen (geleidbaarheid) locatie Palembangweg: verdunning tijdens bui en herstel na bui

8.3 Resultaten en discussie

8.3.1 Meetresultaten: kwaliteit grondwater

In tabel 8.3 ziet u de analyseresultaten van de monsters uit de peilbuizen van december 2014 en april 2015. Voor locaties Sluis en Palembangweg zijn alle twintig monsters (tien peilbuizen keer twee meetronden) beschikbaar. Voor locatie Baljuwstraat bleken drie peilbuizen bij de eerste monsternamen niet meer beschikbaar, waardoor in totaal veertien monsters zijn verzameld. De rekenkundig gemiddelden van de concentraties en de bijbehorende standaarddeviatie zijn gerapporteerd. Bij een gemiddelde waarde onder de detectielimiet is de standaarddeviatie achterwege gelaten.

De waarden voor de parameters N-Kj (10,7 mg/l) en NH₄-N (11,6 mg/l) voor locatie Palembangweg illustreren de onzekerheid rond de analyseresultaten goed. Kjeldahl-stikstof is de som van ammonium en organisch gebonden stikstof, waardoor de waarde per definitie minstens even groot moet zijn als die voor ammonium. De fysisch onmogelijke resultaten bij Palembangweg illustreren hoe belangrijk het is bij de interpretatie van gegevens betrouwbaarheidsintervallen (hier uitgedrukt als standaarddeviatie) mee te nemen.

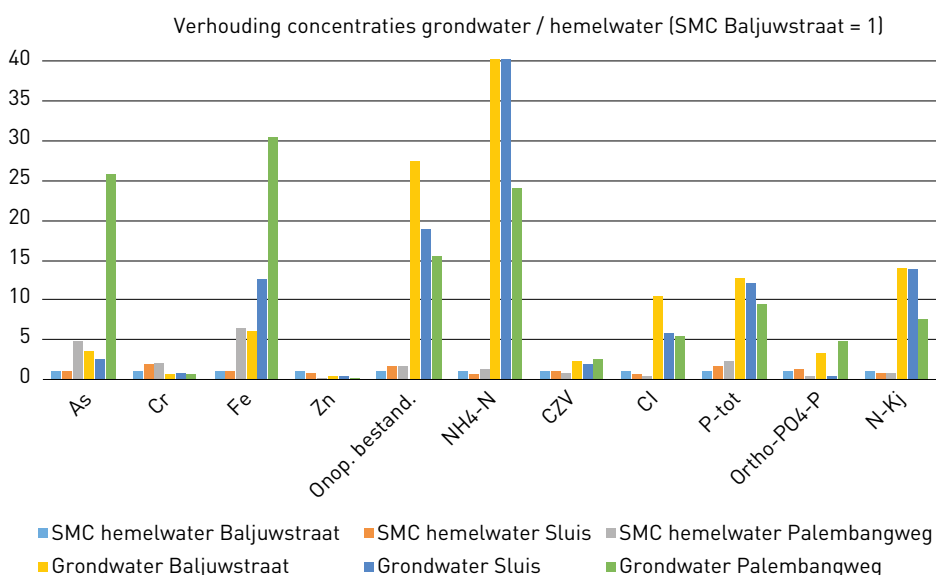
Tabel 8.3 Analyseresultaten grondwaterkwaliteit, meetronden december 2014 en april 2015

Parameter	Baljuwstraat (n = 14)		Sluis (n = 20)		Palembangweg (n = 20)	
	Rekenk. gemid.	St.dev.	Rekenk. gemid.	St.dev.	Rekenk. gemid.	St.dev.
As [µg/l]	9,9	13,7	6,9	5,2	69,8	45,3
Cd [µg/l]	< 0,2	–	< 0,2	–	< 0,2	–
Cr [µg/l]	1,8	2,2	2,5	2,7	2,0	1,8
Cu [µg/l]	<2,0	–	< 2,0	–	< 2,0	–
Fe [mg/l]	5,7	7,2	12,0	9,0	28,9	22,1
Hg [µg/l]	< 0,05	–	< 0,05	–	< 0,05	–
Ni [µg/l]	< 3,0	–	< 3,0	–	< 3,0	–
Pb [µg/l]	< 2,0	–	< 2,0	–	2,5	2,2
Zn [µg/l]	39	41	37	35	23	25
Min.olie C10-C40 [µg/l]	<50	–	< 50	–	< 50	–
Som PAK-10 [µg/l]	< 0,11	–	< 0,11	–	< 0,11	–
Onopp. bestand. [mg/l]	358	582	245	335	201,0	196
NH ₄ -N [mg/l]	19,3	12,0	19,3	14,8	11,6	11,7
CZV [mg/l]	61	26	54	28	69	34
Cl [mg/l]	903	538	514	381	463	577
P-tot [mg/l]	2,3	2,4	2,2	1,9	1,7	1,0
Ortho-PO ₄ -P [mg/l]	0,2	0,3	< 0,1	–	0,3	0,5
NO ₃ -N [mg/l]	< 0,4	–	< 0,4	–	< 0,4	–
N-Kj [mg/l]	19,8	10,1	19,3	15,4	10,7	7,5
Faec.Ent. [kve/100 ml]	5,6*	19,7	< 1	–	< 1	–
E.coli [kve/100 ml]	6,3*	14,6	< 1	–	< 1	–

* voornamelijk bepaald door de meetbare concentraties in de monsters uit één peilbuis (beide ronden). De mediaan ligt voor beide parameters <1>.

8.3.2 Discussie: vergelijking grondwater- met hemelwaterkwaliteit

Figuur 8.7 vergelijkt de gevonden concentraties stoffen in het grondwater per onderzoekslocatie met de kwaliteit van het afstromende hemelwater (de SMC-waarden uit pilot 1, zie tabel 4.11 in paragraaf 4.3.5). In de figuur is de SMC voor locatie Baljuwstraat de referentiewaarde (= 1, de lichtblauwe staven), de overige waarden zijn hieraan gerelateerd. Het grondwater bevat voor arseen, ijzer, zwevende stof, chloride en nutriënten veel hogere concentraties dan het afstromende hemelwater. De verhoudingen variëren per parameter en per locatie tussen vier en veertig keer hogere concentraties. Ook wordt duidelijk dat een relatief hoge concentratie in het grondwater kan samenhangen met een hogere SMC bij de hemelwateruitlaat. Voorbeelden hiervan zijn arseen en ijzer op locatie Palembangweg. Voor onopgeloste stoffen en stikstof (NH₄ en N-Kj) gaat dit niet op: hoge waarden in het grondwater leiden niet tot verhoogde waarden bij de hemelwateruitlaat. Een mogelijke verklaring hiervoor is een pH-verschuiving. Als de pH in het hemelwaterstelsel hoger is dan in de grond, zal een deel van het ammonium overgaan in ammonia en als gas het water verlaten. Stoffen die voornamelijk geassocieerd worden met afstromend hemelwater (som PAK-10, minerale olie, koper, bacteriën) komen inderdaad slechts in lage concentraties voor in het bemonsterde grondwater.



Figuur 8.7 Verhoudingen concentraties stoffen in grondwater en afstromend hemelwater

8.3.3 Discussie: vergelijking grondwaterkwaliteit in Almere met literatuurwaarden

Het grondwater bevat voor arseen, ijzer, zwevende stof, chloride en nutriënten veel hogere concentraties dan het afstromende hemelwater bij de hemelwateruitlaat. Deze concentraties zijn vergeleken met literatuurwaarden, waaronder de milieukwaliteitsnormen (drempelwaarden) voor de goede chemische toestand van grondwaterlichamen in het Besluit kwaliteitseisen en monitoring water (Bkmw, 2009) in tabel 8.4.

Cl [mg/l]	Ni [µg/l]	As [µg/l]	Cd [µg/l]	Pb [µg/l]	P-tot [mg/l]
1.990	90	15	0,5	11	0,8

Tabel 8.4 Drempelwaarden verontreinigende stoffen in grondwaterlichaam (Zand Rijn-Midden) (Bron: Bkmw, 2009)

Arseen en ijzer

Opvallend zijn de (zeer) hoge concentraties arseen in het grondwater in gebied Palembangweg en de grote variatie in concentraties. De variabiliteit is in lijn met eerder onderzoek (Vink et al, 2010), waarin wordt geconcludeerd:

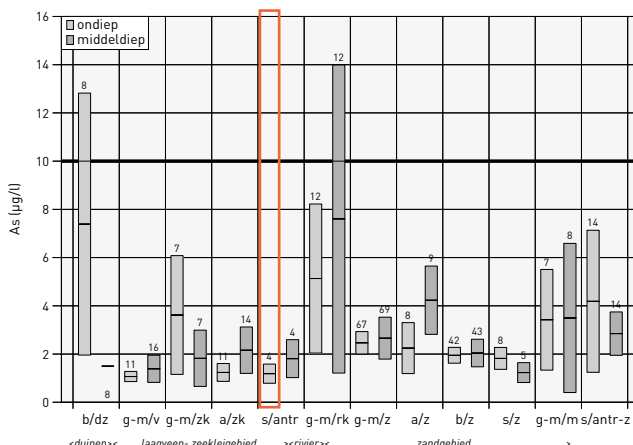
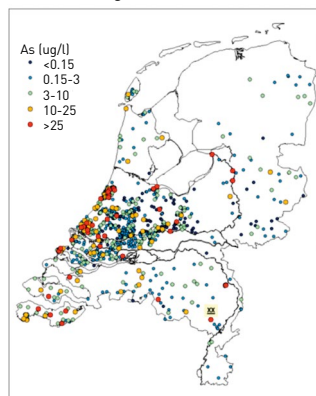
“Uit de metingen van concentraties blijkt zich een zeer grote variatie voor te doen in concentraties van arseen in het grondwater. Bovendien zijn geen gebieden te onderscheiden met hogere achtergrondconcentraties van arseen op grondwaterlichaamschaalgrootte.”

Uit dezelfde publicatie blijkt dat over de achtergrondconcentratie van arseen specifiek in het gebied rond Almere nog weinig bekend is, maar in andere (polder)gebieden concentraties groter dan 25 µg/l niet uitzonderlijk zijn (zie figuur 8.8). Onderzoek van het RIVM (Vliet et al., 2010)

laat zien dat in qua grondsoort en gebruik vergelijkbare gebieden (bebouwd zeekleigebied) in het ondiepe grondwater meestal lagere concentraties voorkomen: rond 1 µg/l (zie figuur 8.8). Maar deze metingen zijn van grondwater tussen 2 m en 10 m onder de grondwaterstand en niet het grondwater in de bovenste 2 m van het grondwaterpakket (dat vaak de bron is van het afgevoerde drainagewater).

Figuur 8.8 Metingen arseen in ondiep grondwater: < 5 m onder maaiveld (links, *Vink et al., 2010*) en in ondiep grondwater: 2 tot 10 m onder grondwaterstand, onderverdeeld naar bodem en grondgebruik (rechts, *Vliet et al., 2010*). N.B. Codering s/antr staat voor bebouwde (antropogene) zeekleigebieden.

Arseen in grondwater <5 m-mv



De aanwezigheid van arseen hangt meestal samen met ijzerhoudende lagen, die als ijzer-oerbanken in de Nederlandse bodem vaak voorkomen. Deze lagen met ijzer(hydr)oxiden zijn in het geologische verleden ontstaan onder invloed van zuurstofhoudend (grond)water. Met het neerslaan van deze (hydr)oxiden wordt ook het opgeloste arseen ingevangen (coprecipitatie). Zo wordt het onoplosbaar gemaakt en in meer of mindere mate vastgelegd. Door deze vastlegging kan arseen in de vaste fase sterk in concentratie toenemen. Als de ijzer(hydr)oxiden na verloop van tijd in contact komen met water uit een reducerende omgeving, lossen zij weer op. Hierdoor komt ook het gecoprecipiteerde arseen versneld vrij, wat kan leiden tot vaak hoge concentraties in oplossing (*Vink et al., 2010*). De hoge concentraties arseen in gebied Palembangweg hangen samen met hoge concentraties ijzer. Het is aannemelijk dat dit natuurlijke achtergrondconcentraties zijn door ijzerlagen in de bodem.

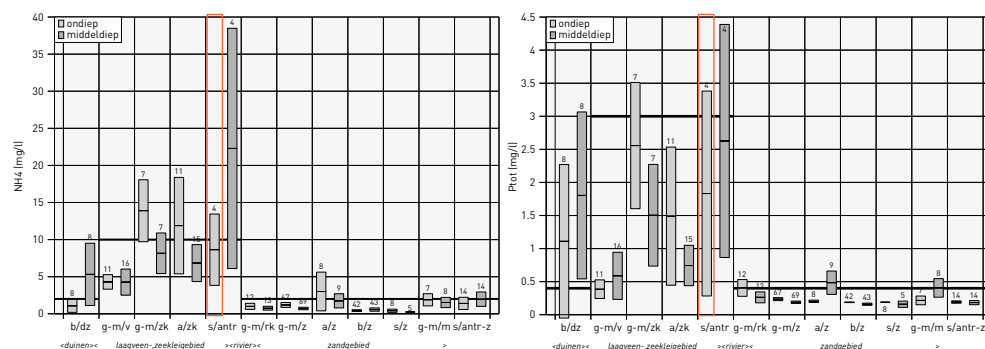
Chloride

De chlorideconcentraties in grondwater zijn in dit gebied van nature hoog. De gemeten waarden (circa 500-1.000 mg/l) liggen niet ver onder de drempelwaarde uit de Bkmw (2009) van 1.990 mg/l.

Nutriënten

De gemiddelde concentraties ammonium tussen de 10 en 20 mg/l in het grondwater in Almere zijn in lijn met onderzoek van het RIVM (*Vliet et al., 2010*). Daarin zijn ook concentraties boven de 10 mg/l gerapporteerd (zie figuur 8.9). Dit geldt ook voor de hoge concentraties P-totaal: het RIVM-rapport vermeldt concentraties > 3 mg/l in zeekleigebieden.

Figuur 8.9 Metingen ammonium (links) en P-totaal (rechts) in ondiep grondwater (2 tot 10 m onder grondwaterstand), onderverdeeld naar bodem en grondgebruik (*Vliet et al., 2010*). N.B. De codering s/antr staat voor bebouwde (antropogene) zeekleigebieden.

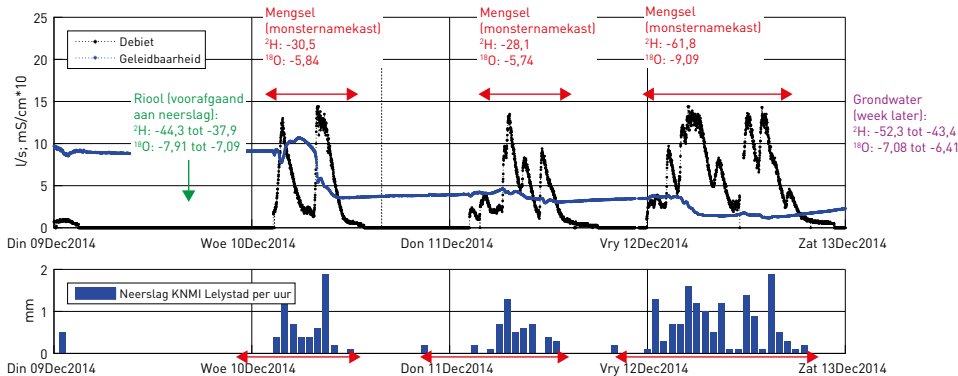


8.3.4 Meetresultaten: hoeveelheid grondwater aan de hand van isotopenanalyse

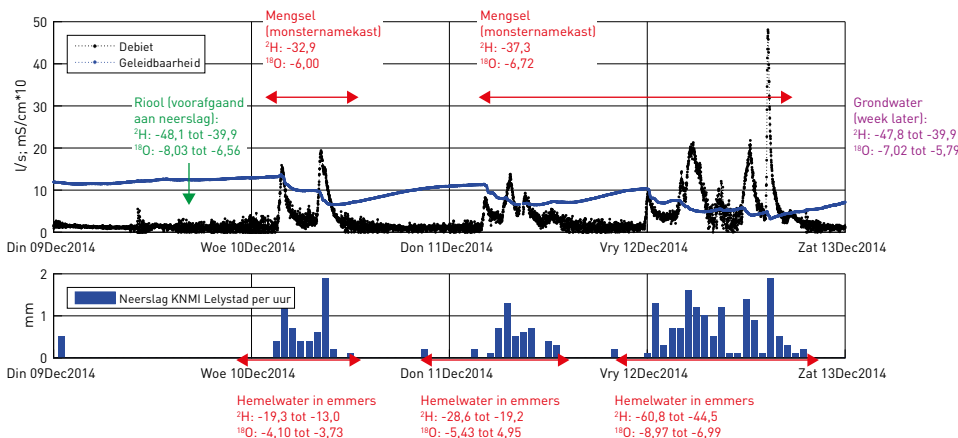
Van 9 tot en met 12 december 2014 vond de eerste monsternameronde plaats voor de isotopenanalyse van de afzonderlijke bronnen die bijdragen aan het watermengsel bij de uitlaat. De resultaten staan in figuur 8.10 (Baljuwstraat), figuur 8.11 (Sluis) en figuur 8.12 (Palembangweg). De isotopenverdeling van het watermengsel bij de hemelwateruitlaat zoals de monsternamekasten dit hebben bemonsterd, staat in rood aan de bovenkant van de figuren. Het direct bemonsterde hemelwater staat in donkerrood aan de onderkant. In groen ziet u het water in het stelsel vóór de bui en in paars het grondwater uit de peilbuizen. Per bron en per isotoop (^2H en ^{18}O) ziet u de maximale en minimale isotopenwaarden.

Uit de isotopenverhoudingen voor de drie opeenvolgende buien (10, 11 en 12 december) blijkt dat de debietverhouding niet eenduidig is vast stellen. Ten eerste is er een opvallend grote variatie in de isotopensamenstelling van vers gevallen neerslag, zowel in de ruimte als in de tijd. De $\delta^2\text{H}$ van de bemonsterde neerslag op 10 december varieert bijvoorbeeld in het gehele gebied tussen -19,3‰ en -11,1‰, terwijl twee dagen later waarden tussen -61,1‰ en -44,5‰ worden gevonden. Ten tweede varieert ook de grondwatersamenstelling binnen dezelfde rioleringsgebieden sterk: de $\delta^{18}\text{O}$ in gebied Palembangweg heeft bijvoorbeeld in de eerste ronde waarden tussen -7,41‰ en -5,57‰.

Figuur 8.13 illustreert de gevolgen van deze grote variatie. Hierin staan dezelfde resultaten voor locatie Sluis als in figuur 8.11 (voor de eerste bui op 10 december), maar dan uitgezet langs een $\delta^{18}\text{O}$ -as. Uit de figuur blijkt dat de resultaten in elk geval logisch zijn. Het mengsel (-6,00‰) lijkt inderdaad het resultaat te zijn van menging van hemelwater enerzijds (waarden hoger dan het mengsel, links van de rode pijl) en grond- en rioolwater vóór de bui anderzijds (waarden lager dan het mengsel, rechts van de pijl). Maar om de relatieve bijdragen te kunnen kwantificeren, moet per bron één betrouwbare waarde worden afgeleid. Voor hemelwater kan dat, omdat de resultaten binnen een smalle range liggen. Maar voor grond- en rioolwater vóór de bui kan dat niet. De grote onzekerheid rondom deze twee bronnen zou in de kwantificering van de grondwaterafvoer leiden tot een even grote onzekerheid in het eindresultaat, waarmee de toegevoegde waarde van de isotopenmethode wegvalt.

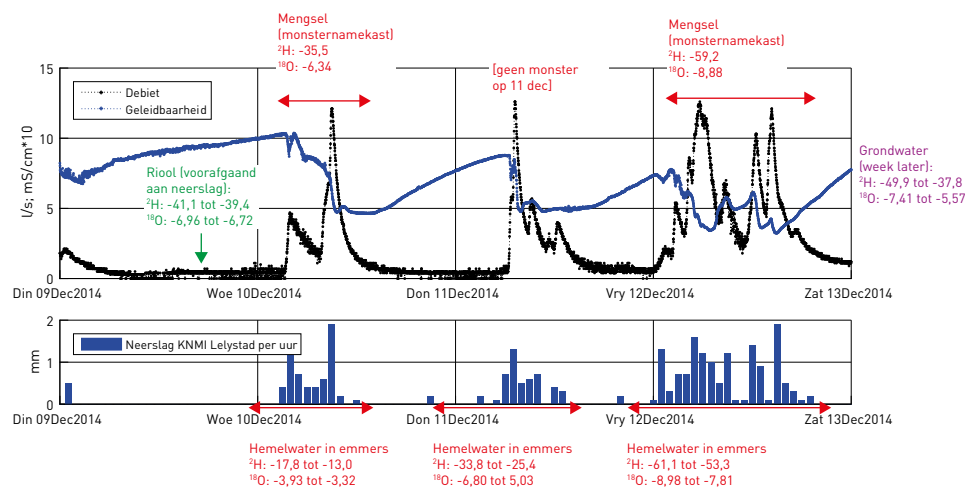


Figuur 8.10 Isotopenanalyse Baljuwstraat ronde 9 tot en met 12 december 2014

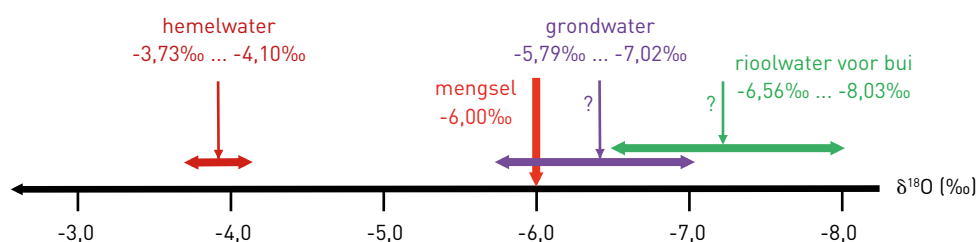


Figuur 8.11 Isotopenanalyse Sluis ronde 9 tot en met 12 december 2014

Figuur 8.12 Isotopenanalyse Palembangweg ronde 9 tot en met 12 december 2014



Figuur 8.13 Resultaten isotopenanalyses Sluis bui 10 december 2014



Tweede ronde

Tussen 24 en 27 maart 2015 vond voor de isotopenanalyse een tweede monsternameronde plaats. De resultaten staan in figuur 8.14 (Baljuwstraat), figuur 8.15 (Sluis) en figuur 8.16 (Palembangweg). De uitkomsten zijn vergelijkbaar met die van de eerste ronde: er is een grote spreiding in isotoopwaarden van de verschillende bronnen. Hierdoor is de grondwaterafvoer niet met beperkte betrouwbaarheidsintervallen te kwantificeren.

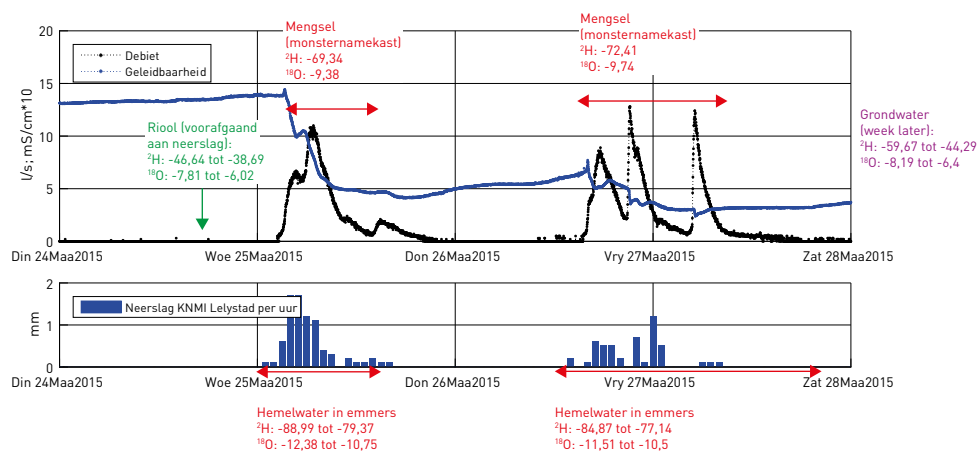
Op basis van de bevindingen tijdens beide monsternameronden is geconcludeerd dat de isotopenanalyse geen geschikte methode is om de instroom van grondwater te kwantificeren.

Afwijkende resultaten

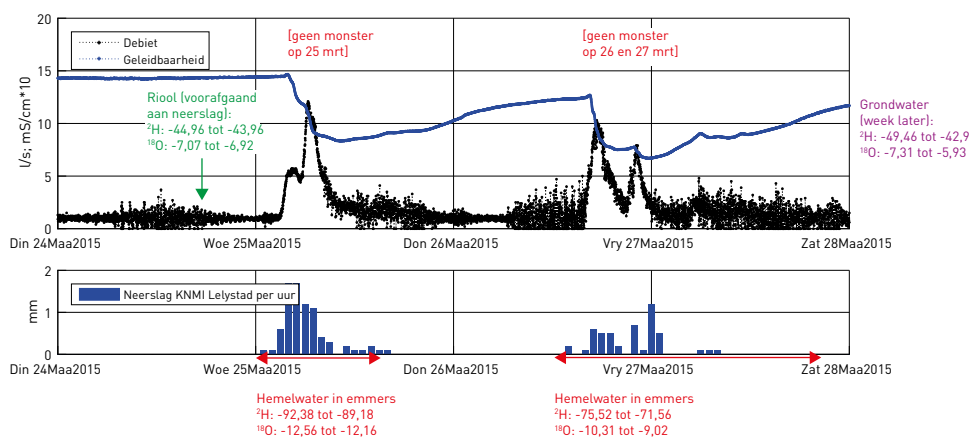
De resultaten uit de eerste monsternameronde van de drie monsters uit het stelsel in gebied Sluis (vóór de bui) vielen op door de onderlinge verschillen in zowel $\delta^2\text{H}$ als $\delta^{18}\text{O}$ (zie tabel 8.5). De monsters uit een put in de straat Havenzicht weken af van de overige twee monsters. Toevallig werd deze locatie verdacht van een foutaansluiting die in het voortraject niet verwijderd zou zijn (zie hoofdstuk 9). Een foutaansluiting zou een verklaring kunnen zijn voor afwijkende isotopenwaarden. Door de foutaansluiting komt waarschijnlijk afvalwater in het hemelwaterstelsel terecht dat van origine drinkwater is geweest en vaak een afwijkende isotopensamenstelling heeft. Tijdens de tweede monstername op 24 maart kwamen grijs water en een sterke afvalwaterlucht uit de betreffende put. Verrassend genoeg week de isotopensamenstelling ditmaal niet af van de andere twee monsters uit hetzelfde stelsel. Mogelijk is het monster net buiten de 'prop' afvalwater in het stelsel genomen of is toch geen sprake van een foutaansluiting.

Tabel 8.5 Isotopensamenstelling in hemelwaterriolering Sluis vóór bui 9 december 2014 en 24 maart 2015
N.B. De sterk afwijkende waarden ten opzichte van de andere putten op 14 december zijn vetgedrukt.

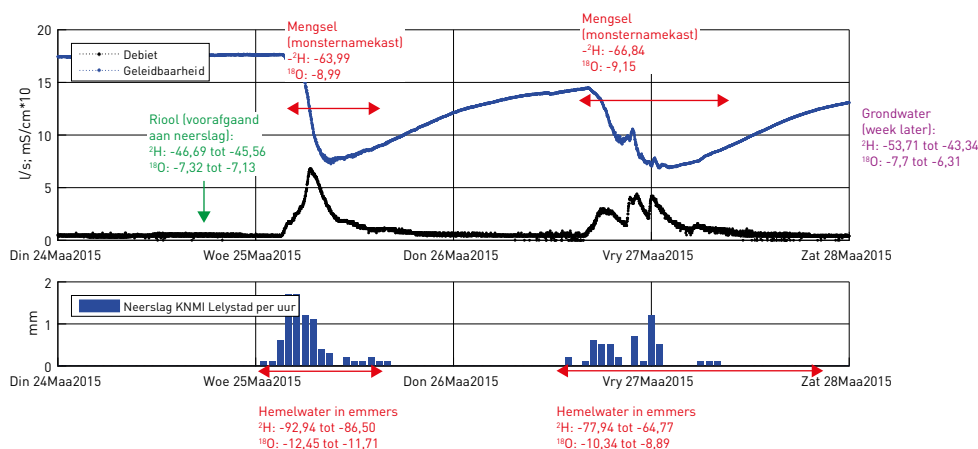
	9 december 2014		24 maart 2015	
Locatie	$\delta^2\text{H}$	$\delta^{18}\text{O}$	$\delta^2\text{H}$	$\delta^{18}\text{O}$
Kerkstraat put 54R0149	-38,8	-6,56	-43,96	-6,92
Havenzicht put 57R0054	-48,1	-8,03	-44,96	-7,03
Hemelwateruitlaat put 57R0073	-41,4	-6,73	-44,39	-7,07



Figuur 8.14 Isotopenanalyse Baljuwstraat ronde 24 tot en met 27 maart 2015



Figuur 8.15 Isotopenanalyse Sluis ronde 24 tot en met 27 maart 2015

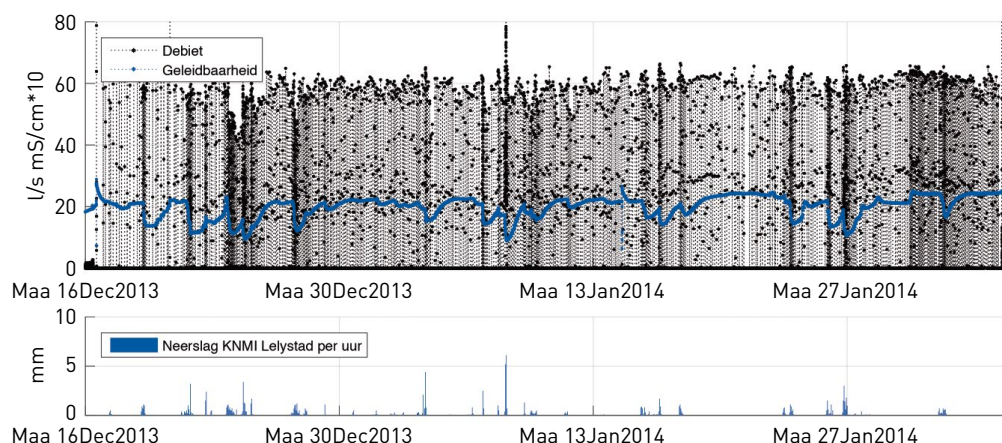


Figuur 8.16 Isotopenanalyse Palembangweg ronde 24 tot en met 27 maart 2015

8.3.5 Meetresultaten: hoeveelheid grondwater aan de hand van debietmetingen

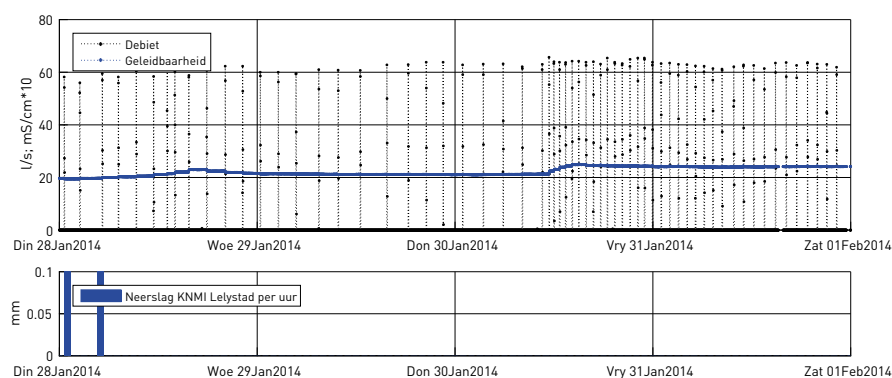
Tussen 16 december 2013 en 4 februari 2014 is in de put juist bovenstrooms de hemelwater-uitlaat Palembangweg een WaStop geïnstalleerd. Dit is een terugslagklep die de instroom van oppervlaktewater naar de hemelwaterriolering moest voorkomen. Onbedoeld neven-effect was dat de klep tijdens droog weer ook het stelsel van binnen naar buiten afslot. De klep ging pas open nadat het stelsel enkele centimeters gevuld was. Bij opening van de terugslagklep stroomde het stelsel gedurende enkele minuten leeg met goed meetbare debieten tot meer dan 60 L/s (zie figuur 8.17). Hierdoor was voor locatie Palembangweg de droogweerafvoer (en daarmee de hoeveelheid afgevoerd grondwater) op basis van de debietmeting betrouwbaar in beeld te brengen.

Figuur 8.17 Debiet, geleidbaarheid en neerslag tussen 16 december 2013 (installatie WaStop) en 4 februari 2014 (verwijderen WaStop)



In de genoemde periode is de afvoer tijdens drie droogweerperioden vastgesteld door de debieten in deze perioden op te tellen (zie tabel 8.6). Opvallend is de grote variatie in droogweerafvoer in deze korte tijd. Vanaf 30 januari 2014 10:00 uur ligt de droogweerafvoer plotseling beduidend hoger, wat in figuur 8.18 zichtbaar is door frequentere lozingspieken. Hierop gaat paragraaf 8.3.6 verder in.

Figuur 8.18 Detail figuur 8.17: vanaf 30 januari 2014 10:00 uur ligt de droogweerafvoer plotseling beduidend hoger



Tabel 8.6 Gemeten afvoervolumes Palembangweg bij droog weer op basis van debietmetingen tussen 16 december 2013 (installatie WaStop) en 4 februari 2014 (verwijderen WaStop)

Periode	Aantal uur	Totaal volume [m ³]	Debiet [m ³ /h]
17 t/m 18 dec 2013	48	140	2,9
19 t/m 23 jan 2014	96	360	3,8
2 t/m 3 feb 2014	48	350	7,3

8.3.6 Meetresultaten: hoeveelheid grondwater aan de hand van EGV-herstel

Afname en herstel van het elektrisch geleidend vermogen in de onderzochte hemelwaterstelsels zijn bij buien vaak duidelijk zichtbaar (zie bijvoorbeeld de EGV-metingen in figuur 8.12 in paragraaf 8.3.4). Het verloop van het EGV-herstel geeft inzicht in de manier waarop het drainagewater het hemelwater in de riolering verdringt. Het geleidelijke EGV-herstel toont aan dat het inkomende drainagewater niet als één prop door het stelsel stroomt, maar zich langzaam mengt met het aanwezige (hemel)water. Deze goede menging is conform de verwachting voor de situatie in Almere, omdat de aansluitingen van drainageleidingen op de hemelwaterstelsels redelijk verspreid over de stroomgebieden liggen (alleen op de laatste leiding voor de uitlaat is vaak geen drainage aangesloten). Door dit alles is het grondwaterdebiet te berekenen op basis van het EGV-herstel na een bui.

Voor de debietberekening is voor alle drie gebieden uitgegaan van een volledig gemengd (bakjes)model. Het concentratieverloop van een volledig gemengd bakjesmodel met een continue lozing komt uit:

$$V \frac{dC}{dt} = QC_{in} - QC$$

waarbij:

V = inhoud van het stelsel onder streefpeil oppervlaktewater [m^3];

C = de geleidbaarheid bij de uitlaat [mS/cm];

t = de tijd [uur];

Q = het inkomende en uitgaande debiet (debiet van drainagewater) [m^3/h];

C_{in} = de geleidbaarheid van de inkomende stroom (het drainagewater) [mS/cm].

Van de drie onderzoeksgebieden is de inhoud V van de stelsels onder het streefpeil van het ontvangende oppervlaktewater berekend (zie tabel 8.7).

Hemelwateruitlaat	Streefpeil [mNAP]	Totaal volume stelsel tussen laagste punt en streefpeil [m^3]
Baljuwstraat	-5,50	68
Sluis	-5,20	20
Palembangweg	-5,80	83

Tabel 8.7 Inhoud hemelwaterstelsels

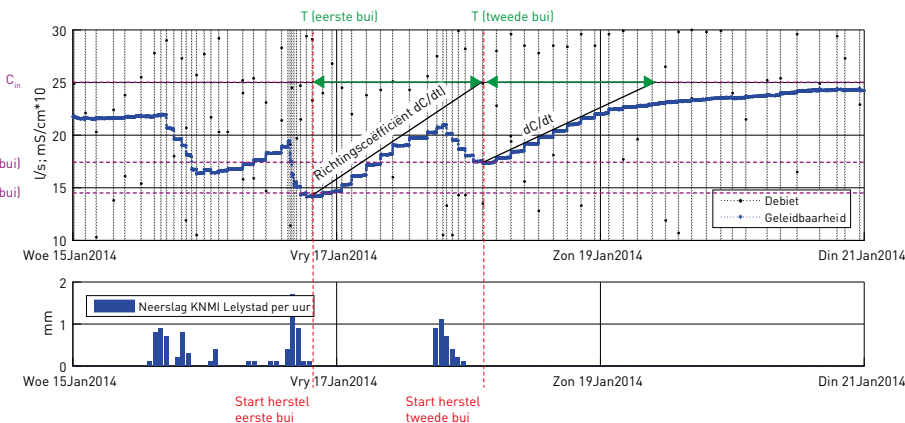
De parameters C , C_{in} en dC/dt zijn uit de geleidbaarheidsmetingen af te leiden. Gegeven de inhoud van een stelsel V is daarmee de waarde van Q te berekenen:

$$Q = \frac{V}{T}$$

waarbij:

$$T = \left(\frac{C_{in} - C}{\frac{dC}{dt}} \right) = \text{de hersteltijd [uur]}.$$

Figuur 8.19 geeft deze berekening grafisch weer. C_{in} is de waarde van de geleidbaarheid als deze volledig is hersteld: 2,4 mS/cm. Na elke bui verschilt de waarde van C en dus ook van dC/dt , de richtingscoëfficiënt langs de grafiek. De tweede bui onderbreekt het EGV-herstel na de eerste bui, maar dit maakt voor de berekening niet uit.



Figuur 8.19 Grafische weergave berekening hersteltijd T voor Palembangweg tussen 16 en 19 januari 2014 (periode met WaStop)

Om de methode te toetsen, is de hersteltijd voor enkele gebeurtenissen op meetlocatie Palembangweg bepaald. Dit is gebeurd tussen 16 december 2013 en 4 februari 2014, de periode met de WaStop. Hierdoor zijn de resultaten op basis van het EGV-herstel te vergelijken met de relatief betrouwbare debietmetingen. De resultaten staan in tabel 8.8. Uit de tabel blijkt dat beide methoden tot vergelijkbare resultaten leiden. Hoewel de analyse op basis van geleidbaarheidsmetingen niet zeer nauwkeurig is, is deze wel te gebruiken om een indruk te krijgen van de hoeveelheid instromend drainagewater. In tabel 8.8 valt ook op dat de flux van drainagewater, onafhankelijk van de manier waarop deze is bepaald, sterk variabel is.

Tabel 8.8 Hersteltijd geleidbaarheid, gemeten en berekend debiet

Datum gebeurtenis	Hersteltijd T geleidbaarheid [uur]	Gemeten volume V tijdens herstel [m ³]	Grondwaterdebiet o.b.v. V / T [m ³ /h]	Grondwaterdebiet met WaStop en debietsensor [m ³ /h]
19-12-2013	27	93	3,0	3,4
25-12-2013	18	111	4,5	6,1
28-12-2013	15	81	5,4	5,3
18-1-2014	25	101	3,3	4,1
1-2-2014	9	88	9,6	10,2

De hersteltijd is met dezelfde grafische methode voor alle drie onderzoeksgebieden bepaald voor vier buien in de winter, lente, zomer en herfst van 2014 (zie tabel 8.9). Met de hiervoor genoemde kanttekeningen wat betreft de nauwkeurigheid, geven de resultaten een indruk van de hoeveelheid afgevoerd drainagewater. Uit tabel 8.9 blijkt dat de debieten vanuit drainage in de gebieden Baljuwstraat en Sluis op ongeveer 1 à 2 m³/h liggen. In gebied Palembangweg is het debiet structureel hoger: 3 à 4,5 m³/h. Mogelijk heeft deze grotere grondwaterafvoer te maken met aangesloten drainage van het naastgelegen spoortalud (zie figuur 8.4 in paragraaf 8.2.1).

Tabel 8.9 Grondwaterdebiet in hemelwaterstelsels Baljuwstraat, Sluis en Palembangweg in vier seizoenen op basis van EGV-hersteltijd

Gebied	Gebeurtenis	Volume stelsel V [m ³]	Hersteltijd T [h]	Grondwaterdebiet [m ³ /h]
Baljuwstraat	27-1-2014	68,2	41	1,6
Baljuwstraat	26-4-2014	68,2	62	1,1
Baljuwstraat	11-7-2014	68,2	26	2,6
Baljuwstraat	17-11-2014	68,2	73	0,9
Sluis	27-1-2014	19,7	12	1,6
Sluis	26-4-2014	19,7	16	1,3
Sluis	11-7-2014	19,7	12	1,7
Sluis	17-11-2014	19,7	17	1,2
Palembangweg	27-1-2014	82,6	18	4,6
Palembangweg	26-4-2014	82,6	19	4,4
Palembangweg	[Geen betrouwbare geleidbaarheidsmeting in de zomer van 2014]			
Palembangweg	17-11-2014	82,6	26	3,2

Tabel 8.10 vat de met de debietmeter en de geleidbaarheidsmeting bepaalde debieten voor gebied Palembangweg samen. Er lijkt sprake van een 'basisafvoer' van ongeveer 4 m³/h. In februari 2014 was deze plotseling hoger, wat zichtbaar was in frequentere debietpieken en in een sneller EGV-herstel na buien. Maar in april 2014 was deze verhoging niet meer te zien. Mogelijk was tijdelijk een bronbemaling op het hemelwaterriool aangesloten.

Tabel 8.10 Samenvatting debietbepaling drainagewater via hemelwaterstelsel Palembangweg

Gebeurtenis	Soort periode	Grondwaterdebiet m.b.v. debietsensor [m ³ /h]	Grondwaterdebiet afgeleid van herstel EGV [m ³ /h]
17 t/m 18 dec 2013	Dwa	2,9	
19 dec 2013	Afloop hwa	3,4	3,0
25 dec 2013	Afloop hwa	6,1	4,5
28 dec 2013	afloop hwa	5,3	5,4
17 jan 2014	Afloop hwa	[onderbroken door neerslag]	3,2
18 jan 2014	Afloop hwa	4,1	3,4
19 t/m 23 jan 2014	Dwa	3,8	
27 jan 2014	Afloop hwa	6,7	4,6
1 feb 2014	Afloop hwa	10,2	9,6
2 t/m 3 feb 2014	Dwa	7,3	
26 apr 2014	Afloop hwa		4,4
17 nov 2014	Afloop hwa		3,2

8.3.7 Discussie: vergelijking kwantiteit en kwaliteit hemel- en drainagewater in onderzochte hemelwaterstelsels

Deze paragraaf vergelijkt de in deze pilot verkregen gegevens over de hoeveelheden water en vuilstoffen in het drainagewater bij Baljuwstraat, Sluis en Palembangweg met de hoeveelheden water en vuilstoffen in het afstromende hemelwater. Het gaat hier dus om de hoeveelheden hemel- en grondwater die de onderzochte hemelwaterstelsels afvoeren (routes B-C en D-C in figuur 8.1 in paragraaf 8.1). De hoeveelheden kwel (en hemelwater) die direct in het watersysteem terechtkomen (routes A en E), komen in pilot 7 aan bod (zie hoofdstuk 10).

Vergelijking kwantiteit

De vergelijking van de hoeveelheden drainage- en hemelwater is gemaakt op jaarbasis. De gemiddelde drainagedebieten per jaar zijn geschat op 1,5 m³/h (Baljuwstraat en Sluis) en 4,0 m³/h (Palembangweg) (zie tabel 8.9 in paragraaf 8.3.6). Vermenigvuldiging met 24 uur en 365 dagen geeft de hoeveelheden op jaarbasis: circa 13.000 m³/a (Baljuwstraat en Sluis) en 35.000 m³/a (Palembangweg) (zie tabel 8.11).

De jaarlijkse afvoer van hemelwater via de hemelwaterstelsels is geschat op 560 mm. Dit is de gemiddelde nettoneerslag die het rioolstelsel jaarlijks afvoert conform de langjarige neerslagreeks 1955-1964 van het KNMI in De Bilt en het afstromingsmodel in de Leidraad riolering module C2100. Gegeven de aangesloten verharde oppervlakken ziet u in tabel 8.11 per onderzoeksgebied de hoeveelheid hemelwater per jaar.

Gebied	Aangesloten verhard oppervlak [ha]	Afstromend hemelwater [$\cdot 10^3$ m ³ /jaar]	Drainagewater [$\cdot 10^3$ m ³ /jaar]
Baljuwstraat	7,7	43	13
Sluis	7,0	39	13
Palembangweg	5,2	29	35

Tabel 8.11 Gemiddelde jaarlijkse hoeveelheid afstromend hemelwater bij 560 mm vergeleken met hoeveelheid via hemelwaterstelsels afgevoerd drainagewater

Uit tabel 8.11 blijkt dat de hoeveelheid drainagewater in de hemelwaterstelsels in de gebieden Baljuwstraat en Sluis op jaarbasis ongeveer een derde is van de hoeveelheid afstromend hemelwater, in gebied Palembangweg is dit ruim 100%. Met andere woorden: van de totale jaarlijkse afvoer vanuit de hemelwaterstelsels is circa een kwart (Baljuwstraat en Sluis) tot circa de helft (Palembangweg) grondwater. De grote hoeveelheid grondwater bij Palembangweg hangt waarschijnlijk samen met de afvoer van drainagewater vanuit de spoorzone grenzend aan het stroomgebied (zie ook paragraaf 8.3.6).

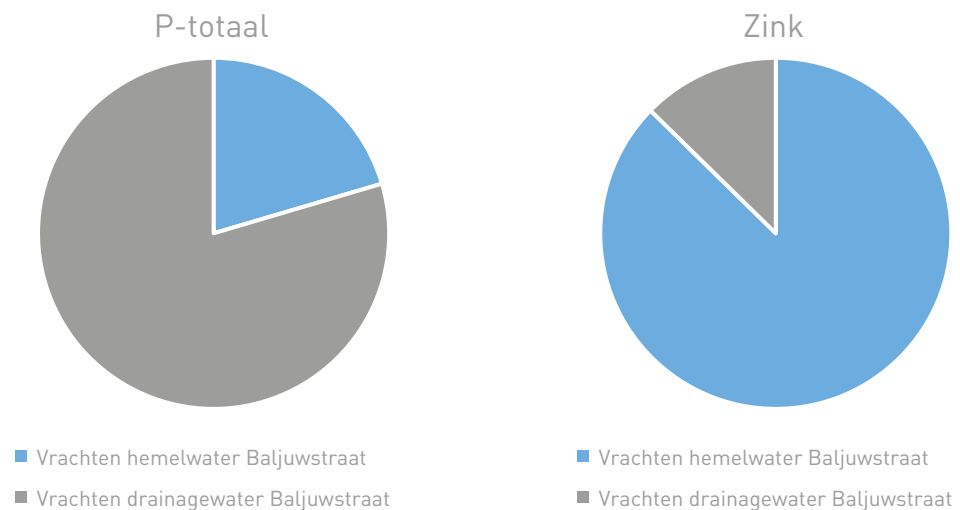
Vergelijking kwaliteit

Tabel 8.12 geeft de berekende vrachten op basis van de jaarlijkse volumes hemelwater en drainagewater en de gemeten vuilconcentraties (SMC voor hemelwater, gemiddelde concentratie voor drainagewater). Uit de tabel blijkt dat in de totale afvoer uit hemelwaterstelsels (route C in figuur 8.1 in paragraaf 8.1) de vrachten voor nutriënten voornamelijk uit het drainagewater komen. Voor zware metalen, minerale olie en som PAK-10 geldt juist het omgekeerde: verreweg het grootste deel van de vrachten in de afvoer komt uit het hemelwater. In figuur 8.20 ziet u een grafisch voorbeeld van deze verschillende verhoudingen.

Tabel 8.12 Berekende vrachten hemelwater en drainagewater op basis van jaarlijks volume en gemeten concentraties

Parameter	Baljuwstraat		Sluis		Palembangweg	
	Hemelwater [kg/jaar]	Drainage [kg/jaar]	Hemelwater [kg/jaar]	Drainage [kg/jaar]	Hemelwater [kg/jaar]	Drainage [kg/jaar]
Cu	0,4	0,0	0,3	0,0	0,2	0,0
Pb	0,2	0,0	0,5	0,0	0,1	0,1
Zn	3,5	0,5	3,0	0,5	0,7	0,8
Min. olie C10-C40	3,7	0,3	3,0	0,3	1,4	0,9
Som PAK-10	0,0043	0,0007	0,0071	0,0007	0,0038	0,0019
Onopg. best.	561	4.704	902	3.219	670	7.043
NH4-N	21	254	10	254	17	407
CZV	1.164	802	1.137	710	699	2.418
P-tot	8	30	12	29	12	60
Ortho-PO4-P	3	2,6	3	0,7	1	11
NO3-N	31	2,6	33	2,6	38	7,0
N-Kj	60	260	47	254	38	375

Figuur 8.20 Verhoudingen vuilvrachten P-totaal en zink in drainagewater (grijs) en afstromend hemelwater (blauw) op jaarbasis (locatie Baljuwstraat)



8.4 Conclusies

Op basis van de onderzoeksresultaten zijn de volgende conclusies getrokken:

Voor onderzoeksvraag 5.1: Wat is de kwaliteit van het grondwater nabij de onderzoekslocaties in Almere?
Het grondwater bevat voor arseen, ijzer, zwevende stof, chloride en nutriënten veel hogere concentraties dan het afstromende hemelwater. De verhoudingen variëren per parameter en per locatie tussen vier en veertig keer hogere concentraties. Een relatief hoge concentratie in het grondwater kan samenhangen met hogere SMC's bij de hemelwateruitlaat (bijvoorbeeld de concentraties arseen en ijzer op locatie Palembangweg), maar niet altijd (de concentratie ammonium op dezelfde locatie). Som PAK-10, minerale olie, koper en zink komen niet of slechts in lage concentraties voor in het bemonsterde grondwater.

Voor onderzoeksvraag 5.2: Hoeveel van dit grondwater komt via de hemelwaterriolering in het oppervlaktewater?

De afvoer van drainagewater via de hemelwaterstelsels is met verschillende methoden afgeleid. De isotopenanalyse gaf geen betrouwbare resultaten door een te grote variabiliteit in analyseresultaten. Betrouwbare debietmetingen waren beschikbaar voor een beperkte periode in één gebied (Palembangweg). Voor de andere gebieden en perioden is de hersteltijd van het elektrisch geleidend vermogen gebruikt om het debiet te schatten. Het drainagewater-debiet is geschat op circa 1,5 m³/h voor de gebieden Baljuwstraat en Sluis en op circa 4 m³/h voor gebied Palembangweg. Op jaarbasis bestaat circa een kwart (Baljuwstraat en Sluis) tot circa de helft (Palembangweg) van de totale afvoer vanuit de hemelwaterstelsels uit grondwater.

8.5 Literatuur

- Besluit kwaliteitseisen en monitoring water (Bkpw, 2009). Via www.overheid.nl, geraadpleegd 12 november 2015.
- Schilperoort R.P.S. (2004). Natuurlijke waterisotopen voor de kwantificering van rioolvreemd water. *Rioleringswetenschap*, 4(16), 45-57.
- Vink, J., Grift, B. van der, Schmidt, C. (2010). Arseen in het lokale grondwater van Nederland en indelingen voor regionale beoordeling. Deltares rapport 1203842-000-BGS-0004.
- Vliet, M.E. van, Vrijhoef, A., Boumans, L.J.M, Wattel-Koekkoek, E.J.W. (2010). De kwaliteit van ondiep en middeldiep grondwater in Nederland. RIVM rapport 680721005/2010.

9 Pilot 6 Foutaansluitingen en de bijdrage aan de emissie

9.1 Aanleiding, doel en onderzoeksvragen

Foutaansluitingen komen veel voor in gebieden met gescheiden riolering. Door fouten tijdens de aanleg en een groeiend aantal (foutieve) aanpassingen aan de binnenhuisriolering bij verbouwingen op particulier terrein komt afvalwater in de hemelwaterriolering terecht. Via het hemelwaterriool belandt dit afvalwater ongezuiverd in het oppervlaktewater. Hierdoor kan de emissie fors toenemen. Naar schatting is minimaal 5% van de aansluitingen op de Nederlandse hemelwaterstelsels foutief (*Schilperoort et al., 2011; Moons, 2014*). Overigens zijn foutaansluitingen geen uniek Nederlands probleem. Ook andere Europese en Noord-Amerikaanse landen hebben ermee te maken én met de gevolgen, zoals soms ernstige vervuiling van het ontvangende oppervlaktewater.

Het is geen sinecure om foutaansluitingen op te sporen en te verhelpen. Hemelwaterstelsels zijn vaak lang (circa 700 km in Almere) en hebben veel aansluitingen. Daarmee is het opsporen van foutaansluitingen als het zoeken naar een speld in een hooiberg. Daarnaast bemoeilijkt de ondergrondse ligging van de riolering de zoektocht. Van veel hemelwaterstelsels in Nederland is dan ook onbekend hoeveel foutaansluitingen er zijn en hoeveel die bijdragen aan de emissie van de hemelwaterstelsels in het oppervlaktewater.

Kwaliteitsmetingen van afstromend hemelwater bij hemelwateruitlaten in gebieden mét foutaansluitingen zijn niet representatief voor de hemelwaterkwaliteit. Een belangrijk deel van de vuillast kan tenslotte uit afvalwater komen. Daarmee krijgt het hemelwater onnodig het stempel vies, terwijl het niet de bron van de vervuiling is. Om dit te voorkomen, zijn in pilot 6 vóór de start van de metingen in de andere pilots zo veel mogelijk foutaansluitingen in de stroomgebieden Baljuwstraat, Sluis en Palembangweg opgespoord en verholpen.

Onderzoeksvragen

De onderzoeksvragen voor pilot 6 zijn:

- 6.1 Welke typen en hoeveel foutaansluitingen zijn er in de stroomgebieden Baljuwstraat, Sluis en Palembangweg?
- 6.2 Is de aan- of afwezigheid van foutaansluitingen in deze gebieden te verklaren vanuit de (beheer)geschiedenis?
- 6.3 Wat is op jaarbasis de geschatte extra emissie vanuit de hemelwaterriolering door foutaansluitingen in de onderzoeksgebieden en in geheel Almere?

9.2 Materiaal en methode

9.2.1 Onderzoeksopzet

Om foutaansluitingen op te sporen, is een relatief nieuwe meetmethode toegepast: Distributed Temperature Sensing (DTS). Deze methode gebruikt glasvezelkabels die in het gehele hemelwaterstelsel bij Baljuwstraat, Sluis en Palembangweg zijn gelegd. DTS-meetresultaten tonen voor elke locatie in het riool over een lange periode de temperatuurvariatie in de tijd. Foutaansluitingen kenmerken zich vaak door plotselinge temperatuurvariaties. Afvalwater van een wasmachine of douche is relatief warm, dus lozing ervan in het hemelwaterstelsel zorgt voor een plotselinge, lokale temperatuurstijging. Door de DTS-meetresultaten op dergelijke variaties te onderzoeken, zijn foutaansluitingen te lokaliseren. Het aantal en karakter van de lozingen duiden vaak het type foutaansluiting aan. Twee lozingen per week suggereren bijvoorbeeld een foutief aangesloten wasmachine, tien of meer lozingen per dag duiden vaak op een foutief aangesloten huishouden. Deze informatie geeft een antwoord op onderzoeksvraag 6.1.

Voor onderzoeksvraag 6.2 zijn de antwoorden op vraag 6.1 vergeleken met informatie van de gemeente Almere over de (beheer)geschiedenis van de gebieden.

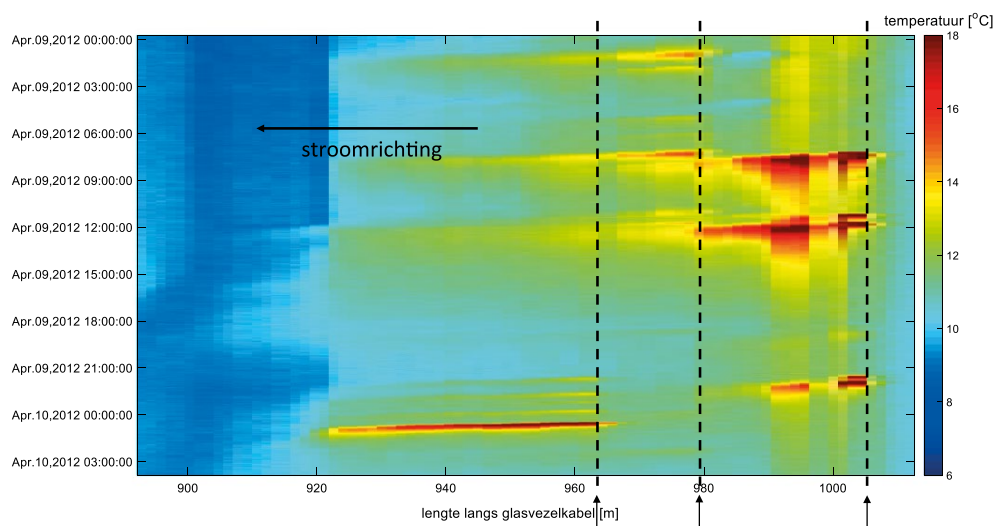
De extra emissie door de gevonden foutaansluitingen (onderzoeksvraag 6.3) is ingeschat door het aantal foutief aangesloten vervuilingseenheden (v.e.) te vermenigvuldigen met de standaardvuillast per v.e., rekening houdend met de vermoedelijke typen foutaansluitingen afgeleid uit de DTS-metingen.

9.2.2 Meetprincipe Distributed Temperature Sensing (DTS)

DTS is een manier om de temperatuur met hoge precisie ($0,1^{\circ}\text{C}$), bij een hoge ruimtelijke resolutie (tot $< 1\text{ m}$) en een hoge tijdsresolutie (1 min) over een grote afstand (enkele km) te meten. DTS gebruikt laserlicht door een glasvezelkabel en het principe dat een klein deel van het laserlicht dat door een kabel gaat, wordt gereflecteerd. Door de amplitudes van de reflectie te meten, is de temperatuur langs de gehele lengte van de kabel af te leiden. De glasvezelkabel wordt aangesloten op een laser die zorgt voor de lichtpuls door de kabel én op een speciale computer die het reflectiesignaal verwerkt tot meetdata. De specificaties van de DTS-computer bepalen grotendeels de te bereiken resolutie en nauwkeurigheid. Een uitgebreide omschrijving van het DTS-meetprincipe vindt u in *Hoes et al., (2009)*.

De glasvezelkabels fungeren als temperatuursensor. De kabels meten eenmaal per minuut voor elke meter kabel de temperatuur in het riool. De metingen duren enkele weken per stelsel.

Figuur 9.1 geeft in een voorbeeld de meetdata grafisch weer. In de figuur is goed te zien wanneer en op welke positie de kabel een afwijkende temperatuur meet. De horizontale as presenteert de lengte langs de kabel, in de figuur van circa $x = 900$ (vanaf de meetcomputer) tot circa $x = 1.000$, dus een lengte van ruim 100 meter. De verticale as presenteert tijd van boven naar beneden, in de figuur een tijdspanne van ruim 24 uur. Figuur 9.1 is opgebouwd uit pixels die elk een individuele temperatuurmeting voorstellen. De pixels hebben een kleur volgens de temperatuuras aan de rechterkant van de figuur: donkerblauw voor 6°C en kouder tot donkerrood voor 18°C en warmer. Een plotseling afwijkende temperatuur duidt op afvalwaterlozingen. Een voorbeeld ziet u op $x = 1.008\text{ m}$: relatief warme lozingen van enkele minuten onderbreken gedurende de dag driemaal een vrij constante temperatuur van circa 12°C . Daarnaast is zichtbaar dat het warme water zich in benedenstroomse richting verplaatst (in de figuur van rechts naar links) en dat het water langzaam afkoelt. Na circa 40 meter is de warmte van de afvalwaterlozingen niet meer detecteerbaar in het riool. Dezelfde verstoringen zijn zichtbaar op $x = 965\text{ m}$ en $x = 979$, hoewel die lozingen waarschijnlijk minder groot zijn.



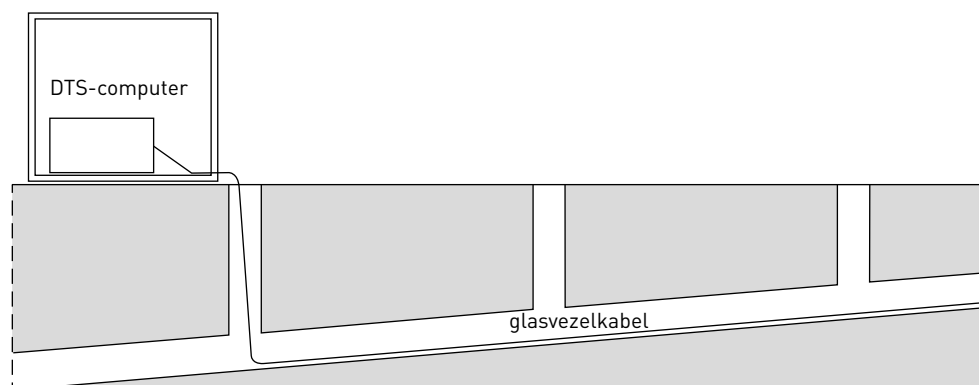
Figuur 9.1 Voorbeeld DTS-meetresultaten in hemel-waterstelsel onderzoeksgebied Sluis

N.B. De zwarte gestreepte lijnen geven de locaties van foutaansluitingen aan waar relatief warm water in het riool komt.

9.2.3 Meetopzet

De DTS-meetopzet bestaat uit een of meerdere glasvezelkabels in de onderzochte hemelwaterstelsels die aan één kant verbonden zijn met een DTS-meetcomputer. De meetcomputer staat op het maaiveld in een beschermende omgeving (vaak een container). Figuur 9.2 geeft een schematische weergave en in figuur 9.3 ziet u de installatie in Almere.

Figuur 9.2 DTS-meetopzet met glasvezelkabel in riool en meetcomputer op maaiveld in beschermende omgeving



Figuur 9.3 Installeren glasvezelkabel in riool (links), DTS-meetinstrument in container (midden) en glasvezelkabels in riool tijdens metingen (rechts)



Kabels

De glasvezelkabels liggen in de gehele hemelwaterstelsels van de drie onderzoekslocaties. De stelsels hebben een lengte van circa 2.100 m (Baljuwstraat), 2.400 m (Sluis) en 1.600 m (Palembangweg). Per stelsel ziet u de routing van de kabels en de opstelplaatsen van de meetcomputer respectievelijk in figuur 9.4, figuur 9.5 en figuur 9.6. Op verschillende plaatsen langs het tracé is ter referentie de temperatuur gemeten om te borgen dat de absolute meetonnauwkeurigheid van de temperatuur maximaal 1°C bedroeg. De exacte posities van de kabels in de hemelwaterstelsels zijn bepaald via ijkmetingen op verschillende locaties langs de kabel. In tabel 9.1 ziet u een overzicht van de gebruikte apparatuur.

Tabel 9.1 Apparatuur per locatie voor DTS-onderzoek in pilot 6

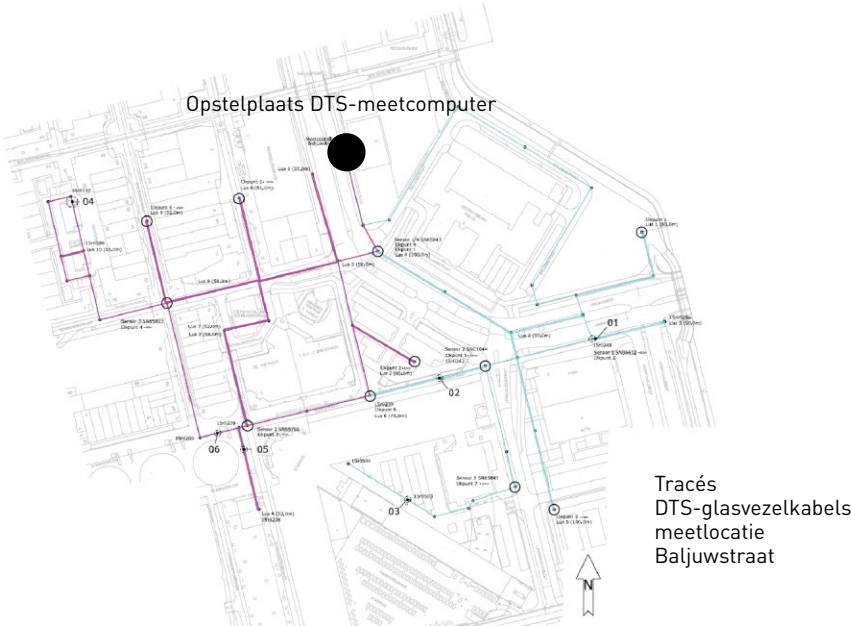
Locatie	Apparatuur	Fabricaat	Type	Aantal
Baljuwstraat	Glasvezelkabel		250 µm glasvezel met drijvend vermogen	2
	DTS-meetcomputer	Sensornet	Zie tabel 9.2	1
	Referentiemeting temperatuur	Schlumberger	Mini Diver	6
Sluis	Glasvezelkabel		250 µm glasvezel met drijvend vermogen	2
	DTS-meetcomputer	Sensornet	Zie tabel 9.2	1
	Referentiemeting temperatuur	Schlumberger	Mini Diver	3
Palembangweg	Glasvezelkabel		250 µm glasvezel met drijvend vermogen	1
	DTS-meetcomputer	Sensornet	Zie tabel 9.2	1
	Referentiemeting temperatuur	Schlumberger	Mini Diver	3

DTS-computers

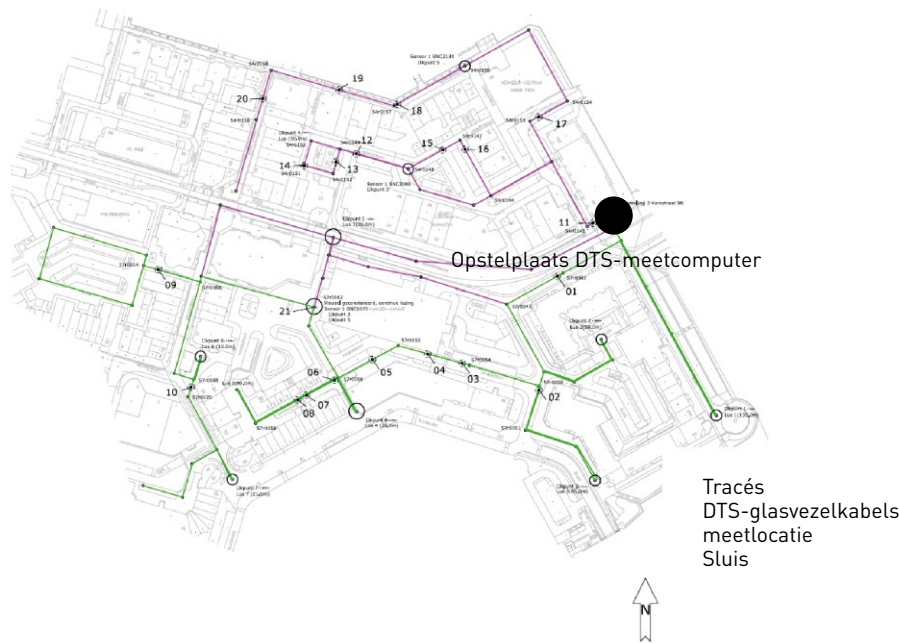
De eerste en tweede (controle-)meetserie zijn uitgevoerd met een DTS-computer van fabrikant Sensornet. Op locatie Sluis is een derde meetserie uitgevoerd met een hogeresolutie-DTS-meet-computer. De specificaties van beide meetcomputers vindt u in tabel 9.2. Een hogeresolutie-DTS-meetcomputer kan elke 12,5 cm de temperatuur op de kabel meten in plaats van elke 100 cm. Hierdoor is een lozing beter te lokaliseren. (Meer informatie over de uitvoering van de DTS-metingen vindt u in paragraaf 9.2.5.)

Parameter	DTS-computer serie 1&2	DTS-computer serie 3
Ruimtelijke resolutie [cm]	100	12,5
Tijdsresolutie [min]	1	1
Maximale afstand [m]	2.000	2.000

Tabel 9.2 Specificaties gebruikte DTS-computers

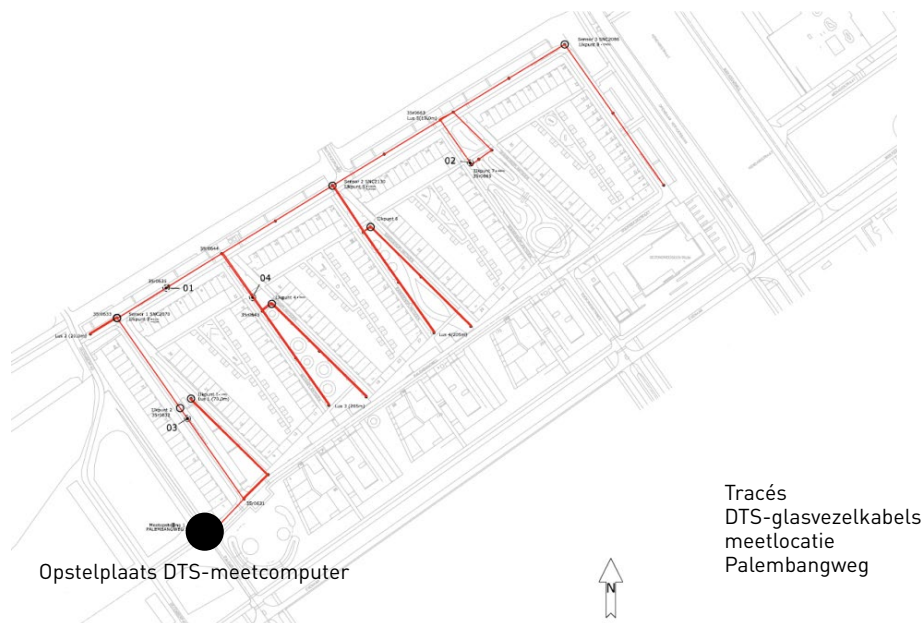


Figuur 9.4 Tracés DTS-glasvezelkabels (kabel 1: paars, kabel 2: blauw) en opstelplaats DTS-meetcomputer locatie Baljuwstraat



Figuur 9.5 Tracés DTS-glasvezelkabels (kabel 1: paars, kabel 2: groen) en opstelplaats DTS-meetcomputer locatie Sluis

**Figuur 9.6 Tracés
DTS-glasvezelkabels
(kabel 1: rood) en
opstelplaats
DTS-meetcomputer
locatie Palembangweg**



9.2.4 Installatie en testen meetinstallatie

Vóór en tijdens het inbrengen van de glasvezelkabels zijn de drie onderzochte hemelwaterstelsels niet gereinigd. Dit is voorgeschreven om opwoeling van in de stelsels bezonken slib te voorkomen en daarmee zo veel mogelijk de 'originele' staat van de stelsels te behouden met het oog op de metingen in de overige pilots. Het was dus niet toegestaan om de kabel met een spuitwagen in te brengen. In plaats daarvan is een trekveer vanaf het maaiveld handmatig door de leiding geduwd. Hiermee is nylon touw van put tot put getrokken. Met dit nylon touw is vervolgens de kabel handmatig door de leiding getrokken. De meetcomputer staat in een container op het maaiveld (zie figuur 9.3 in paragraaf 9.2.3).

Op verschillende punten langs de meettracés zijn voor referentiemetingen divers aangebracht. Deze divers zitten aan een staalkabel in de desbetreffende put. De absolute temperatuur van de DTS-metingen is geijkt aan de temperatuur van de divers. De exacte ligging van de kabels in de hemelwaterstelsels is bepaald door in verschillende putten warm water te lozen.

9.2.5 Uitvoering

De eerste DTS-meetserie vond plaats in maart en april 2012 (meting 1). Per onderzoeksgebied is minimaal tijdens tien droge dagen gemeten. Deze dagen zijn bepaald aan de hand van de regenmeter op het stadhuis. In augustus en september 2012 zijn de geconstateerde foutaansluitingen verholpen. Vervolgens zijn van oktober tot en met december 2012 controlemetingen uitgevoerd (meting 2). In onderzoeksgebied Sluis bleek dat niet alle foutaansluitingen waren verholpen. Daarom zijn in mei en juni 2013 op locatie Sluis opnieuw DTS-metingen gedaan (meting 3, met hoge resolutie) en de data uit meetseries 1 en 2 nog eens beoordeeld. Vervolgens is eind mei 2013 (tijdens meting 3) opnieuw geprobeerd de foutaansluitingen te verhelpen. In tabel 9.3 ziet u de meetperioden per gebied. Pilot 6 is afgerond voordat de metingen in de overige pilots begonnen.

Tabel 9.3 Perioden DTS-metingen

Locatie	Meting 1	Meting 2 na verhelpen foutaansluitingen	Meting 3 bij tweede poging verhelpen foutaansluitingen
Baljuwstraat	23-3-2012 t/m 10-4-2012	23-11-2012 t/m 31-12-2012	
Sluis	30-3-2012 t/m 20-4-2012	19-10-2012 t/m 16-11-2012	10-5-2013 t/m 7-6-2013
Palembangweg	16-3-2012 t/m 28-3-2012	26-10-2012 t/m 23-11-2012	

9.2.6 Dataverwerking

Na meetseries 1 en 2 zijn de foutaansluitingen gerapporteerd conform de classificatie van De Haan *et al.* (2011) (zie tabel 9.4). Na meetserie 3 is een iets eenvoudiger indeling aangehouden (zie tabel 9.5). Deze laatste indeling bevat ook advies voor een vervolgactie.

Type	Omschrijving
Foutaansluiting Type 1	Verbinding gemeentelijk afvalwater- en hemelwaterriool. Bij een dergelijke foutaansluiting zullen de metingen in het hemelwaterriool sterk lijken op een patroon dat normaal in het afvalwater te verwachten is.
Foutaansluiting Type 2	Een verwisselde huisaansluiting. Al het huishoudelijke afvalwater van deze aansluiting komt in het hemelwaterriool. Daarom zie je bij dit type aansluitingen over het algemeen dagelijkse lozingen in zowel de ochtend als de avond. In deze dagelijkse lozingen is vaak het kenmerkende lozingspatroon van een huishouden herkenbaar.
Foutaansluiting Type 3	Onjuist aangesloten binnenhuisriolerings. Bijvoorbeeld een op de regenpijp aangesloten wasmachine. Een foutief aangesloten wasmachine is over het algemeen een aantal maal per week terug te zien.
Foutaansluiting Type 4	Een verdachte locatie valt qua patroon niet binnen de drie voorgaande klassen. Omdat temperatuurveranderingen vaak optreden en wellicht toch duiden op een foutaansluiting, is nader onderzoek nodig.
Andere oorzaken (geen foutaansluiting)	Bijvoorbeeld door autowassen of inloop van sproei-, grond- of hemelwater. De temperatuurveranderingen zijn incidenteel en zonder regelmaat. Bij neerslag vertoont de temperatuurverandering over het hele tracé dezelfde patronen. Kleine hoeveelheden neerslag kunnen op straat opwarmen en meetbaar zijn als warm water.

Tabel 9.4 Typering foutaansluitingen meetseries 1 & 2
(De Haan *et al.*, 2011)

Type	Omschrijving
Categorie 1	Zeker een foutaansluiting en dus direct onderzoeken/verhelpen.
Categorie 2	Verdachte locatie: afhankelijk van ambitieniveau nader onderzoek.
Categorie 3	Hoogstwaarschijnlijk geen foutaansluiting, maar temperatuurverhogingen door andere oorzaak: geen moeite in stoppen.

Tabel 9.5 Typering foutaansluitingen meetserie 3

9.3 Resultaten

9.3.1 Baljuwstraat

In onderzoeksgebied Baljuwstraat zijn tijdens meting 1 op zes locaties warmwaterlozingen gemeten (zie nummers 1 tot en met 6 in tabel 9.6 en figuur 9.7). Hiervan zijn er in eerste instantie vier geclassificeerd als 'verdachte locatie' en twee als foutaansluiting type 3: onjuist aangesloten binnenhuisriolerings. Bij nadere beschouwing van de data bij meetserie 3 zijn vijf van de zes lozingen geclassificeerd als hoogstwaarschijnlijk geen foutaansluiting (categorie 3) en de zesde als verdacht (categorie 2). Naar aanleiding van de bevindingen zijn geen acties uitgevoerd.

In de controlemeting (meting 2) zijn op vier locaties geen lozingen meer gemeten. Dit bevestigt de resultaten van de nadere beschouwing. Maar in de controlemeting zijn wel op vier andere locaties (zie nummers 7 tot en met 10 in tabel 9.6 en figuur 9.7) nieuwe lozingen geconstateerd, die op dezelfde wijze zijn geclassificeerd als hoogstwaarschijnlijk geen foutaansluiting (categorie 3). Twee locaties, waaronder de verdachte locatie 4, waren in de controlemeting niet meer te bemeten omdat de DTS-kabel was beschadigd. Mogelijk heeft de bevestigingswijze van de glasvezelkabel hierbij een rol gespeeld (zie figuur 9.8).

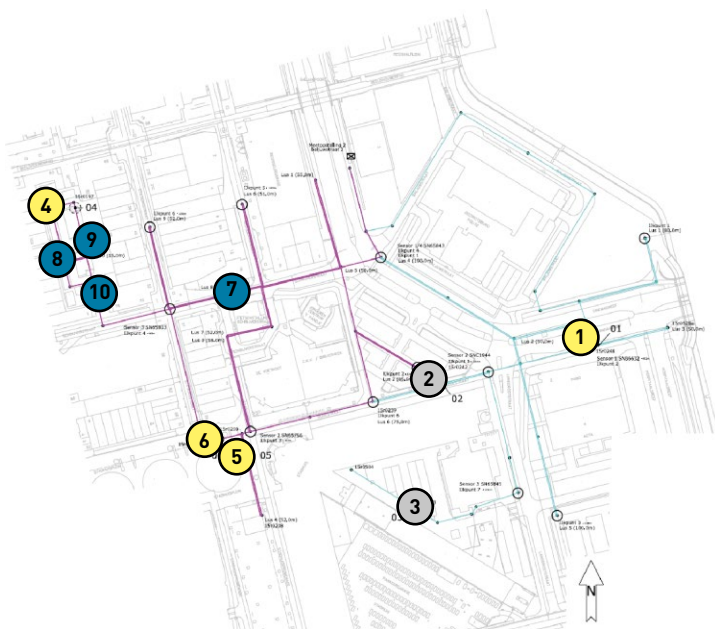
Vrij van foutaansluitingen

Met inachtneming van de onzekerheid over locatie 4 lijkt gebied Baljuwstraat vrij van foutaansluitingen voor aanvang van de metingen tijdens de overige pilots.

Tabel 9.6 Aangetroffen foutaansluitingen en verdachte locaties Baljuwstraat
N.B. In rood verdachte locaties en foutaansluitingen die volgens de controlemeting nog niet zijn verholpen.

Nr.	Streng	Aanvankelijke classificatie	Classificatie na nadere beschouwing	Vervolgactie	Controlemeting / meting 2
1	15r0248-15r0528e – Cinemadreef	Verdachte locatie	Andere oorzaak	Geen	Geen lozing aangetroffen
2	15r0242-15r0239 – Bodestraat	Verdachte locatie	Andere oorzaak	Geen	Geen lozing aangetroffen
3	15r0503-15r0504 – Landdrostraat	Foutaansluiting Type 3	Andere oorzaak	Geen	Meting niet uitgevoerd
4	15r0197-15r0196 – Dichterhof	Foutaansluiting Type 3	Verdachte locatie	Geen	Meting niet uitgevoerd
5	15r0208-15r0209 – Stadhuisplein	Verdachte locatie	Andere oorzaak	Geen	Geen lozing aangetroffen
6	15r0200-15r0209 – Stadhuisplein	Verdachte locatie	Andere oorzaak	Geen	Geen lozing aangetroffen
7	15r0213-15r0193 – Schrijverstraat	Verdachte locatie	Andere oorzaak	Geen	Nieuw aangetroffen
8	15r0196-15r0263 – Dichterhof	Verdachte locatie	Andere oorzaak	Geen	Nieuw aangetroffen
9	15r0196-15r0263 – Dichterhof	Verdachte locatie	Andere oorzaak	Geen	Nieuw aangetroffen
10	15r0195-15r0194 – Dichterhof	Verdachte locatie	Andere oorzaak	Geen	Nieuw aangetroffen

Figuur 9.7 Aangetroffen foutaansluitingen en verdachte locaties Baljuwstraat
N.B. De gekleurde leidingen geven de tracés van de verschillende DTS-kabels aan. De nummers corresponderen met de locaties in tabel 9.6.



Figuur 9.8 Bevestiging lus in kabel met touw aan putrand (Foto van 12 december 2012 tijdens veldbezoek onderzoeksgebied Sluis)
N.B. Deze bevestigingsmethode zorgt voor een knik in de kabel. Als bijvoorbeeld tijdens regen aan de kabel getrokken wordt, kan deze breken bij de knik.



9.3.2 Sluis

In onderzoeksgebied Sluis zijn in eerste instantie (meting 1) op 21 locaties warmwaterlozingen gemeten (zie tabel 9.7 en figuur 9.9). Hiervan zijn er zeventien geclassificeerd als foutaansluiting (type 2 en 3), twee als verdacht en twee als andere oorzaak. Bij nadere beschouwing van de data blijken acht locaties ‘zekere’ foutaansluiting (categorie 1), tien locaties ‘verdacht’ (categorie 2) en drie ‘andere oorzaak’ (categorie 3).

Opsporen en verhelpen

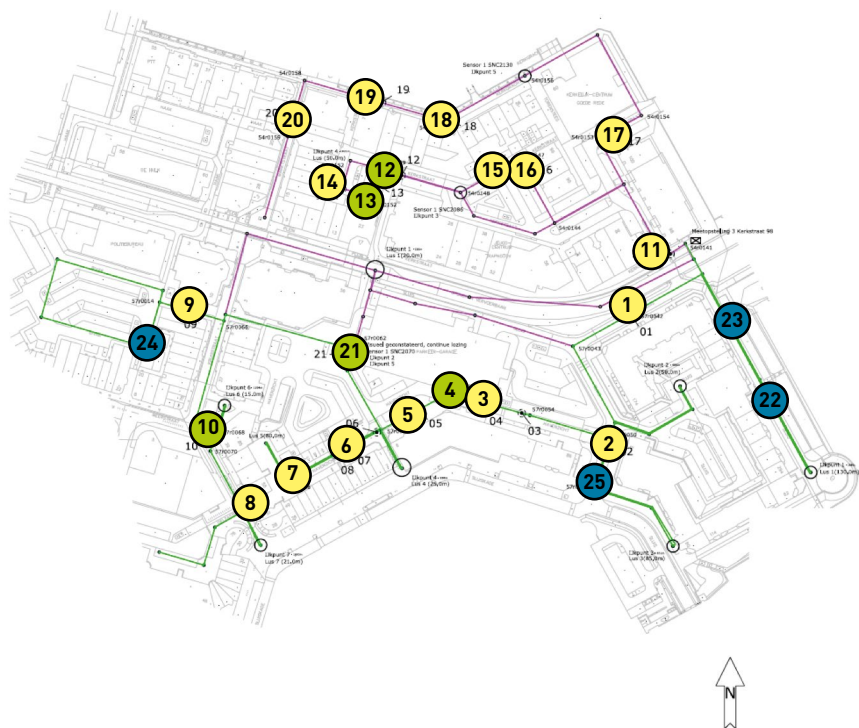
De acht ‘zekere’ locaties zijn aangewezen als te verhelpen foutaansluitingen. Een aannemer heeft deze in augustus en september 2012 geprobeerd op te lossen. Op vier locaties trof hij foutaansluitingen aan, die hij vervolgens heeft verholpen. Twee daarvan zaten op dezelfde locatie. Drie ‘zekere’ foutaansluitingen kon de aannemer niet vinden. Op locatie 21 bleek een bijzondere foutaansluiting aanwezig: een drainagepomp van een parkeergarage. De foutaansluitingen hadden enkele leidingen sterk verontreinigd (zie figuur 9.10). Naast de ‘zekere’ foutaansluitingen heeft de aannemer een aantal ‘verdachte locaties’ onderzocht. Bij geen van de verdachte locaties heeft hij een foutaansluiting gevonden.

Meting 2

In de DTS-data van de controlemeting (meting 2) zijn de vier niet verholpen ‘zekere’ foutaansluitingen conform verwachting duidelijk aanwezig (zie nummers 4, 10, 12 en 13 in tabel 9.7). Op de als verdacht geclassificeerde locaties zijn geen lozingen geconstateerd tijdens de tweede meetserie. Wél zijn op nog vier andere locaties (nummers 22 tot en met 25) lozingen geconstateerd, die zijn geclassificeerd als hoogstwaarschijnlijk geen foutaansluiting. De resultaten van de tweede meetronde maakten duidelijk dat de plaatsbepaling van de foutaansluitingen niet klopte doordat de kabels in het stelsel niet juist waren gelokaliseerd. Daardoor was het bijzonder lastig een in de DTS-data ‘gevonden’ foutaansluiting ook daadwerkelijk in het veld te lokaliseren.

Tabel 9.7 Aangetroffen futaansluitingen en verdachte locaties Sluis N.B. In rood verdachte locaties en futaansluitingen die volgens de controlemeting nog niet zijn verholpen.

Nr.	Streng	Aanvankelijke classificatie	Classificatie na nadere beschouwing	Vervolgactie	Controlemeting / meting 2
1	57r0043-57r0042-Sluis	Andere oorzaak	Andere oorzaak	Geen	Geen lozing aangetroffen
2	57r0050-57r0051-Havenzicht	Futaansluiting Type 3	Verdachte locatie	Geen	Geen lozing aangetroffen
3	57r0055-57r0054-Havenzicht	Futaansluiting Type 2	Zeker fout-aansluiting	Dwa-aansluiting op hwa-riool verholpen	Geen lozing aangetroffen
4	57r0055-57r0054-Havenzicht	Futaansluiting Type 2	Zeker fout-aansluiting	Niet gevonden door aannemer	Lozing aangetroffen
5	57r0055-57r0056-Havenzicht	Futaansluiting Type 2	Verdachte locatie	Niet gevonden door aannemer	Geen lozing aangetroffen
6	57r0056-57r0058-Havenzicht	Verdachte locatie	Andere oorzaak	Geen	Geen lozing aangetroffen
7	57r0056-57r0058-Havenzicht	Verdachte locatie	Andere oorzaak	Geen	Geen lozing aangetroffen
8	57r0056-57r0058-Havenzicht	Futaansluiting Type 2	Verdachte locatie	'schone' en 'klein beetje vervuilde' inlaat gevonden, niet omgekoppeld	Geen lozing aangetroffen
9	57r0014-57r0066-Kruisstraat	Futaansluiting Type 2	Verdachte locatie	Niet gevonden door aannemer	Geen lozing aangetroffen
10	57r0070-57r0068-Kruisstraat	Futaansluiting Type 2	Zeker fout-aansluiting	Niet gevonden door aannemer	Lozing aangetroffen
11	54r0142-54r0141-Kerkstraat 98	Futaansluiting Type 2	Verdachte locatie	Niet gevonden door aannemer	Geen lozing aangetroffen
12	54r0148-54r0149-Kerkstraat	Futaansluiting Type 2	Zeker fout-aansluiting	Niet gevonden door aannemer	Lozing aangetroffen
13	54r0152-54r0149-Kerkstraat	Futaansluiting Type 2	Zeker fout-aansluiting	Niet gevonden door aannemer	Lozing aangetroffen
14	54r0151-54r0152-Kerkstraat	Futaansluiting Type 2	Zeker fout-aansluiting	Twee foutieve aansluitingen verholpen	Geen lozing aangetroffen
15	54r0147-54r0148-Kerkstraat	Futaansluiting Type 3	Verdachte locatie	Geen	Geen lozing aangetroffen
16	54r0147-54r0144-Kerkstraat 99	Futaansluiting Type 3	Verdachte locatie	Geen	Geen lozing aangetroffen
17	54r0153-54r0154-Kerkstraat 100	Futaansluiting Type 3	Verdachte locatie	Geen	Geen lozing aangetroffen
18	54r0157-54r0156-Kerkgracht 34	Futaansluiting Type 2	Verdachte locatie	Niet gevonden door aannemer	Geen lozing aangetroffen
19	54r0157-54r0158-Kerkgracht	Futaansluiting Type 3	Verdachte locatie	Geen	Geen lozing aangetroffen
20	54r0159-54r0158-Marktstraat 18	Futaansluiting Type 2	Zeker futaansluiting	DWA-aansluiting op RWA-riool verholpen	Geen lozing aangetroffen
21	Kruisstraat put 54r0062	Andere oorzaak	Zeker fout-aansluiting	Locatiebezoek wijst uit dat drainage is aangesloten van een parkeergarage	Lozing aangetroffen
22	57r0076-57r0075-Sluis 294	Verdachte locatie	Andere oorzaak	Geen	Nieuw aangetroffen
23	57r0075-57r0040 – Sluis 146	Verdachte locatie	Andere oorzaak	Geen	Nieuw aangetroffen
24	53r0013-53r0015 – Bivak 1	Verdachte locatie	Andere oorzaak	Geen	Nieuw aangetroffen
25	57r0050-57r0051 – Sluis 60	Verdachte locatie	Andere oorzaak	Geen	Nieuw aangetroffen



Figuur 9.9 Aangetroffen foutaansluitingen en verdachte locaties Sluis
N.B. De nummers corresponderen met de locaties in tabel 9.7.



Figuur 9.10 Sterk verontreinigde put 54r0152 hemelwaterstelsel Sluis
(nabij locaties 12, 13 en 14)

Meting 3

In mei en juni 2013 is een derde serie DTS-metingen uitgevoerd met een hogeresolutie-DTS-computer en een verbeterde lokalisering van de kabel in het hemelwaterstelsel. Om locaties van foutaansluitingen exact vast te stellen, zijn in de putten rondom de foutaansluitingen heet water gegoten. Hierdoor konden de afstanden van de foutaansluitingen tot deze putten voldoende nauwkeurig bepaald worden. De resultaten bevestigde dat in de oorspronkelijke plaatsbepaling zo'n grote afwijking zat dat de foutaansluitingen op basis hiervan slecht in het veld te lokaliseren waren.

Niet alle foutaansluitingen verholpen

Op de locaties 4, 10, 12 en 13 zijn eind mei 2013 (terwijl de derde ronde DTS-metingen doorliep) foutaansluitingen in het veld opgespoord en omgezet naar het dwa-stelsel. De DTS-metingen daarna toonden aan dat drie van deze locaties ook inderdaad volledig verholpen zijn (zie het voorbeeld in figuur 9.11). Maar tijdens dezelfde controlemeting bleek ook dat de foutaansluitingen op locaties 3 en 10 na omzetting nog steeds niet volledig waren opgelost. Ook zijn opnieuw lozingen geconstateerd op locaties waar in eerste instantie omzetting niet nodig leek (locaties 8 en 9). Al met al zijn dus negen aansluitingen van woningen en vetafscheiders omgezet, maar zijn op vier locaties waarschijnlijk nog steeds

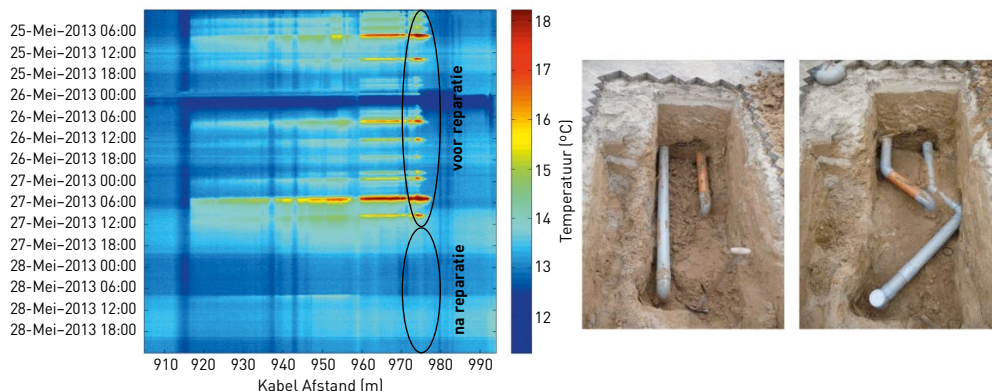
foutaansluitingen aanwezig. Tabel 9.8 geeft hiervan een overzicht. Door de start van de overige pilots zijn deze resterende foutaansluitingen in gebied Sluis niet meer opgespoord.

Veldwaarnemingen tijdens monsternamen op 24 maart 2015 (tien maanden na het verholpen van de laatste foutaansluitingen) onderbouwen het vermoeden dat (nog) niet alle foutaansluitingen in gebied Sluis verholpen zijn. Uit put 57R0054 (Havenzicht, tussen locatie 2 en 3 in figuur 9.9) kwam grijswater met de onmiskenbare geur van afvalwater.

Tabel 9.8 Aangetroffen foutaansluitingen en verdachte locaties Sluis na drie metingen
N.B. In rood verdachte locaties en foutaansluitingen die volgens meting 3 nog niet zijn verholpen.

Nr.	Streng	Classificatie na meting 1 + 2	Actie	Bevindingen meting 3
3	57r0055-57r0054-Havenzicht	Zeker foutaansluiting	Was in eerste instantie al 'verholpen'	Lozingen op 24 m ten oosten van #4 (#3 ligt 21 m ten oosten van #4)
4	57r0055-57r0054-Havenzicht	Zeker foutaansluiting	In eerste instantie niet gevonden, in tweede instantie verholpen	Geen lozing aangetroffen
8	57r0056-57r0058-Havenzicht	Verdachte locatie	Niet verholpen omdat bij controlemeting (serie 2) geen lozing was aangetroffen	Vrijwel elke dag lozingen
9	57r0014-57r0066-Kruisstraat	Verdachte locatie	Niet verholpen omdat bij controlemeting (serie 2) geen lozing was aangetroffen	Meerdere dagen grote lozingen
10	57r0070-57r0068-Kruisstraat	Zeker foutaansluiting	In eerste instantie niet gevonden, in tweede instantie vetafscheider omgezet naar DWA	Nog steeds lozing aanwezig; nader onderzoek gewenst
12	54r0148-54r0149-Kerkstraat	Zeker foutaansluiting	In eerste instantie niet gevonden, in tweede instantie aansluiting omgezet	Geen lozing aangetroffen
13	54r0152-54r0149-Kerkstraat	Zeker foutaansluiting	In eerste instantie niet gevonden, in tweede instantie verholpen, echter ook mogelijk vetlozingen in de kolk	Geen lozing aangetroffen

Figuur 9.11 DTS-metingen vóór en na reparatie (links), opgegraven buizen vóór reparatie (midden) en na reparatie (rechts)



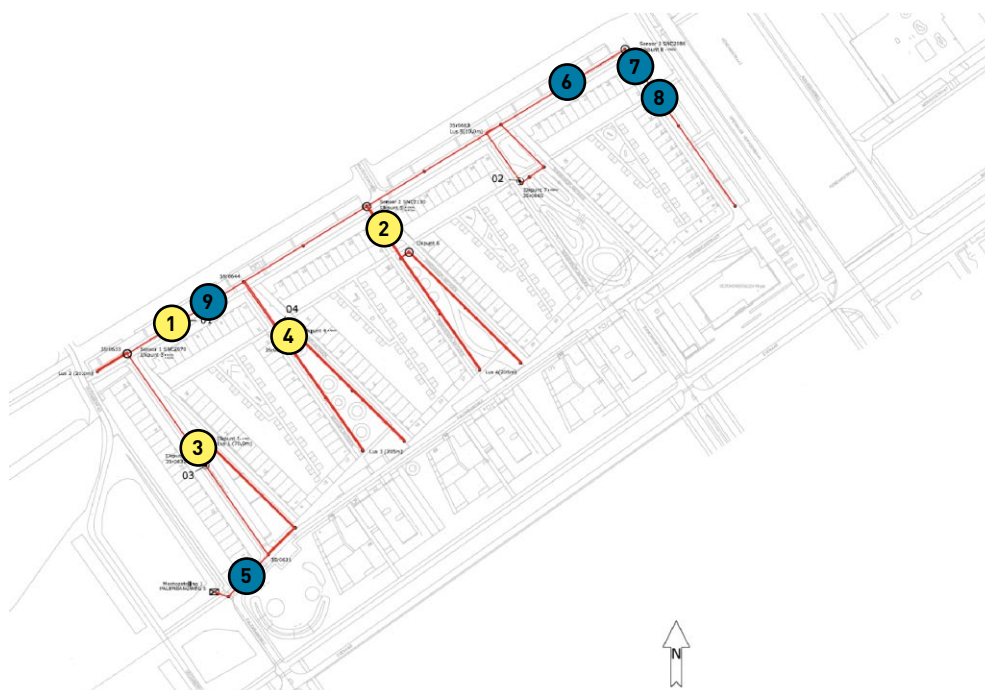
9.3.3 Palembangweg

In onderzoeksgebied Palembangweg zijn tijdens meting 1 op vier locaties warmwaterlozingen gemeten (zie tabel 9.9 en Figuur 9.12). Hiervan zijn er twee geclassificeerd als geen foutaansluiting (andere oorzaken), een als verwisselde binnenhuisriolering en een als verdachte locatie. Bij nadere beschouwing van de data zijn drie lozingen geclassificeerd als hoogstwaarschijnlijk geen foutaansluiting en de vierde als verdacht. Naar aanleiding van de bevindingen zijn geen acties uitgevoerd. In de controlemeting (meting 2) zijn op de vier locaties geen lozingen meer gemeten. Tijdens de controlemeting zijn wel op vijf andere locaties nieuwe lozingen geconstateerd, die op dezelfde wijze zijn geclassificeerd als hoogstwaarschijnlijk geen foutaansluiting. Locatie Palembangweg lijkt daarmee zo goed als zeker vrij van foutaansluitingen.

Nr.	Streng	Aanvankelijke classificatie	Classificatie na nadere beschouwing	Vervolg-actie	Controlemeting / meting 2
1	35r0633-35r0635-Pontianakstraat 6	Verdachte locatie	Andere oorzaak	Geen	Geen lozing aangetroffen
2	35r0665-35r0633-Semarangplantsoen 27	Foutaansluiting Type 3	Verdachte locatie	Geen	Geen lozing aangetroffen
3	35r0631-35r0632-Samarindastraat 25	Andere oorzaak	Andere oorzaak	Geen	Geen lozing aangetroffen
4	35r0644-35r0643-Medanplantsoen 31	Andere oorzaak	Andere oorzaak	Geen	Geen lozing aangetroffen
5*	35r0631-35r0630 Palembangweg 5	Verdachte locatie	Andere oorzaak	N.v.t.*	Nieuw aangetroffen
6	35r0664-35r0673 – Pontianakstraat 40	Verdachte locatie	Andere oorzaak	N.v.t.*	Nieuw aangetroffen
7	35r0672-35r0671 – Soerabajastraat 46	Verdachte locatie	Andere oorzaak	N.v.t.*	Nieuw aangetroffen
8	35r0672-35r0671 – Soerabajastraat 22	Verdachte locatie	Andere oorzaak	N.v.t.*	Nieuw aangetroffen
9	35r0635-35r0644 – Pontianakstraat 9	Verdachte locatie	Andere oorzaak	N.v.t.*	Nieuw aangetroffen

Tabel 9.9 Aangetroffen foutaansluitingen en verachte locaties Palembangweg

Een deel van het gebied dat afvoert naar de hemelwateruitlaat is abusievelijk niet onderzocht (zie het rood omcirkelde deel in figuur 9.12). De hydraulische afbakening van het gebied is na het DTS-onderzoek aangepast. Gezien de lage foutaansluitingengraad in de rest van het gebied is de kans klein dat in het niet-onderzochte deel veel foutaansluitingen voorkomen.



Figuur 9.12 Aangetroffen foutaansluitingen en verdachte locaties Palembangweg
N.B. Het rood omcirkelde stelseldeel voert wel af naar de uitlaat met de monsternamen, maar is niet onderzocht op foutaansluitingen. De nummers corresponderen met de locaties in tabel 9.9.

9.4 Discussie

9.4.1 Fouten in opsporen en verhelpen

Uit de resultaten blijkt dat in alle stappen van een DTS-project fouten kunnen optreden: bij het meten, het interpreteren van de meetdata en het verhelpen van foutaansluitingen. In tabel 9.10 ziet u een overzicht van geconstateerde fouten. Grootste struikelblokken blijken het juist classificeren van foutaansluitingen en het exact lokaliseren van deze aansluitingen in het veld.

Bij nadere beschouwing van de data uit meetserie 1 (uitgevoerd zonder aanvullende DTS-meetdata en andere veldinformatie) zijn zeven van de negen locaties met 'echte' foutaansluitingen juist geassocieerd en de overige twee als verdacht. De werkwijze van meting 3 in gebied Sluis (meten met een hogere ruimtelijke resolutie en heet water gieten in de

putten dicht bij de foutaansluitingen) bleek voldoende om de in eerste instantie onvindbare foutaansluitingen in het veld te lokaliseren. Toch blijkt dit geen garantie dat zo alle foutaansluitingen daadwerkelijk op te sporen zijn. Want ook is gebleken dat op vier locaties slechts in twee van de drie meetperioden lozingen zijn gevonden. Er blijft dus een kans dat DTS een 'echte' foutaansluiting niet detecteert. Bepalend voor het succes van de detectie is het lozingsgedrag (denk aan de afwezigheid van lozingen tijdens vakanties) in relatie tot de duur van de meetcampagne.

Tabel 9.10 Aantallen opgetreden fouten bij detecteren, classificeren, lokaliseren en verhelpen foutaansluitingen

Voorkomende problemen bij opsporen en verhelpen van foutaansluitingen	Aantal
Totaal aantal detecties	44
Controlemeting niet mogelijk door kabelbreuk	2
In eerste instantie niet goed geclassificeerd	34
'Verdachte' locaties (na nadere beschouwing data)	12
(waarschijnlijk) wel 'echte' foutaansluiting op basis van controlemeting	2
(waarschijnlijk) geen foutaansluiting op basis van controlemeting	9
Locaties met 'echte' foutaansluitingen*	9 (+ 1 foutaansl.drainage)
In eerste instantie niet goed gelokaliseerd	6
Niet elke meetperiode gedetecteerd	4
Volledig verholpen	6
Deels verholpen	2
Niet verholpen	2

* Dit betreft de foutaansluitingen van afvalwater op locaties 3, 4, 8, 9, 10, 12, 13, 14 en 20 in gebied Sluis, waarbij op locatie 14 twee foutieve aansluitingen zijn gevonden en verholpen. Bij de locaties die niet volledig zijn verholpen, is nog niet onomstotelijk vastgesteld dat het om foutaansluitingen gaat, maar zijn de aanwijzingen wel zo sterk dat ze hier worden aangeduid als 'echte' foutaansluitingen.

9.4.2 Spreiding foutaansluitingen

Opvallend is dat de locaties met 'zekere' foutaansluitingen zich allemaal bevinden in gebied Sluis en dat de gebieden Baljuwstraat en Palembangweg (waarschijnlijk) geen foutaansluitingen hebben. Misschien hebben verschillende aannemers de stelsels aangelegd en/of was het toezicht van de gemeente tijdens de aanleg anders. Binnen pilot 6 is geen nader (historisch) onderzoek gedaan naar deze mogelijke verklarende factoren.

De gevonden vetafscheiders zijn later aangelegd dan de wijk, dus fouten bij de stelselaanleg zijn hiervoor geen verklaring. Vetafscheiders zijn ook aanwezig in gebied Baljuwstraat, maar hier zijn geen foutaansluitingen gevonden.

9.4.3 Typen foutaansluitingen

Naast de drie initieel veronderstelde typen foutaansluitingen (verwisseld hoofdriool, verwisselde huisaansluiting, verwisselde binnenhuisriolering) is de vetafscheider als specifiek aanvullend type op te nemen. Omdat vetafscheiders meestal aan bestaande systemen worden gekoppeld, is sprake van een verhoogd risico en is bijzondere aandacht van de riolerings-beheerder gerechtvaardigd. Verder zijn vetlozingen in kolken geconstateerd. Dit is niet zozeer een foutaansluiting, maar wel een aandachtspunt als het gaat om het gescheiden houden van de afval(water)stromen. Opvallend was de gedetecteerde aansluiting van een drainagepomp. In tabel 9.11 ziet u een overzicht van de gevonden typen foutaansluitingen in gebied Sluis.

Type	Aantal
Verwisseld hoofdriool	0
Verwisselde huisaansluiting	6 (#3, #4, #12, #14 x 2, #20)
Verwisselde binnenhuisriolering	0
Verwisselde vetafscheider	2 (# 10, #13)
Regelmatige lozing van olie of vet in kolk (geen foutaansluiting, wel een probleem)	1 (#13)
Aansluiting drainagepomp (geen foutaansluiting, ook geen probleem)	1 (#21)
Onbekend (nog niet volledig verholpen)	4 (# 3, # 8, #9, # 10)

Tabel 9.11 Typen foutaansluitingen in gebied Sluis

9.4.4 Emissie door foutaansluitingen

De emissie van de gevonden foutaansluitingen is te bepalen door de gemiddelde jaarvracht per type foutaansluiting te kwantificeren. Tabel 9.12 geeft de emissie voor een verwisselde huisaansluiting.

Parameter	Vracht / i.e. [g/jaar]*	Vracht / huisaansluiting [g/jaar]
BZV	18.000	40.000
CZV	52.000	114.000
N-totaal	4.500	9.900
P-totaal	750	1.700
Koper	4	9
Zink	8	18

Tabel 9.12 Jaarvracht verschillende parameters per inwonerequivalent (i.e.) en per aansluiting huishouden van (gemiddeld) 2,2 i.e. N.B. Bij een volledig verwisselde huisaansluiting komt deze vracht volledig in de hemelwaterriolering.

* Bronnen: Kujawa-Roeleveld & Zeeman (2006), STOWA (2005), Emissieregistratie (2014), Koot (1977)

De emissie van vetafscijders is sterk afhankelijk van de dimensionering en de belasting van de afscijders. De horeca loost zijn afvalwater (het grijswater uit de keuken) via vetafscijders. Tabel 9.13 geeft een schatting van de emissie van vetafscijders bij een gemiddelde belasting van twintig inwonerequivalenten (i.e.). Voor de genoemde parameters is de jaarvracht dan vergelijkbaar met die van een 'gewone' verwisselde huisaansluiting. Wel is de samenstelling van het geloosde water anders: het bevat meer vet, waardoor het riool zichtbaar viezer is.

Parameter	Vracht grijswater / i.e. [g/jaar]*	Emissie vetafscheider [g/jaar]
BZV	10.000	50.000
CZV	19.000	95.000
N-totaal	450	9.000
P-totaal	150	3.000
Koper	2,9	58
Zink	3,7	74

Tabel 9.13 Schatting emissie uit vetafscheider voor verschillende parameters N.B. Voor een 'gemiddelde' vetafscheider in de horeca is de aanname: een belasting van 20 i.e. en een afscheidersrendement van 75% op BZV en CZV.

* Bronnen: Kujawa-Roeleveld & Zeeman (2006), STOWA (2005)

Als oud frituurvet regelmatig in een kolk wordt geloosd, ontstaan grote CZV-pieklasten. De gemiddelde Nederlander gebruikt 4 kg frituurvet per jaar. Daarvan wordt 1,4 kg thuis verbruikt en 2,6 kg in de horeca (www.frituurvetrecyclehet.nl). Als een horecaondernemer regelmatig zijn vet in een straatkolk loost, is de wekelijkse hoeveelheid naar schatting 5 kg (5,5 l/week, of 250 kg/jaar). In tabel 9.14 ziet u de bijbehorende CZV-belasting.

**Tabel 9.14 CZV-belasting bij
regelmatige vetlozingen in kolk
(Bron: STOWA, 1998-40)**

Parameter	Vracht per kg frituurvet [g/kg vet]	Jaaremissie bij 250 kg/jaar [g/jaar]
CZV	2.700	675.000

De totale belasting op het hemelwaterriool van de aangetroffen foutaansluitingen in gebied Sluis staat in tabel 9.15.

**Tabel 9.15 Schatting totale
belasting op hemelwaterriool
op basis van classificatie
gevonden foutaansluitingen**

Parameter	6 huisaansluitingen [g/jaar]	2 vetafscheiders [g/jaar]	Vetlozing in kolk [g/jaar]	Totaal [g/jaar]
BZV	108.000	100.000	n.b.	> 208.000
CZV	312.000	190.000	675.000	1.177.000
N-totaal	27.000	18.000		45.000
P-totaal	4.500	6.000		10.500
Koper	24	116		140
Zink	48	148		596

Bij vergelijking van de extra emissie door foutaansluitingen met de totale emissie van het hemelwaterstelsel in Sluis, blijkt dat foutaansluitingen de belasting op het oppervlaktewater significant kunnen doen toenemen (zie tabel 9.16). Voor parameters BZV, CZV en P-totaal verdubbelt de emissie terwijl voor N-totaal en koper de toename circa 50% bedraagt. Voor zink is de toename ongeveer 20%. De genoemde concentraties van afstromend hemelwater zonder foutaansluitingen zijn gebaseerd op de metingen van pilot 1 (zie tabel 4.11 in paragraaf 4.3.5).

**Tabel 9.16 Belasting op
oppervlaktewater door
'schoon' afstromend
hemelwater zonder
foutaansluitingen
vergeleken met
belasting door
foutaansluitingen**

Parameter	Concentratie afstromend hemelwater zonder foutaan- sluitingen (o.b.v. tabel 4.11) [mg/l]	Jaarlijkse emissie door hemelwater bij 560mm op 7,0 ha = 39.200 m ³ [g/jaar]	Emissie door foutaansluitingen gebied Sluis (tabel 9.15) [g/jaar]	Toename emissie door foutaanslui- tingen [%]
BZV	5	196.000	> 208.000	> 106%
CZV	29	1.136.800	1.177.000	97%
N-totaal	2,4	94.080	45.000	48%
P-totaal	0,31	12.152	10.500	86%
Koper	0,0071	278	140	50%
Zink	0,077	3.018	596	20%

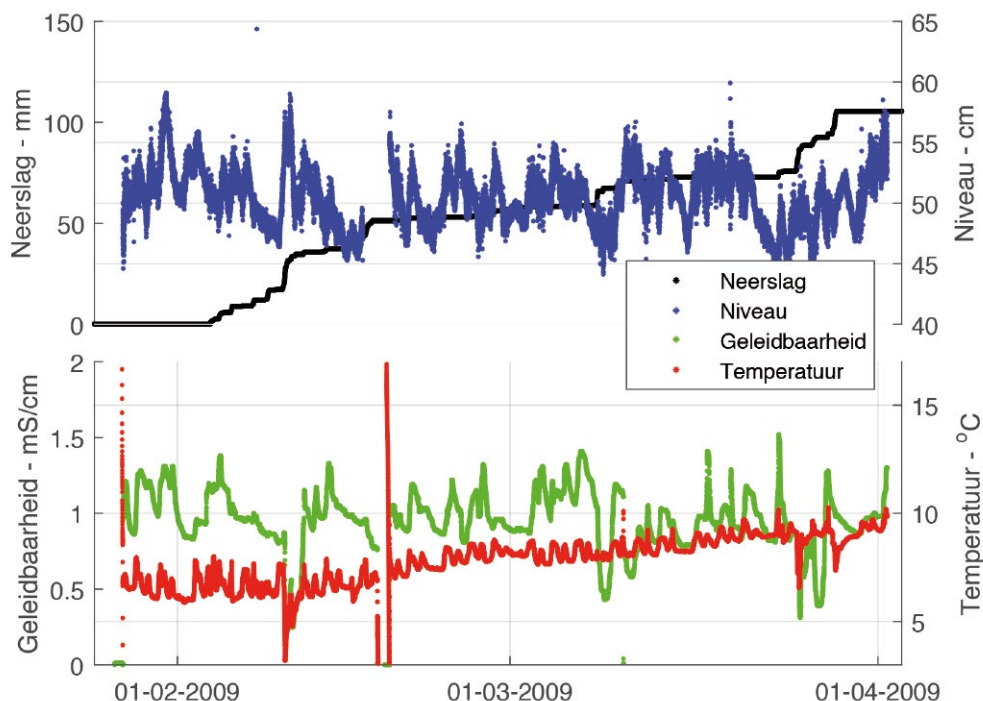
Overigens zorgt een emissie in de hemelwaterriolering niet direct voor een even grote belasting op het oppervlaktewater. Voor een deel kunnen verontreinigingen zich afzetten in de riolering. Verontreiniging van de riolering was duidelijk zichtbaar in de putten nabij de vetlozingen op locatie 13 in gebied Sluis (zie figuur 9.13).

**Figuur 9.13 Vetafzettingen
in put 54r0152 (links) en
put 54r0149 (rechts)**

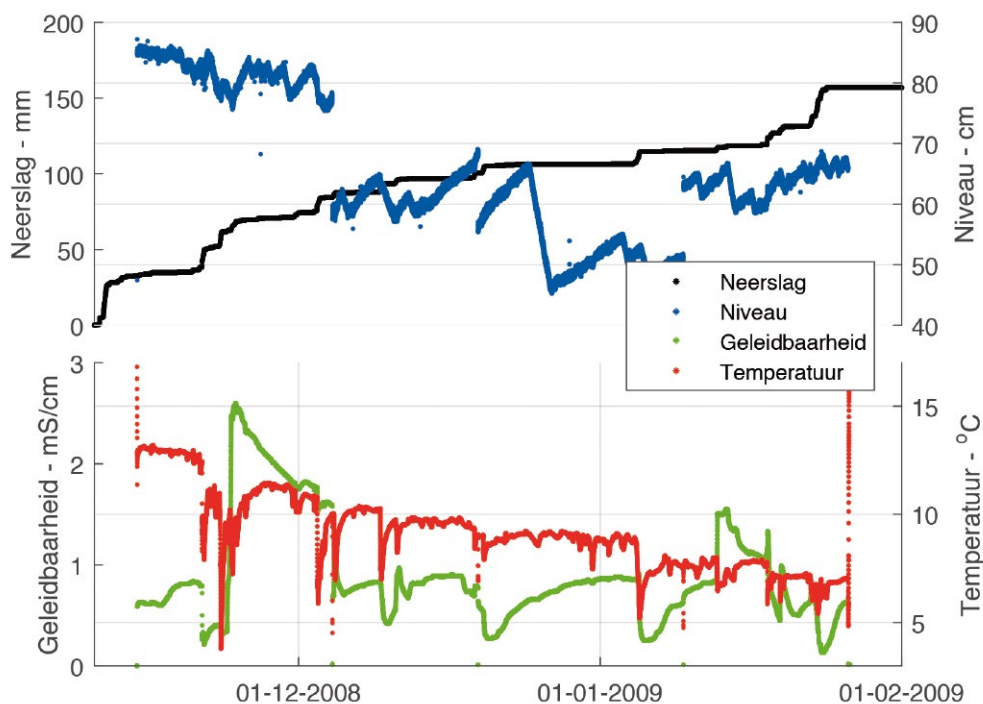


9.4.5 Vergelijking met bevindingen QuickScan

Opvallend is dat al in 2009 het vermoeden bestond dat in gebied Sluis een grote kans op foutaansluitingen was. Dit vermoeden kwam vooral door de QuickScan-resultaten van de metingen met divers bij de uitlaten. Uit de variatie in de temperatuur- en geleidbaarheidsmetingen tijdens een dwa-periode bij Sluis (zie figuur 9.14) komt een dwa-patroon naar voren. Dit in tegenstelling tot de locaties Baljuwstraat en Palembangweg (zie figuur 9.15 en figuur 9.16). De overige QuickScan-resultaten laten geen locaties zien met vergelijkbare bevindingen als gebied Sluis. Op basis van aangetroffen vervuiling tijdens het veldbezoek zijn wel de Zuringstraat (uitlaat bij put 13R0079), Blekerstraat (put 15R0049) en Steiger (put 51R0168) verdacht.

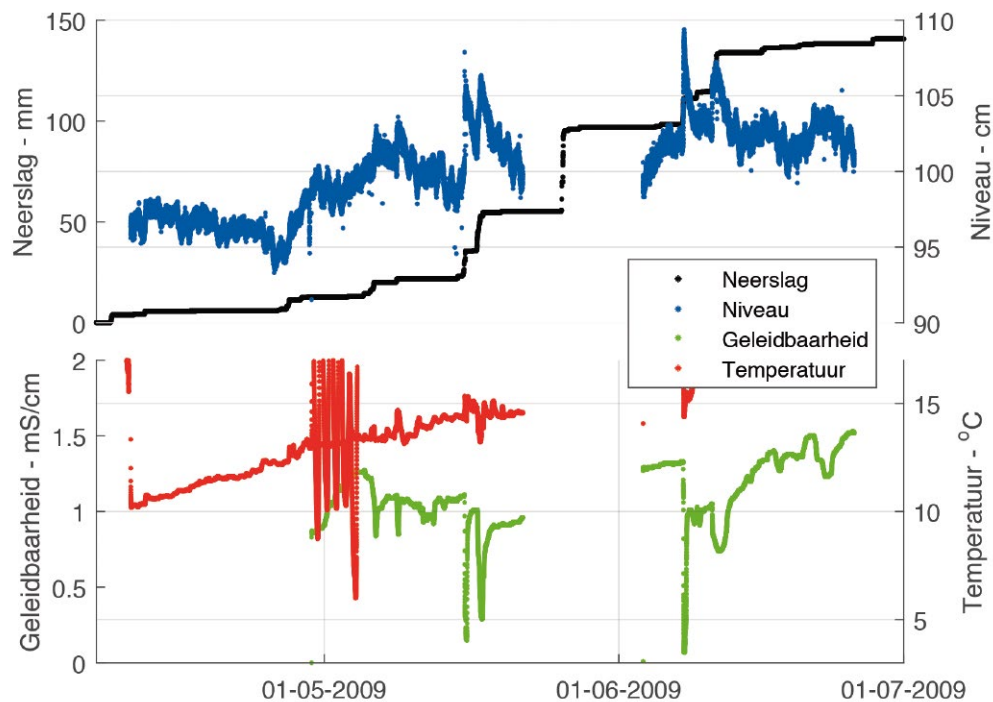


Figuur 9.14 Metingen niveau, geleidbaarheid en temperatuur bij hemelwateruitlaat Sluis tijdens QuickScan (2009)



Figuur 9.15 Metingen niveau, geleidbaarheid en temperatuur bij hemelwateruitlaat Baljuwstraat tijdens QuickScan (2009)

Figuur 9.16 Metingen niveau, geleidbaarheid en temperatuur bij hemelwateruitlaat Palembangweg tijdens QuickScan (2009)



9.5 Conclusies

Op basis van de onderzoeksresultaten zijn de volgende conclusies getrokken:

Voor onderzoeksvraag 6.1: Welke typen en hoeveel foutaansluitingen zijn er in de stroomgebieden Baljuwstraat, Sluis en Palembangweg?

Met inachtneming van enige onzekerheid over één locatie lijkt gebied Baljuwstraat vrij van foutaansluitingen. Ook gebied Palembangweg lijkt geen foutaansluitingen te hebben. In gebied Sluis zijn op acht locaties foutaansluitingen gevonden en verholpen: zes verwisselde huisaansluitingen en twee foutief aangesloten vetafscheiders. Daarnaast zijn waarschijnlijk vier foutaansluitingen van onbekende aard nog niet verholpen. Behalve de foutaansluitingen blijken ook regelmatige vetlozingen in een kolk voor te komen.

Voor onderzoeksvraag 6.2: Is de aan- of afwezigheid van foutaansluitingen in deze gebieden te verklaren vanuit de (beheer)geschiedenis?

Het feit dat alle verwisselde huisaansluitingen in slechts een van de drie gebieden zijn gevonden, doet vermoeden dat fouten tijdens de aanleg hiervoor verantwoordelijk zijn. Mogelijk zijn deze foutaansluitingen zelfs ter herleiden tot specifieke aannemers. Hiernaar is binnen het Regenwaterproject Almere geen nader onderzoek gedaan. Vetafscheiders worden meestal aan bestaande systemen gekoppeld. De twee gevonden foutief aangesloten afscheiders rechtvaardigen bijzondere aandacht van de rioleringsbeheerder bij de aansluiting van dergelijke voorzieningen in gescheiden gerioleerde gebieden.

Verder zijn vetlozingen in kolken geconstateerd. Dit is niet zozeer een foutaansluiting, maar wel een significante vervuilingsbron in riolering en oppervlaktewater, en dus voor de beheerder een serieus aandachtspunt. Als bij inspectiegegevens of veldbezoek vetafzettingen in de riolering worden aangetroffen, is vervolgonderzoek aan te bevelen.

Voor onderzoeksvraag 6.3: Wat is op jaarbasis de geschatte extra emissie vanuit de hemelwaterriolering door foutaansluitingen in de onderzoeksgebieden en in geheel Almere?

Afhankelijk van de parameter is de bijdrage van de foutaansluitingen op jaarbasis klein tot aanzienlijk. Voor zware metalen is de bijdrage klein, maar voor zuurstofvragende stoffen en nutriënten kan de bijdrage van foutaansluitingen oplopen tot rond de 100% van de totale emissie door hemelwater.

9.6 Literatuur

- Emissieregistratie (2014). Via www.emissieregistratie.nl, geraadpleegd mei 2014.
- Haan, C. de, Langeveld, J.G., Schilperoort, R.P.S. en Klootwijk, M. (2011). Location and classifying illicit connections with Distributed Temperature Sensing. Proceedings of 12th International Conference on Urban Drainage, Porto Alegre, Brazil.
- Hoes O.A.C., Schilperoort R.P.S., Luxemburg W.M.J., Clemens F.H.L.R. en Giesen N.C. van de (2009). Locating illicit connections in storm water sewers using fiber-optic distributed temperature sensing. Water Res., 43(20), 5187-5197.
- Koot, A.C.J. (1977). Inzameling en transport van rioolwater. Hoofdstuk 5. Uitgeverij Waltman, Delft. ISBN 90 212 3065 8.
- Kujawa-Roeleveld, K. & Zeeman, G. (2006). Anaerobic treatment in decentralised and source-separation-based sanitation concepts. Reviews in Env. Science and Bio Technology (RESB), 5: 115-139.
- Moons J. (2014). Met geluidsmetingen foutaansluitingen opsporen. Vakblad Riolering, jaargang 20, januari 2014, 28-29.
- Schilperoort R.P.S., de Haan C. en Langeveld J.G. (2011). Opsporen en classificeren van foutaansluitingen. Vakblad Riolering, jaargang 18, december 2011, 14-15.
- STOWA (2005). Afvalwaterketen ontketend. STOWA rapport 2005-12, STOWA, Utrecht.

10 Pilot 7 Het watersysteem: kwaliteitsproblemen en jaaremissies

10.1 Aanleiding, doel en onderzoeksvragen

Gemeente Almere en Waterschap Zuiderzeeland werken vanaf 2004 intensief samen om het functioneren van de afvalwaterketen en de kwaliteit van het watersysteem in Almere te verbeteren. De kwaliteit van het watersysteem was een belangrijke aanleiding om de OSAL (zie paragraaf 2.1) en aansluitend het Regenwaterproject Almere uit te voeren. Uit de OSAL (op basis van meetgegevens uit de periode 1990 tot 2002) blijkt dat de kwaliteit te wensen overlaat voor de 'probleemparameters' fosfaat, zink en koper. Het regenwaterproject moet de problematiek rondom de watersysteemkwaliteit met recentere gegevens opnieuw in beeld brengen. Hiervoor is zowel de kwaliteit van het oppervlaktewater als van de waterbodem bekeken. Voor de oppervlaktewaterkwaliteit zijn in 2014 nieuwe, hoogfrequente metingen gedaan in drie deelsystemen in Almere, voor de kwaliteit van de Almeerse waterbodem zijn bestaande gegevens uit 2011 en 2012 gebruikt.

De herkomst van probleemstoffen voor de water- en waterbodemkwaliteit in Almere is in beeld gebracht door per bron de jaarvrucht te kwantificeren. De bronnen zijn: 'hemelwater' (op basis van resultaten uit pilot 1), 'grondwater' (op basis van resultaten uit pilot 5), 'foutaansluitingen' (op basis van resultaten uit pilot 6) en 'overige bronnen' (op basis van literatuurwaarden). De verhoudingen tussen de belasting vanuit deze verschillende bronnen is richtinggevend in de zoektocht naar oplossingen voor de kwaliteitsproblemen in hoofdstuk 11 (synthese).

Onderzoeksvragen

De onderzoeksvragen voor pilot 7 zijn:

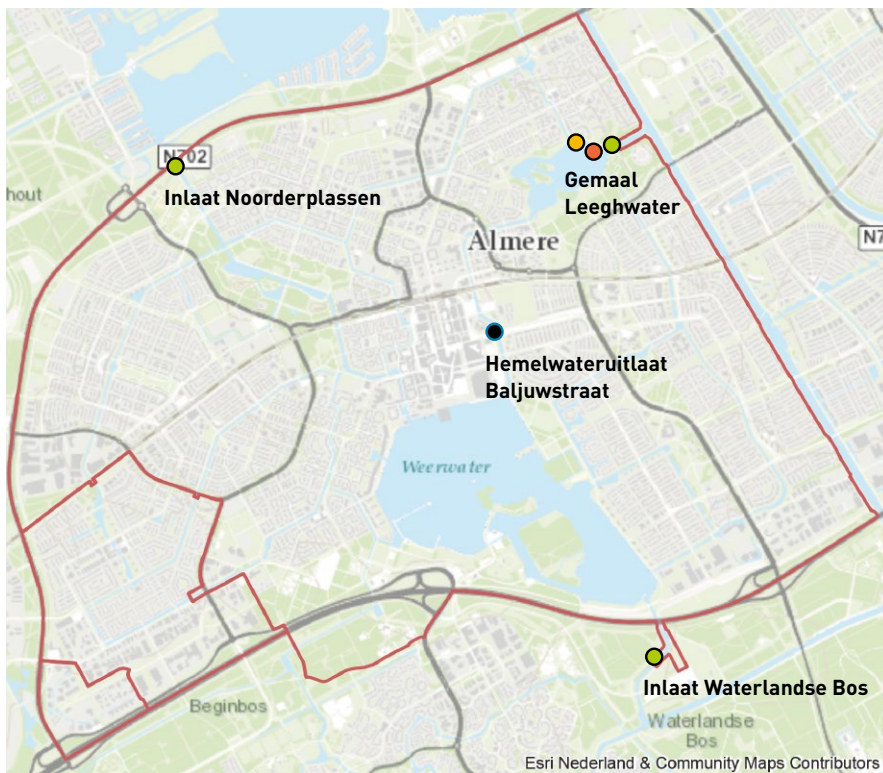
- 7.1 Wat is de kwaliteit van het oppervlaktewater nabij de stroomgebieden Baljuwstraat, Sluis en Palembangweg?
- 7.2 Is sprake van een waterkwaliteitsprobleem in de onderzochte watersystemen?
- 7.3 Wat is de kwaliteit van de waterbodem nabij de stroomgebieden Baljuwstraat, Sluis en Palembangweg?
- 7.4 Is de waterbodemkwaliteit in deze systemen ontoereikend?
- 7.5 Hoeveel vrucht probleemstoffen lozen de voornaamste bronnen jaarlijks in het watersysteem?

10.2 Materiaal en methode

10.2.1 Onderzoekslocaties

Als onderzoekslocaties voor pilot 7 zijn watersystemen gekozen nabij de onderzochte hemelwateruitlaten. Voor elke onderzochte hemelwateruitlaat is dit een ander watersysteem:

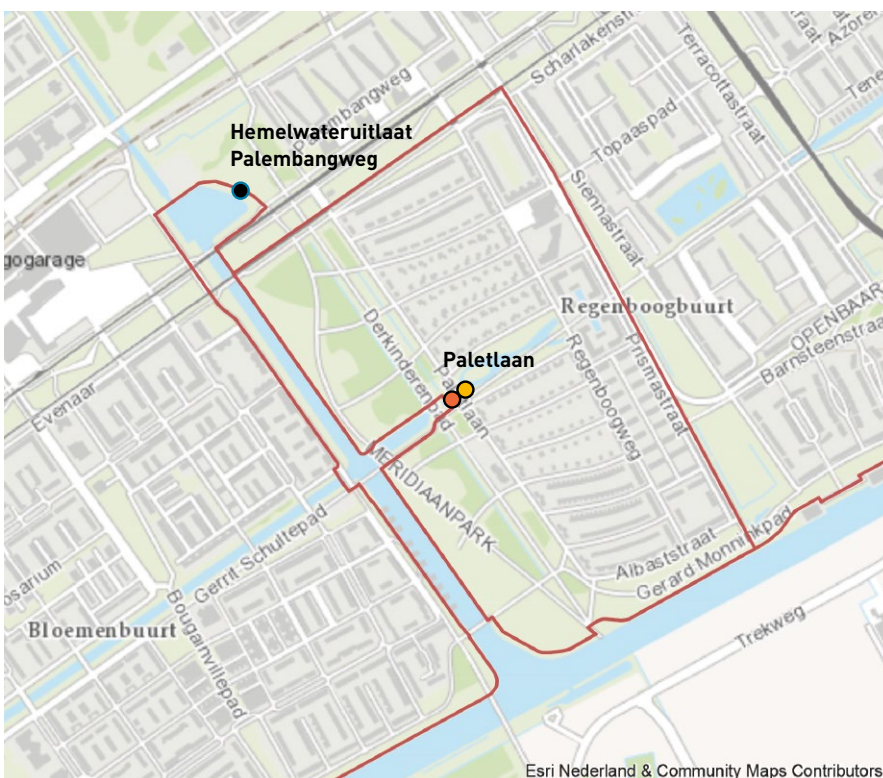
- Voor uitlaat Baljuwstraat is gekozen voor het grote watersysteem van Almere Stad (zie figuur 10.1). Het systeem is hydrologisch geïsoleerd, met uitzondering van een gemaal (gemaal Leeghwater) om water uit te slaan en drie waterinlaten (vanuit de Noorderplassen, het Waterlandse Bos en de Hoge Vaart bij gemaal Leeghwater). Het totale gebied is 2.340 ha groot. Hemelwateruitlaat Baljuwstraat loost in het gekozen watersysteem.
- Voor uitlaat Sluis is gekozen voor het watersysteem van het westelijk deel van Almere Haven (zie figuur 10.2). Ook dit is een hydrologisch geïsoleerd gebied, met drie uitzonderingen: water kan het gebied verlaten via de stuwen aan de Witte Werf en in het Vliegerpark en via de open verbinding onder de Jeugdlandbrug door. Via deze laatste verbinding kan in theorie ook water van buiten het gebied intreden, maar dat gebeurt in de praktijk zelden. Het gebied is 435 ha groot. Hemelwateruitlaat Sluis loost niet in het gekozen watersysteem, maar net erbuiten in de Lange Wetering.
- Voor uitlaat Palembangweg is gekozen voor een klein watersysteem bij de Paletlaan in Almere Buiten (zie figuur 10.3). Dit is een woonwijk van circa 35 ha met een beperkt watersysteem dat via een duiker aan de Paletlaan loost in de Fluittocht. Hemelwateruitlaat Palembangweg loost niet in het gekozen watersysteem, maar wel in dezelfde Fluittocht.



Figuur 10.1 Watersysteem Almere Stad
N.B. Locatie waterinlaten: groene stip, debietmeting: rode stip en waterkwaliteitsmeting: oranje stip.



Figuur 10.2 Watersysteem Almere Haven-West
N.B. Locatie debietmeting: rode stip en waterkwaliteitsmeting: oranje stip.



Figuur 10.3 Watersysteem Paletlaan Almere Buiten
N.B. Locatie debietmeting: rode stip en waterkwaliteitsmeting: oranje stip.

10.2.2 Onderzoeksopzet

Om onderzoeksvraag 7.1 (oppervlaktewaterkwaliteit) te beantwoorden, zijn de drie watersystemen een jaar lang tweewekelijks bemonsterd. De monsters zijn verzameld op alle locaties waar water de watersystemen kan verlaten: gemaal Leeghwater in Almere Stad, de duiker bij de Paletlaan in Almere Buiten en de drie uitstroomlocaties van het watersysteem in Almere Haven. Bij elke monsternameronde (25 in totaal) zijn vijf steekmonsters genomen. Dit levert 125 monsters voor oppervlaktewaterkwaliteit op. De gevonden waterkwaliteit op de vijf onderzoekslocaties is representatief gesteld voor de waterkwaliteit van het gehele watersysteem in Almere.

Onderzoeksvraag 7.2 (waterkwaliteitsproblemen) is beantwoord door de gemeten waterkwaliteit te vergelijken met de normen voor oppervlaktewater.

Binnen het regenwaterproject zijn geen slibmonsters genomen uit de watersystemen rondom locaties Baljuwstraat, Sluis en Palembangweg, noch uit oppervlaktewatersystemen elders in Almere. Voor een antwoord op onderzoeksvraag 7.3 is een bestaande dataset gebuikt uit de Waterbodempkwaliteitskaart beheergebied Waterschap Zuiderzeeland (mei 2013), gebaseerd op slibmetingen uit 2011 en 2012. Deze metingen komen van locaties door geheel Almere en zijn als zodanig representatief voor de gehele stad.

De problemen met de waterbodempkwaliteit in Almere zijn in beeld gebracht door de resultaten van de metingen te vergelijken met normen voor waterbodemslib. Dit geeft antwoord op onderzoeksvraag 7.4.

De jaarvrachten probleemstoffen vanuit de bronnen 'hemelwater', 'grondwater', 'foutaansluitingen' en 'overige bronnen' zijn bepaald door respectievelijk resultaten uit pilot 1, resultaten uit pilot 5, resultaten uit pilot 6 en literatuurwaarden te gebruiken. Vervolgens zijn de resultaten van de drie onderzoeksgebieden geëxtrapoleerd naar het schaalniveau van geheel Almere. Dat geeft antwoord op onderzoeksvraag 7.5.

10.2.3 Meetopzet

In tabel 10.1 ziet u een overzicht van de monsternamelocaties voor pilot 7. Alle monsters zijn geanalyseerd op de parameters die in tabel 10.2 staan.

Gebied	Monsternamelocatie	Locatiecode
Almere Stad	Leeghwaterplas juist bovenstrooms gemaal Leeghwater	26AZ-014-01
Almere Buiten	Paletlaan - Gerrit Schultepad	26AZ-175-01
Almere Haven	Wittewerf - bovenstrooms stuw	26CN-039-01
	Vliegerpark - bovenstrooms stuw	26CN-048-01
	Jeugdlandbrug- Meerveldstraat	26CN-180-01

Tabel 10.1 Locaties monstername pilot 7

Stofgroep	Parameter
Veldmetingen	Temperatuur, doorzicht, zuurgraad, zuurstofgehalte, zuurstofverzadiging, geleidbaarheid
Algemeen	Onopgeloste bestanddelen, CZV, chloride, sulfaat, opgelost organisch koolstof, chlorofyl-a
Nutriënten	Kjeldahl stikstof, ammonium, nitraat, nitriet, fosfaat (totaal- en ortho-)
Microverontreinigingen	PAK (15 individueel), minerale olie
Metalen	Ag, Al, As, Ba, Be, Ca, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Hg, K, Mg, Mn, Mo, Na, Ni, Pb, Sb, Sn, Sr, Te, Tl, V, Zn
Hygiënische kwaliteit	Intestinale enterococchen, <i>E.coli</i>

Tabel 10.2 Analysepakket oppervlaktewater

10.3 Resultaten en discussie

10.3.1 Meetresultaten: oppervlaktewaterkwaliteit in Almere

In bijlage 5 vindt u alle analyseresultaten van de oppervlaktewatermonsters. Tabel 10.3 geeft een voorbeeld voor vijf parameters bij locatie Leeghwaterplas. Per parameter ziet u het aantal metingen, het aantal metingen onder de detectiegrens, de minimumwaarde, het 10%-percentiel, het 50%-percentiel (de mediaan), het 90%-percentiel, de maximumwaarde, het rekenkundig gemiddelde en de standaarddeviatie van de gegevensreeks.

Parameter	Eenh.	Aantal met.	Aant. < det.gr	MIN	P10	P50	P90	MAX	GEM	STD
Aluminium	µg/l	16	15	50	50	50	50	100	53	12
Antimoon	µg/l	16	16	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	0,0
Arseen	µg/l	16	1	0,3	1,4	1,95	3,9	5,1	2,2	1,2
Barium	µg/l	16	0	1	23	25,5	28	30	24	6
Cadmium	µg/l	16	11	0,03	0,03	0,03	0,08	0,19	0,05	0,04
Chloride	mg/l	25	0	140	150	160	170	190	162	10

Tabel 10.3 Voorbeeld analyse-resultaten Almere Centrum: Leeghwaterplas bovenstrooms gemaal

10.3.2 Discussie: waterkwaliteitsnormen

Hoewel het stedelijk water van Almere geen KRW-water is (met uitzondering van het Weerwater en de Noorderplassen), zijn de resultaten toch getoetst aan de vigerende normen voor oppervlaktewaterkwaliteit van de Kaderrichtlijn Water (zie tabel 10.4). De doelen voor niet-KRW wateren in de Flevopolder zijn nog in ontwikkeling. Tabel 10.5 verklaart de mogelijke toetsresultaten.

Tabel 10.4 Kwaliteitsnormen oppervlaktewater: maximale jaargemiddelde (JG) concentraties en maximaal aanvaardbare concentraties (MAC)

Parameter	Norm		Parameter	Norm	
	JG	MAC		JG	MAC
Aluminium [µg/l]			Chryseen [µg/l]	0,0029	0,17
Antimoon [µg/l]	5,6	200	Dibenzo(a,h)antraceen [µg/l]		
Arseen [µg/l]	1,3	8,8	Fenantreen [µg/l]	1,2	7,2
Barium [µg/l]	73	221	Fluorantheen [µg/l]	0,0063	0,12
Cadmium [µg/l]			Fluoreen [µg/l]		
Chroom [µg/l]	3,6		Indeno(1,2,3-cd)pyreen [µg/l]		
Telluur [µg/l]	100		Naftaleen [µg/l]	2	130
IJzer [µg/l]			Pyreen [µg/l]		
Kobalt [µg/l]	0,2	1,56	Minerale olie [µg/l]		
Koper [µg/l]	2,4		Ammonium [mg/l]	1	1
Lood [µg/l]	1,4	14,2	Nitraat [mg/l]		
Mangaan [µg/l]			Nitriet [mg/l]		
Molybdeen [µg/l]	136	340	Som nitraat en nitriet [mg/l]		
Nikkel [µg/l]	7,3	37,3	Stikstof Kjeldahl [mg/l]		
Thallium [µg/l]	0,05	0,8	Stikstof totaal [mg/l]	*	
Tin [µg/l]	0,6002	36	Fosfaat [mg/l]		
Vanadium [µg/l]	4,3		Fosfor totaal [mg/l]	*	
Zilver [µg/l]	0,01	0,01	Chlorofyl-a [µg/l]		
Zink [µg/l]	10,6	18,4	Feofytine a [µg/l]		
Beryllium [µg/l]	0,1	0,833	Temperatuur p°C]		
Calcium [µg/l]			Doorzicht [cm]		
Kalium [mg/l]			Kleur [-]		
Magnesium [µg/l]			Zuurgraad [-]		
Strontium [µg/l]			zuurstof [mg/l]		
Sulfaat [mg/l]			zuurstof [%]	*	
Chloride [mg/l]	*		BZV 5dgn [mg/l]		
Natrium [mg/l]			CZV [mg/l]		
Acenafteen [µg/l]			Zwevende stof [mg/l]		
Antraceen [µg/l]	0,1	0,1	Geleidbaarheid [mS/m]		
Benzo(a)antraceen [µg/l]	0,00064	0,28	Koolstof organisch [mg/l]		
Benzo(a)pyreen [µg/l]	0,00017	0,27	E.coli [n/dl]		
Benzo(b)fluorantheen [µg/l]		0,017	Intest. enterococcen [n/dl]		
Benzo(ghi)peryleen [µg/l]		0,0082			
Benzo(k)fluorantheen [µg/l]		0,017			

* Voor de toetsing van algemene fysisch-chemische parameters (chloride, stikstof totaal, fosfor totaal en zuurstof) is de beoordeling in vijf categorieën: slecht, ontoereikend, matig, goed en zeer goed; dit op basis van het zomergemiddelde in plaats van het jaargemiddelde

Toetsresultaat	Betekenis
&	Het rekenkundig jaargemiddelde (JG) en de maximaal aanvaardbare concentratie (MAC) voldoen aan de norm
X	Het rekenkundig jaargemiddelde (JG) en/of de maximaal aanvaardbare concentratie (MAC) voldoen <i>niet</i> aan de norm
##	Er is geen norm voor deze parameter
Slecht Ontoereikend Matig Goed Zeer goed	Toetsresultaat voor fysisch-chemische parameters

Tabel 10.5 Verklaring mogelijke toetsresultaten waterkwaliteit

10.3.3 Discussie: waterkwaliteitsproblemen

In dit project is de definitie van een waterkwaliteitsprobleem: elke overschrijding van een geldende norm in tabel 10.4 in paragraaf 10.3.2. De toetsresultaten per parameter staan in de laatste kolom van bijlage 5. In tabel 10.6 ziet u een overzicht van alle locaties en alle parameters die de geldende norm voor oppervlaktewaterkwaliteit overschrijden. Een aantal zaken valt op:

- Parameter arseen overschrijdt op alle locaties de geldende norm. N.B. De norm is relatief streng: 1,3 µg/l. Deze waarde is gelijk aan de 'oude' streefwaarde (SW, uit *CIW, 2000*). Bij een toets op het maximaal toelaatbaar risico (MTR (32 µg/l), ook uit *CIW, 2000*) zou geen van de locaties de norm overschrijden. Ter vergelijking: de norm voor arseen in drinkwater is 10 µg/l.
- De waterkwaliteit bij gemaal Leeghwater is verder over de gehele linie goed. Waarschijnlijk fungeert de voorliggende Leeghwaterplas als grote bezinkvoorziening, waardoor het water nabij het gemaal weinig zwevende stof en daarmee ook lage gehalten aan PAK en metalen bevat.
- Op alle locaties behalve bij gemaal Leeghwater worden te hoge concentraties fosfaat gemeten.
- Op locatie Paletlaan in Almere Buiten zijn de gehalten aan metalen lood, zink (en arseen) hoog. Daarnaast is de hygiënische waterkwaliteit op deze locatie slecht: de bacteriële concentraties (*E. coli* en intestinale enterococci) zijn erg hoog, bijvoorbeeld vergeleken met de Zwemwaternorm. Ook de concentraties aan stikstof en fosfaat zijn erg hoog. Mogelijk zijn deze normoverschrijdingen te wijten aan een of meerdere foutaansluitingen in het gebied. Het onderzochte gebied is vóór de metingen niet onderzocht op foutaansluitingen (in het naastgelegen gebied Palembangweg is dat wel gebeurd, zie hoofdstuk 9).
- Bij de twee stuwen in Almere Haven (Witterwerf en Vliegerpark) zijn normoverschrijdende hoeveelheden PAK's aangetroffen. Opvallend is dat de concentratie fluorantheen op beide locaties het hele jaar verhoogd is. Verder komen bij locatie Witterwerf hoge piekconcentraties aan verscheidende PAK's voor (23 maart 2014). Mogelijk komt dit door werkzaamheden aan de beschoeiing. Door deze eenmalige piekconcentratie voldoen alleen benzo(a)antracene, benzo(a)pyreen en chryseen niet aan de kwaliteitsnorm.

Tabel 10.6 Parameters en locaties die normwaarden oppervlaktewater-kwaliteit overschrijden
N.B. x = overschrijding JG-norm, xx = ook overschrijding MAC-norm

	Almere Stad	Almere Haven			Almere Buiten
Parameter	Leeghwater	Jeugdlandbrug	Wittewerf	Vliegerpark	Paletlaan
Arseen	x	xx	x	x	xx
Lood					x
Kobalt		x	x		
Zink				x	xx
Zilver			xx ¹⁾		
Benzo(a)anthraceen			x		
Benzo(a)pyreen			x		
Chryseen			x		
Fluorantheen			x	x	
Fosfaat		x	x	x	x
Stikstof					x
Ammonium					x
E.coli					x
Intest. enterococcen					x

1) Overschrijding zilver gebaseerd op 1x een gemeten waarde boven de detectiegrens

Conclusie is dat op nagenoeg alle onderzochte locaties de parameters fosfaat en arseen problematisch zijn. Maar arseen geldt in het vervolg van dit hoofdstuk niet als probleemparameter voor de waterfase, gelet op de zeer strenge gehanteerde norm voor oppervlaktewater. In tegenstelling tot de eerdere bevindingen tijdens de OSAL komen de parameters koper en zink niet als breed probleem voor de waterkwaliteit naar voren. Overigens zijn arseen en zink wel probleemparameters voor de waterbodempkwaliteit (zie paragraaf 10.3.4).

Naast deze generieke probleemparameters blijken lokale waterkwaliteitsproblemen op te treden: verhoogde bacterie- en ammoniumconcentraties (waarschijnlijk) door foutaansluitingen en verhoogde concentraties PAK's (mogelijk) door werkzaamheden aan beschoeiing.

De resultaten van de drie onderzochte watersystemen worden als representatief beschouwd voor het watersysteem van geheel Almere.

10.3.4 Meetresultaten: waterbodempkwaliteit

Binnen het Regenwaterproject Almere zijn geen slibmonsters uit de onderzochte watersystemen genomen. Om de waterbodempkwaliteit toch te kunnen inschatten, is een bestaande dataset gebruikt uit de Waterbodempkwaliteitskaart beheergebied Waterschap Zuiderzeeland (mei 2013), gebaseerd op slibmetingen uit 2011 en 2012. In tabel 10.7 ziet u een overzicht met gemiddelde waarden voor zestien parameters voor de waterbodempkwaliteit in het stedelijk water in Almere. Dezelfde metingen zijn ook gebruikt om onderscheid te maken tussen de kwaliteit van de waterbodem nabij hemelwateruitlaten (binnen 250 m) en van de waterbodem verder weg. De resultaten van deze vergelijking vindt u in bijlage 6.

Tabel 10.7 presenteert per parameter het aantal metingen (75), het rekenkundig gemiddelde, het lognormaal gemiddelde en zes percentielwaarden: 25%, 50%, 75%, 80%, 90% en 95%. De kleuring heeft te maken met toetsing aan de geldende normen voor slibkwaliteit. De paragrafen 10.3.5 en 10.3.6 beschrijven de manier van toetsen.

Stof	Aantal	Rekenkundig gemiddelde	Lognormaal gemiddelde	P25	P50	P75	P80	P90	P95	Bodemtype correctie	Eenheid
Arseen	75	21,75	20,05	17,13	19,41	23,41	25,12	30,37	36,88	0,88	mg/kg.ds
Cadmium	75	0,33	0,28	0,22	0,28	0,35	0,40	0,56	0,69	0,90	mg/kg.ds
Chroom	75	32,74	31,53	28,42	31,97	36,70	37,89	42,15	43,81	0,84	mg/kg.ds
Koper	75	18,14	15,85	12,94	16,47	20,00	21,18	25,89	34,47	0,85	mg/kg.ds
Kwik	75	0,06	0,05	0,04	0,06	0,07	0,07	0,08	0,09	0,91	mg/kg.ds
Lood	75	34,16	27,86	20,13	25,73	38,59	41,39	61,74	85,68	0,89	mg/kg.ds
Nikkel	75	26,06	25,12	23,14	25,71	29,56	29,82	31,62	33,80	0,78	mg/kg.ds
Zink	75	149,27	121,28	88,39	115,82	164,58	213,35	299,90	371,83	0,82	mg/kg.ds
Barium	75	84,46	80,52	73,39	81,40	99,42	103,02	107,56	117,16	0,75	mg/kg.ds
Kobalt	75	9,19	8,76	8,31	9,23	10,35	10,58	11,29	12,17	0,76	mg/kg.ds
Molybdeen	75	0,73	0,66	0,57	0,68	0,84	0,91	1,06	1,33	1,00	mg/kg.ds
PAK [10]	75	0,82	0,31	0,08	0,31	1,11	1,30	2,01	3,00	1,00	mg/kg.ds
Minerale olie	75	208,73	145,97	91,29	125,53	251,06	269,32	463,32	700,68	0,88	mg/kg.ds
PCB [7]	75	0,001	0,001	det	det	det	det	0,001	0,002	0,88	mg/kg.ds
Som Organotin	0										
Lutum	75	17,23	16,29	15,25	17,50	19,30	19,46	21,00	24,19	1,00	%
Humus	75	8,76	8,26	6,78	8,57	10,46	11,00	12,69	12,96	1,00	%

Tabel 10.7 Waterbodemkwaliteit stedelijk water Almere op basis van metingen in 2011 en 2012
N.B. De verklaring van de kleur-codering staat in tabel 10.8 in paragraaf 10.3.5.

10.3.5 Discussie: waterbodemkwaliteitsnormen

Om de waterbodemkwaliteit te beoordelen, is de klassenindeling uit de Regeling bodemkwaliteit voor grond en baggerspecie gebruikt. Dit besluit geeft een oordeel over de waterbodemkwaliteit op basis van de toepassingsmogelijkheden van het (gebaggerde) slib in een bepaalde functie: landbouw/natuur, wonen en industrie. Voor landbouw/natuur gelden de strengste eisen: hier is het gebruik van baggerspecie alleen toegestaan als dit voldoet aan de Achtergrondwaarden. Slib dat hier niet aan voldoet maar wel aan de Maximale Waarden voor Klasse Wonen, mag in gebieden met deze functie worden toegepast. Vervolgens mag slib dat niet aan de Maximale Waarden voor Klasse Wonen voldoet maar wel aan de Maximale Waarden voor Klasse Industrie, worden toegepast in gebieden met de functie industrie. Hierbij wordt voor de parameter minerale olie nog onderscheid gemaakt voor Grootschalige Bodem Toepassing (GBT). Gebruik van baggerspecie dat niet ten minste voldoet aan de Maximale Waarden voor Klasse Industrie is nergens toegestaan.

Details over de toetsingsmethode vindt u in de Regeling bodemkwaliteit voor grond en baggerspecie (Rbk, 2007). De eigenlijke normwaarden per parameter staan in bijlage B van de regeling.

Toetsresultaat	Betekenis
Lichtgeel	Overschrijding van de Achtergrondwaarde
Donkergeel	Overschrijding van de Maximale Waarde voor Klasse Wonen
Oranje	Overschrijding van de Maximale Waarde voor Industrie (maar geen overschrijding van de GBT-norm voor minerale olie)
Rood	Overschrijding van de Maximale Waarde voor Industrie (en een overschrijding van de GBT-norm voor minerale olie)

Tabel 10.8 Verklaring toetsresultaten waterbodemkwaliteit

10.3.6 Discussie: waterbodembodemkwaliteitsproblemen

In dit project is de definitie van een waterbodembodemkwaliteitsprobleem: elke overschrijding van het rekenkundig gemiddelde van een parameter van de bijbehorende Achtergrondwaarde. Met een dergelijke overschrijding is het slib niet zomaar overal toepasbaar. Tabel 10.7 in paragraaf 10.3.4 geeft een overschrijding aan met een kleuring van de waarde. Tabel 10.8 in paragraaf 10.3.5 verklaart de toetsresultaten.

In de toetsresultaten valt een aantal zaken op:

- Voor de parameters arseen en zink overschrijdt het rekenkundig gemiddelde de Achtergrondwaarde. Voor minerale olie overschrijdt het rekenkundig gemiddelde de Maximale Waarde voor Klasse Wonen.
- De parameters lood en som PAK-10 overschrijden de Achtergrondwaarde vanaf de 90%-percentielwaarden.
- Geen van de berekende rekenkundig gemiddelden overschrijden de Maximale Waarde voor Industrie.

Op basis van de gegevens die ten grondslag liggen aan de Waterbodembodemkwaliteitskaart beheergebied Waterschap Zuiderzeeland, mei 2013 is te concluderen dat de parameters arseen, zink en minerale olie problematisch zijn voor de waterbodembodemkwaliteit in Almere.

10.4 Jaaremissie hemelwater

Om de relatieve bijdrage van de hemelwaterlozing aan de problemen met de water- en waterbodembodemkwaliteit in Almere te kunnen inschatten, moet de jaaremissie van het hemelwater voor de probleemparameters worden afgeleid. De jaarlijks geloosde vracht per parameter is het product van het jaarvolume geloosd hemelwater en de voor geheel Almere gemiddelde concentratie vuilstoffen in het geloosde volume. Beide komen in deze paragraaf aan de orde.

10.4.1 Jaarvolume hemelwater

De hoeveelheid hemelwater die jaarlijks uit de hemelwaterstelsels in het watersysteem terecht komt, is berekend door de jaarlijkse nettoneerslag te vermenigvuldigen met het totale verharde oppervlak in Almere (1.384 ha). Conform de langjarige neerslagreeks 1955-1964 van het KNMI in De Bilt en het afstromingsmodel in de *Leidraad riolerings module C2100* bedraagt de nettoneerslag 560 mm per jaar. Dit levert een jaarvolume hemelwater op van circa 7,8 miljoen m³.

10.4.2 Jaarvrachten probleemparameters in hemelwater

In pilot 1 zijn de gemiddelde concentraties fosfaat, minerale olie, zink en arseen bepaald voor het hemelwater in de stroomgebieden Baljuwstraat, Sluis en Palembangweg. Hierbij gaat het om Site Mean Concentrations (SMC's): de gemiddelde stofconcentraties in afstromend hemelwater specifiek voor die drie hemelwateruitlaten (zie tabel 10.9).

De drie SMC's per parameter moeten worden omgerekend naar een gemiddelde concentratie voor geheel Almere: een Almere Mean Concentration (AMC). Hiertoe zijn de SMC's gewogen naar rato van de bijbehorende verharde oppervlakken. Dit betekent dat elke hectare verhard oppervlak van de drie onderzochte gebieden even zwaar meetelt in de berekening van de AMC. Weging naar rato van het type verhard oppervlak (bijvoorbeeld: de resultaten van Palembangweg laten meetellen conform het totaaloppervlak van alle gebieden met type "weinig risico") is niet juist geacht, omdat uit de resultaten van pilot 1 niet eenduidig naar voren komt dat de typering van verhard oppervlak naar risico (zie paragraaf 2.2.1) bepalend is voor de SMC.

In tabel 10.9 ziet u de resultaten van de weging naar verhard oppervlak toegepast op de drie SMC's. Zo is voor fosfaat een AMC berekend van 0,29 mg/l. Samen met het jaarvolume is dat een jaarvracht fosfaat van 2.236 kg. Voor minerale olie, zink en arseen geeft dit jaarvrachten van respectievelijk 561 kg, 506 kg en 42 kg.

	Baljuwstraat	Sluis	Palembangweg	Almere
Wegingsfactor SMC's	7,7	7,0	5,2	
SMC fosfaat [mg/l]	0,18	0,31	0,42	0,29
Jaarvracht fosfaat [kg/a]				2.236
SMC minerale olie [µg/l]	85	76	49	72
Jaarvracht minerale olie [kg/a]				561
SMC zink [µg/l]	82	77	25	65
Jaarvracht zink [kg/a]				506
SMC arseen [µg/l]	2,7	2,7	13	5
Jaarvracht arsen [kg/a]				42

Tabel 10.9 Berekening jaarvrachten probleemparameters in geloosd hemelwater Almere

10.5 Jaaremissie grondwater

Om de relatieve bijdrage van grondwaterlozing aan de problemen met de water- en waterbodempkwaliteit in Almere te kunnen inschatten, moet de jaaremissie van het grondwater voor de probleemparameters worden afgeleid. De jaarlijks geloosde vracht per parameter is het product van het jaarvolume geloosd grondwater en de voor geheel Almere gemiddelde concentratie vuilstoffen in het geloosde grondwater. Beide komen in deze paragraaf aan de orde.

10.5.1 Jaarvolume grondwater

Grondwater in Almere dat als kwel naar boven komt, kan via verschillende routes uiteindelijk in het oppervlaktewater terechtkomen (zie figuur 10.4):

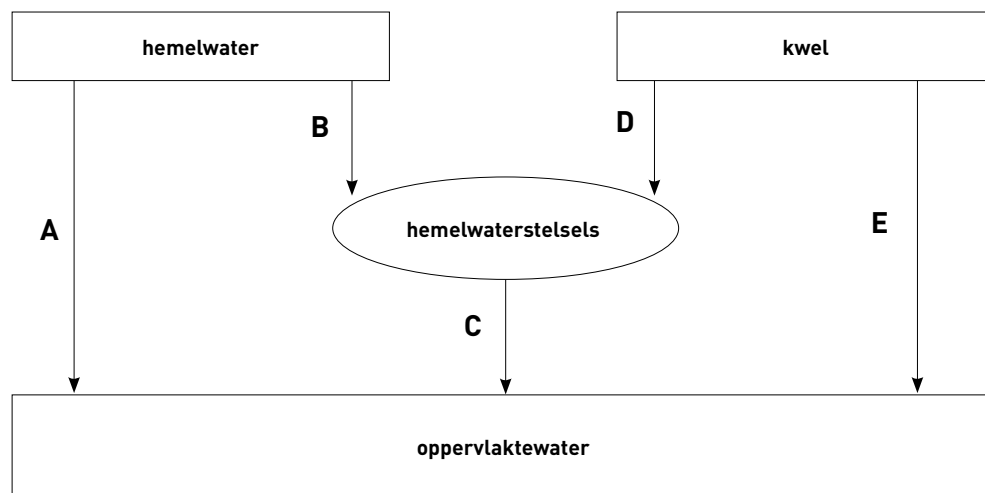
- via drainagebuizen die lozen in het hemelwaterstelsel (route D-C);
- via drainagebuizen die lozen in het oppervlaktewater en als directe kwel op de watergangen (route E).

De som van deze drie lozingsroutes geeft de hoeveelheid grondwater die jaarlijks het oppervlaktewatersysteem van Almere bereikt. Deze som is via de volgende benaderingen geschat:

- 1 Door algemene kentallen te gebruiken. Om de waterbalans voor de OSAL uit 2005 te berekenen, is een waarde van 0,5 mm/d aangehouden gemiddeld over het gehele bebouwde gebied van Almere (toen nog 4.347 ha). Dit gaf een jaarvolume van circa 8 miljoen m³.
- 2 Voor het Regenwaterproject Almere is geprobeerd een waterbalans op te stellen voor de drie onderzochte watersystemen. Hiertoe zijn debieten bij de in- en uitstroomlocaties gemeten en de hoeveelheden neerslag en verdamping bepaald. De kweldruk in het gebied is als sluitpost van de balans aangehouden. Uiteindelijk bleken de resultaten te grof en zijn ze daarom niet bruikbaar in het onderzoek.
- 3 Op basis van de kwelkaart van Waterschap Zuiderzeeland uit het Waterbeheerplan 2016-2021 (zie bijlage 7). In en rond Almere zijn enkele kleinere gebieden te vinden waar sprake is van wegzijging, maar voor het grootste deel van Almere geldt lichte tot matige kwel (tussen de 0,1 en 2,0 mm/d). Aan de randen van de polder is op sommige locaties sprake van sterke kwel (meer dan 2,0 mm/d).

Door de grote range aan waarden geven de resultaten van deze drie benaderingen geen eenduidig antwoord. Om de onzekerheid in het totale jaarvolume grondwater in acht te nemen, is in de berekening van jaarvrachten niet met één waarde gerekend, maar met een range aan mogelijke jaarvolumes. Gekozen is voor een range van 0,5 tot 1,0 mm/d over het gehele bebouwde oppervlak van 4.347 ha. Dit komt overeen met een jaarvolume grondwater tussen de 8 en 16 miljoen m³.

Figuur 10.4 Afvoer hemelwater en kwel naar oppervlaktewater: deels direct en deels via hemelwaterstelsels



In pilot 5 is het drainagewater ingeschat dat via drainagebuizen en de hemelwaterriolering afvoert naar het oppervlaktewater (route D-C in figuur 10.4). Dit is circa 1,5 m³/h voor Baljuwstraat en Sluis en circa 4 m³/h voor Palembangweg (zie tabel 10.10). Over de gehele (bebouwde) oppervlakken van deze gebieden komt dit overeen met een kwelflux van 0,4 mm/d (Baljuwstraat), 0,5 mm/d (Sluis) en 1,3 mm/d (Palembangweg). Weging naar rato van het bebouwde oppervlak geeft een gemiddelde kwelflux in Almere van circa 0,7 mm/dag. Maar dit is waarschijnlijk een onderschatting. Er is immers geen rekening gehouden met directe kwel: grondwater dat zonder tussenkomst van een hemelwaterstelsel het watersysteem bereikt (route E in figuur 10.4). De totale kwelflux in de onderzochte gebieden is dus waarschijnlijk groter dan op basis van de metingen aan droogweerafvoer bij de hemelwaterstelsels is gevonden. De directe kwel is niet gekwantificeerd in dit onderzoek, de mate van onderschatting van de totale kweldruk is dus onbekend.

Tabel 10.10 Grondwaterflux via hemelwaterriolering (route D-C) geëxtrapoleerd naar geheel Almere

Gebied	Grondwaterafvoer via hemelwaterriolering [m ³ /h]	Aangesloten verhard oppervlak [ha]	Bebouwd oppervlak [ha]	Kwelflux bebouwd oppervlak [mm/d]
Baljuwstraat	1 à 2 (gem. 1,5)	7,7	9,4	0,4
Sluis	1 à 2 (gem. 1,5)	7,0	7,6	0,5
Palembangweg	3 à 4,5 (gem. 4)	5,2	7,7	1,3
Almere totaal (geëxtrapoleerd)	487	1.384	4.347	0,7

10.5.2 Jaarvrachten probleemparameters in grondwater

In pilot 5 zijn de gemiddelde concentraties fosfaat, minerale olie, zink en arseen bepaald voor het grondwater in de stroomgebieden Baljuwstraat, Sluis en Palembangweg. Het gaat om rekenkundig gemiddelden van grondwatermonsters uit twee monsternameronden en uit in totaal 24 peilbuizen verspreid over de onderzoeksgebieden. In tabel 10.11 staan de waarden.

De drie rekenkundig gemiddelden per parameter moeten worden omgerekend naar een gemiddelde grondwaterkwaliteit voor geheel Almere. Hiertoe zijn de drie gemiddelden gewogen naar rato van de bijbehorende bebouwde oppervlakken. Hiervoor is gekozen omdat kwel zich niet beperkt tot het verharde oppervlak, maar overal in het stroomgebied omhoogkomt. Deze manier van weging betekent dat elke hectare van de drie onderzochte gebieden even zwaar meetelt in de berekening van het gemiddelde voor heel Almere.

In tabel 10.11 ziet u resultaten van de weging naar bebouwd oppervlak toegepast op de drie rekenkundig gemiddelden. Zo heeft fosfaat een gewogen gemiddelde van 2,1 mg/l voor geheel Almere. Met een jaarvolume grondwater van 8 miljoen m³ geeft dit een jaarvracht fosfaat van circa 16.500 kg. Met een twee keer zo groot jaarvolume grondwater is ook de jaarvracht twee keer zo groot. Voor zink en arseen zijn de jaarvrachten respectievelijk 265-530 kg en 217-435 kg. Voor minerale olie is de jaarvracht nul, omdat (zoals verwacht) geen minerale olie in het grondwater is aangetroffen.

	Baljuwstraat	Sluis	Palembangweg	Almere
Wegingsfactoren onderzoeksgebieden	9,4	7,6	7,7	
Concentratie fosfaat [mg/l]	2,3	2,2	1,7	2,1
Jaarvracht fosfaat [kg/a]				16.500 - 33.000
Concentratie minerale olie [µg/l]	0	0	0	0
Jaarvracht minerale olie [kg/a]				0 - 0
Concentratie zink [µg/l]	39	37	23	33
Jaarvracht zink [kg/a]				265 - 530
Concentratie arseen [µg/l]	9,9	6,9	69,8	27
Jaarvracht arseen [kg/a]				217 - 435

Tabel 10.11 Berekening jaarvrachten probleemparameters in geloosd grondwater Almere
N.B. De range aan jaarvrachten correspondeert met een range aan jaarvolumes grondwater tussen de 8 en 16 miljoen m³.

10.6 Jaaremissie foutaansluitingen

Om de relatieve bijdrage van foutaansluitingen aan de problemen met de water- en waterbodempkwaliteit in Almere te kunnen inschatten, moet de jaaremissie van de foutaansluitingen voor de probleemparameters worden afgeleid voor geheel Almere.

De emissie door foutaansluitingen in de drie onderzoeksgebieden is onderzocht in pilot 6. In gebieden Baljuwstraat en Palembangweg zijn geen foutaansluitingen gevonden; de emissie door foutaansluitingen is hier dus nul. In gebied Sluis zijn wél foutaansluitingen gevonden: 6 verwisselde huisaansluitingen, 2 foutief aangesloten vetafscheiders en vetlozingen in een kolk. De geschatte emissie door deze foutaansluitingen bedraagt 10,5 kg P/jaar en 0,6 kg Zn/jaar (zie tabel 9.15 in paragraaf 9.4.4).

De emissie door foutaansluitingen voor geheel Almere is bepaald door aan te nemen dat de drie onderzochte gebieden gezamenlijk representatief zijn voor geheel Almere. Dit betekent dat de vuilbelasting door de gevonden foutaansluitingen in de drie gebieden wordt opgeschaald door te wegen naar verhard oppervlak (19,9 ha voor de drie gebieden versus 1.384 ha voor geheel Almere). Dit geeft een jaarlijkse emissie voor de gehele stad van 730 kg fosfaat en 41 kg zink. Foutaansluitingen zijn normaal gesproken geen bron van arseen en minerale olie.

N.B. De grote variatie in resultaten in pilot 6 (twee gebieden zonder foutaansluitingen, een gebied met foutaansluitingen, vetafscheiders én vetlozingen in kolken) maakt extrapolatie van de resultaten naar het schaalniveau van geheel Almere onzeker. De berekende jaar-emissies voor foutaansluitingen zijn dan ook indicatief.

10.7 Jaaremissie overige bronnen

Voor de emissie in het watersysteem in Almere vanuit andere bronnen zijn kentallen gebruikt uit de publicatie Oppervlaktewaterkwaliteit: wat zijn de relevante emissies? (RIONED, 2009). Deze uitgave onderscheidt vier typen oppervlaktewater: stadsvijver, stadssingel, boezemsysteem en rivierstelsel. Voor het watersysteem in Almere is gekozen voor type stadssingel. Belangrijk uitgangspunt bij dit type is dat er geen rwzi in het watersysteem loost en dit dus geen vervuiliingsbron kan zijn. In Almere staat alleen de Lage Vaart onder invloed van rwzi-effluent.

Het type stadssingel kent de volgende vervuiliingsbronnen:

- uitwerpselen van honden en eenden;
- het voeren van eenden;
- bladval;
- neerslag in open water.

In tabel 10.12 ziet u de emissies van fosfaat en zink voor deze bronnen. (De aanname is dat arseen en minerale olie niet uit overige bronnen komen.) Een onderbouwing van de emissies vindt u in RIONEDreeks 13 Oppervlaktewaterkwaliteit: wat zijn de relevante emissies?

**Tabel 10.12 Jaaremissies
overige bronnen in oppervlaktewater Almere
(op basis van *RIONEDreeks 13*)**

Bron	Jaaremissie fosfaat [kg/a]	Jaaremissie zink [kg/a]
Honden*	1.860	28
Eenden**	779	15
Voeren van eenden***	83	0,4
Bladval#	623	1,5
Neerslag op open water##	44	40
Totaal overige bronnen	3.388	84

* aannames: 640 g P/jaar/hond en 26 mg Zn/jaar/hond; 21 honden per 100 huishoudens; 40 huishoudens per ha; 25% afspoeling; 1.384 ha verhard oppervlak

** aannames: 0,15 kg P/eend/jaar; 3,75 eenden per ha; 1.384 ha verhard oppervlak (dus circa 5.000 eenden voor geheel Almere)

*** 60 g P/ha/jaar en 0,27 g Zn/ha/jaar op een oppervlak van 1.384 ha

450 g P/ha/jaar en 1,08 g Zn/ha/jaar op een oppervlak van 1.384 ha

10% van 4.347 ha ofwel 435 ha open water; 0,01 g P/m²/jaar en 9,1 mg Zn/m²/jaar

10.8 Conclusies

Op basis van de onderzoeksresultaten zijn de volgende conclusies getrokken:

Voor onderzoeksvraag 7.1: Wat is de kwaliteit van het oppervlaktewater nabij de stroomgebieden Baljuwstraat, Sluis en Palembangweg?

Het oppervlaktewater bij de drie stroomgebieden is gedurende een jaar elke twee weken bemonsterd. De metingen vonden plaats bij de uitstroomlocaties van drie verschillende watersystemen in Almere Centrum, Almere Haven en Almere Buiten. De analysesresultaten vindt u in bijlage 5.

Voor onderzoeksvraag 7.2: Is sprake van een waterkwaliteitsprobleem in de onderzochte watersystemen?

Ja, op basis van de metingen is te concluderen dat op nagenoeg alle locaties de parameters fosfaat en arseen problematisch zijn. Het rekenkundig jaargemiddelde en/of de maximaal gemeten concentratie voldoen/voldoet niet aan de vigerende norm in de Kaderrichtlijn Water. Gelet op de zeer strenge gehanteerde norm voor oppervlaktewater geldt arseen niet als probleemparameter voor de waterfase. In tegenstelling tot eerdere bevindingen tijdens de OSAL komen koper en zink niet als breed probleem voor de waterkwaliteit naar voren.

Naast deze generieke probleemparameters zijn er lokale waterkwaliteitsproblemen: verhoogde bacterie- en ammoniumconcentraties (waarschijnlijk) door foutaansluitingen en verhoogde concentraties PAK's (mogelijk) door werkzaamheden aan beschoeiing.

Voor onderzoeksvraag 7.3: Wat is de kwaliteit van de waterbodem nabij de stroomgebieden Baljuwstraat, Sluis en Palembangweg?

Binnen het Regenwaterproject Almere zijn geen slibmonsters uit de onderzochte watersystemen genomen. Daarmee was de kwaliteit van de waterbodem niet specifiek voor de watersystemen nabij de onderzoekslocaties Baljuwstraat, Sluis en Palembangweg te bepalen. In plaats daarvan is een bestaande gegevensset voor waterbodemkwaliteit in geheel Almere gebruikt: de Waterbodemkwaliteitskaart beheergebied Waterschap Zuiderzeeland (mei 2013), gebaseerd op slibmetingen uit 2011 en 2012.

Voor onderzoeksvraag 7.4: Is de waterbodemkwaliteit in deze systemen ontoereikend?

Ja, op basis van de waterbodemkwaliteitskaart is te concluderen dat de parameters arseen, zink en minerale olie problematisch zijn voor de waterbodemkwaliteit in Almere. De rekenkundig gemiddelde waarden overschrijden de Achtergrondwaarde en/of de Maximale Waarde voor Klasse Wonen uit de Regeling bodemkwaliteit voor grond en baggerspecie. Hiermee is de baggerspecie niet zonder meer overal toepasbaar.

Voor onderzoeksvraag 7.5: Hoeveel vracht probleemstoffen lozen de voornaamste bronnen jaarlijks in het watersysteem?

De vrachten fosfaat, minerale olie, zink en arseen die jaarlijks in het watersysteem van Almere terechtkomen, staan in tabel 10.13.

Bron	Fosfaat [kg/a]	Minerale olie [kg/a]	Zink [kg/a]	Arseen [kg/a]
Hemelwater	2.236	561	506	42
Grondwater	16.500 - 33.000	0	265 - 530	217 - 435
Foutaansluitingen	730	0	41	0
Overige bronnen	3388	0	84	0

Tabel 10.13 Jaarvrachten fosfaat, minerale olie, zink en arseen in watersysteem Almere vanuit hemelwater, grondwater, foutaansluitingen en overige bronnen

10.9 Literatuur

CIW (2000). Normen voor het waterbeheer. Achtergronddocument bij de Regeringsbeslissing vierde Nota Waterhuishouding. CIW, Den Haag.

Regeling bodemkwaliteit voor grond en baggerspecie (Rbk, 2007). Via www.overheid.nl, geraadpleegd 30 november 2015.

RIONED (2009). Oppervlaktewaterkwaliteit: wat zijn relevante emissies? RIONEDreks 13, Stichting RIONED, Ede, januari 2009.

11 Conclusies en synthese

Dit hoofdstuk presenteert conclusies, aanbevelingen en een synthese. Allereerst bundelt paragraaf 11.1 de conclusies van de zeven pilots. Per pilot komen de antwoorden op de onderzoeksvragen aan bod. Paragraaf 11.2 behandelt de mogelijkheden om de water- en waterbodempkwaliteitsproblemen in Almere op te lossen via een of meerdere onderzochte maatregelen in de riolering. Vervolgens beantwoordt paragraaf 11.3 de originele investeringsvraag in Almere: moeten we de gescheiden stelsels ombouwen tot verbeterd gescheiden stelsels? Daarna gaat paragraaf 11.4 kort in op alternatieve maatregelen om de problemen met de water- en waterbodempkwaliteit in Almere aan te pakken. Tot slot bevat paragraaf 11.5 suggesties voor vervolgonderzoek.

11.1 Conclusies pilots

11.1.1 Pilots en onderlinge samenhang

Uit de optimalisatiestudie Almere (OSAL, 2005) volgde de aanbeveling een onderzoeksprogramma uit te voeren met pilots en metingen om meer inzicht te krijgen in:

- de waterkwaliteit van afstromend hemelwater in Almere;
- de effecten van maatregelen in en rond de riolering om deze kwaliteit verder te verbeteren, zoals gebruik van een lamellenafscheider en het vaker reinigen van straatkolken en uitstroombakken;
- de bijdrage van andere bronnen aan de kwaliteit van oppervlaktewater, zoals kwelwater en foutaansluitingen.

Deze aanbeveling is voor het Regenwaterproject Almere vertaald in een onderzoeksprogramma met zeven deelstudies (pilots). Elke pilot richtte zich op een specifiek onderwerp en probeerde een of meerdere onderzoeksvragen gerelateerd aan dit onderwerp te beantwoorden. De pilots zijn:

Pilot 1 De waterkwaliteit in hemelwaterriolering.

Pilot 2 De invloed van vaker kolken reinigen.

Pilot 3 Het functioneren van uitstroombakken.

Pilot 4 Het rendement van een lamellenafscheider.

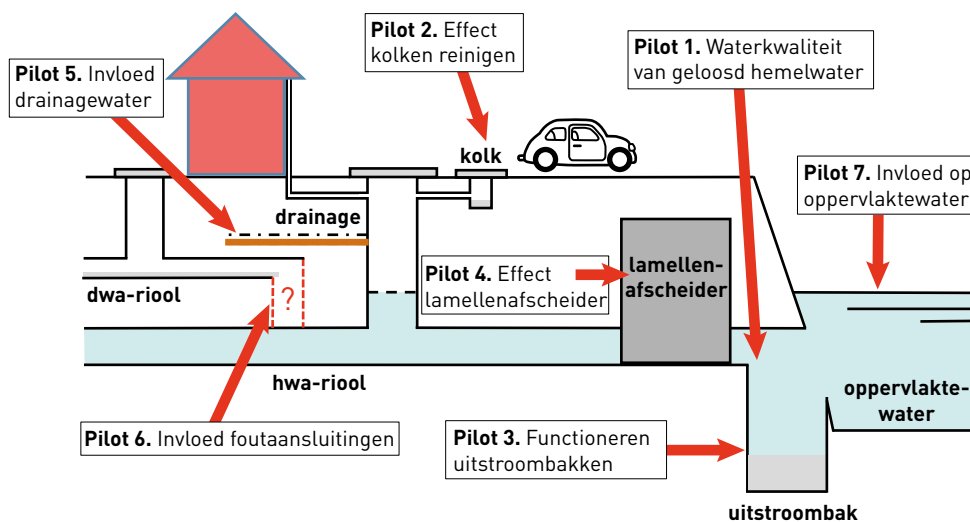
Pilot 5 De hoeveelheid en kwaliteit van drainagewater.

Pilot 6 Foutaansluitingen en de bijdrage aan de emissie.

Pilot 7 Het watersysteem: kwaliteitsproblemen en jaaremissies.

Pilots 1 en 7 vormden de ruggengraat van het project: metingen aan de kwaliteit van afstromend hemelwater uit de (hemelwater)riolering en een inschatting van het effect hiervan op de oppervlaktewaterkwaliteit. Pilots 5 en 6 waren brongericht: welke (mogelijke) invloed hebben drainagewater en foutaansluitingen op de kwaliteit van het geloosde hemelwater? Pilots 2, 3 en 4 richtten zich op maatregelen: welk effect hebben het vaker reinigen van kolken en uitstroombakken en het gebruik van een lamellenafscheider? Figuur 11.1 geeft de samenhang tussen de pilots grafisch weer.

Deze paragraaf licht de conclusies per pilot toe. In de hoofdstukken 4 tot en met 10 vindt u informatie over meetopzet, meetresultaten en interpretaties (discussies).



Figuur 11.1 Schematisch overzicht zeven pilots Regenwaterproject Almere

11.1.2 Conclusies pilot 1: de waterkwaliteit in hemelwaterriolering

Doel van pilot 1 was de kwaliteit van afstromend hemelwater in Almere in beeld brengen. Hiervoor is op drie locaties in Almere onderzoek gedaan door monsternamen en continue metingen van waterkwantiteits- en -kwaliteitsparameters.

Op basis van de onderzoeksresultaten zijn de volgende conclusies getrokken:

Voor onderzoeksvraag 1.1: Wat is per type verhard oppervlak de 'gemiddelde' kwaliteit van het geloosde hemelwater uit de hemelwaterriolering in Almere?

‘De’ waterkwaliteit van afstromend hemelwater (SMC's) op de drie locaties Baljuwstraat (hoog risico), Sluis (verhoogd risico) en Palembangweg (weinig risico) staat in tabel 4.11 in paragraaf 4.3.5. De kwaliteit is voor veel parameters onderling goed vergelijkbaar, maar er zijn duidelijke uitzonderingen. De ouderdom van de wijk bij Sluis hangt mogelijk samen met verhoogde loodconcentraties. Het grondwater op locatie Palembangweg is de oorzaak van significant hogere concentraties arseen, ijzer en totaal fosfaat op deze locatie. Daarnaast kent Palembang lagere concentraties zink, koper, minerale oliën en hygiënische parameters faecale enterococci en *E. coli* dan de locaties Baljuwstraat en Sluis.

De onopgeloste bestanddelen in het hemelwater van de drie locaties in Almere zijn matig bezinkbaar. De potentiële rendementen van zuiverende voorzieningen die zijn gebaseerd op het principe van bezinking zijn daarmee per definitie relatief laag.

Met vijftig bruikbare geanalyseerde buien op locatie Baljuwstraat, 38 op locatie Sluis en 31 op locatie Palembangweg ligt de standaardonzekerheid in de berekende SMC's (afhankelijk van de parameter) tussen ongeveer 10% en 50%. Daarmee zijn de betrouwbaarheidsintervallen relatief smal en zijn de meetresultaten goed te gebruiken voor het doel van het onderzoek: het toetsen op onderlinge verschillen en verschillen met resultaten uit andere onderzoeken.

Voor onderzoeksvraag 1.2: Klopt de hypothese dat (woon)wijken gebouwd na 1985 schoner zijn dan (woon)wijken gebouwd vóór 1985?

De hypothese dat een woonwijk gebouwd na 1985 (Palembangweg) schoner is dan een woonwijk gebouwd vóór 1985 (Sluis) klopt voor zink, koper, lood, minerale oliën en hygiënische parameters. Voor de zware metalen lijkt het verschil te maken te hebben met het restrictieve beleid voor de toepassing van uitlogende materialen, loodhoudende verf en andere materialen sinds het midden van de jaren 80. Voor arseen, ijzer en totaal fosfaat zijn de resultaten juist omgekeerd: hogere concentraties in het hemelwater bij Palembangweg dan elders. Maar dit heeft te maken met de hogere afvoer van grondwater in gebied Palembangweg en dus niet met de leeftijdsafhankelijke fysieke inrichting van het afstromende gebied. Voor overige parameters (waaronder zuurstofvragende stoffen) gaat de hypothese niet op.

Onduidelijk is in hoeverre de hoeveelheid grondwater bij Palembangweg (vier keer meer dan op Baljuwstraat en Sluis) via verdunning bijdraagt aan de gevonden lage concentraties voor genoemde parameters. Zonder dit grondwater zouden naar alle waarschijnlijkheid

hogere waarden gevonden zijn. Daarmee zouden de verschillen tussen een woonwijk gebouwd na 1985 en een woonwijk gebouwd vóór 1985 kleiner zijn geweest. Hiermee lijkt bovenstaande conclusie dat het hemelwater op Palembangweg relatief schoon is dankzij de leeftijdsafhankelijke inrichting van het gebied minder eenduidig dan op basis van de statistische toetsen is geconcludeerd.

Ook belangrijk bij bovenstaande conclusie is het feit dat bij alle drie locaties vóór de metingen zo veel mogelijk foutaansluitingen zijn opgespoord en verwijderd. Oudere wijken kennen vaak meer foutaansluitingen dan jongere wijken, de extra emissie door deze foutaansluitingen is voor oudere wijken dan ook vaak groter.

Voor onderzoeksvraag 1.3: Welke dynamiek zit er tijdens neerslag in deze kwaliteit?

De kwaliteit van afstromend hemelwater varieert op alle drie locaties sterk tijdens afvoer-gebeurtenissen. De continue troebelheidsmetingen laten zien dat het afvoerdebiet vaak een directe relatie heeft met de concentratie onopgeloste bestanddelen en daaraan gebonden stoffen. Een sterk en plotseling toenemend debiet leidt vaak tot een piek in concentratie onopgeloste stoffen. De geleidbaarheidsmetingen geven vooral informatie over de verhouding tussen grond- en hemelwater in de riolering. Vóór de regen zit in de stelsels vaak grondwater, bij grote buien komt hiervoor (deels) hemelwater in de plaats. Na de bui vervangt langzaam instromend grondwater geleidelijk weer het hemelwater in de stelsels, met bijbehorende andere geleidbaarheidswaarden.

Voor onderzoeksvraag 1.4: Hoe is de kwaliteit vergeleken met de Nederlandse en internationale literatuur en met resultaten uit de QuickScan?

Vergeleken met andere onderzoeksresultaten uit binnen- en buitenland zijn de concentraties in afstromend hemelwater in Almere relatief laag. Dit geldt in het bijzonder voor ammonium en CZV. Mogelijk komt dit doordat in Almere vóór de metingen zo veel mogelijk foutaansluitingen zijn opgespoord en verholpen. Het vermoeden is dat foutaansluitingen de onderzoeksresultaten uit andere onderzoeken mogelijk wél hebben beïnvloed.

De gevonden concentraties in Almere en de andere Nederlandse meetprojecten zijn (veel) lager dan de range aan waarden in buitenlandse literatuur. Mogelijk komt dit door de specifieke eigenschappen van (een deel van de) Nederlandse hemelwaterstelsels. Verdrongen riolen met geen of nauwelijks afschot kennen relatief lage stroomsnelheden. Hierdoor kunnen processen zoals afbraak en bezinking een veel grotere rol spelen in het transport van hemelwater dan in veel buitenlandse stelsels. Met andere woorden: Nederlandse hemelwaterstelsels vangen door bezinking en afbraakprocessen relatief veel vuil af, voordat dit de kans krijgt via een hemelwateruitlaat in het oppervlaktewater te komen.

Opvallend genoeg zijn de resultaten van de QuickScan voor nagenoeg alle parameters goed vergelijkbaar met de gevonden SMC-waarden op de locaties Baljuwstraat, Sluis en Palembangweg. Blijkbaar geeft (steek)monsternamen bij een afdoende aantal locaties (dertig) en monsters (honderd) eenzelfde indruk van de hemelwaterkwaliteit. Maar de relatieve onzekerheden in de resultaten van de QuickScan zijn wel veel groter dan voor de SMC-waarden.

11.1.3 Conclusies pilot 2: de invloed van vaker kolken reinigen

Doel van pilot 2 was onderzoeken of vaker kolken reinigen (elke twee maanden in plaats van jaarlijks) de kwaliteit van het afstromende hemelwater bij een hemelwateruitlaat verbetert.

Op basis van de onderzoeksresultaten zijn de volgende conclusies getrokken:

Voor onderzoeksvraag 2.1: Welk effect heeft tweemaandelijks kolkenreiniging op de 'gemiddelde' kwaliteit van het geloosde hemelwater ten opzichte van jaarlijkse kolkenreiniging?

Op basis van de metingen aan het geloosde hemelwater bij uitlaat Baljuwstraat is te concluderen dat vaker kolken reinigen niet direct de kwaliteit van het bij de uitlaat geloosde hemelwater significant verbetert. Wel is in de twintig onderzochte kolken bijna driemaal zo veel sediment met daaraan gebonden verontreinigingen uit de kolken afgevangen voordat dit het riool bereikt. Het feit dat dit geen directe invloed heeft op de kwaliteit van het geloosde hemelwater, zou te verklaren zijn door een verminderde sedimentopbouw in het hemelwaterriool en/of de invloed van sedimenttransport over de bodem (bedloadtransport),

die niet is gemeten bij de hemelwateruitlaat. De verwachting is dat door vaker kolken te reinigen de totale emissie van het hemelwaterstelsel (water en sediment) naar het oppervlaktewater op termijn wel afneemt.

Voor onderzoeksvraag 2.2: Welke kwantiteit en kwaliteit sediment wordt bij beide reinigingsregimes uit de kolken verzameld?

In het gebied afvoerend naar hemelwateruitlaat Baljuwstraat wordt bij jaarlijkse kolkenreiniging ongeveer 600 kg sediment (drogestofequivalent) afgevangen. Tweemaandelijksse reiniging leidt tot een duidelijke verhoging tot 1.700 kg sediment per jaar. Per reinigingsronde neemt de hoeveelheid verzameld sediment wel met ongeveer de helft af. De kwaliteit van het verzamelde sediment in beide regimes verschilt niet. Dit betekent dat door kolken vaker te reinigen tot bijna drie keer de 'normale' hoeveelheid vuilvracht wordt verwijderd.

Voor onderzoeksvraag 2.3: Welke vracht vuilstoffen is in Almere af te vangen als de gemeente besluit alle straatkolken in de stad tweemaandelijks te reinigen?

De pilot is uitgevoerd voor een gebied met een oppervlak van 7,7 ha en 252 kolken. Bij jaarlijkse reiniging is circa 600 kg droge stof uit de straatkolken verwijderd, bij tweemaandelijksse reiniging ongeveer 1.700 kg, dus een toename van 1,1 ton droge stof. De stad Almere telt in totaal 1.384 ha oppervlak dat naar de hemelwaterriolerings afvoert (Turkensteen, 2005: inventarisatierapport OSAL). Extrapolatie van de bevindingen in de pilot naar stadsniveau betekent dat jaarlijks circa 194 ton droge stof en gebonden verontreinigingen extra is af te vangen als de reinigingsfrequentie van jaarlijks naar eens per twee maanden gaat.

N.B. De sedimentopbouw verschilt per kolk sterk en kan ook per gebied significant afwijken door verschillen in aard en gebruik van het afvoerende oppervlak. Als de gemeente de kolken vaker gaat reinigen, is op basis van inzicht in de toename van verwijderd sediment per gebied (mogelijk zelfs per straat) een optimale frequentie te ontwikkelen.

11.1.4 Conclusies pilot 3: het functioneren van uitstroombakken

Veel hemelwateruitlaten in Almere hebben een uitstroombak waarin sediment zich kan verzamelen. Doel van pilot 3 was inzicht krijgen in het functioneren van deze bakken.

Op basis van de onderzoeksresultaten zijn de volgende conclusies getrokken:

Voor onderzoeksvraag 3.1: Hoe snel groeien sedimentlagen in de uitstroombakken in Almere?

De sedimentgroei in de uitstroombakken varieert van nihil tot enkele tientallen cm per jaar. De oorzaak van deze variatie is onbekend. In termen van massa droge stof verzamelt zich jaarlijks in elke uitstroombak tot enkele honderden kg sediment.

Voor onderzoeksvraag 3.2: Wat is de kwalitatieve samenstelling van dit slib?

De samenstelling van het sediment in de zes onderzochte uitstroombakken voldoet voor de meeste parameters aan de MTR-waarden voor oppervlaktewaterbodems. Overschrijdingen zijn er voor arseen (Palembangweg) en zink (Rameaugracht). De kwaliteit past in het beeld dat eerdere monsternamen in 1999 al van de kwaliteit heeft gegeven, hoewel voor minerale olie in het Regenwaterproject Almere geen MTR-overschrijdende concentraties zijn aangetroffen.

Voor onderzoeksvraag 3.3: Is op basis van de opbouw en samenstelling de herkomst van het slib vast te stellen?

Op basis van slibkwaliteit is niet vast te stellen of het slib volledig uit de hemelwaterrioleringsring komt of ook uit de omliggende waterbodem. De variatie in slibkwaliteit tussen de onderzochte uitstroombakken onderling is voor veel parameters groter dan de verschillen met de referentiewaarden voor het riool en de waterbodem.

Voor onderzoeksvraag 3.4: Welke vracht vuilstoffen is in Almere af te vangen als de gemeente de uitstroombakken actief gaat beheren?

Met tweemaandelijksse reiniging kan de gemeente per uitstroombak per jaar tot enkele honderden kg sediment afvangen. Voor de zes onderzochte bakken is de verwijderde jaarvracht circa 1 ton ds, geëxtrapoleerd over heel Almere (700 uitstroombakken) is de geschatte opbrengst op jaarbasis 122 ton droge stof. Dit getal is indicatief, omdat is gebleken dat de slibopbouw in de uitstroombakken niet gelijkmatig in de tijd verloopt en bovendien per uitstroombak sterk verschilt.

11.1.5 Conclusies pilot 4: het rendement van een lamellenafscheider

Doel van pilot 4 was de kennis over de werking van een lamellenafscheider in de Nederlandse situatie vergroten. Hiervoor is op locatie Baljuwstraat een lamellenafscheider volgens de laatste stand van de techniek aangelegd. Gedurende een jaar is zowel het influent als het effluent van deze randvoorziening bemeten.

Op basis van de onderzoeksresultaten zijn de volgende conclusies getrokken:

Voor onderzoeksvraag 4.1: Wat is het gemeten verwijderingsrendement van een lamellenafscheider?

Met een betrouwbaarheid van 68% is voor de lamellenafscheider bij onderzoekslocatie Baljuwstraat een statistisch significant positief rendement voor de parameters koper, zink, minerale olie, onopgeloste bestanddelen en CZV gemeten. De gemiddeld positieve rendementen van onder meer bacteriën zijn statistisch niet significant. Met een strengere statistische betrouwbaarheid van > 95% is er alleen voor zink een significant positief rendement. Het gemiddelde gemeten rendement ligt voor bijna alle parameters in dezelfde range als bij vergelijkbare onderzoeksprojecten in Nederland. In alle onderzoeken is de lage bezinkbaarheid van de aanwezige onopgeloste bestanddelen de belangrijkste verklaring voor de lage rendementen.

De hoeveelheid gevonden slib in de afscheider was beduidend groter dan verwacht op basis van het verwijderingsrendement voor onopgeloste stoffen. Mogelijk is de slibaanvoer via bedloadtransport hiervoor een verklaring.

Voor onderzoeksvraag 4.2: Wat is het potentiële rendement van een lamellenafscheider?

Het potentiële rendement van een bezinkvoorziening is afhankelijk van de oppervlaktebelasting. Bij een oppervlaktebelasting van 1 m/h (vaak de nominale belasting bij het ontwerp van een lamellenafscheider) ligt het potentiële verwijderingsrendement voor onopgeloste bestanddelen in 'gewoon' afstromend hemelwater tussen 12% (Krimpenerwaard) en 37% (Arnhem). Het potentiële rendement in Almere op basis van de valsnelheidsmetingen is ongeveer 30% tot 35%. Voor stoffen die deels aan zwevende stof zijn gebonden, moet het potentiële rendement worden gecorrigeerd voor het bindingspercentage. De bezinkbaarheid van verontreinigingen in 'gewoon' afstromend hemelwater in Nederland is zo laag dat een lamellenafscheider geen hoge rendementen (> 40%) kan halen.

11.1.6 Conclusies pilot 5: de hoeveelheid en kwaliteit van drainagewater

In Almere zijn veel drainagesystemen aangesloten op de hemelwaterriolering. Daarmee voert grondwater via drainagebuizen en de hemelwaterriolering af naar het oppervlaktewater. Daarnaast komt nog grondwater in het watersysteem als directe kwel in de vaarten en sloten of via drainagesystemen die direct in het oppervlaktewater lozen. De indruk bestond dat de hoeveelheid en kwaliteit van dit drainagewater bepalend kunnen zijn voor de lokale oppervlaktewaterkwaliteit in Almere. Maar de onderbouwing hiervoor was summier. Doel van pilot 5 was (een deel van) deze behoefte invullen door voor de drie onderzoekslocaties de kwaliteit van het grondwater in beeld te brengen en de afvoer van drainagewater via de hemelwaterriolering in te schatten.

Op basis van de onderzoeksresultaten zijn de volgende conclusies getrokken:

Voor onderzoeksvraag 5.1: Wat is de kwaliteit van het grondwater nabij de onderzoekslocaties in Almere?

Het grondwater bevat voor arseen, ijzer, zwevende stof, chloride en nutriënten veel hogere concentraties dan het afstromende hemelwater. De verhoudingen variëren per parameter en per locatie tussen vier en veertig keer hogere concentraties. Een relatief hoge concentratie in het grondwater kan samenhangen met hogere SMC's bij de hemelwateruitlaat (bijvoorbeeld de concentraties arseen en ijzer op locatie Palembangweg), maar niet altijd (de concentratie ammonium op dezelfde locatie). Som PAK-10, minerale olie, koper en zink komen niet of slechts in lage concentraties voor in het bemonsterde grondwater.

Voor onderzoeksvraag 5.2: Hoeveel van dit grondwater komt via de hemelwaterriolering in het oppervlaktewater?

De afvoer van drainagewater via de hemelwaterstelsels is met verschillende methoden afgeleid. De isotopenanalyse gaf geen betrouwbare resultaten door een te grote variabiliteit in analyse-resultaten. Betrouwbare debietmetingen waren beschikbaar voor een beperkte periode in één gebied (Palembangweg). Voor de andere gebieden en perioden is de hersteltijd van het elektrisch geleidend vermogen gebruikt om het debiet te schatten. Het drainagewaterdebiet is geschat op circa 1,5 m³/h voor de gebieden Baljuwstraat en Sluis en op circa 4 m³/h voor gebied Palembangweg. Op jaarbasis bestaat circa een kwart (Baljuwstraat en Sluis) tot circa de helft (Palembangweg) van de totale afvoer vanuit de hemelwaterstelsels uit grondwater.

11.1.7 Conclusies pilot 6: foutaansluitingen en de bijdrage aan de emissie

Doel van pilot 6 was inzicht krijgen in de aanwezigheid van foutaansluitingen in onderzoeksgebieden Baljuwstraat, Sluis en Palembangweg en de invloed hiervan op de jaarlijkse emissie.

Op basis van de onderzoeksresultaten zijn de volgende conclusies getrokken:

Voor onderzoeksvraag 6.1: Welke typen en hoeveel foutaansluitingen zijn er in de stroomgebieden Baljuwstraat, Sluis en Palembangweg?

Met inachtneming van enige onzekerheid over één locatie lijkt gebied Baljuwstraat vrij van foutaansluitingen. Ook gebied Palembangweg lijkt geen foutaansluitingen te hebben. In gebied Sluis zijn op acht locaties foutaansluitingen gevonden en verholpen: zes verwisselde huisaansluitingen en twee foutief aangesloten vetafscheiders. Daarnaast zijn waarschijnlijk vier foutaansluitingen van onbekende aard nog niet verholpen. Behalve de foutaansluitingen blijken ook regelmatige vetlozingen in een kolk voor te komen.

Voor onderzoeksvraag 6.2: Is de aan- of afwezigheid van foutaansluitingen in deze gebieden te verklaren vanuit de (beheer)geschiedenis?

Het feit dat alle verwisselde huisaansluitingen in slechts een van de drie gebieden zijn gevonden, doet vermoeden dat fouten tijdens de aanleg hiervoor verantwoordelijk zijn. Mogelijk zijn deze foutaansluitingen zelfs ter herleiden tot specifieke aannemers. Hiernaar is binnen het Regenwaterproject Almere geen nader onderzoek gedaan. Vetafscheiders worden meestal aan bestaande systemen gekoppeld. De twee gevonden foutief aangesloten afscheiders rechtvaardigen bijzondere aandacht van de rioleringsbeheerder bij de aansluiting van dergelijke voorzieningen in gescheiden gerioleerde gebieden.

Verder zijn vetlozingen in kolken geconstateerd. Dit is niet zozeer een foutaansluiting, maar wel een significante vervuillingsbron in riolering en oppervlaktewater, en dus voor de beheerder een serieus aandachtspunt. Als bij inspectiegegevens of veldbezoek vetafzettingen in de riolering worden aangetroffen, is vervolgonderzoek aan te bevelen.

Voor onderzoeksvraag 6.3: Wat is op jaarbasis de geschatte extra emissie vanuit de hemelwaterriolering door foutaansluitingen in de onderzoeksgebieden en in geheel Almere?

Afhankelijk van de parameter is de bijdrage van de foutaansluitingen op jaarbasis klein tot aanzienlijk. Voor zware metalen is de bijdrage klein, maar voor zuurstofvragende stoffen en nutriënten kan de bijdrage van foutaansluitingen oplopen tot bijna 100% van de totale emissie door hemelwater.

11.1.8 Conclusies pilot 7: het watersysteem: kwaliteitsproblemen en jaaremissies

Voor het Regenwaterproject Almere is de problematiek rond de kwaliteit van het watersysteem in beeld gebracht aan de hand van recente water- en waterbodempkwaliteitsgegevens.

Op basis van de onderzoeksresultaten zijn de volgende conclusies getrokken:

Voor onderzoeksvraag 7.1: Wat is de kwaliteit van het oppervlaktewater nabij de stroomgebieden Baljuwstraat, Sluis en Palembangweg?

Het oppervlaktewater bij de drie stroomgebieden is gedurende een jaar elke twee weken bemonsterd. De metingen vonden plaats bij de uitstroomlocaties van drie verschillende watersystemen in Almere Centrum, Almere Haven en Almere Buiten. De analyseresultaten vindt u in bijlage 5.

Voor onderzoeksvraag 7.2: Is sprake van een waterkwaliteitsprobleem in de onderzochte watersystemen? Ja, op basis van de metingen is te concluderen dat op nagenoeg alle locaties de parameters fosfaat en arseen problematisch zijn. Het rekenkundig jaargemiddelde en/of de maximaal gemeten concentratie voldoen/voldoet niet aan de vigerende norm in de Kaderrichtlijn Water. Gelet op de zeer strenge gehanteerde norm voor oppervlaktewater geldt arseen niet als probleemparameter voor de waterfase. In tegenstelling tot eerdere bevindingen tijdens de OSAL komen koper en zink niet als breed probleem voor de waterkwaliteit naar voren.

Naast deze generieke probleemparameters zijn er lokale waterkwaliteitsproblemen: verhoogde bacterie- en ammoniumconcentraties (waarschijnlijk) door foutaansluitingen en verhoogde concentraties PAK's (mogelijk) door werkzaamheden aan beschoeiing.

Voor onderzoeksvraag 7.3: Wat is de kwaliteit van de waterbodem nabij de stroomgebieden Baljuwstraat, Sluis en Palembangweg?

Binnen het Regenwaterproject Almere zijn geen slibmonsters uit de onderzochte watersystemen genomen. Daarmee was de kwaliteit van de waterbodem niet specifiek voor de watersystemen nabij de onderzoekslocaties Baljuwstraat, Sluis en Palembangweg te bepalen. In plaats daarvan is een bestaande gegevensset voor waterbodemkwaliteit in geheel Almere gebruikt: de Waterbodemkwaliteitskaart beheergebied Waterschap Zuiderzeeland (mei 2013), gebaseerd op slibmetingen uit 2011 en 2012. De gegevensset vindt u in bijlage 6.

Voor onderzoeksvraag 7.4: Is de waterbodemkwaliteit in deze systemen ontoereikend?

Ja, op basis van de waterbodemkwaliteitskaart is te concluderen dat de parameters arseen, zink en minerale olie problematisch zijn voor de waterbodemkwaliteit in Almere. De rekenkundig gemiddelde waarden overschrijden de Achtergrondwaarde en/of de Maximale Waarde voor Klasse Wonen uit de Regeling bodemkwaliteit voor grond en baggerspecie. Hiermee is de baggerspecie niet zonder meer overal toepasbaar.

Voor onderzoeksvraag 7.5: Hoeveel vracht probleemstoffen lozen de voornaamste bronnen jaarlijks in het watersysteem?

De vrachten fosfaat, minerale olie, zink en arseen die jaarlijks in het watersysteem van Almere terechtkomen, staan in tabel 11.1.

Tabel 11.1 Jaarvrachten fosfaat, minerale olie, zink en arseen in watersysteem Almere vanuit hemelwater, grondwater, foutaansluitingen en overige bronnen

Bron	Fosfaat [kg/a]	Minerale olie [kg/a]	Zink [kg/a]	Arseen [kg/a]
Hemelwater	2.236	561	506	42
Grondwater	16.500 - 33.000	0	265 - 530	217 - 435
Foutaansluitingen	730	0	41	0
Overige bronnen	3388	0	84	0

11.2 Synthese: oppervlaktewaterkwaliteit Almere verbeteren door verminderen emissie hemelwaterstelsels

Of de oppervlaktewaterkwaliteit in Almere is te verbeteren door de emissie uit hemelwaterstelsels te verminderen, is beschouwd aan de hand van vier vragen:

- 1 Is sprake van een water- en waterbodemkwaliteitsprobleem in Almere?
- 2 Welke bijdrage leveren de hemelwaterstelsels aan deze problemen?
- 3 Welke bijdrage kunnen de onderzochte maatregelen (vaker kolken en uitstroombakken reinigen, lamellenafscheiders plaatsen en/of foutaansluitingen verhelpen) leveren om de emissie van probleemparameters te verminderen?
- 4 Kan een kleinere emissie uit de hemelwaterstelsels de water- en waterbodemkwaliteitsproblemen ver genoeg terugdringen?

De antwoorden op deze vragen komen in de paragrafen 11.2.1 tot en met 11.2.4 aan bod.

11.2.1 Vraag 1: Is sprake van een water- en waterbodempkwaliteitsprobleem in Almere?

Ja. De resultaten van pilot 7 tonen dat zowel het oppervlaktewater als de waterbodem voor een aantal parameters niet voldoet aan de kwaliteitseisen. In algemene zin zijn dit voor de waterkwaliteit fosfaat en voor de waterbodem arseen, zink en minerale olie. Daarnaast zijn er lokaal problemen met PAK's, ammonium en de hygiënische kwaliteit.

De eventuele aanpak van de problemen moet op hetzelfde schaalniveau gebeuren. Voor de stoffen arseen, fosfaat, zink en minerale olie een generieke aanpak, dus op stadsniveau. Voor PAK's, ammonium en de hygiënische kwaliteit een gerichte aanpak waar de problemen zich voordoen.

11.2.2 Vraag 2: Welke bijdrage leveren de hemelwaterstelsels aan deze problemen?

De bijdrage van water uit de hemelwaterstelsels varieert per probleemparameter. Minerale olie komt 100% uit afstromend hemelwater, zink voor circa 50%, arseen voor ongeveer 10% en fosfaat voor minder dan 10%. De waterkwaliteitsproblemen door foutaansluitingen komen per definitie uit de hemelwaterstelsels.

Voor de vier algemene probleemstoffen heeft pilot 7 de absolute bijdragen in beeld gebracht (in kg/jaar) aan de totale belasting van het oppervlaktewater door hemelwater, drainage-water, foutaansluitingen en overige bronnen (zie tabel 11.2). Voor hemelwater zijn hiervoor de drie gemeten Site Mean Concentrations (SMC's) uit pilot 1 omgerekend naar een gemiddelde waarde voor afstromend hemelwater in Almere. In combinatie met het jaarvolume hemelwater geeft dat een jaarvracht vuilstoffen per parameter voor hemelwater. Voor het grondwater is de gemeten waterkwaliteit van grondwater uit 24 peilbuizen omgerekend naar een gemiddelde kwaliteit voor geheel Almere. Het was niet eenvoudig om de hoeveelheid kwelwater in Almere te bepalen. Om de onzekerheid in het resultaat te respecteren, is gewerkt met een geschatte range aan waarden: 0,5 - 1,0 mm/d. Voor foutaansluitingen zijn de emissieberekeningen uit pilot 6 gebruikt. De bijdragen uit andere bronnen zijn met literatuurwaarden gekwantificeerd (RIONEDreks 13).

In tabel 11.2 ziet u ook de relatieve bijdragen per parameter. Minerale olie komt 100% uit het afstromende hemelwater. Voor fosfaat ligt het aandeel uit hemelwater onder de 10% van de totale fosfaatbelasting, terwijl meer dan 75% van het fosfaat uit het drainagewater komt. De rest van het fosfaat komt uit foutaansluitingen en andere bronnen. Voor arseen geldt een soortgelijk resultaat, met als belangrijkste verschil dat foutaansluitingen en andere bronnen geen arseen lozen. Voor zink ligt de bijdrage uit afstromend hemelwater op circa 50%, van de overige 50% komt het grootste deel uit het grondwater en een klein deel uit foutaansluitingen en overige bronnen.

De geconstateerde lokale waterkwaliteitsproblemen hangen deels samen met foutaansluitingen (hygiënische kwaliteit en ammonium) en deels met belasting uit overige bronnen (PAK's uit beschoeiing).

	fosfaat		minerale olie		zink		arseen	
Bron	[kg/jaar]	[%]	[kg/jaar]	[%]	[kg/jaar]	[%]	[kg/jaar]	[%]
hemelwater	2.236	6-10	561	100	506	44-56	42	9-16
grondwater	16.500-33.000	72-84	0	0	265-530	30-46	217-435	84-91
foutaansluitingen	730	2-3	0	0	41	4-5	0	0
overige bronnen	3.388	9-15	0	0	84	7-9	0	0
totaal	22.854-39.354	100	561	100	896-1.161	100	259-477	100

Tabel 11.2 Absolute en relatieve bijdragen hemelwater, grondwater, foutaansluitingen en overige bronnen aan jaarlijkse emissie probleemparameters fosfaat, minerale olie, zink en arseen in lokale watersystemen Almere

11.2.3 Vraag 3: Welke bijdrage kunnen de onderzochte maatregelen leveren om de emissie van probleemparameters te verminderen?

Voor probleemparameter fosfaat levert het verhelpen van foutaansluitingen de grootste emissiereductie vanuit het hemelwaterstelsel. Voor minerale olie en zink geeft tweemaandelijks kolkenreiniging het beste resultaat. Arseen is met de onderzochte maatregelen nauwelijks te beïnvloeden, omdat dit bijna geheel uit het grondwater komt.

In het Regenwaterproject Almere zijn vier maatregelen onderzocht die de emissie naar het oppervlaktewater kunnen helpen verminderen:

- kolken vaker reinigen (pilot 2);
- uitstroombakken vaker reinigen (pilot 3);
- lamellenafscheiders plaatsen (pilot 4);
- foutaansluitingen verhelpen (pilot 6).

Uitgangspunten

Deze maatregelen zijn in de pilots onderzocht voor een of meerdere onderzoekslocaties. Voor deze synthese zijn de resultaten per pilot voor de vier probleemstoffen opgeschaald naar geheel Almere. De uitgangspunten hierbij waren:

- Het rendement van vaker kolken reinigen zoals gemeten voor onderzoekslocatie Baljuwstraat is representatief gesteld voor geheel Almere. Door de kolken zesmaal per jaar te reinigen, is bij locatie Baljuwstraat een extra vracht van 1.078 kg sediment (als kg droge stof) afgevangen. Opschalen naar geheel Almere is gebeurd naar rato van het verharde oppervlak: 7,7 ha voor Baljuwstraat tegen 1.384 ha voor geheel Almere. Samen met de gemeten vuilconcentraties in het kolkenslib (zie tabel 5.6 in paragraaf 5.3.2) geeft deze maatregel jaarlijkse reducties van circa 368 kg fosfaat, 349 kg minerale olie, 65 kg zink en 0,4 kg arseen. Concentraties arseen in het kolkenslib liggen onder de detectielimiet, in de berekeningen is 50% van deze limiet aangehouden (2 mg/kg ds).
- Het rendement van tweemaandelijks reiniging van de zes onderzochte uitstroombakken is representatief gesteld voor alle 700 uitstroombakken in geheel Almere. In de zes onderzochte bakken is gedurende een jaar circa 1 ton sediment (ds) verwijderd. Geëxtrapoleerd naar alle 700 bakken is dat ongeveer 122 ton ds. Voor de kwaliteit van het verwijderde sediment zijn de rekenkundig gemiddelden aangehouden van de zes gemeten slibkwaliteiten (zie tabel 6.5 in paragraaf 6.3.2). Zo levert deze maatregel een reductie van circa 269 kg fosfaat, 53 kg minerale olie, 29 kg zink en 4 kg arseen.
- Voor het rendement van de lamellenafscheider is uitgegaan van de hoeveelheid sediment die gedurende het onderzoeksjaar is opgevangen in de bezinkbak (227 kg ds) en onder de lamellenpakketten (38 kg ds) van de afscheider aan de Baljuwstraat. Opschalen naar geheel Almere is gebeurd naar rato van het verharde oppervlak: 7,7 ha voor Baljuwstraat tegen 1.384 ha voor geheel Almere. Samen met de gemeten vuilconcentraties in beide typen slib (zie tabel 7.7 in paragraaf 7.3.7) geeft het plaatsen van lamellenafscheiders jaarlijkse reducties van circa 81 kg fosfaat, 94 kg minerale olie, 29 kg zink en 0,7 kg arseen. N.B. Uit de resultaten van pilot 5 blijkt dat het rendement van de afscheider op basis van de hoeveelheid en samenstelling van het slib groter is dan op basis van in- en effluentmetingen in de waterfase. Mogelijk hangt deze discrepantie samen met bedload-transport. Dit betekent dat de berekende afgevangen jaarvrachten een 'best case-scenario' zijn. Een berekening met de rendementen in de waterfase zou lagere vrachten opleveren.
- De reductie door het verhelpen van foutaansluitingen is ingeschat in pilot 6 door aan te nemen dat de drie onderzochte gebieden gezamenlijk representatief zijn voor geheel Almere. Dit betekent dat de vuilbelasting door de gevonden foutaansluitingen (fosfaat: 10,5 kg/jaar en zink: 0,6 kg/jaar) in de drie gebieden worden opgeschaald door te wegen naar verhard oppervlak (19,9 ha voor de drie gebieden versus 1.384 ha voor geheel Almere). Dit geeft een jaarlijkse emissie voor de gehele stad van 730 kg fosfaat en 41 kg zink. Foutaansluitingen zijn normaal gesproken geen bron van arseen en minerale olie.

Tabel 11.3 geeft een overzicht van de jaarlijks te bereiken emissiereductie met de vier onderzochte maatregelen, afgezet tegen de jaarlijkse emissie.

	Jaarlijkse emissie (inclusief foutaansl.)	Reductie foutaansl. verhelpen	Reductie 6 x/jaar kolken reinigen	Reductie 6 x/jaar uitstr. bakken reinigen	Reductie lamellen afscheider
Parameter	<i>berekend pilot 1 + 6</i>	<i>metingen pilot 6</i>	<i>metingen pilot 2</i>	<i>metingen pilot 3</i>	<i>metingen pilot 4</i>
fosfaat (kg/a)	2.966	730	368	269	81
min.olie (kg/a)	561	0	349	53	94
zink (kg/a)	548	41	65	29	29
arseen (kg/a)	42	0	0,4	4	0,7

Tabel 11.3 Jaarlijkse emissie hemelwaterstelsel (via de waterfase) en te behalen emissiereducties bij onderzochte maatregelen

Kolken vaker reinigen

Het vaker reinigen van straatkolken komt voor minerale olie en zink naar voren als meest effectieve maatregel in de hemelwaterstelsels. Zeker voor minerale olie is dit niet onlogisch, omdat deze stof alleen via de kolken meekomt. Bovendien volgt uit de slibmetingen in kolken, lamellenafscheider, uitstroombakken en oppervlaktewater dat de concentraties door verdunning en wellicht beperkte afbraak steeds verder afnemen. Het reinigen van straatkolken heeft voor arseen nauwelijks toegevoegde waarde. Dat klopt met de eerdere conclusie dat arseen vooral uit drainagewater komt en beperkt in hemelwater voorkomt.

Uitstroombakken vaker reinigen

Het vaker reinigen van uitstroombakken heeft minder effect dan het vaker reinigen van straatkolken. Dit komt doordat:

- niet alle 840 uitlaten in Almere een uitstroombak hebben (in totaal 700 uitstroombakken);
- de hoeveelheid te verwijderen slib vijf keer kleiner is dan bij straatkolken;
- de concentratie minerale olie in het slib in uitstroombakken ruim vier keer lager is dan in het slib in de straatkolken. (Voor stoffen in drainagewater, zoals fosfaat en arseen, liggen de concentraties in het slib in de uitstroombakken overigens hoger dan in de kolken.)

Lamellenafscheiders plaatsen

Voor de meeste probleemstoffen heeft gebruik van lamellenafscheiders ook een beperkt effect. Een afscheider reduceert alleen de concentratie minerale olie met ongeveer 17%.

Foutaansluitingen verhelpen

Het verhelpen van foutaansluitingen is voor fosfaat de meest effectieve maatregel in de hemelwaterstelsels. Voor arseen en minerale olie heeft deze maatregel geen effect, omdat deze stoffen normaliter niet in afvalwater van foutaansluitingen voorkomen. Voor zink ligt de verwijdering onder de 10% van de totale emissie.

11.2.4 Vraag 4: Kan een kleinere emissie uit de hemelwaterstelsels de water- en waterbodempkwaliteitsproblemen ver genoeg terugdringen?

Alleen voor minerale olie is het waterbodempkwaliteitsprobleem in Almere op te lossen met een of meer van de onderzochte maatregelen. Voor fosfaat en arseen geldt dit niet, de aanvoer via het grondwater is te dominant. Voor zink is het probleem op te lossen met een zuiveringsrendement op het geloosde hemelwater van 80-100%, veel meer dus dan de 30% die de onderzochte maatregelen opleveren.

Waterkwaliteit: fosfaat

De onderzochte maatregelen in en rond de hemelwaterriolering lossen het waterkwaliteitsprobleem met fosfaat niet op. Als de gemeente alle vier de maatregelen uitvoert, betekent dat ongeveer een halvering van de jaarlijkse emissie fosfaat vanuit de hemelwaterstelsels: van circa 3.000 kg naar 1.500 kg. Maar dit is slechts een reductie van 3-5% ten opzichte van de totale emissie in het watersysteem. Zelfs in het extreme geval dat aanvullende maatregelen de emissie via hemelwater op nul brengt, levert dit een maximumreductie op van 6-10% van de totale emissie. Door de dominantie van de aanvoer van fosfaat via het grondwater is het waterkwaliteitsprobleem niet op te lossen met maatregelen die zich richten op hemelwater.

Waterbodembodemkwaliteit

Voor de waterbodembodemkwaliteitsproblemen met arseen, zink en minerale olie is de emissie wel terug te dringen met maatregelen aan het hemelwaterstelsel. Maar het effect op de waterbodembodemkwaliteit is mede afhankelijk van het aandeel sediment uit hemelwaterstelsels in het totale slib in de watergangen. De waterbodembodemkwaliteit volgt uit de som van de totale belasting van de vervuulende parameters, gedeeld door het volume aan slib waarin deze vervuiling neerslaat. Het terugbrengen van de emissie van arseen, zink en minerale olie vanuit hemelwaterstelsels gaat gepaard met een evenredige reductie van de hoeveelheid vaste stoffen uit die stelsels. Deze drie stoffen zijn tenslotte grotendeels gebonden aan deeltjes.

Onder de aanname dat de hoeveelheid sediment uit hemelwaterstelsels een zeer kleine bijdrage levert aan de totale hoeveelheid bagger in de watergangen, is de benodigde reductie van de totale belasting voor arseen, zink en minerale olie bepaald. Uitgangspunt is dat de 95%-percentielwaarde van de waterbodembodemkwaliteit (zie tabel 10.7 in paragraaf 10.3.4) moet voldoen aan de Maximale Waarde voor Klasse Wonen uit het Besluit bodembodemkwaliteit voor grond en baggerspecie. Dit levert voor arseen een gewenste reductie op van 27% van de totale belasting, voor zink 46% en voor minerale olie 73% (zie tabel 11.4).

Tabel 11.4 Benodigde emissiereducties om 95%-percentielwaarde waterbodembodemkwaliteit onder Maximale Waarde voor Klasse Wonen te krijgen

	huidige 95%-percentiel-waarde waterbodembodem zie tabel 10.7	Maximale Waarde voor Klasse Wonen zie Besluit bodembodemkwaliteit	benodigde reductie
parameter	[mg/kg ds]	[mg/kg ds]	[%]
arseen	36,88	27	27%
zink	371,83	200	46%
minerale olie	700,68	190	73%

Arseen

Voor arseen lijkt een emissiereductie van 27% niet mogelijk met de onderzochte maatregelen die de kwaliteit van afstromend hemelwater verbeteren. De som van de vier maatregelen levert een reductie van circa 5 kg op jaarbasis, nog geen 1-2% van de totale emissie. Net als bij fosfaat is de aanvoer van arseen via het grondwater zo dominant dat maatregelen die zich richten op hemelwater nauwelijks effect hebben.

Minerale olie

Voor minerale olie lijkt een emissiereductie van 73% wel haalbaar met een of meerdere van de onderzochte maatregelen. Aangezien de volledige vracht meekomt met het afstromende hemelwater, is het effect van maatregelen een-op-een door te vertalen naar het effect op de totale emissie. De reductie van de meest veelbelovende maatregel (tweemaandelijks kolkenreiniging) ligt met 62% al dicht in de buurt van de gewenste reductie.

Zink

De benodigde reductie voor zink is met 46% van dezelfde orde als de bijdrage vanuit de hemelwaterstelsels aan de totale emissie (45-59%, zie tabel 11.2 in paragraaf 11.2.2). Met andere woorden: alleen als de gemeente 80-100% van de emissie van afstromend hemelwater kan afvangen, kan zij de waterbodembodemkwaliteit via deze route afdoende aanpakken. De vier onderzochte maatregelen geven een gezamenlijke reductie van ongeveer 30%. De conclusie is dan ook dat voor zink de benodigde emissiereductie niet haalbaar lijkt met de onderzochte maatregelen.

Aangenomen wordt dat de opgegeven baggerproductie over de jaren 2010-2012 representatief is. Dan wordt bij een drogestofgehalte van 5% in het baggerslib en de gemiddeld gemeten waarden voor de waterbodembodemkwaliteit jaarlijks ongeveer 960 kg minerale olie verwijderd via baggerslib. Deze hoeveelheid is prima te verklaren uit de emissie uit hemelwaterstelsels. Tenminste, als wordt aangenomen dat via de waterfase ook rollend sedimenttransport (bedloadtransport) een rol speelt en dat de hoeveelheid die extra is te verwijderen door de kolken tweemaandelijks te reinigen normaliter via bodemtransport het hemelwaterstelsel verlaat.

De lokale problemen door foutaansluitingen zijn wel effectief op te lossen door de fout-aansluitingen te verhelpen.

11.3 Synthese: wel of geen grootschalige ombouw naar VGS?

Grootschalige ombouw naar een verbeterd gescheiden stelsel (VGS) leidt voor een aantal stoffen (minerale olie en zink) tot een schonere waterbodem, maar de waterfase verbetert niet. Maatregelen in het watersysteem zijn wellicht doelmatiger dan maatregelen in het hemelwaterstelsel. Het is daarom verstandig geen grootschalige ombouw van GS naar VGS uit te voeren.

Dure maatregel

De OSAL is destijds gestart om de vraag te beantwoorden hoe gemeente en waterschap de afvalwaterketen optimaal kunnen inrichten om het watersysteem minimaal nadelig te beïnvloeden. Passend bij de tijdgeest is daarbij als referentie ombouw van de gescheiden rioolstelsels naar VGS aangenomen. Dit zou ongeveer 50 miljoen euro kosten. Op basis van huidige inzichten zou het een veelvoud van dat bedrag zijn.

Verbetering waterbodemkwaliteit voor minerale olie, zink en arseen

Een standaard-VGS voert op jaarbasis ongeveer twee derde van het afstromende hemelwater en nagenoeg al het aangesloten drainagewater af naar de rwzi. In Almere is circa een derde van het drainagewater aangesloten op een hemelwaterstelsel. Met andere woorden: de ombouw naar VGS levert rendementen op van grofweg 66% op de geloosde jaarvrachten vanuit hemelwater en 33% op de jaarvrachten vanuit grondwater. Daarmee is het benodigde rendement op minerale olie (73%) nagenoeg behaald. Ook de rendementen op zink en arseen komen met 50% respectievelijk 39% boven de benodigde rendementen uit tabel 11.4 in paragraaf 11.2.4 uit. Voor deze parameters lijkt ombouw naar VGS dus te kunnen bijdragen aan een oplossing van de waterbodemkwaliteitsproblemen.

Geen verbetering voor fosfaat bij ombouw GS naar VGS

Voor de eutrofiering door fosfaat geldt dat naast de fosfaatbelasting ook de *verblijftijd* in het oppervlaktewatersysteem een grote rol speelt. De huidige verblijftijd (met aangesloten hemelwaterstelsels) is ongeveer 28 dagen. Bij deze verblijftijd geldt voor fosfaat dat elk beetje fosfaat dat wordt toegevoegd aan het oppervlaktewatersysteem kan worden opgenomen in het ecosysteem. In de huidige situatie (GS) draagt het toevoegen van hemelwater, ondanks een lagere concentratie fosfaat, op deze manier bij aan verslechtering van de waterkwaliteit. Pas bij een verblijftijd van minder dan 10 dagen in het watersysteem kan een lagere fosfaatconcentratie in het hemelwater de waterkwaliteit verbeteren. De mate van verslechtering staat echter niet in verhouding tot de kosten die gemaakt moeten worden om het hemelwaterstelsel van een gescheiden stelsel om te bouwen naar een verbeterd gescheiden stelsel. Om de waterkwaliteit te verbeteren zijn maatregelen in het watersysteem, zoals bijvoorbeeld aanleg van natuurvriendelijke oevers en extensief maaibeheer, waarschijnlijk doelmatiger.

Niet doelmatig

Grootschalige ombouw naar VGS komt dus neer op een investering van een veelvoud van 50 miljoen euro, waardoor de waterbodem voor een aantal parameters weliswaar schoner wordt maar de waterkwaliteit niet verbetert. De conclusie is dan ook dat grootschalige ombouw naar VGS niet doelmatig is.

11.4 Synthese: alternatieve maatregelen

Uit de onderzoeksresultaten blijkt dat de onderzochte alternatieven voor de ombouw naar een VGS op zichzelf niet leiden tot een gezond watersysteem. De resterende belasting van drie van de vier probleemstoffen (arseen, zink en fosfaat) blijft ook na eventuele implementatie van de onderzochte maatregelen te hoog. De grote vuilvrachten in het drainagewater voor arseen, fosfaat en (in mindere mate) zink blijven de bepalende factor, terwijl de onderzochte maatregelen erop zijn gericht om de hemelwateremissie te verminderen.

Bezinkzones

Dit neemt niet weg dat wel degelijk zinvolle maatregelen beschikbaar zijn. De goede waterkwaliteit bij meetpunt Leeghwater laat zien dat bezinkzones in het oppervlaktewater de concentraties van aan deeltjes gebonden verontreinigingen kunnen verlagen. Zandfilters en helofytenfilters in het oppervlaktewater (zoals toegepast in verschillende VINEX-locaties) zouden voor fosfaat een oplossing kunnen bieden.

Kolken vaker reinigen

De concentratie minerale olie is flink te verminderen door de straatkolken zes keer in plaats van een keer per jaar te reinigen. Onderzoek van de TU Delft en Waternet laat zien dat het rendement van straatkolken in het opvangen van sediment in de eerste twee maanden na de reiniging snel afneemt. Voor een zo hoog mogelijk rendement mag de minimale reinigingsfrequentie daarom niet te laag zijn.

Foutaansluitingen verhelpen

Lokaal is het zinvol om de aanwezige foutaansluitingen te verhelpen. De QuickScan laat voor een paar locaties verdachte meetwaarden zien. Desondanks bestaat het vermoeden dat er wel degelijk foutaansluitingen zijn. De ervaring in andere projecten leert dat bij volle stelsels foutaansluitingen zeer moeilijk te meten zijn bij de uitlaat. De aanbeveling is daarom een QuickScan uit te voeren gericht op foutaansluitingen, waarbij de hemelwaterstelsels twee weken droog staan om zo de aanwezigheid van foutaansluitingen met voldoende zekerheid te kunnen uitsluiten dan wel vast te stellen. Detailonderzoek en het verhelpen van foutaansluitingen zijn dan te beperken tot de gebieden met een zeer sterk vermoeden van foutaansluitingen.

VGS 2.0

Het VGS 2.0 (een moderne versie van een VGS) is een alternatief voor het opsporen van foutaansluitingen en het in het watersysteem verwijderen van fosfaat. Het nieuwe systeem komt voort uit de proeftuin 'Anders omgaan met VGS' van STOWA en Stichting RIONED. Een VGS 2.0 voert alleen vies water in een hemelwaterstelsel af naar de rwzi en loost het schone water in de lokale watergang. Normaliter is het Nederlandse hemelwater schoon genoeg (dit geldt ook voor Almere) en is het water van foutaansluitingen te vies om lokaal te lozen. Met de hoge gehalten arseen en fosfaat (2,2 mg/l) is ook het drainagewater in Almere eigenlijk te vies om te lozen. De pilots in Almere hebben geleerd dat geleidbaarheid een goede indicator is om het verschil tussen hemel- en drainagewater te detecteren. Dit betekent dat het relatief eenvoudig zou moeten zijn om in Almere het VGS 2.0 te introduceren. Hierdoor vermindert de vuilvracht van drainagewater met 33% en van foutaansluitingen met 100%. De totale belasting met fosfaat en arseen neemt met dit concept af met ongeveer 25%, terwijl minerale olie gelijk blijft en zink met 8% afneemt.

11.5 Synthese: verder onderzoek

In het Regenwaterproject Almere kwam voor enkele onderwerpen een behoefte tot verder onderzoek naar voren. Deze paragraaf licht deze kort toe.

Kwelwater

De totale hoeveelheid kwelwater die eindigt in het stedelijk watersysteem in Almere is belangrijk in de berekening van de relatieve bijdrage van de lozingen uit hemelwaterstelsels. In hoofdstuk 10 is gebleken dat bestaande schattingen van deze hoeveelheid flink uiteenlopen. Daardoor moest in dit syntheses hoofdstuk met een range aan waarden gewerkt worden. De aanbeveling is de totale hoeveelheid kwelwater nauwkeuriger in beeld te brengen. Daarbij is eventueel de in dit onderzoeksproject ontwikkelde methode om de afvoer van kwelwater via hemelwaterriolering aan de hand van geleidbaarheidsmetingen te kwantificeren, te gebruiken.

Bedloadtransport

De resultaten van verschillende pilots laten het belang van bedloadtransport zien. Dit is het transport van grove deeltjes (en aangehechte verontreinigingen) over de bodem van een hemelwaterstelsel. Het lijkt erop dat 'de' emissie van een stelsel niet alleen via de waterfase plaatsvindt, maar ook via het bedloadtransport. Dit zou betekenen dat meetopstellingen die de emissie van stelsels in beeld willen brengen anders ontworpen zouden

moeten worden. Maar dan moet eerst het belang van dit type transport voor hemelwaterstelsels beter in beeld gebracht worden. Meer algemeen is de aanbeveling de accumulatie van sediment op de bodem van hemelwaterriolering te onderzoeken.

Ecologische KRW-doelstelling

Voor het Regenwaterproject Almere was de probleemdefinitie van de water- en waterbodempkwaliteit (zie hoofdstuk 10) alleen gebaseerd op de (fysisch-)chemische doelstellingen van de KRW. Binnen het project was geen aandacht voor de ecologische KRW-doelstelling. De aanbeveling is dan ook om de resultaten van dit project nogmaals tegen het licht te houden met het oog op de eventuele gestelde ecologische doelstelling voor de KRW en niet-KRW-wateren in Almere.

- Bertrand-Krajewski, J.L. en Bardin, J.P. (2002). *Evaluation of uncertainties in urban hydrology: application to volumes and pollutant loads in a storage and settling tank*. Water Science and Technology, 45(4-5), 437-444.
- Besluit kwaliteitseisen en monitoring water (Bkmw,2009). Via www.overheid.nl, geraadpleegd 12 november 2015.
- Boogaard F.C. en Do T.T. (2003). *Beslisboom aan- en afkoppelen verharde oppervlakken 2003*. Tauw bv i.o.v. Werkgroep Riolering West-Nederland (wRw), kenmerk 4285929, 10 juli 2003.
- Bratieres, K., Fletcher, T. D., Deletic, A., en Zinger, Y. (2008). *Nutrient and sediment removal by stormwater biofilters: A large-scale design optimisation study*. Water Research, 42(14), 3930-3940.
- CIW (2000). *Normen voor het waterbeheer*. Achtergronddocument bij de Regeringsbeslissing vierde Nota Waterhuishouding. CIW, Den Haag.
- Daligault, A., Meaudre, D., Arnault, D en Duc, V. (1999). *Stormwater and lamella settlers: efficiency and reality*. Water Science and Technology, 39(2) 93-101.
- Emissieregistratie (2014). Via www.emissieregistratie.nl, geraadpleegd mei 2014.
- Fuchs, S., Brombach, H. en Weiß, G. (2004). *New database on urban runoff pollution*. Proceedings of NOVATECH 2004, Lyon, France, pp. 145-152.
- Geelen, F. van en Kloppenburg, W. (2007). *Ontwerp lamellenfilter bedrijventerrein "de Overmaat"*. Afstudeerwerk Hogeschool Arnhem en Nijmegen.
- Haan, C. de, Langeveld, J.G., Schilperoort, R.P.S. en Klootwijk, M. (2011). *Location and classifying illicit connections with Distributed Temperature Sensing*. Proceedings of 12th International Conference on Urban Drainage, Porto Alegre, Brazil.
- Hoes O.A.C., Schilperoort R.P.S., Luxemburg W.M.J., Clemens F.H.L.R. en Giesen N.C. van de (2009). *Locating illicit connections in storm water sewers using fiber-optic distributed temperature sensing*. Water Res., 43(20), 5187-5197.
- ISO (1992). *Standard 5667-10:1992*. Water quality - Sampling - Part 10: Guidance on sampling of wastewaters.
- Koot, A.C.J. (1977). *Inzameling en transport van rioolwater*. Hoofdstuk 5. Uitgeverij Waltman, Delft. ISBN 90 212 3065 8.
- Kujawa-Roeleveld, K. & Zeeman, G. (2006). *Anaerobic treatment in decentralised and source-separation-based sanitation concepts*. Reviews in Env. Science and Bio Technology (RESB), 5: 115-139.
- Langeveld J.G., Liefthing H.J. en Boogaard F.C. (2012). *Uncertainties of stormwater characteristics and removal rates of stormwater treatment facilities: implications for stormwater handling*. Water Research, 46(2012), 6868-6880.
- Langeveld J.G., Boogaard F., Liefthing H.J., Schilperoort R.P.S., Hof A., Nijhof H., de Ridder A.C. en Kuiper M.W. (2014). *Selection of monitoring locations for storm water quality assessment*. Water Science and Technology, 69(12), 2397-2406.
- Lenting N., Rossen W. en Linckens A. (2005). *OAS Almere fase B. Eindrapportage*. DHV Water BV i.o.v. Waterschap Zuiderzeeland en Gemeente Almere, kenmerk WA-WA20051207, 19 december 2005.
- Liefthing H.J., Boogaard F.C. en Langeveld J. (2010). *OSAL: meetplan pilots*. Royal Haskoning en Tauw i.o.v. Waterschap Zuiderzeeland en Gemeente Almere, kenmerk 9T4403.A0/R0007/Nijm, 21 oktober 2010.
- Liefthing H.J., Boogaard F.C., Korving J. en Langeveld J.G. (2015). *Lamellenafscheiders Krimpenerwaard: resultaten praktijkonderzoek*. Partners4UrbanWater/Tauw/Witteveen+Bos i.o.v. Gemeente Capelle aan den IJssel, kenmerk 1220194_R_150413, 14 april 2015.
- Ministerie van Verkeer en Waterstaat (1998). *Vierde Nota waterhuishouding*. Regeringsbeslissing. December 1998.
- Moons J. (2014). *Met geluidsmetingen foutaansluitingen opsporen*. Vakblad Riolering, jaargang 20, januari 2014, 28-29.
- Post, J., Pothof, I., Langeveld, J. en Clemens, F. (2015). *Modelling progressive sediment accumulation in gully pots: a Bayesian approach*. Proceedings of 10th International Urban Drainage Modelling Conference, Québec, Canada, september 2015.
- Regeling bodemkwaliteit voor grond en baggerspecie (Rbk, 2007). Via www.overheid.nl, geraadpleegd 30 november 2015.
- RIONED (2009). *Oppervlaktewaterkwaliteit: wat zijn relevante emissies?* RIONEDreks 13, Stichting RIONED, Ede, januari 2009.
- RIONED (2010). *Handreiking emissiemetingen*. RIONEDreks 14 (STOWA publicatie 2010-25), Stichting RIONED, Ede, juli 2010.
- Salvia-Castellvi, M., Iffly, J.F., Guignard, C. en Pfister, L. (2005). *Characterisation of urban stormwater runoff from separated sewer overflows in Luxembourg*. Proceedings of the 10th Int. Conf. on Urban Drainage, Copenhagen/Denmark, 21-26 August 2005.

- Schilperoort R.P.S. (2004). *Natuurlijke waterisotopen voor de kwantificering van rioolvreemd water*. Rioleringswetenschap, 4(16), 45-57.
- Schilperoort R.P.S., de Haan C. en Langeveld J.G. (2011). *Opsporen en classificeren van foutaansluitingen*. Vakblad Riolering, jaargang 18, december 2011, 14-15.
- STOWA (2005). *Afvalwaterketen ontketend*. Rapport 2005-12, STOWA, Utrecht.
- STOWA (2007). *Regenwaterdatabase. De feiten over de kwaliteit van afstromend regenwater*. Rapport 2007-21, STOWA, Utrecht.
- Turkensteen W. (2005). *Hoofdrapport OAS Almere fase A*. DHV Water BV i.o.v. Waterschap Zuiderzeeland en Gemeente Almere, kenmerk WA-WA20050280, maart 2005.
- Vink, J., Grift, B. van der, Schmidt, C. (2010). *Arseen in het lokale grondwater van Nederland en indelingen voor regionale beoordeling*. Deltares rapport 1203842-000-BGS-0004.
- Vliet, M.E. van, Vrijhoef, A., Boumans, L.J.M, Wattel-Koekkoek, E.J.W. (2010). *De kwaliteit van ondiep en middeldiep grondwater in Nederland*. RIVM rapport 680721005/2010.
- Waterbeheerplan 2002-2005, waterbeheerplan 2010-2015, waterbeheerplan 2016-2021, Waterschap Zuiderzeeland, Lelystad.

Bijlage 1: Analyseresultaten 100 steekmonsters QuickScan

Tabel B1.1 Overzicht van analyseresultaten van 100 steekmonsters in Almere. Vetgedrukte waarden liggen boven het Maximaal Toelaatbaar Risico (uit de vierde Nota Waterhuishouding, 1999).

Parameter	MTR (totaal)	10%-percentiel	Mediaan	90%-percentiel
As [µg/l]	32	1.2	2.5	9.6
Cd [µg/l]	2	0.1	0.2	0.5
Cr [µg/l]	84	1.1	1.8	4.6
Cu [µg/l]	3.8	2.5	5.6	20.1
Fe [mg/l]	–	0.4	1.3	4.5
Hg [µg/l]	1.3	< 0.01	< 0.01	< 0.01
Ni [µg/l]	6.3	1.1	1.7	3.7
Pb [µg/l]	220	3.5	9.5	25
Zn [µg/l]	40	27.8	89	262
Naftaleen (ng/L)	1.200	11	17	236
Acenafteen (ng/L)	–	12	20	131
Fluoreen (ng/L)	–	13	35	203
Fenanthreen (ng/L)	300	7	31	180
Antraceen (ng/L)	80	6	10	28
Fluorantheen (ng/L)	500	8	35	234
Pyreen (ng/L)	–	8	43	240
Benzo(a)antraceen (ng/L)	30	9	20	145
Chryseen (ng/L)	900	6	23	180
Benzo(b)fluorantheen (ng/L)	–	6	22	120
Benzo(k)fluorantheen (ng/L)	200	8	13	65
Benzo(a)pyreen (ng/L)	200	7	19	106
Dibenzo(a,h)antraceen (ng/L)	–	6	9	29
Benzo(ghi)peryleen (ng/L)	500	7	22	99
Indenopyreen (ng/L)	400	7	17	79
Onopg. bestand. [mg/l]	–	7	15	50
NH4-N [mg/l]	–	0.2	0.5	1.5
Cl [mg/l]	200	7	34	116
P-tot [mg/l]	0.15	0.09	0.18	0.54
Ortho-PO4-P [mg/l]	–	0.0	0.1	0.2
N-Kj [mg/l]	2.2 (tot-N)	0.7	1.3	3.4

Bijlage 2: Voortplanting van meetonzekerheden

De gemiddelde concentratie in regenwater per locatie wordt bepaald door het volumegewogen gemiddelde te nemen in de concentraties van de afzonderlijke buien. In formulevorm:

$$SMC \text{ (Site Mean Concentration)} = \frac{\sum_{i=1}^n EMC_i V_i}{\sum_{i=1}^n V_i} \text{ (Mourad et al., 2006), waarin:}$$

n = het totaal aantal buien;

EMC_i = concentratie (Event Mean Concentration) van monsternamengebeurtenis i , zoals bepaald in de laboratoriumanalyses;

V_i = volume tijdens monsternamengebeurtenis i .

Hoe groter de variatie in $EMCs$ hoe groter de onzekerheid in SMC . Door meer buien te bemonsteren, wordt de onzekerheid in de SMC kleiner. De onzekerheden in EMC en SMC worden bepaald door diverse bronnen van onzekerheden, zoals:

Onzekerheid in de concentratie doordat het een mengmonster is van afzonderlijke tijdproportionele monsters. De werkelijke volumegemiddelde buiconcentratie is gelijk aan:

$$EMC = \frac{\int_T q_t c_t}{\int_T q_t}$$

Met een volumeproportionele monsternameng wordt de EMC bepaald door de afzonderlijke concentraties en de bijbehorende volumes (Shuster et al., 2008):

$$EMC_{VP} = \frac{\sum v_t c_t}{\sum v_t}$$

Met de toegepaste mengmonsters op basis van tijdproportionele monsternameng is de EMC gelijk aan de concentratie van het gemengde monster (Langeveld et al., 2012):

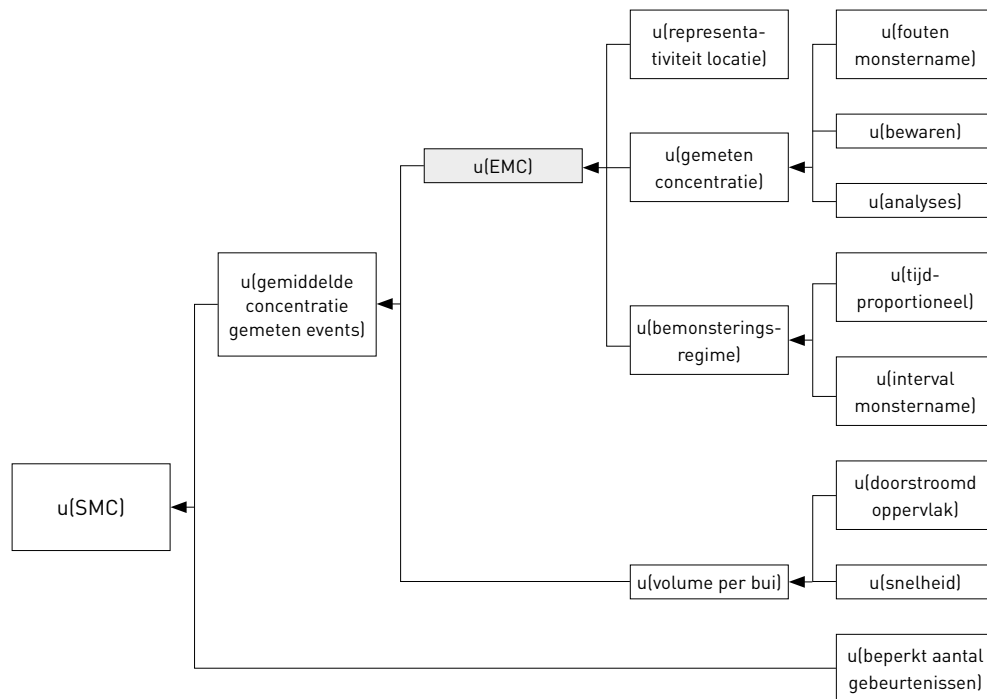
$$EMC_{TP} = \frac{\sum c_t}{n}$$

De variabiliteit van het debiet gedurende de bui wordt hierdoor genegeerd. Er ontstaat een biasfout als er in werkelijkheid een correlatie bestaat tussen debiet en concentratie. Deze fout is gelijk aan het verschil $EMC_{TP} - EMC_{VP}$.

- Onzekerheid door discrete monsternameng met een tijdinterval. Een klein interval (eens per seconde) geeft weinig onzekerheid, maar een groot interval (eens per uur) een grote onzekerheid. Het verschil $EMC_{VP} - EMC$ is een maat voor deze onzekerheid.
- Onzekerheid in de representativiteit van de plaats van monsternameng. Een fout wordt geïntroduceerd wanneer ter plekke van de monsternameng geen volledige menging optreedt. Concentraties nabij de bodem kunnen bijvoorbeeld anders zijn dan vlak onder het wateroppervlak.
- Onzekerheid door fouten in de monsternameng (bijvoorbeeld opzuigen van slib of gebruik van verkeerde materialen).
- Onzekerheid door de bewaartermijn van de monsters. Sommige parameters, zoals BZV, worden beïnvloed door de bewaartermijn.
- Onzekerheid door de gebruikte laboratoriumanalysemethode. Elke methode heeft een bepaalde onzekerheidsmarge, die ook gerapporteerd wordt.
- Onzekerheid in de volumebepaling van een bui. Zowel in de snelheidsbepaling van de debietmeter als in de bepaling van het doorstroomde oppervlak kunnen fouten optreden.
- Onzekerheid door een beperkte lengte van de meetperiode c.q. een beperkt aantal $EMCs$ gegeven de variatie tussen verschillende $EMCs$.

Het zogenaamde dendrogram, zie Figuur B2.1, geeft een grafische weergave van hoe de onzekerheden doorwerken op het eindresultaat (de Site Mean Concentration).

Figuur B2.1 Dendrogram van de bepaling van onzekerheden ($u(EMC)$ en $u(SMC)$)



In hoeverre de genoemde onzekerheden bijdragen in de totale onzekerheid in het eindresultaat (de $u(SMC)$) en hoe groot het betrouwbaarheidsinterval van het eindresultaat is, is onderzocht door de onzekerheden zo veel als mogelijk te kwantificeren en de bijdrage op het eindresultaat door te rekenen met behulp van de wet van voortplanting van onzekerheden (*Law of Propagation of Uncertainties, LPU*):

$$u(y)^2 = \sum_{i=1}^n u(x_i)^2 \left(\frac{\partial f}{\partial x_i} \right)^2 + 2 \sum_{i=1}^{N-1} \sum_{j=i+1}^N R(x_i x_j) u(x_i) u(x_j) \frac{\partial f}{\partial x_i} \frac{\partial f}{\partial x_j}$$

(Bertrand-Krajewski en Bardin, 2002), waarin:

$u(y)$ = de onzekerheid in het eindresultaat $y = f(x_1, x_2, \dots, x_n)$

$u(x_i)$ = de onzekerheid in de bijdragende parameter x_i

$\left(\frac{\partial f}{\partial x_i} \right)^2$ = de partiële afgeleide van parameter x_i in de functie $y = f(x_1, x_2, \dots, x_n)$

$R(x_i, x_j)$ = de correlatiecoëfficiënt tussen parameters x_i en x_j

In Tabel B2.1 zijn de afzonderlijke bronnen van onzekerheid gekwantificeerd op basis van de metingen en op basis van beschikbare gegevens in de literatuur.

Bron van onzekerheid	Mate van onzekerheid	Onderbouwing	Bron
Tijdproportionele monstername	8% in EMC	$EMC_{TP} - EMC_{VP}$ is afgeleid in vergelijkbaar onderzoek in Arnhem	Langeveld et al., 2012
Tijdinterval 1 minuut	5% in EMC	Bootstrap op basis concentraties onopgeloste bestanddelen: 5% bij frequentie 1 per minuut 7% bij frequentie 1/2 per minuut 10% bij frequentie 1/5 per minuut 22% bij frequentie 1/60 per minuut	Langeveld et al., 2012
Representativiteit monstername-locatie	0-17% in EMC, afhankelijk van parameter	Automatische monstername	Harmel et al., 2006
Fouten in monstername	< 5%	Schatting op basis van kwaliteitscheck achteraf	
Bewaartermijn monster	5-50% in EMC, afhankelijk van parameter	Gekoeld op 4 °C en binnen 54 uur naar het laboratorium	Harmel et al., 2006
Analysemethode	15%-50% in EMC afhankelijk van parameter	Specificaties laboratorium, literatuurwaarden, schattingen	Harmel et al., 2006 Langeveld et al., 2012 Schattingen
Volume per bui	10%	(Veilige) schatting op basis van meetresultaten en literatuur	Brauw et al., 2010
Aantal buien	5%-50% afhankelijk van parameter en locatie	Bootstrap berekend per parameter en aantal monsters per locatie	Langeveld et al., 2012 McCarthy et al., 2008

Tabel B2.1 Kwantificering verschillende bronnen van onzekerheid

Tabel B2.2 geeft een overzicht van de gemeten waterkwaliteit op de onderzoekslocaties. In de tabel zijn de *Site Mean Concentrations* (SMC) uit tabel 4.8 (Baljuwstraat), tabel 4.9 (Sluis) en tabel 4.10 (Palembangweg) weergegeven inclusief de volgens bovenstaande benadering berekende 95% betrouwbaarheidsintervallen ($SMC \pm 2 \cdot u(SMC)$).

Tabel B2.3 laat voor een aantal parameters de relatieve bijdrage van verschillende onzekerheden zien: de onzekerheid in de concentratiebepaling van een enkel monster, de onzekerheid in de bepaling van het gemiddelde van een aantal concentraties, de onzekerheid als gevolg van een variërende concentratie en een beperkt aantal monsters en de onzekerheid in de locatiegemiddelde concentratie (SMC). De totale onzekerheid in de SMC (laatste kolom) wordt bepaald door de onzekerheid in de bepaling van het gemiddelde van de monsters (vijfde kolom) en de onzekerheid doordat bij gegeven variatie in buigemiddelde concentraties een beperkt aantal buien wordt bemonsterd (zesde kolom). De grootste bijdrage aan de totale onzekerheid is in de meeste gevallen het beperkte aantal analyses. Figuur B2.2 toont de onzekerheid in SMC als functie van het aantal bemonsterde buien voor parameters onopgeloste bestanddelen en nitraat. Het bemonsteren en analyseren van meer buien kan deze bron van onzekerheid kleiner maken, maar daarbij moet wel worden gedacht aan bijvoorbeeld een verdubbeling van het aantal buien voordat een groot effect wordt behaald. Dit is af te lezen aan de steilheid (richtingscoëfficiënt) van de lijn.

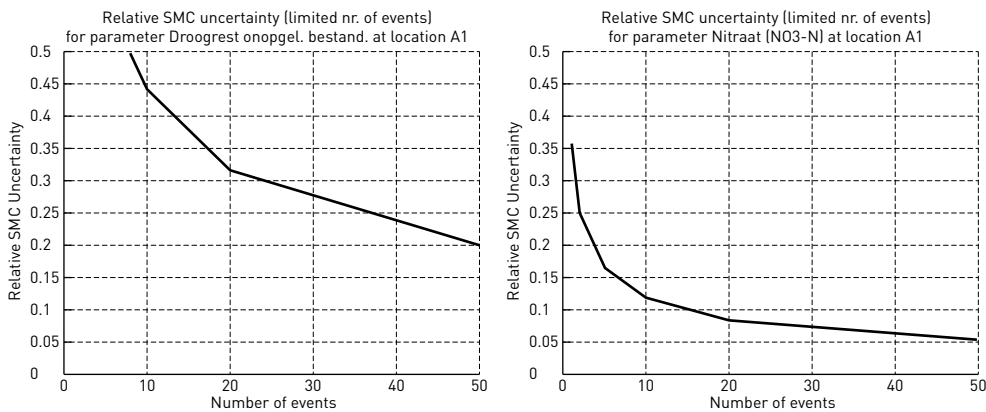
Tabel B2.2 Volumegewogen gemiddelde concentraties (SMC) en 95% betrouwbaarheidsintervallen ($SMC \pm 2 \cdot \Delta(SMC)$) per onderzoekslocatie

Parameter	Eenheid	Baljuwstraat		Sluis		Palembangweg	
		SMC	Interval	SMC	Interval	SMC	Interval
As	µg/l	2,7	2,1-3,2	2,7	2,2-3,1	13	6,7-19
Cd	µg/l	0,20	0,19-0,21	0,20	0,18-0,22	0,20	0,18-0,22
Cr	µg/l	3,0	2,1-3,8	5,8	0-12	6,3	0-13
Cu	mg/l	9,3	7,1-11	7,1	5,3-9,0	5,3	3,5-7,1
Fe	µg/l	0,95	0,69-1,2	0,99	0,79-1,2	6,15	2,7-9,6
Hg	µg/l	0,060	0,047-0,074	0,054	0,045-0,062	0,053	0,045-0,062
Ni	µg/l	3,0	2,4-3,7	5,3	2,0-8,5	5,7	2,1-9,3
Pb	µg/l	4,1	3,0-5,3	11,9	9,1-15	3,9	2,9-4,8
Zn	µg/l	82	66-99	77	67-86	25	16-35
Min.olie C10-C40	µg/l	85	54-116	76	42-110	49	16-83
Som PAK-10	mg/l	0,10	0,07-0,13	0,18	0-0,39	0,13	0,04-0,22
Onopp. bestand.	mg/l	13	7-18	23	1-45	23	11-35
NH4-N	mg/l	0,48	0,25-0,72	0,26	0,10-0,42	0,59	0,06-1,1
CZV	mg/l	27	20-34	29	22-35	24	18-30
Cl	mg/l	86	69-102	62	45-78	44	34-54
P-tot	mg/l	0,18	0,13-0,24	0,31	0,24-0,38	0,42	0,15-0,68
Ortho-PO4-P	mg/l	0,061	0,044-0,079	0,082	0,061-0,103	0,024	0,010-0,039
NO3-N	mg/l	0,71	0,61-0,81	0,83	0,65-1,0	1,3	1,0-1,6
N-Kj	mg/l	1,4	1,1-1,7	1,2	0,9-1,5	1,3	1,0-1,7
Faec.Ent.	mg/l	27.842	1.387-54.297	19.448	2.756-36.141	3.280	0-6.906
E.coli	kve/100 ml	18.770	3.483-34.057	17.170	1.072-33.268	1.863	123-3.603
Glyfosaat	kve/100 ml	0,029	0,016-0,041	0,079	0,038-0,12	0,071	0,031-0,110

Tabel B2.3 Verschillende onzekerheden in concentratiebepaling

Parameter	n	SMC	Onzekerheid in concentratie voor één monster	Onzekerheid in gemiddelde van n concentraties	Onzekerheid in SMC door beperkt aantal gebeurtenissen (representativiteit)	Totale onzekerheid in SMC
Koper	49	9,3 µg/l	20%	4,5%	11%	12%
Zink	50	82 µg/l	20%	4,2%	9%	10%
TSS	50	13 mg/l	20%	5,5%	20%	21%
CZV	48	27 mg/l	33%	6,6%	11%	13%
P-tot	50	0,18 mg/l	47%	9,8%	12%	16%
N-Kj	49	1,4 mg/l	22%	4,3%	9,7%	11%
Faec. Ent.	14	2,7*104 / 100 ml	55%	34%	35%	48%

Figuur B2.2 Onzekerheid in SMC op locatie Baljuwstraat als functie van aantal bemonsterde buien voor onopgeloste bestanddelen (links) en nitraat (rechts). De relatief grote onzekerheid voor onopgeloste bestanddelen is het gevolg van de relatief grote variantie in de EMC dataset; voor parameter nitraat leidt een kleine variantie tot een kleinere absolute onzekerheid in de SMC bij een gelijk aantal monsters.



Voor een **rendementsbepaling** (van bijvoorbeeld een lamellenafscheider) worden gemeten EMCs van influent en effluent met elkaar vergeleken. Het gemiddelde (volumegegewogen) rendement over alle buien is in formulevorm:

$$R = \frac{\sum_{i=1}^n EMC_{I,i} V_i - \sum_{i=1}^n EMC_{E,i} V_i}{\sum_{i=1}^n EMC_{I,i} V_i}$$

waarbij:

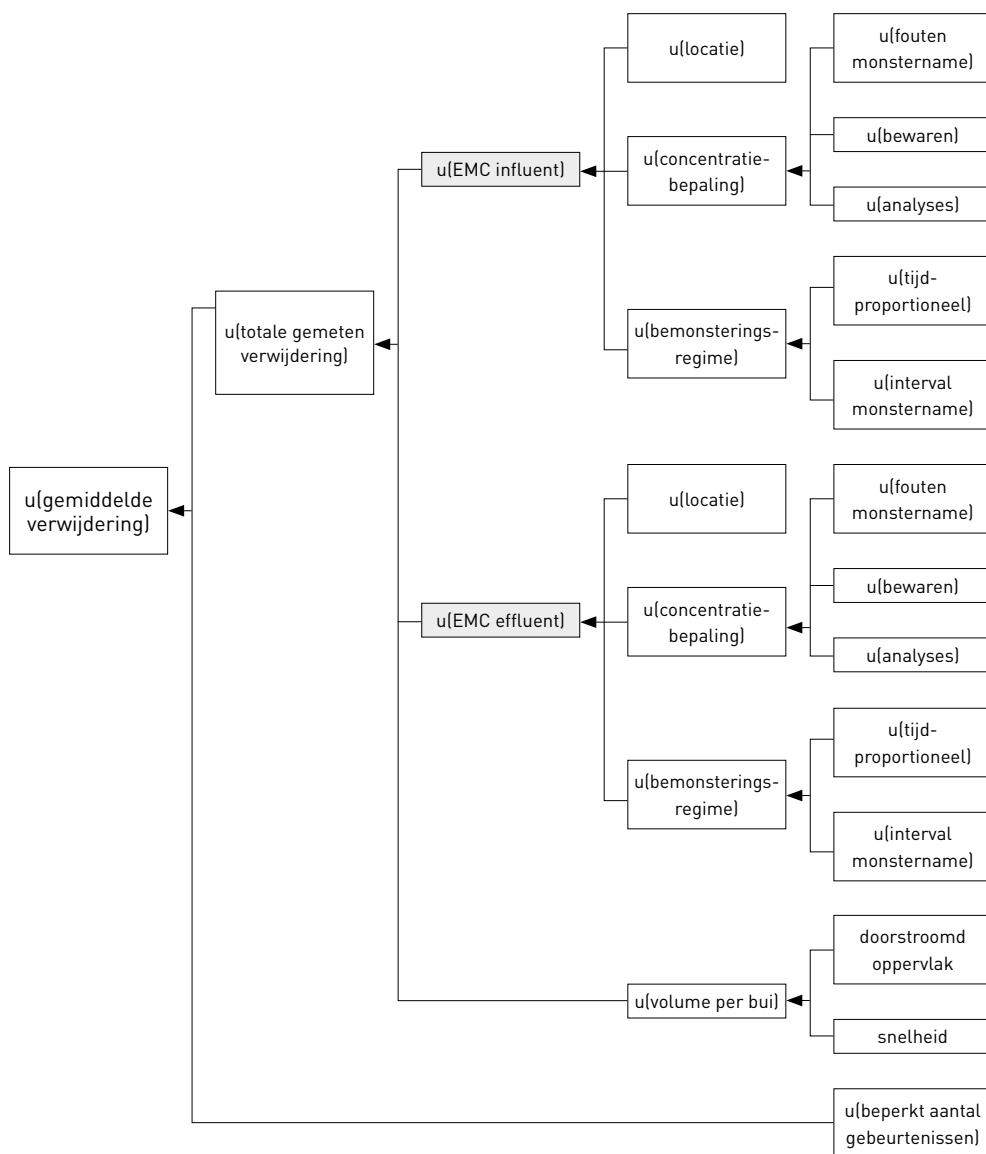
n = het aantal buien;

$EMC_{I,i}$ = de buigemiddelde concentratie van het influentmonster;

$EMC_{E,i}$ = de buigemiddelde concentratie van het effluentmonster;

V_i = het volume van de bui.

De berekende gemiddelde verwijdering per parameter over de bemonsterde buien is de verwachtingswaarde voor de werkelijke gemiddelde verwijdering op lange termijn (SMR, *Site Mean Removal*). Daarbij moet rekening worden gehouden met de verschillende bronnen van meetonzekerheden op het rendement $u(\text{SMR})$, zie figuur B2.3. De aanpak van de berekening van $u(\text{SMR})$ is gelijk aan de hierboven beschreven aanpak voor berekening van de $u(\text{SMC})$: toepassing van de wet van voortplanting van onzekerheden (*Law of Propagation of Uncertainties*, LPU). De verschillende bronnen van onzekerheid zijn gekwantificeerd in tabel B2.1.



Figuur B2.3 Bronnen van onzekerheid (u) bij het bepalen van het gemiddeld verwijderingsrendement per parameter. EMC = Event Mean Concentration, de gemiddelde concentratie per bui.

Bijlage 3: Analysemethoden water- en slibkwaliteit

Tabel B3.1 presenteert de gebruikte analysemethoden voor slibmonsters door het laboratorium Eurofins Analytico. Tabel B3.2 presenteert de methoden die gebruikt zijn voor de analyse van watermonsters. De gebruikte methoden voor de valsnelheidsproeven zijn beschreven aan het eind van de bijlage.

Tabel B3.1 Gebruikte analysemethoden voor slibmonsters

Analyse	Methode	Techniek	Methode referentie
Droge stof	W0104	Gravimetrie	Cf. pb 3210-1 en cf. NEN-EN 12880
Organische stof (gloeirest)	W0109	ICP-AES	Cf. 3210-2a/b en cf. NEN 5754/EN 12879
Calciet (CaCO ₃)	W0177	Volumetrisch	Gw. NEN-ISO 10693
Korrelgrootte nat > 2 mm nw	W0105	Sedimentatie	Cf. NEN 5753
Korrelgrootte (fracties)	W0174	Laserdiffractie	Cf. ISO 13320-1
Minerale olie (GC) [C10 - C40]	W0202	GC-FID	Cf. pb 3210-6 en cf. NEN 6978
ICP-MS P totaal	W0423	ICP-MS	Cf. NEN-EN-ISO 17294-2
Arseen (As)	W0423	ICP-MS	Cf. pb 3210-4/3250-1 & NEN-EN-ISO 17294-2
Cadmium (Cd)	W0423	ICP-MS	Cf. pb 3210-4/3250-1 & NEN-EN-ISO 17294-2
Chroom (Cr)	W0423	ICP-MS	Cf. pb 3210-4/3250-1 & NEN-EN-ISO 17294-2
Koper (Cu)	W0423	ICP-MS	Cf. pb 3210-4/3250-1 & NEN-EN-ISO 17294-2
ICP-MS IJzer (Fe)	W0423	ICP-MS	Cf. NEN-EN-ISO 17294-2
Kwik (Hg)	W0423	ICP-MS	Cf. pb 3210-4/3250-1 & NEN-EN-ISO 17294-2
Nikkel (Ni)	W0423	ICP-MS	Cf. pb 3210-4/3250-1 & NEN-EN-ISO 17294-2
Lood (Pb)	W0423	ICP-MS	Cf. pb 3210-4/3250-1 & NEN-EN-ISO 17294-2
Zink (Zn)	W0423	ICP-MS	Cf. pb 3210-4/3250-1 & NEN-EN-ISO 17294-2
Chromatogram olie (GC)	W0202	GC-FID	Eigen methode
PAK 10 VROM	W0271	GC-MS	Cf. pb. 3210-5 & gw. NEN-ISO 18287
Zuurgraad (pH-CaCl ₂)	W0524	Potentiometrie	Cf. NEN-ISO 10390
Ammonium	W0566	Spectrometrie	Eigen methode
Chemisch zuurstof verbruik (CZV)	W0553	Titrimetrie	Eigen methode
Chloride	W0566	Spectrometrie	Eigen methode
Fosfaat - ortho	W0566	Spectrometrie	Eigen methode
Nitraat	W0566	Spectrometrie	Eigen methode
Stikstof volgens Kjeldahl	W0591	Spectrometrie	NEN-EN 13342
Glyfosaat	–	Extern	Externe methode

Analyse	Methode	Techniek	Methode referentie
Minerale olie (GC) (C10 - C40)	W0215	LVI-GC-FID	Cf. NEN EN ISO 9377-2
Fosfaat totaal (gemeten als P)	W0425	ICP-MS	Cf. NEN-EN-ISO 17294-2 en cf. CMA/2/I/B.1
Arseen (As) na ontsluiting (ICP-MS)	W0425	ICP-MS	Cf. NEN-EN-ISO 17294-2 en cf. CMA/2/I/B.1
Cadmium (Cd) na ontsluiting (ICP-MS)	W0425	ICP-MS	Cf. NEN-EN-ISO 17294-2 en cf. CMA/2/I/B.1
Chroom (Cr) na ontsluiting (ICP-MS)	W0425	ICP-MS	Cf. NEN-EN-ISO 17294-2 en cf. CMA/2/I/B.1
Koper (Cu) na ontsluiting (ICP-MS)	W0425	ICP-MS	Cf. NEN-EN-ISO 17294-2 en cf. CMA/2/I/B.1
IJzer (Fe) na ontsluiting (ICP-MS)	W0425	ICP-MS	Cf. NEN-EN-ISO 17294-2 en cf. CMA/2/I/B.1
Kwik (Hg) na ontsluiting (ICP-MS)	W0425	ICP-MS	Cf. NEN-EN-ISO 17294-2 en cf. CMA/2/I/B.1
Nikkel (Ni) na ontsluiting (ICP-MS)	W0425	ICP-MS	Cf. NEN-EN-ISO 17294-2 en cf. CMA/2/I/B.1
Lood (Pb) na ontsluiting (ICP-MS)	W0425	ICP-MS	Cf. NEN-EN-ISO 17294-2 en cf. CMA/2/I/B.1
Zink (Zn) na ontsluiting (ICP-MS)	W0425	ICP-MS	Cf. NEN-EN-ISO 17294-2 en cf. CMA/2/I/B.1
Chromatogram olie (GC)	W0215	LVI-GC-FID	Eigen methode
PAK Afvalwater VROM	W0301	HPLC	Eigen methode
Droogrest NEN-EN 872	W0552	Gravimetrie	Cf. NEN 6499 en cf. NEN-EN 872
Ammonium	W0566	Spectrometrie	Cf. NEN 6604
Chemisch zuurstof verbruik (CZV)	W0553	Titrimetrie	Cf. NEN 6633/A1:2007
Chloride	W0566	Spectrometrie	Cf. NEN 6604
Fosfaat - ortho	W0566	Spectrometrie	Cf. NEN 6604
Nitraat	W0566	Spectrometrie	Cf. NEN 6604
Stikstof volgens Kjeldahl	W0554	Spectrometrie	Eigen meth. (NEN-ISO 5663/NEN 6604)
Fecale Enterococcen	P0902	Extern	Externe methode

Tabel B3.2 Gebruikte analysemethoden voor watermonsters

De valsnelheidsproeven zijn separaat uitgevoerd door de TU Delft. De valsnelheid is bepaald door een bezinkingsproef uit te voeren. Hiervoor is gebruik gemaakt van een kunststof kolom met een aftapkraantje enkele cm boven de onderzijde, zie Figuur B3.. Deze kolom ($\varnothing$ 125 mm) is gevuld met een goed gemengde hoeveelheid monster (ongeveer 1,5 L en dus een waterstand van 100 -122 mm). Gedurende twee uur is op gezette tijden (zie Tabel B3.2) een kleine hoeveelheid (30 mL) monster afgetapt en geanalyseerd op troebelheid. De troebelheid van het monster is een maat voor de hoeveelheid zwevende stof. Hierbij is een lineaire relatie verondersteld tussen troebelheid enerzijds en de concentratie zwevende stof anderzijds. Dit is in lijn met eerder onderzoek (Van Geelen en Kloppenburg, 2007).

Voor elke afgetapt monster wordt de valsnelheid (eenheid: m/h) berekend door de waterstand in de kolom te delen door de bezinktijd. Deze snelheid is vergelijkbaar met de oppervlaktebelasting van bijvoorbeeld een lamellenafscheider waarbij een debiet (m^3/h) wordt behandeld door een oppervlak aan lamellen (m^2) waarbij deze belasting dus dezelfde eenheid $\text{m}^3/(\text{m}^2\text{h})$ ofwel m/h krijgt.

De resultaten van de bezinkingsproef zijn gepresenteerd als (afname van) troebelheid versus valsnelheid/oppervlaktebelasting.

Figuur B3.1 Gebruikte kolommen (voor monsters vanaf november 2014)



Tabel B3.2 Aftapschema kolomproef

Tijd (min)									
0	3	6	9	15	21	30	60	90	120

Naar aanleiding van de controle van de eerste meetresultaten is in november 2014 een aanpassing in de proefopzet doorgevoerd. Vanaf november 2014 is een kolom met diameter van 125 mm en een waterstand van 100 -122 mm toegepast (zoals in Figuur B3.1). De eerder gebruikte kolom (Figuur B3.2) was smaller en hoger, waardoor o.a. de buiswand een verstorend effect op de valsnelheid bleek te hebben. Daarnaast bleek dat met de combinatie van bovenstaande aftaptijden en de relatief grote kolomhoogte maar een beperkte range van valsnelheden (ca. 0,5 - 30 m/h) bestudeerd was. Valsnelheden tot minstens een orde kleiner (0,05 m/h) zijn interessant in verband met hechting van verontreiniging aan de relatief kleine deeltjes (met lage valsnelheden).

Figuur B3.2 Gebruikte kolommen vóór november 2014



Bijlage 4: Uitvraag ‘levering data’ en datavalidatie

Bij het opstellen van de uitvraag voor de aanbesteding van werkpakket 5 (installatie meetapparatuur en levering data) is de keuze gemaakt om de nadruk te leggen op de *levering van data* in plaats van op alleen de levering (en installatie) van meetapparatuur. Immers, bij het Regenwaterproject Almere is de apparatuur het middel en de uiteindelijke (interpretatie van) meetgegevens het doel. In de uitvraag is dit als volgt verwoord:

“Dit bestek heeft als doel het beschrijven van de uit te voeren werkzaamheden en leveringsomvang van werkpakket 5: Levering data, inclusief verhuur en installatie meetapparatuur [...]. Bovendien zijn hierin de gestelde eisen aan meetapparatuur, installatie en meetgegevens opgenomen.”

In het bestek zijn kwaliteitseisen geformuleerd met betrekking tot de te installeren apparatuur. Dit om ervoor te zorgen dat de juiste apparatuur zou worden toegepast en dat die op een adequate manier geïnstalleerd en geprogrammeerd zou worden. Daarnaast zijn kwaliteitseisen opgesteld voor de te leveren data gedurende het meetproject. De facto is daarmee ook de verantwoordelijkheid voor het onderhoud en functioneren van de sensoren gedurende het project bij de aannemer neergelegd. De kwaliteit van de datasets is bepaald aan de hand van de volgende, in de uitvraag omschreven, datavalidatie:

“Opdrachtnemer stelt zelf voor alle neerslag-, debiet-, niveau-, troebelheid- en geleidbaarheid-datasets een testprotocol op waarmee de data gevalideerd kan worden. Doel van de validatie is om de data als betrouwbaar of onbetrouwbaar aan te merken. Validatie gebeurt op weekbasis, d.w.z. elke tijdserie van zaterdag t/m vrijdag wordt afzonderlijk gevalideerd. Validatie bestaat minimaal uit de hierna beschreven tests. Indien een meetpunt of serie meetpunten faalt voor één of meerdere tests, dan wordt dit meetpunt of serie meetpunten aangemerkt als onbetrouwbaar. Per week wordt een percentage betrouwbare en onbetrouwbare data berekend. Resultaten van de validatietests worden aan opdrachtgever beschikbaar gesteld.

Test op overschrijden grenzen meetbereik

Alle meetresultaten worden getest op het overschrijden van de grenzen van het (ingestelde) meetbereik. Bij overschrijden worden de resultaten aangemerkt als onbetrouwbaar.

Test op ontbrekende data

Alle meetresultaten worden getest op ontbrekende data. Data ontbreekt als er geen parameterwaarde beschikbaar is op de verwachte momenten volgens de geprogrammeerde meetfrequentie. Ontbrekende data wordt aangemerkt als onbetrouwbaar.

Test op uitschieters

Alle meetresultaten worden getest op uitschieters. Een uitschieter is een waarde die sterker afwijkt dan een factor maal de standaardafwijking van de tijdserie. Als default waarde wordt een factor 3 aangenomen, maar deze factor kan - mede op basis van meetresultaten - worden bijgesteld door opdrachtgever. Uitschieters worden aangemerkt als onbetrouwbaar.

Test op nulpuntsdrift van niveaumetingen

Alle niveaumetingen worden getest op nulpuntsdrift. Als de absolute waarde van de 1% percentielwaarde (99% van de meetwaarden in de serie is groter dan deze waarde) meer dan 10mm afwijkt van het originele nulpunt is waarschijnlijk sprake van nulpuntsdrift. Betrouwbaarheidsbepaling van de meetserie is in overleg met opdrachtgever.

Logboekinformatie

Alle meetresultaten worden gevalideerd met informatie uit het logboek. Indien het logboek aangeeft dat er gedurende een periode geen sprake was van de juiste meetcondities (bijvoorbeeld door onderhoud aan de sensoren, kalibratie, etc.) dienen de meetresultaten van diezelfde periode als onbetrouwbaar aangemerkt te worden.

Operationele data

De dataseries van operationele parameters van de monsternamekasten zullen door opdrachtgever steekproefsgewijs worden gecontroleerd op compleetheid en consistentie. Bij geconstateerde incompleetheid of inconsistentie zal het percentage betrouwbare data met 10% worden gereduceerd voor de betreffende week.

Op basis van de eerste validatieresultaten kan besloten worden de voorgeschreven testen aan te passen, aanvullende testen voor te schrijven of een of meerdere testen overbodig te verklaren. Hierin wordt naar redelijkheid door opdrachtgever gehandeld.”

De betalingen aan de aannemer van het werkpakket zijn direct gekoppeld geweest aan de kwaliteit van de geleverde data. In de uitvraag is dit als volgt verwoord:

“Declaratiemomenten:

Betaling vindt plaats per 4 weken. Er wordt door opdrachtnemer per locatie en per week getoetst op datakwaliteit volgens de [hierboven] genoemde kwaliteitstesten. Indien meer dan 75% van elk van de afzonderlijke weekseries (dus per neerslag-, debiet-, niveau-, troebelheid- en geleidbaarheiddataset en rekening houdend met [hierboven] bepaalde over de operationele data van de monsternamekasten) bestaat uit betrouwbare data, kan 100% van die week in rekening worden gebracht.”

In het uiteindelijke contract is met de aannemer van het werkpakket overeengekomen dat 75% van de aanneemsom betaald wordt conform het bovenstaande regime (dus betaling afhankelijk van de kwaliteit van geleverde data) en 25% na levering en installatie van de apparatuur (dus onafhankelijk van de kwaliteit van geleverde data).

Bijlage 5: Analyseresultaten oppervlaktewaterkwaliteit

Deze bijlage bevat de analyseresultaten van de monsters genomen van het oppervlaktewater op de volgende locaties:

Tabel B5.1: locatie Almere Centrum: Leeghwaterplas bovenstrooms het gemaal (26AZ-014-01)

Tabel B5.2: locatie Almere Buiten: Paletlaan - Gerrit Schultepad (26AZ-175-01)

Tabel B5.3: locatie Almere Haven: Wittewerf - bovenstrooms stuw (26CN-039-01)

Tabel B5.4: locatie Almere Haven: Vliegerpark - bovenstrooms stuw (26CN-048-01)

Tabel B5.5: locatie Almere Haven: Jeugdlandbrug- Meerveldstraat (26CN-180-01)

**Tabel B5.1 Analyseresultaten
Almere Centrum:
Leeghwaterplas
bovenstrooms gemaal
(26AZ-014-01)**

Parameter	Eenh.	Aantal metingen	Aant. < det.gr	MIN	P10	P50	P90	MAX	GEM	STD	Kwaliteit toetsing
Aluminium	ug/l	16	15	50	50	50	50	100	53	12	##
Antimoon	ug/l	16	16	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	0,0	&
Arseen	ug/l	16	1	0,3	1,4	1,95	3,9	5,1	2,2	1,2	X
Barium	ug/l	16	0	1	23	25,5	28	30	24	6	&
Cadmium	ug/l	16	11	0,03	0,03	0,03	0,08	0,19	0,05	0,04	&
Chroom	ug/l	16	15	0,5	0,5	0,5	0,5	0,73	0,51	0,06	&
Telluur	ug/l	16	1	0,2	0,33	0,455	0,82	1,2	0,52	0,25	&
IJzer	ug/l	16	1	20	56	120	160	170	112	42	##
Kobalt	ug/l	16	16	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,20	0,00	&
Koper	ug/l	16	2	0,5	0,58	1,1	1,5	15	1,89	3,40	&
Lood	ug/l	16	11	0,3	0,3	0,3	0,42	0,73	0,34	0,11	&
Mangaan	ug/l	16	1	10	125	185	305	380	195	85	##
Molybdeen	ug/l	16	16	1	1	1	1	1	1,0	0,0	&
Nikkel	ug/l	16	1	0,5	0,71	0,945	1,25	1,3	0,98	0,23	&
Thallium	ug/l	16	16	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,0	&
Tin	ug/l	16	16	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,0	&
Vanadium	ug/l	16	13	1	1	1	1,15	1,5	1,05	0,13	&
Zilver	ug/l	16	16	1	1	1	1	51]	1,25	0,97	&
Zink	ug/l	16	3	3	3	4,5	9,9	11	5,6	2,6	&
Beryllium	ug/l	16	16	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,00	&
Calcium	ug/l	16w	0	2900	68000	110000	125000	130000	94681	31557	##
Kalium	mg/l	16	0	0,29	6,6	7,55	8,6	9,2	7,21	1,93	##
Magnesium	ug/l	16	0	630	14500	18000	19500	22000	16789	4557	##
Strontium	ug/l	16	0	15	375	500	560	570	457	132	##
Sulfaat	mg/l	25	0	79	79	110	160	170	116	33	##
Chloride	mg/l	25	0	140	150	160	170	190	162	10	zeer goed
Natrium	mg/l	16	0	4,1	96	110	115	130	101	26	##
Acenafteen	ug/l	16	16	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,010	0,000	##
Antraceen	ug/l	16	16	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005	0,000	&
Benzo(a)antraceen	ug/l	16	16	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005	0,000	&
Benzo(a)pyreen	ug/l	16	16	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005	0,000	&
Benzo(b)fluorantheen	ug/l	16	16	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005	0,000	&
Benzo(ghi)peryleen	ug/l	16	16	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005	0,000	&
Benzo(k)fluorantheen	ug/l	16	16	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005	0,000	&
Chryseen	ug/l	16	16	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005	0,000	&
Dibenz(a,h)antraceen	ug/l	16	16	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005	0,000	##

Parameter	Eenh.	Aantal metingen	Aant. < det.gr	MIN	P10	P50	P90	MAX	GEM	STD	Kwaliteit toetsing
Fenantreen	ug/l	16	9	0,005	0,005	0,005	0,007	0,009	0,006	0,001	&
Fluorantheen	wwug/l	16	16	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005	0,000	&
Fluoreen	ug/l	16	16	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,010	0,000	##
Indeno(1,2,3-cd)pyreen	ug/l	16	16	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005	0,000	##
Naftaleen	ug/l	16	15	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,010	0,000	&
Pyreen	ug/l	16	16	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005	0,000	##
Minerale olie	ug/l	16	16	25	25	500	500	500	322	230	##
Ammonium	mg/l	25	9	0,1	0,1	0,14	0,206	0,23	0,14	0,04	&
Nitraat	mg/l	25	2	0,05	0,07	0,22	0,85	0,88	0,34	0,28	##
Nitriet	mg/l	25	15	0,02	0,02	0,02	0,02	0,03	0,02	0,00	##
Som nitraat en nitriet	mg/l	25	2	0,05	0,074	0,24	0,866	0,9	0,36	0,29	##
Stikstof Kjeldahl	mg/l	25	1	0,5	0,584	0,71	0,968	1,2	0,75	0,16	##
Stikstof totaal	mg/l	25	0	0,74	0,784	1,02	1,52	1,93	1,11	0,31	zeer goed
Fosfaat	mg/l	25	5	0,01	0,01	0,03	0,066	0,07	0,04	0,02	##
Fosfor totaal	mg/l	25	2	0,04	0,05	0,07	0,09	0,12	0,07	0,02	goed
Chlorofyl-a	ug/l	6	2	10	10	15	35	40	20,00	11,55	##
Feofytine a	ug/l	6	3	10	10	10	15	20	11,67	3,73	##
Temperatuur	oC	30	0	3,7	5,09	13,9	21,27	22,5	13,5	6,1	##
Doorzicht	cm	31	24	100	100	130	170	250	139	31	##
Kleur	DIMSLS	31	0	1	1	100	140	140	88	41	##
Zuurgraad	DIMSLS	30	0	7,5	7,659	7,97	8,206	8,61	7,95	0,23	##
Zuurstof	mg/l	30	0	4	6,37	9,24	11,71	14,66	9,21	2,44	##
Zuurstofww	%	30	0	46	62	87,5	114	162,8	87,38	22,69	zeer goed
BZV 5dgn	mg/l	4	3	1	1	1	1	1	1,00	0,00	##
CZV	mg/l	25	0	7	15	18	21,6	25	18,08	3,42	##
Zwevende stof	mg/l	16	16	5	5	5	5	5	5,00	0,00	##
Geleidendheid	mS/m	30	0	89,1	95,45	111,25	120,83	124,4	108,42	10,56	##
koolstof organisch	mg/l	16	0	6	6,05	6,55	7,35	7,6	6,65	0,52	##
Escherichia coli	n/dl	10	3	15	15	22,5	80,3	110	40	32	&
Intestinale enterococcen	n/dl	10	6	15	15	15	26,2	127	26	34	&
M-getal	mmol/l	4	0	2,6	2,75	3,4	4,12	4,3	3,43	0,64	##
P-getal	mmol/l	4	4	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04	0,00	##

Toelichting kwaliteitstoetsing:

& voldoet aan norm

niet getoetst of geen toetswaarde(n)

**Tabel B5.2 Analyseresultaten
Almere Buiten: Paletlaan - Gerrit
Schultepad (26AZ-175-01)**

Parameter	Eenh.	Aantal metingen	Aant. < det.gr	MIN	P10	P50	P90	MAX	GEM	STD	Kwaliteit toetsing
Aluminium	ug/l	16	5	50	50	82,5	200	250	108	63	##
Antimoon	ug/l	16	15	0,6	0,6	0,6	0,6	0,65	0,6	0,0	&
Arseen	ug/l	16	0	2,9	4,4	9,2	14	21	9,2	4,4	X
Barium	ug/l	16	0	16	20	31,5	38,5	39	30	7	&
Cadmium	ug/l	16	11	0,03	0,03	0,03	0,045	0,07	0,03	0,01	&
Chroom	ug/l	16	6	0,5	0,5	0,55	1,045	1,7	0,72	0,32	&
Telluur	ug/l	16	2	0,2	0,205	0,315	0,715	1,1	0,40	0,25	&
IJzer	ug/l	16	0	800	895	1650	3700	5400	2124	1203	##
Kobalt	ug/l	16	5	0,2	0,2	0,22	0,28	0,31	0,23	0,03	&
Koper	ug/l	16	1	0,5	1,35	2,15	3	7,3	2,40	1,41	&
Lood	ug/l	16	0	0,85	1,15	1,9	9,4	14	4,10	3,93	X
Mangaan	ug/l	16	0	180	305	750	1050	1400	714	319	##
Molybdeen	ug/l	16	16	1	1	1	1	1	1,0	0,0	&
Nikkel	ug/l	16	0	0,58	0,82	1,2	1,5	1,6	1,20	0,28	&
Thallium	ug/l	16	16	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,0	&
Tin	ug/l	16	10	0,2	0,2	0,2	0,345	0,5	0,3	0,1	&
Vanadium	ug/l	16	11	1	1	1	1,3	2,5	1,16	0,36	&
Zilver	ug/l	16	16	1	1	1	1	51)	1,25	0,97	&
Zink	ug/l	16	0	5,6	10	14	32	37	16,5	9,0	X
Beryllium	ug/l	16	16	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,00	&
Calcium	ug/l	16	0	33000	46000	110000	130000	150000	97375	34826	##
Kalium	mg/l	16	0	2,4	4	6,4	7,4	8,9	6,01	1,61	##
Magnesium	ug/l	16	0	3600	4950	12000	14500	17000	10656	3802	##
Strontium	ug/l	16	0	160	205	445	540	600	405	132	##
Sulfaat	mg/l	25	0	10	15	36	95	100	46	29	##
Chloride	mg/l	25	0	15	27,8	68	88,2	100	62	23	&
Natrium	mg/l	16	0	17	25	49	60	71	47	14	##
Acenafteen	ug/l	15	15	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,010	0,000	##
Antraceen	ug/l	15	15	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005	0,000	&
Benzo(a)antraceen	ug/l	15	15	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005	0,000	&
Benzo(a)pyreen	ug/l	15	15	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005	0,000	&
Benzo(b)fluorantheen	ug/l	15	15	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005	0,000	&
Benzo(ghi)peryleen	ug/l	15	15	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005	0,000	&
Benzo(k)fluorantheen	ug/l	15	15	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005	0,000	&
Chryseen	ug/l	15	15	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005	0,000	&
Dibenzo(a,h)antraceen	ug/l	15	15	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005	0,000	##

Parameter	Eenh.	Aantal metingen	Aant. < det.gr	MIN	P10	P50	P90	MAX	GEM	STD	Kwaliteit toetsing
Fenantreen	ug/l	15	9	0,005	0,005	0,005	0,007	0,008	0,006	0,001	&
Fluorantheen	ug/l	15	11	0,005	0,005	0,005	0,0056	0,008	0,005	0,001	&
Fluoreen	ug/l	15	15	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,010	0,000	##
Indeno(1,2,3-cd)pyreen	ug/l	15	15	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005	0,000	##
Naftaleen	ug/l	15	14	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,010	0,000	&
Pyreen	ug/l	15	11	0,005	0,005	0,005	0,0056	0,009	0,005	0,001	##
Minerale olie	ug/l	16	14	25	25	500	500	500	324	228	##
Ammonium	mg/l	25	0	0,22	0,466	0,95	1,8	2,6	1,09	0,59	X
Nitraat	mg/l	25	6	0,05	0,05	0,18	0,804	0,96	0,34	0,32	##
Nitriet	mg/l	25	7	0,02	0,02	0,03	0,068	0,12	0,04	0,03	##
Som nitraat en nitriet	mg/l	25	5	0,05	0,05	0,2	0,842	0,99	0,38	0,32	##
Stikstof Kjeldahl	mg/l	25	1	0,5	0,898	1,9	3,2	3,6	1,99	0,84	##
Stikstof totaal	mg/l	25	0	0,7	1,384	2,38	3,348	3,65	2,36	0,73	X
Fosfaat	mg/l	25	2	0,01	0,01	0,03	0,06	0,16	0,04	0,03	##
Fosfor totaal	mg/l	25	0	0,13	0,154	0,23	0,41	0,5	0,26	0,11	X
Chlorofyl-a	ug/l	6	2	10	10	22,5	65	100	32,50	31,06	##
Feofytine a	ug/l	6	4	10	10	17,5	32,5	40	20,00	11,18	##
Temperatuur	oC	25	0	4,2	7,32	13,5	19,86	21,3	13,2	4,9	##
Doorzicht	cm	25	3	35	42	55	66	80	55	10	##
Kleur	DIMSLS	25	0	10	14	30	90	90	48	33	##
Zuurgraad	DIMSLS	25	0	7,13	7,2	7,3	7,406	7,65	7,31	0,11	##
Zuurstof	mg/l	25	0	1,3	1,64	2,5	5,12	6,1	3,12	1,47	##
Zuurstofww	%	25	0	12	15,4	24	48,6	57	29,60	13,67	
BZV 5dgn	mg/l	25	0	14	16,8	25	33,2	40	25,28	6,55	##
CZV	mg/l	16	1	5	6,65	10,2	20,5	33	12,30	7,10	##
Zwevende stof	%	15	0	23	33,6	49	65	71	49,80	13,76	##
Geleidendheid	mS/m	25	0	25,3	34	81,8	99,32	148	76,02	28,56	##
koolstof organisch	mg/l	16	0	4,5	5,6	7,65	8,75	10	7,44	1,42	##
Escherichia coli	n/dl	10	0	791	895,4	4364	17839	27726	7522	8154	X
Intestinale enterococci	n/dl	10	2	15	15	127,5	869	1148	306	376	X

Toelichting kwaliteitstoetsing:

& voldoet aan norm

niet getoetst of geen toetswaarde(n)

**Tabel B5.3 Analyseresultaten Almere
Haven: Wittewerf - bovenstrooms
stuw (26CN-039-01)**

Parameter	Eenh.	Aantal metingen	Aant. < det.gr	MIN	P10	P50	P90	MAX	GEM	STD	Kwaliteit toetsing
Aluminium	ug/l	16	1	50	60,5	195	520	730	237	202	##
Antimoon	ug/l	16	16	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	0,0	&
Arseen	ug/l	16	0	1,7	1,85	3,15	6,5	8	3,8	1,9	X
Barium	ug/l	16	0	30	31,5	36	42,5	48	37	5	&
Cadmium	ug/l	16	8	0,03	0,03	0,03	0,105	0,15	0,05	0,04	&
Chroom	ug/l	16	7	0,5	0,5	0,55	1,3	1,5	0,75	0,34	&
Telluur	ug/l	16	0	0,3	0,37	0,59	1,145	1,9	0,68	0,42	&
IJzer	ug/l	16	0	310	375	615	1300	1700	746	397	##
Kobalt	ug/l	16	2	0,2	0,205	0,305	0,485	0,59	0,32	0,11	X
Koper	ug/l	16	3	0,5	0,5	1,1	1,7	2,2	1,10	0,48	&
Lood	ug/l	16	5	0,3	0,3	0,62	2,35	3,9	1,04	1,00	&
Mangaan	ug/l	16	0	270	425	600	860	1100	638	211	##
Molybdeen	ug/l	16	16	1	1	1	1	1	1,0	0,0	&
Nikkel	ug/l	16	0	1,4	1,6	1,85	2,35	2,9	1,93	0,36	&
Thallium	ug/l	16	16	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,0	&
Tin	ug/l	16	16	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,0	&
Vanadium	ug/l	16	8	1	1	1,1	1,95	2,6	1,33	0,47	&
Zilver	ug/l	16	15	1	1	1	1,05	5 ¹⁾	1,26	0,97	X
Zink	ug/l	16	0	4,4	4,85	7,25	15	17	8,6	3,9	&
Beryllium	ug/l	16	16	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,00	&
Calcium	ug/l	16	0	86000	1E+05	170000	200000	220000	157063	40317	##
Kalium	mg/l	16	0	8,3	8,6	10	11	12	9,78	1,05	##
Magnesium	ug/l	16	0	18000	18500	26000	30000	32000	25000	4093	##
Strontium	ug/l	16	0	410	445	690	815	850	660	148	##
Sulfaat	mg/l	25	0	51	71,6	160	282	310	166	81	
Chloride	mg/l	25	0	170	190	230	280	330	235	42	&
Natrium	mg/l	16	0	110	130	150	185	200	153	23	##
Acenafteen	ug/l	16	0	0,01	0,01	0,025	0,07	0,12	0,034	0,030	##
Antraceen	ug/l	16	15	0,005	0,005	0,005	0,005	0,007	0,005	0,000	&
Benzo(a)antraceen	ug/l	16	14	0,005	0,005	0,005	0,005	0,014	0,006	0,002	X
Benzo(a)pyreen	ug/l	16	14	0,005	0,005	0,005	0,005	0,006	0,005	0,000	X
Benzo(b)fluorantheen	ug/l	16	14	0,005	0,005	0,005	0,006	0,013	0,006	0,002	&
Benzo(ghi)peryleen	ug/l	16	14	0,005	0,005	0,005	0,005	0,007	0,005	0,000	&
Benzo(k)fluorantheen	ug/l	16	16	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005	0,000	&
Chryseen	ug/l	16	15	0,005	0,005	0,005	0,005	0,012	0,005	0,002	X
Dibenzo(a,h)antraceen	ug/l	16	16	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005	0,000	##

Parameter	Eenh.	Aantal metingen	Aant. < det.gr	MIN	P10	P50	P90	MAX	GEM	STD	Kwaliteit toetsing
Fenantreen	ug/l	16	1	0,005	0,008	0,014	0,056	0,12	0,025	0,030	&
Fluorantheen	ug/l	16	0	0,005	0,006	0,0125	0,031	0,095	0,019	0,021	X
Fluoreen	ug/l	16	6	0,01	0,01	0,015	0,05	0,09	0,024	0,023	##
Indeno(1,2,3-cd)pyreen	ug/l	16	15	0,005	0,005	0,005	0,005	0,008	0,005	0,001	##
Naftaleen	ug/l	16	6	0,01	0,01	0,01	0,06	0,14	0,026	0,034	&
Pyreen	ug/l	16	6	0,005	0,005	0,0075	0,0185	0,061	0,012	0,013	##
Minerale olie	ug/l	16	16	25	25	500	500	500	322	230	##
Ammonium	mg/l	25	8	0,1	0,1	0,18	0,392	0,55	0,21	0,13	&
Nitraat	mg/l	25	10	0,05	0,05	0,07	0,804	1,14	0,23	0,33	##
Nitriet	mg/l	25	19	0,02	0,02	0,02	0,036	0,04	0,02	0,01	##
Som nitraat en nitriet	mg/l	25	8	0,05	0,05	0,08	0,822	1,2	0,25	0,34	##
Stikstof Kjeldahl	mg/l	25	0	0,84	0,93	1,4	2,62	6,5	1,69	1,12	##
Stikstof totaal	mg/l	25	0	0,98	1,178	1,65	2,682	6,61	1,94	1,08	&
Fosfaat	mg/l	25	8	0,01	0,01	0,02	0,066	0,1	0,03	0,03	##
Fosfor totaal	mg/l	25	0	0,06	0,078	0,16	0,29	0,76	0,19	0,13	X
Chlorofyl-a	ug/l	6	1	10	20	50	70	80	46,67	22,11	##
Feofytine a	ug/l	6	1	10	15	35	40	40	30,00	11,55	##
Temperatuur	oC	25	0	3,6	4,88	11,3	20,78	22	12,1	5,9	##
Doorzicht	cm	25	7	30	44	60	96	100	64	19	##
Kleur	DIMSLS	25	0	10	20	50	90	140	59	33	##
Zuurgraad	DIMSLS	25	0	7,52	7,6	7,76	7,942	8,1	7,78	0,14	##
Zuurstof	mg/l	25	0	2,5	3,5	6,3	11,5	12,6	6,89	3,27	##
Zuurstofww	%	25	0	26	34	62	95,6	101	61,44	23,62	
BZV 5dgn	mg/l	25	0	23	25,4	31	39,2	80	33,72	10,72	##
CZV	mg/l	16	3	5	5	12	19	33	12,80	7,10	##
Gloeirest	%	13	0	27	29	49	66,2	69	48,46	14,34	##
Geleidendheid	mS/m	25	0	109,3	121,6	154,4	186,24	191,4	155,62	24,63	##
koolstof organisch	mg/l	16	0	8,1	8,45	9,1	9,85	11	9,13	0,69	##
Escherichia coli	n/dl	10	0	15	56,4	194,5	506,9	920	268	251	&
Intestinale enterococci	n/dl	10	0	15	15	38	98,9	143	51	41	&

Toelichting kwaliteitstoetsing:

& voldoet aan norm

niet getoetst of geen toetswaarde(n)

**Tabel B5.4 Analyseresultaten
Almere Haven:
Vliegerpark -
bovenstrooms stuw
(26CN-048-01)**

Parameter	Eenh.	Aantal metingen	Aant. < det.gr	MIN	P10	P50	P90	MAX	GEM	STD	Kwaliteit toetsing
Aluminium	ug/l	16	0	69	97,5	135	240	280	152	59	##
Antimoon	ug/l	16	16	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	0,0	&
Arseen	ug/l	16	0	1,6	1,6	2,4	4,8	6,4	3,0	1,4	X
Barium	ug/l	16	0	26	30	33	37,5	43	34	4	&
Cadmium	ug/l	16	8	0,03	0,03	0,035	0,09	0,13	0,05	0,03	&
Chroom	ug/l	16	7	0,5	0,5	0,53	0,885	0,98	0,64	0,17	&
Telluur	ug/l	16	1	0,2	0,42	0,57	1,25	2,1	0,70	0,49	&
IJzer	ug/l	16	0	320	350	465	720	840	505	148	##
Kobalt	ug/l	16	5	0,2	0,2	0,29	0,34	0,37	0,28	0,06	X
Koper	ug/l	16	3	0,5	0,5	0,845	1,3	1,5	0,90	0,30	&
Lood	ug/l	16	0	0,38	0,42	0,7	1,4	2	0,84	0,44	&
Mangaan	ug/l	16	0	360	395	475	775	800	549	155	##
Molybdeen	ug/l	16	16	1	1	1	1	1	1,0	0,0	&
Nikkel	ug/l	16	0	1,2	1,35	1,8	2,15	2,6	1,78	0,35	&
Thallium	ug/l	16	16	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,0	&
Tin	ug/l	16	16	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,0	&
Vanadium	ug/l	16	8	1	1	1	1,7	1,9	1,23	0,32	&
Zilver	ug/l	16	16	1	1	1	1	51)	1,25	0,97	&
Zink	ug/l	16	0	3,2	4,55	7,2	11,5	14	7,7	2,9	&
Beryllium	ug/l	16	16	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,00	&
Calcium	ug/l	16	0	80000	94000	165000	200000	210000	151125	42000	##
Kalium	mg/l	16	0	7,7	8	9,55	10,5	11	9,25	1,01	##
Magnesium	ug/l	16	0	15000	17000	22500	28500	29000	22563	4315	##
Strontium	ug/l	16	0	380	425	650	770	860	619	145	##
Sulfaat	mg/l	25	0	43	60,2	140	252	310	151	77	##
Chloride	mg/l	25	0	150	164	190	252	280	202	33	&
Natrium	mg/l	16	0	99	110	130	160	180	135	21	##
Acenafteen	ug/l	16	1	0,01	0,015	0,03	0,055	0,07	0,033	0,016	##
Antraceen	ug/l	16	16	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005	0,000	&
Benzo(a)antraceen	ug/l	16	16	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005	0,000	&
Benzo(a)pyreen	ug/l	16	16	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005	0,000	&
Benzo(b)fluorantheen	ug/l	16	16	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005	0,000	&
Benzo(ghi)peryleen	ug/l	16	16	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005	0,000	&
Benzo(k)fluorantheen	ug/l	16	16	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005	0,000	&
Chryseen	ug/l	16	16	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005	0,000	&
Dibenzo(a,h)antraceen	ug/l	16	16	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005	0,000	##

Parameter	Eenh.	Aantal metingen	Aant. < det.gr	MIN	P10	P50	P90	MAX	GEM	STD	Kwaliteit toetsing
Fenantreen	ug/l	16	1	0,005	0,009	0,016	0,031	0,036	0,018	0,009	&
Fluorantheen	ug/l	16	0	0,008	0,009	0,0145	0,017	0,022	0,014	0,004	X
Fluoreen	ug/l	16	2	0,01	0,01	0,02	0,03	0,03	0,019	0,007	##
Indeno(1,2,3-cd)pyreen	ug/l	16	16	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005	0,000	##
Naftaleen	ug/l	16	4	0,01	0,01	0,01	0,025	0,05	0,017	0,010	&
Pyreen	ug/l	16	3	0,005	0,005	0,009	0,0105	0,014	0,008	0,002	##
Minerale olie	ug/l	16	16	25	25	500	500	500	322	230	##
Ammonium	mg/l	25	11	0,1	0,1	0,14	0,508	0,67	0,21	0,16	&
Nitraat	mg/l	25	10	0,05	0,05	0,08	0,65	1,03	0,22	0,27	##
Nitriet	mg/l	25	15	0,02	0,02	0,02	0,03	0,05	0,02	0,01	##
Som nitraat en nitriet	mg/l	25	9	0,05	0,05	0,11	0,66	1,1	0,23	0,28	##
Stikstof Kjeldahl	mg/l	25	0	0,77	0,944	1,3	1,76	2	1,29	0,33	##
Stikstof totaal	mg/l	25	0	0,97	1,086	1,51	1,994	2,2	1,53	0,34	&
Fosfaat	mg/l	25	6	0,01	0,01	0,03	0,156	0,28	0,06	0,07	##
Fosfor totaal	mg/l	25	0	0,06	0,08	0,15	0,288	0,43	0,17	0,09	X
Chlorofyl-a	ug/l	6	0	10	10	35	115	120	53,33	44,97	
Feofytine a	ug/l	6	0	10	10	25	40	50	25,00	13,84	
Temperatuur	oC	25	0	3,8	4,88	12	21,32	22,2	12,4	6,1	
Doorzicht	cm	25	8	40	50	75	106	120	77	21	##
Kleur	DIMSLS	25	0	10	24	80	96	140	65	33	##
Zuurgraad	DIMSLS	25	0	7,44	7,5	7,67	7,928	8,04	7,70	0,16	##
Zuurstof	mg/l	25	0	1,9	2,76	5,2	11,72	13	6,50	3,38	##
Zuurstofww	%	25	0	20	25,2	57	93,8	112	58,48	25,75	
BZV 5dgn	mg/l	25	0	21	23	29	35,6	55	29,88	6,91	##
CZV	mg/l	16	3	5	5	8,1	15	21	9,26	4,41	##
Gloeirest	%	13	0	21	27,2	47	50,8	65	42,23	11,62	##
Geleidendheid	mS/m	25	0	103	107,9	143,8	174,66	181,7	142,87	23,15	##
koolstof organisch	mg/l	16	0	7,9	8	9	9,8	11	8,96	0,79	##
Escherichia coli	n/dl	10	3	15	15	53,5	95,6	110	51	34	&
Intestinale enterococci	n/dl	10	3	15	15	15	61	61	27	18	&

Toelichting kwaliteitstoetsing:

& voldoet aan norm

niet getoetst of geen toetswaarde(n)

**Tabel B5.5 Analyseresultaten
Almere Haven: Jeugdlandbrug-
Meerveldstraat (26CN-180-01)**

Parameter	Eenh.	Aantal metingen	Aant. < det.gr	MIN	P10	P50	P90	MAX	GEM	STD	Kwaliteit toetsing
Aluminium	ug/l	16	2	50	54,5	145	275	370	158	94	##
Antimoon	ug/l	16	16	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	0,0	&
Arseen	ug/l	16	0	1,8	2,2	3,15	9,2	13	4,7	3,2	X
Barium	ug/l	16	0	31	33,5	37,5	41,5	44	38	3	&
Cadmium	ug/l	16	10	0,03	0,03	0,03	0,105	0,11	0,05	0,03	&
Chroom	ug/l	16	5	0,5	0,5	0,565	0,725	0,96	0,61	0,12	&
Telluur	ug/l	16	0	0,39	0,485	0,58	1,305	1,9	0,76	0,43	&
IJzer	ug/l	16	0	230	295	505	635	770	484	152	##
Kobalt	ug/l	16	3	0,2	0,2	0,26	0,43	0,46	0,29	0,09	X
Koper	ug/l	16	6	0,5	0,5	0,685	1,75	2	0,96	0,54	&
Lood	ug/l	16	8	0,3	0,3	0,325	0,595	0,63	0,41	0,13	&
Mangaan	ug/l	16	0	370	430	545	830	940	593	161	##
Molybdeen	ug/l	16	16	1	1	1	1	1	1,0	0,0	&
Nikkel	ug/l	16	0	1	1,35	1,75	2,55	2,7	1,81	0,46	&
Thallium	ug/l	16	16	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,0	&
Tin	ug/l	16	16	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,0	&
Vanadium	ug/l	16	10	1	1	1	1,25	2,5	1,15	0,36	&
Zilver	ug/l	16	16	1	1	1	1	5 ¹⁾	1,25	0,97	&
Zink	ug/l	16	2	3	3,15	4,55	8,15	8,9	5,4	2,1	&
Beryllium	ug/l	16	16	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,00	&
Calcium	ug/l	16	0	93000	1E+05	175000	205000	240000	164563	41046	##
Kalium	mg/l	16	0	8,5	8,85	10	11	12	10,01	1,02	##
Magnesium	ug/l	16	0	19000	24000	28500	31000	31000	27813	3186	##
Strontium	ug/l	16	0	430	505	725	845	910	686	140	##
Sulfaat	mg/l	25	0	69	88,6	180	296	370	181	83	##
Chloride	mg/l	25	0	160	220	270	382	430	286	63	&
Natrium	mg/l	16	0	140	150	170	225	250	180	31	##
Acenafteen	ug/l	16	10	0,01	0,01	0,01	0,015	0,03	0,012	0,005	##
Antraceen	ug/l	16	16	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005	0,000	&
Benzo(a)antraceen	ug/l	16	16	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005	0,000	&
Benzo(a)pyreen	ug/l	16	16	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005	0,000	&
Benzo(b)fluorantheen	ug/l	16	16	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005	0,000	&
Benzo(ghi)peryleen	ug/l	16	16	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005	0,000	&
Benzo(k)fluorantheen	ug/l	16	16	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005	0,000	&
Chryseen	ug/l	16	16	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005	0,000	&
Dibenzo(a,h)antraceen	ug/l	16	16	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005	0,000	##

Parameter	Eenh.	Aantal metingen	Aant. < det.gr	MIN	P10	P50	P90	MAX	GEM	STD	Kwaliteit toetsing
Fenantreen	ug/l	16	4	0,005	0,005	0,0065	0,009	0,009	0,007	0,002	&
Fluorantheen	ug/l	16	11	0,005	0,005	0,005	0,006	0,008	0,005	0,001	&
Fluoreen	ug/l	16	15	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,010	0,000	##
Indeno(1,2,3-cd)pyreen	ug/l	16	16	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005	0,000	##
Naftaleen	ug/l	16	14	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,010	0,000	&
Pyreen	ug/l	16	16	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005	0,000	##
Minerale olie	ug/l	16	16	25	25	500	500	5000	603	1157	##
Ammonium	mg/l	25	8	0,1	0,1	0,15	0,284	0,4	0,17	0,08	&
Nitraat	mg/l	25	11	0,05	0,05	0,08	0,84	1,51	0,26	0,37	##
Nitriet	mg/l	25	17	0,02	0,02	0,02	0,03	0,04	0,02	0,01	##
Som nitraat en nitriet	mg/l	25	10	0,05	0,05	0,1	0,86	1,5	0,27	0,37	##
Stikstof Kjeldahl	mg/l	25	0	0,83	1	1,3	1,66	1,9	1,29	0,26	##
Stikstof totaal	mg/l	25	0	1,05	1,166	1,55	1,936	2,6	1,56	0,36	&
Fosfaat	mg/l	25	8	0,01	0,01	0,03	0,108	0,21	0,04	0,05	##
Fosfor totaal	mg/l	25	1	0,04	0,054	0,13	0,242	0,36	0,15	0,08	X
Chlorofyl-a	ug/l	6	0	20	25	35	70	90	43,33	22,85	##
Feofytine a	ug/l	6	0	10	15	20	35	40	23,33	9,43	##
Temperatuur	oC	25	0	2,9	4,84	11,9	21,24	23,1	12,3	6,3	##
Doorzicht	cm	25	8	50	52	80	106	110	81	20	##
Kleur	DIMSLS	25	0	20	20	60	96	140	64	32	##
Zuurgraad	DIMSLS	25	0	7,56	7,64	7,82	8,022	8,12	7,83	0,15	##
Zuurstof	mg/l	25	0	3	5,56	8,3	12,1	13,5	8,32	2,60	##
Zuurstofww	%	25	0	5,3	50,8	75	102	113	74,17	23,81	
BZV 5dgn	mg/l	25	0	17	25,4	30	35,6	42	30,36	4,92	##
CZV	mg/l	16	5	5	5	8,5	16	21	9,81	4,86	##
Gloeirest	%	11	0	29	32	50	62	78	50,82	13,22	##
Geleidendheid	mS/m	25	0	113,6	150,8	177,9	199,4	208	175,44	23,26	##
koolstof organisch	mg/l	16	0	7,9	8,15	9,15	10,5	11	9,29	0,88	##
Escherichia coli	n/dl	10	4	15	15	15	69,3	144	36	39	&
Intestinale enterococci	n/dl	10	5	15	15	15	111,4	124	35	41	&

Toelichting kwaliteitstoetsing

& voldoet aan norm

niet getoetst of geen toetswaarde(n)

Bijlage 6: Waterbodembodemkwaliteit in Almere

Deze bijlage bevat gegevens over de waterbodembodemkwaliteit in Almere. De gegevens zijn ontleend aan de 'Waterbodembodemkwaliteitskaart beheergebied Waterschap Zuiderzeeland, mei 2013'.

Tabel B6.1
Waterbodembodemkwaliteit
stedelijk water Almere

STEDELIJK WATER ALMERE

Stof	Aantal	Rekenkundig gemiddelde	Lognormaal gemiddelde	P25	P50	P75	P80	P90	P95	Bodemtype correctie	Eenheid
Arseen	75	21,75	20,05	17,13	19,41	23,41	25,12	30,37	36,88	0,88	mg / kg.ds
Cadmium	75	0,33	0,28	0,22	0,28	0,35	0,40	0,56	0,69	0,90	mg / kg.ds
Chroom	75	32,74	31,53	28,42	31,97	36,70	37,89	42,15	43,81	0,84	mg / kg.ds
Koper	75	18,14	15,85	12,94	16,47	20,00	21,18	25,89	34,47	0,85	mg / kg.ds
Kwik	75	0,06	0,05	0,04	0,06	0,07	0,07	0,08	0,09	0,91	mg / kg.ds
Lood	75	34,16	27,86	20,13	25,73	38,59	41,39	61,74	85,68	0,89	mg / kg.ds
Nikkel	75	26,06	25,12	23,14	25,71	29,56	29,82	31,62	33,80	0,78	mg / kg.ds
Zink	75	149,27	121,28	88,39	115,82	164,58	213,35	299,90	371,83	0,82	mg / kg.ds
Barium	75	84,46	80,52	73,39	81,40	99,42	103,02	107,56	117,16	0,75	mg / kg.ds
Kobalt	75	9,19	8,76	8,31	9,23	10,35	10,58	11,29	12,17	0,76	mg / kg.ds
Molybdeen	75	0,73	0,66	0,57	0,68	0,84	0,91	1,06	1,33	1,00	mg / kg.ds
PAK (10)	75	0,82	0,31	0,08	0,31	1,11	1,30	2,01	3,00	1,00	mg / kg.ds
Minerale olie	75	208,73	145,97	91,29	125,53	251,06	269,32	463,32	700,68	0,88	mg / kg.ds
PCB (7)	75	0,001	0,001	<det	<det	<det	<det	0,001	0,002	0,88	mg / kg.ds
Som Organotin	0										mg Sn / kg.ds
Lutum	75	17,23	16,29	15,25	17,50	19,30	19,46	21,00	24,19	1,00	%
Humus	75	8,76	8,26	6,87	8,57	10,46	11,00	12,69	12,96	1,00	%

Tabel B6.2 Waterbodembodemkwaliteit stedelijk water binnen 250 meter van de hemelwateruitlaat

STEDELIJK WATER BINNEN 250 METER AFSTAND VAN HEMELWATERUITLAAT

Stof	Aantal	Rekenkundig gemiddelde	Lognormaal gemiddelde	P25	P50	P75	P80	P90	P95	Bodemtype correctie	Eenheid
Arseen	139	19,33	17,52	14,20	18,94	22,49	23,67	27,22	31,01	0,84	mg / kg.ds
Cadmium	139	0,36	0,29	0,21	0,26	0,36	0,43	0,63	0,86	0,87	mg / kg.ds
Chroom	139	31,73	30,55	26,06	31,02	35,98	37,72	40,94	45,91	0,81	mg / kg.ds
Koper	139	17,86	15,73	12,31	16,00	19,69	22,15	27,08	35,82	0,81	mg / kg.ds
Kwik	139	0,07	0,06	0,05	0,06	0,07	0,08	0,09	0,14	0,88	mg / kg.ds
Lood	139	34,50	28,61	20,75	25,36	40,34	46,10	64,77	85,52	0,87	mg / kg.ds
Nikkel	139	25,40	24,56	22,14	24,90	29,05	29,05	33,20	34,59	0,72	mg / kg.ds
Zink	139	160,29	130,46	88,97	121,21	206,31	232,10	332,68	393,28	0,78	mg / kg.ds
Barium	137	99,93	93,37	75,68	91,69	114,98	117,60	152,82	167,38	0,69	mg / kg.ds
Kobalt	137	9,02	8,66	7,88	9,02	10,17	10,71	11,60	12,32	0,70	mg / kg.ds
Molybdeen	137	0,69	0,61	0,46	0,63	0,80	0,87	1,00	1,20	1,00	mg / kg.ds
PAK (10)	139	0,96	0,26	0,06	0,23	1,10	1,34	2,48	4,56	1,00	mg / kg.ds
Minerale olie	139	212,66	144,12	82,83	130,16	254,41	300,56	494,62	713,53	0,85	mg / kg.ds
PCB (7)	138	0,003	0,001	<det	<det	<det	0,001	0,004	0,010	0,85	mg / kg.ds
Som Organotin	2	0,005	0,004	0,000	0,003	0,005	0,006	0,007	0,007	0,85	mg Sn / kg.ds
Lutum	139	15,30	14,40	12,00	15,00	18,20	18,78	20,42	24,13	1,00	%
Humus	139	8,45	7,77	6,00	7,91	10,29	10,85	12,96	15,19	1,00	%

STEDELIJK WATER OP MEER DAN 250 METER AFSTAND VAN HEMELWATERUITLAAT

Stof	Aantal	Rekenkundig gemiddelde	Lognormaal gemiddelde	P25	P50	P75	P80	P90	P95	Bodemtype correctie	Eenheid
Arseen	30	16,89	15,59	11,24	16,23	18,93	22,12	27,64	29,63	0,83	mg / kg.ds
Cadmium	30	0,28	0,26	0,21	0,24	0,32	0,34	0,46	0,49	0,88	mg / kg.ds
Chroom	30	32,64	31,29	27,59	30,51	38,95	40,25	43,24	50,32	0,77	mg / kg.ds
Koper	30	14,12	13,27	9,69	13,80	18,51	18,82	20,20	22,02	0,80	mg / kg.ds
Kwik	30	0,06	0,05	0,05	0,05	0,07	0,07	0,09	0,12	0,87	mg / kg.ds
Lood	30	22,20	20,75	15,47	19,26	26,85	27,55	32,68	37,82	0,86	mg / kg.ds
Nikkel	30	25,26	24,57	20,85	25,31	29,78	31,27	31,57	34,25	0,67	mg / kg.ds
Zink	30	90,26	84,11	62,97	77,71	108,53	124,34	147,38	151,07	0,75	mg / kg.ds
Barium	29	121,66	105,58	74,69	90,58	155,74	157,33	192,29	235,20	0,63	mg / kg.ds
Kobalt	29	8,95	8,68	7,00	9,34	10,43	10,80	11,64	12,14	0,64	mg / kg.ds
Molybdeen	29	0,69	0,58	0,36	0,57	0,71	0,76	0,89	1,06	1,00	mg / kg.ds
PAK (10)	30	0,64	0,24	0,08	0,21	0,82	0,96	1,72	2,20	1,00	mg / kg.ds
Minerale olie	30	95,67	75,36	42,95	69,79	142,27	161,06	197,56	242,12	0,93	mg / kg.ds
PCB (7)	29	0,001	0,001	<det	<det	<det	<det	0,001	0,001	0,93	mg / kg.ds
Som Organotin	3	0,071	0,039	0,041	0,076	0,104	0,109	0,120	0,126	0,93	mg Sn / kg.ds
Lutum	30	13,51	12,73	9,83	13,20	17,43	17,88	18,92	19,93	1,00	%
Humus	30	9,31	8,59	6,78	8,74	12,03	12,72	13,50	15,83	1,00	%

Statistische kengetallen hoger dan de Achtergrondwaarde (AW) zijn in een lichtgeel kader weergegeven

Statistische kengetallen hoger dan de Maximale waarde voor Wonen zijn in een donkergeel kader weergegeven

Statistische kengetallen die hoger zijn dan de Maximale waarde voor Industrie (maar wel voldoen aan GBT-norm voor minerale olie) zijn in een oranje kader weergegeven

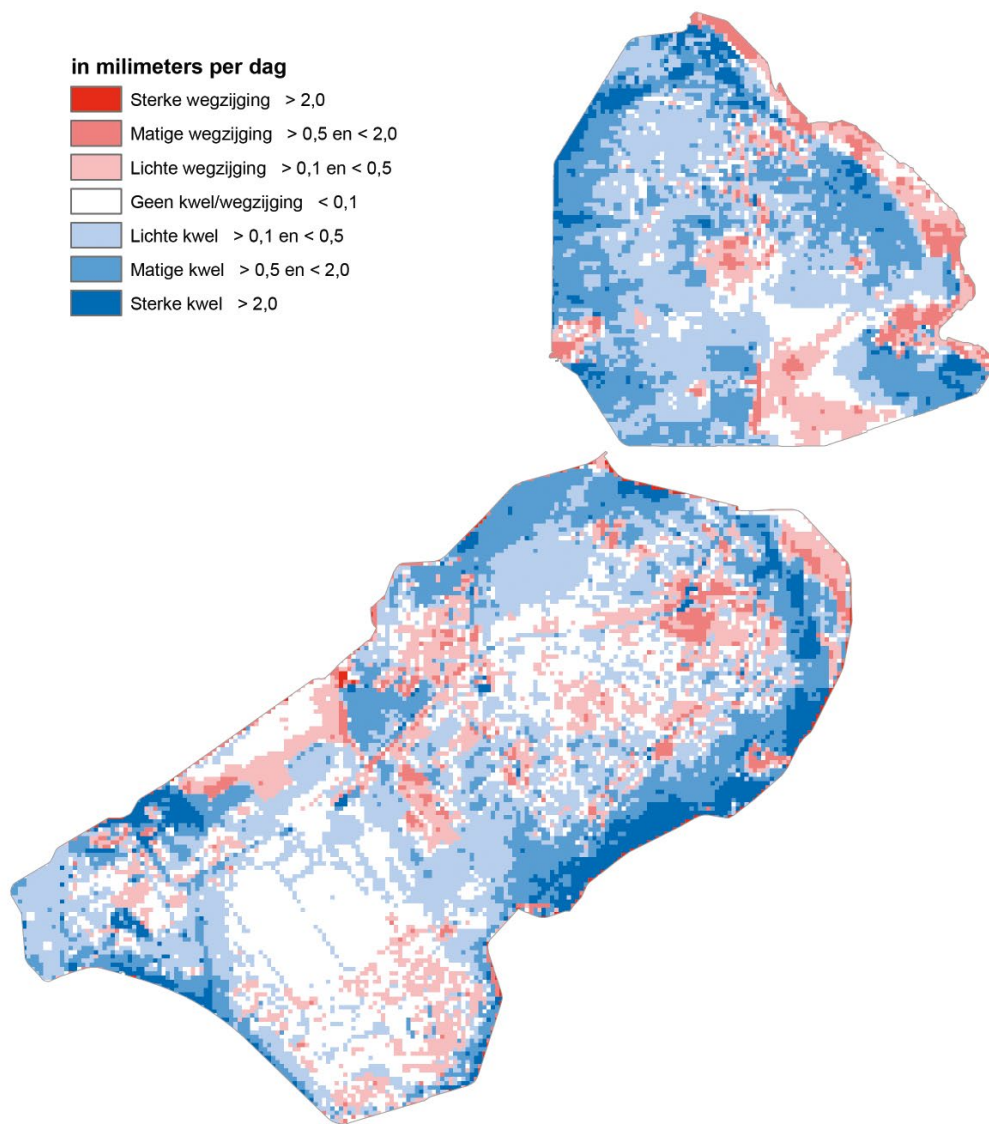
Statistische kengetallen hoger dan de Maximale waarde voor Industrie die tevens niet voldoen aan de GBT-norm zijn in een rood kader weergegeven

**Tabel B6.3 Waterbodembodemkwaliteit
stedelijk water op meer dan
250 meter van de hemelwater-
uitlaat**

Bijlage 7: Kwelkaart Flevopolders

bron: Waterbeheerplan
Waterschap Zuiderzeeland
2016-2021

in millimeters per dag



STOWA en Stichting RIONED in het kort

Stichting RIONED is de koepelorganisatie voor de riolering en het stedelijk waterbeheer in Nederland. In RIONED participeren alle partijen die bij de rioleringszorg betrokken zijn: overheden (gemeenten, waterschappen, rijk en provincies), bedrijven (leveranciers, adviesbureaus, inspectiebedrijven en aannemers) en onderwijsinstellingen. De belangrijkste taak van Stichting RIONED is het beschikbaar stellen van kennis aan de vakwereld. Dit doet RIONED door onderzoek, het bundelen van bestaande kennis en het op vele manieren informeren en bij elkaar brengen van professionals.

STOWA is het kenniscentrum van de regionale waterbeheerders (veelal de waterschappen) in Nederland. STOWA ontwikkelt, vergaart, verspreidt en implementeert toegepaste kennis die de waterbeheerders nodig hebben om de opgaven waar zij in hun werk voor staan, goed uit te voeren. Deze kennis kan liggen op toegepast technisch, natuurwetenschappelijk, bestuurlijk-juridisch of sociaalwetenschappelijk gebied.

© 2016 Stichting RIONED en STOWA

Teksten en figuren uit dit rapport mogen alleen worden overgenomen met bronvermelding.

Disclaimer

Deze uitgave is met de grootst mogelijke zorg samengesteld. Niettemin aanvaarden de auteurs en de uitgever geen enkele aansprakelijkheid voor mogelijke onjuistheden of eventuele gevolgen door toepassing van de inhoud van deze publicatie.

auteurs

Jeroen Langeveld, Erik Liefthing en Rémy Schilperoort, Partners4UrbanWater

tekstadvies

Karlijn Kunst

omslagfoto

Ingeborg Baars, Gemeente Almere

begeleidingscommissie

Ingeborg Baars, Gemeente Almere

Ton Beenen, Stichting RIONED

Arjo Hof, Gemeente Almere

Melanie Kuiper, Waterschap Zuiderzeeland

Henk Nijhof, Waterschap Zuiderzeeland

Bert Palsma, STOWA

vormgeving

Jelle de Gruyter, gaw ontwerp+communicatie b.v., Wageningen

druk

Drukkerij Modern b.v., Bennekom

rapportnummer

2016-05B

isbn/ean

978 90 5773 714 5



Frits Huis, Gemeente Almere: Het gescheiden rioolstelsel van Almere leverde als onderzoeksgebied resultaten die zowel landelijk als internationaal van belang zijn. Op lokaal niveau kunnen wij de Almeerder meer inzicht bieden om gezamenlijk met het waterschap de maatschappelijke middelen kosteneffectief in te zetten voor verbetering van de kwaliteit van het oppervlaktewater.

Lida Schelwald-Van der Kley, Waterschap Zuiderzeeland: De schat aan kennis uit het onderzoek levert duidelijke aanbevelingen over de effectiviteit van investeringen ter verbetering van de waterkwaliteit. Maatregelen zoals het opsporen en verhelpen van foutaansluitingen en meer frequente reiniging van kolken zijn nuttige maatregelen die de water- en waterbodemkwaliteit verbeteren.

ISBN/EAN 978 90 5773 714 5