2017 32



stowa

Stichting

RIONED

Samenvatting proefschrift Petra van Daal-Rombouts

Evaluatie van sturing in stedelijke afvalwatersystemen

Samenvatting proefschrift Petra van Daal-Rombouts

Evaluatie van sturing in stedelijke afvalwatersystemen

Voorwoord

Dit is de Nederlandstalige samenvatting van het proefschrift *'Performance evaluation of real time control in urban wastewater systems'* van Petra van Daal-Rombouts. Met haar promotie op 22 september 2017 is zij de vierde om een promotieonderzoek met succes af te ronden binnen het Kennisprogramma Urban Drainage. Dit door de afvalwatersector gefinancierde meerjarig onderzoeksprogramma levert wetenschappelijke kennis voor belangrijke vraagstukken én wetenschappelijk geschoolde vakkrachten voor stedelijk waterbeheer.

Petra ontwikkelde een methodiek voor evaluatie van het nut van realtimecontrol (RTC) in stedelijke afvalwatersystemen en paste deze methodiek toe in de regio Eindhoven. Doel van de sturing is een betere kwaliteit van het ontvangend oppervlaktewater door naar het gehele afvalwatersysteem te kijken. Uit de evaluatie blijkt dat RTC het overstortingsvolume op rwzi Eindhoven beperkt met 33% zonder dat de overige overstorten meer lozen en blijken de ammoniumpieken in het effluent door de sturing tijdens buien 20% minder.

Het onderzoek laat zien dat met behulp van RTC aanzienlijke winst is te behalen in het functioneren van afvalwatersystemen. De belangrijkste voorwaarde voor een succesvolle optimalisatie is inzicht in het werkelijke functioneren van het riolerings-, zuiverings- en oppervlaktewatersysteem. Hiervoor zijn gerichte metingen en een gevalideerd model van het afvalwatersysteem onontbeerlijk.

De voorliggende samenvatting presenteert de voor de praktijk meest relevante resultaten van het uitgevoerde promotieonderzoek. Het proefschrift met de detailinformatie en de wetenschappelijke onderbouwing van de resultaten kunt u via http://repository.tudelft.nl/ vrij downloaden.

Wij wensen u veel leesplezier en inspiratie toe.

Hugo Gastkemper, Stichting RIONED
Joost Buntsma, STOWA

September 2017

Inhoud

1 Inleiding 7
1.1 Aanleiding 7
1.2 Uitdagingen 8
1.3 Doel onderzoek en samenvatting 8
1.4 Leeswijzer 8

2 Beschrijving functioneren riolering aan de randen 9
2.1 Overstortrelaties afleiden met computational fluid dynamics (CFD) 9
2.2 Overstortingsgedrag modelleren met bakmodellen 11
2.3 Influentkwaliteit modelleren 14

3 Evaluatiemethode 17
3.1 Methode 17
3.2 Casus 18

4 Voorbeelden systeembrede sturing 21
4.1 Afvalwatersysteem Eindhoven 21
4.2 Optimalisatie regenlijn 22
4.3 Optimalisatie zuiveringslijnen 24

5 Conclusies en aanbevelingen 27
5.1 Conclusies 27
5.2 Aanbevelingen 27

Dankwoord 28

Literatuur 29

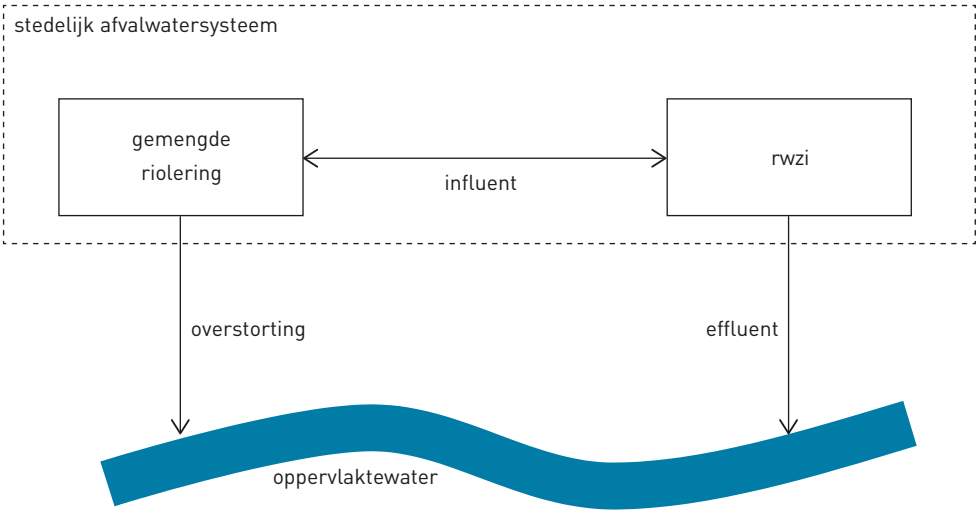
Wetenschappelijke publicaties over het onderzoek 30

Colofon 31

1 Inleiding

1.1 Aanleiding

Stedelijke afvalwatersystemen zijn sinds halverwege de negentiende eeuw aangelegd om de volksgezondheid te beschermen *(Van Zon, 1986)*. Ze zijn ontworpen om afvalwater te verzamelen, uit bevolkte gebieden te transporteren en te zuiveren. In figuur 1.1 ziet u een voorbeeld van een stedelijk afvalwatersysteem. Het gros van de bestaande systemen omvat een gemengde riolering en een rioolwaterzuiveringsinrichting (rwzi). Lozingen vanuit een stedelijk afvalwatersysteem (overstortingen van de riolering en effluent van de rwzi) komen terecht in het ontvangende oppervlaktewater. Het ontvangende water is hierdoor nauw verbonden met het stedelijke afvalwatersysteem, maar het maakt er geen direct onderdeel van uit.



Figuur 1.1 Stedelijk afvalwatersysteem met interacties tussen de componenten

De omstandigheden waaronder stedelijke afvalwatersystemen moeten functioneren, variëren in de tijd. Aan de ene kant verandert de belasting op het systeem door bijvoorbeeld stedelijke uitbreiding, vergaande verharding en intensere neerslag door klimaatverandering. Aan de andere kant veranderen de doelstellingen. Zo is behalve volksgezondheid nu ook de oppervlaktewaterkwaliteit van belang *(Zabel et al., 2001)* en is er groeiende aandacht voor het terugwinnen van energie en grondstoffen uit afvalwater.

Realtimecontrol (RTC)

Om stedelijke afvalwatersystemen te laten voldoen aan de eisen die op dat moment gelden, is flexibiliteit nodig. Maar de inrichting van riolering en rwzi's is verre van flexibel; veel onderdelen zijn slecht bereikbaar, bestaan uit zware civiele kunstwerken, hebben een lange levensduur en zijn kostbaar *(Stichting RIONED, 2016)*. Flexibiliteit is dus moeilijk te bereiken door fysieke aanpassingen. Een andere mogelijkheid is het gebruik van het systeem te flexibiliseren. Door realtimemetingen te gebruiken, is de aansturing van het stedelijke afvalwatersysteem aan te passen naar de meest gunstige instellingen voor dat moment. Dit heet ook wel realtimecontrol (RTC). De doelen van RTC kunnen in de loop van de jaren veranderen, maar RTC kan ook tegelijkertijd verschillende doelen dienen met eigen instellingen voor bijvoorbeeld droge en natte omstandigheden.

Op kleine schaal wordt RTC al veel toegepast in stedelijke afvalwatersystemen, van lokale regelingen om pompen aan te sturen tot het optimaliseren van het zuiveringsproces op rwzi's. Systeembrede sturing – het optimaliseren van de riolering en rwzi samen – komt veel minder vaak voor. Wel blijkt uit de wetenschappelijke literatuur naar systeembrede sturing dat er een groot vertrouwen is in het vermogen om met RTC het functioneren van het stedelijke afvalwatersysteem te verbeteren.

1.2 Uitdagingen

Om RTC succesvol te kunnen toepassen – om het functioneren van stedelijke afvalwatersystemen naar de veranderende omstandigheden te optimaliseren – moeten beheerders kunnen vaststellen wat het effect van sturing is. Hiervoor is geen eenduidige methode beschikbaar. Ook blijkt het evalueren van de effectiviteit van RTC weinig prioriteit te hebben. Als al een evaluatie plaatsvindt, dan is over het algemeen de periode waarover wordt geëvalueerd te beperkt en worden onzekerheden genegeerd. Hierdoor is er nog geen sluitend bewijs beschikbaar voor de effectiviteit van RTC in stedelijke afvalwatersystemen.

Een andere uitdaging – voor RTC in stedelijke afvalwatersystemen in het algemeen en daarmee ook voor de evaluatie van het effect daarvan – is om het benodigde inzicht in het functioneren van het systeem te krijgen. Dit geldt voor zowel optimalisatie van de afzonderlijke componenten als systeembrede optimalisatie, waarbij de interacties tussen de componenten extra belangrijk worden. Daarvoor zijn goede beschrijvingen van het functioneren van een systeem aan de randen, met metingen of modellen als functie van de tijd, onontbeerlijk. Deze beschrijvingen zijn in de praktijk niet of nauwelijks voorhanden.

1.3 Doel onderzoek en samenvatting

De onderzoeksvraag die centraal staat in het promotieonderzoek van Petra van Daal-Rombouts is daarom: hoe is de effectiviteit van RTC in stedelijke afvalwatersystemen te bepalen?

Bij het beantwoorden van deze vraag is:

- Geprobeerd het functioneren van het stedelijke afvalwatersysteem aan de randen van de riolering te beschrijven en de onzekerheden te kwantificeren. Er is gekeken naar: het afleiden van overstortrelaties voor gebruik met lokale waterstandmetingen, het modelleren van overstortingsgedrag (aantal overstortingen en overstortingsvolume) met bakmodellen en het modelleren van de influentkwaliteit aan de hand van metingen van de influentkwantiteit.
- Een methodiek voorgesteld om het effect van RTC te evalueren. De methodiek is op een casus toegepast, waarbij het belang van een representatieve evaluatieperiode met een onzekerheidsanalyse is onderzocht.
- Praktijkervaring opgedaan met RTC in het afvalwatersysteem van Eindhoven. Hier zijn twee systeembrede regelingen ontworpen en ingevoerd. Deze regelingen zijn geëvalueerd aan de hand van de voorgestelde methodiek.

Samenvatting

Deze samenvatting presenteert de voor de praktijk meest relevante resultaten van het promotieonderzoek. Detailinformatie en de wetenschappelijke onderbouwing van de gepresenteerde resultaten vindt u in het proefschrift, dat digitaal vrij verkrijgbaar is in de repository van de TU Delft (http://repository.tudelft.nl/).

1.4 Leeswijzer

Hoofdstuk 2 gaat in op het functioneren van de riolering aan haar randen naar het oppervlaktewater en de rwzi.
Hoofdstuk 3 beschrijft de voorgestelde methodiek om het effect van RTC in stedelijke afvalwatersystemen te evalueren en de casus.
Hoofdstuk 4 beschrijft praktijkvoorbeelden van sturing in het afvalwatersysteem van Eindhoven.
Hoofdstuk 5 bevat conclusies en aanbevelingen.

2 Beschrijving functioneren riolering aan de randen

2.1 Overstortrelaties afleiden met computational fluid dynamics (CFD)

De meest bepalende elementen in het functioneren van een rioolstelsel tijdens hevige neerslag zijn de overstorten. Deze dienen als nooduitlaat om wateroverlast te voorkomen als de bergingscapaciteit van het rioolstelsel onvoldoende is. Tegenwoordig monitoren niveaumeters vaak het overstortingsgedrag. Uit deze gegevens leidt men af of een overstorting heeft plaatsgevonden en vaak ook hoeveel water is overgestort. Het eerste doel is terecht, het tweede meestal niet omdat grote onzekerheden optreden bij de omrekening van gemeten waterstanden naar debieten en volumes. Bij het berekenen van de overstortende hoeveelheid wordt namelijk meestal de standaardvergelijking voor een korte, volkomen overlaat (overstortdrempel) gebruikt. Deze vergelijking is alleen geldig onder gunstige omstandigheden waaraan in de praktijk een overstort vrijwel nooit voldoet. Denk aan vrije uitstroom, nette kelder- en drempelgeometrie en ver genoeg bovenstrooms van de drempel meten. Daarnaast geeft een enkele niveaumeting weinig inzicht in het hydraulisch functioneren van een overstort.

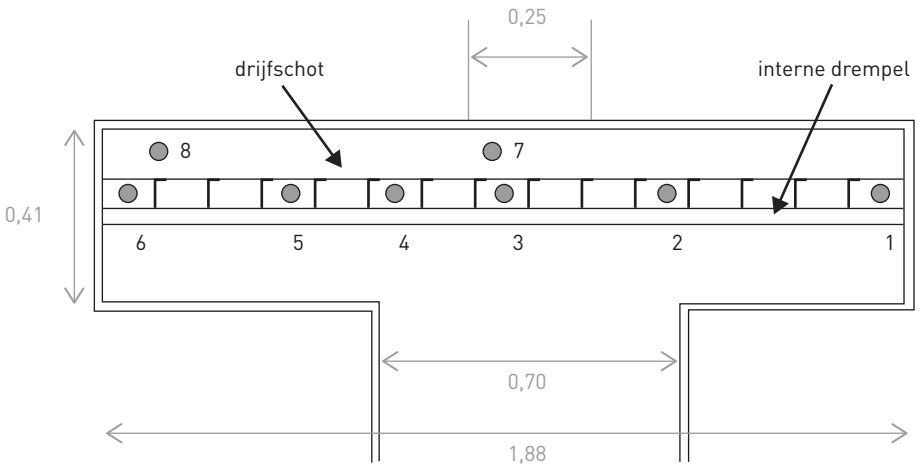
Van simulaties met computational fluid dynamics (CFD) wordt wel geclaimd dat deze 3D-stromingen in complexe structuren kunnen beschrijven. In dit onderzoek is gekeken naar de toepasbaarheid van ongeverifieerde CFD-berekeningen bij overstorten met een specifieke keldergeometrie om:

- het hydraulisch gedrag te simuleren;
- overstortrelaties met een bekende onzekerheidsmarge af te leiden.

De toevoeging ‘ongeverifieerde’ voor CFD-berekeningen houdt in dat de simulaties zijn uitgevoerd onder de aanname dat er vooraf geen kennis was over het functioneren van de overstort en dat de modelparameters niet zijn gekalibreerd.

Schaalmodel en CFD-model

Voor het onderzoek is een schaalmodel gebruikt van de interne drempel van een bergbezinkbassin in Eindhoven. Vanuit hydraulisch oogpunt heeft de kelder een afwijkende geometrie door de langgerekte vorm. In figuur 2.1 ziet u een bovenaanzicht van het schaalmodel met afmetingen en locaties van niveaumetingen. Aan de hand van experimenten is het hydraulisch gedrag van het schaalmodel onder een reeks van omstandigheden bestudeerd. Een computermodel, identiek aan het schaalmodel, is onderworpen aan dezelfde experimenten in CFD-simulaties.



Figuur 2.1 Bovenaanzicht schaalmodel interne drempel en overstortkelder

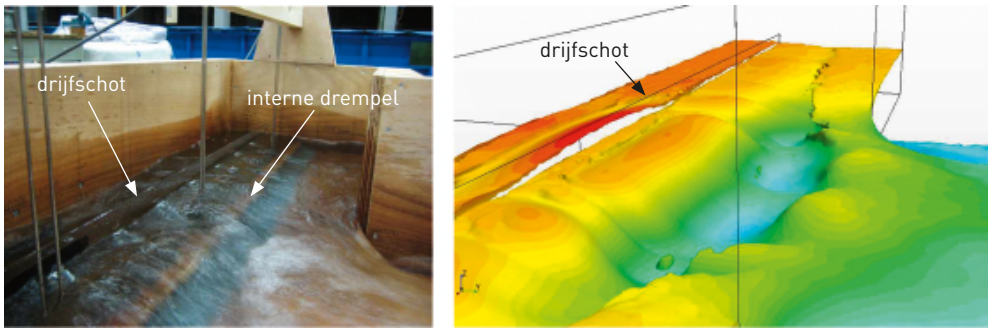
De genummerde cirkels zijn waterniveaumetingen. De stroomrichting is van boven naar beneden.

Alle afmetingen zijn in meters.

Resultaten

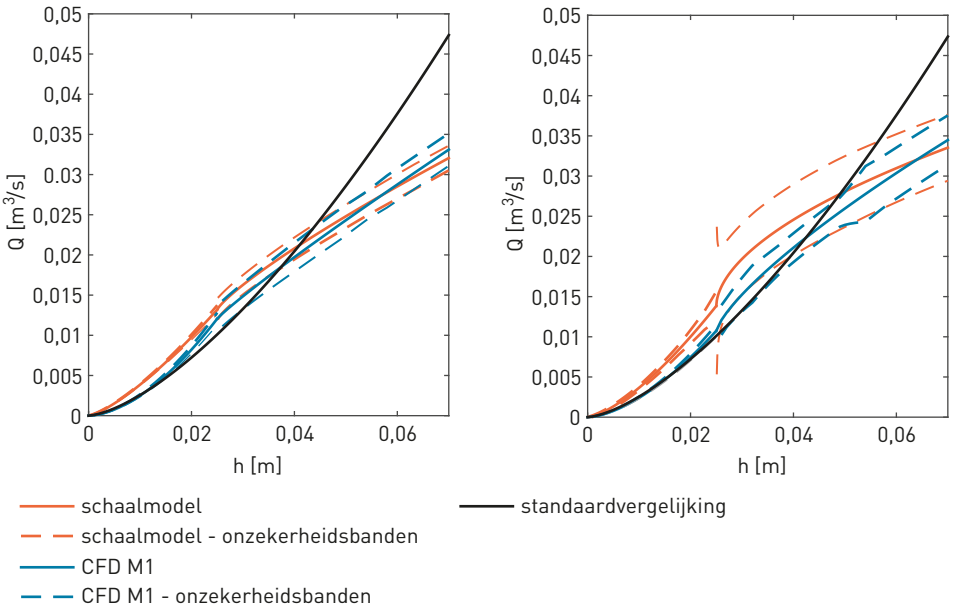
In figuur 2.2 ziet u een foto van het wateroppervlak in het schaalmodel en de bijbehorende berekende vrije waterspiegel uit de CFD-berekeningen. Hieraan is te zien dat de simulaties het hydraulisch gedrag van de stroming over de drempel en in de kelder, althans optisch, goed kunnen bepalen.

Figuur 2.2 Foto wateroppervlak in schaalmodel bij een stroming van 0,024 m3/s (links) en de bijbehorende berekende vrije waterspiegel uit de CFD-berekeningen (rechts)



Uit de experimenten blijkt verder dat het hydraulisch gedrag duidelijk verandert. Tot een waterniveau boven de overstortdrempel van minder dan 2,5 cm is de stroming niet verstoord. Bij een waterniveau groter dan 2,5 cm boven de overstortdrempel wordt de stroming opgestuwd door de keldergeometrie en raakt wel verstoord. De invloed van de keldergeometrie is ook goed zichtbaar in de kromming van de afgeleide overstortrelaties in figuur 2.3, die de relaties voor meetlocaties 1 en 3 uit figuur 2.1 weergeeft. Om de overstortrelaties goed bij de metingen te laten aansluiten, zijn voor elke locatie twee afzonderlijke relaties gefit: een waarbij de stroming niet verstoord is en een waarbij de stroming wel verstoord is. Figuur 2.3 geeft ook het verloop van de standaardvergelijking weer.

Figuur 2.3 Afgeleide overstortrelaties uit de schaalmodelexperimenten en CFD-simulaties voor meetlocaties 1 (links) en 3 (rechts) met 95%-onzekerheidsmarges



h = hoogte van de overstortende straal

Q = overstortend debiet

Voor h ≤ 0,025 m is de stroming niet verstoord, voor h > 0,025 m wel

Vergelijking overstortrelaties

De overstortrelaties afgeleid uit de CFD-berekeningen en de standaardvergelijking zijn vergeleken met de relaties afgeleid uit de experimenten met het schaalmodel. Hieruit blijkt dat:

- als de keldergeometrie geen bepalende rol speelt, de met CFD afgeleide relaties het overstortende debiet ongeveer net zo goed bepalen als de standaardvergelijking;
- als de keldergeometrie wel een bepalende rol speelt, de met CFD afgeleide relaties het overstortende debiet met een afwijking van minder dan 10% beschrijven. De standaard overstortvergelijking is hier niet meer van toepassing.

Als de keldergeometrie een bepalende rol speelt in de stroming bij een overstort, zijn ongeverifieerde CFD-berekingen dus toepasbaar om een overstortvergelijking met een nauwkeurigheid van circa 10% te bepalen.

Optimale meetlocatie
Tot slot geeft figuur 2.3 nog een indicatie van de invloed van de sensorlocatie op de nauwkeurigheid van het te bepalen debiet aan de hand van een niveaumeting. In figuur 2.2 is al te zien dat het wateroppervlak midden tussen de in- en uitstroomopening (meetlocatie 3) veel onrustiger is dan aan de randen (meetlocaties 1 en 6). Dit is duidelijk terug te zien in de breedte van de onzekerheidsmarges voor de afgeleide relaties voor zowel de schaalmodel- als de CFD-berekeningen: voor beide smaller bij locatie 1 en breder bij locatie 3. De vergelijkbare breedte van de onzekerheidsmarges laat nogmaals zien dat de CFD-berekeningen het hydraulische gedrag goed beschrijven en daarmee geschikt zijn voor het bepalen van de optimale meetlocatie.

2.2 Overstortingsgedrag modelleren met bakmodellen

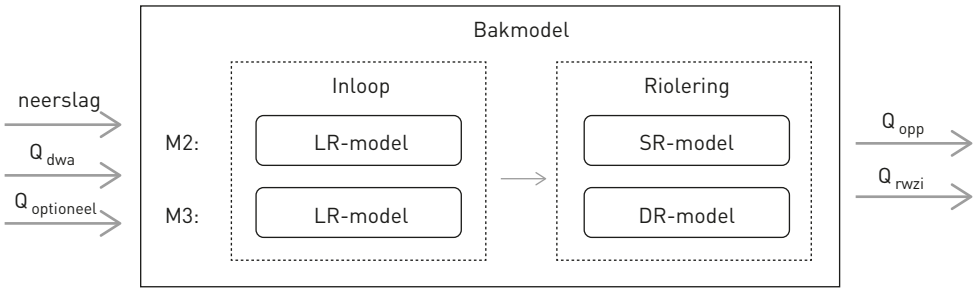
Volledig hydrodynamische rioleringsmodellen berekenen de waterstromen in de riolering op put-strengniveau en worden gezien als de beste modellen om rioleringsberekeningen mee uit te voeren. Om nauwkeurige resultaten op te leveren, moeten deze modellen gekalibreerd worden. Dit is gespecialiseerd en tijdrovend werk dat in de praktijk lang niet altijd wordt uitgevoerd. Bovendien is de overdraagbaarheid van kalibratieparameters tussen buien klein *(Korving, 2004)*. Daarnaast zijn berekeningen met volledig hydrodynamische modellen nog steeds relatief traag, waardoor het analyseren van scenario's of doorrekenen van lange perioden leidt tot lange rekentijden.

Kijkend naar de toepassing van RTC in het stedelijke afvalwatersysteem zijn het functioneren van de riolering bij de overstorten en de afvoer naar de rwzi het belangrijkst. Het detailfunctioneren in het stelsel zelf is minder interessant. En omdat naar gebieden wordt gekeken met mogelijk meerdere rioolstelsels gekoppeld aan zuiverings- en/of oppervlaktewatermodellen, is ook de rekentijd van belang.

Een manier om de rekentijd te beperken en het functioneren van de riolering bij de overstorten en de afvoer naar de rwzi te modelleren, is de volledig hydrodynamische modellen te vereenvoudigen tot bakmodellen. In dit onderzoek is gekeken naar gekalibreerde bakmodellen om typisch Nederlandse gemengde riolering te modelleren: vermaasde stelsels met een gepompte afvoer naar een rwzi. Drie verschillende bakmodellen zijn ontworpen en gekalibreerd voor twee rioolstelsels, Loenen en Waalre. Het functioneren van de bakmodellen is onderling vergeleken en met het functioneren van de bijbehorende gevalideerde volledig hydrodynamische modellen. Deze samenvatting belicht twee van de drie bakmodellen (M2 en M3).

Opzet bakmodellen
In figuur 2.4 ziet u een schematische opzet van de bakmodellen. De modellen zetten de invoer van neerslag, droogweerafvoer (Q_{dwa}) en mogelijke aanvullende bronnen ($Q_{optioneel}$) om in de afvoer naar het oppervlaktewater (Q_{opp}) en de rwzi (Q_{rwzi}). Beide modellen gebruiken een lineair reservoirafvoermodel om de inloop naar de riolering te modelleren. Voor model M2 is aanvullend een statisch reservoirmodel toegepast om de riolering te modelleren. Dit statische reservoirmodel bestaat uit een bassin voor de berging van het hele rioolstelsel (beschreven door de statische bergingshoogtekromme), met een pomp om de berging te ledigen en een overstort. Model M3 lijkt op model M2, maar bij M3 is een gedetailleerder dynamisch reservoirmodel gebruikt om de riolering te modelleren. In dit model zijn eigenschappen opgenomen die zijn afgeleid uit berekeningen met de volledig hydrodynamische modellen, om meer rekening te houden met het dynamische gedrag van rioolstelsels tijdens neerslag.

Figuur 2.4 Twee bakmodellen (M2 en M3) zetten invoer om in afvoer naar oppervlaktewater (Q_{opp}) en rwzi (Q_{rwzi})



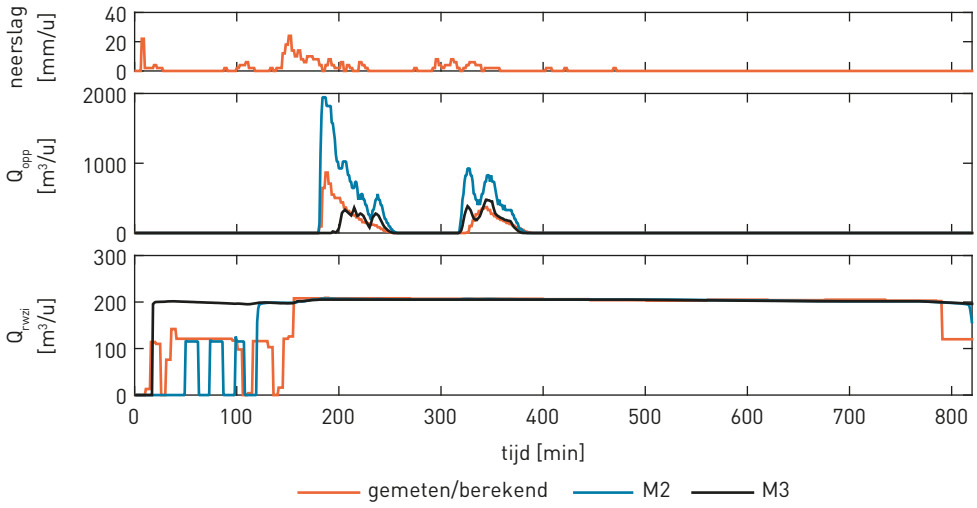
LR = lineair reservoir, SR = statisch reservoir, DR = dynamisch reservoir.

Voor beide bakmodellen zijn de parameters van het lineaire reservoirmodel gekalibreerd, waarbij gemeten neerslag en waterniveaus in de stelsels zijn gebruikt. Voor zowel Loenen als Waalre zijn zes buien beschikbaar voor kalibratie. De kalibratie is uitgevoerd volgens twee scenario's: alle buien afzonderlijk (1) en alle buien samen (2).

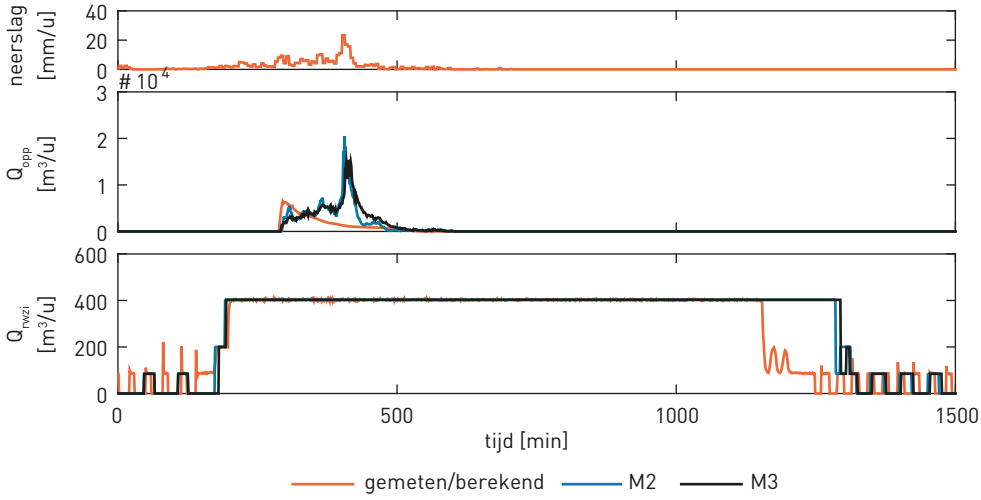
Resultaten kalibratie

In de figuren 2.5 (Loenen) en 2.6 (Waalre) ziet u de resultaten voor Q_{opp} en Q_{rwzi} voor een kalibratie op basis van een enkele bui. De dikke grijze lijn geeft het gemeten gedrag weer, de zwarte (stippel)lijnen geven het gemodelleerde gedrag weer. In figuur 2.5 is te zien dat de modellen in staat zijn het overstortingsgedrag in Q_{opp} (twee pieken met beperkte duur) te reproduceren. Voor figuur 2.6 wijken de modelresultaten voor Q_{opp} wat meer af van de metingen.

Figuur 2.5 Kalibratieresultaat voor afvoer naar oppervlaktewater en rwzi voor Loenen voor bui op 27 augustus 2001



Figuur 2.6 Kalibratieresultaat voor afvoer naar oppervlaktewater en rwzi voor Waalre voor bui op 14 augustus 2011



Overstortingsgedrag bepalen

De bruikbaarheid van de bakmodellen om het aantal overstortingen te bepalen, is uitgedrukt in het aantal false positives (FP) en false negatives (FN). Bij een FP vindt in de metingen geen overstorting plaats, maar in de modelresultaten wel. Bij een FN is dat precies andersom: in de metingen vindt wel een overstorting plaats, maar in de modelresultaten niet. In tabel 2.1 ziet u de resultaten voor de bakmodellen en de volledig hydrodynamische modellen. Model M3 presteert op basis hiervan het best voor Loenen, want bij M3 treden geen FP's of FN's op. Voor Waalre presteren modellen M2 en M3 vergelijkbaar.

Tabel 2.1 Bruikbaarheid modellen om overstortingen te simuleren: aantal false positives (FP) en false negatives (FN) voor alle modellen en scenario's

scenario	**1: individuele buien**		**2: alle buien samen**	
stelsel / model	totaal aantal FP	totaal aantal FN	totaal aantal FP	totaal aantal FN
Loenen				
M2	1	0	0	0
M3	0	0	0	0
hydrodynamisch	n.v.t.	n.v.t.	1	0
Waalre				
M2	0	1	1	0
M3	0	1	1	0
hydrodynamisch	n.v.t.	n.v.t.	0	0

De bruikbaarheid van de bakmodellen om het totale overstortvolume te bepalen, is uitgedrukt in de *root mean squared error* (RMSE als een maat voor de absolute afwijking tussen het modelresultaat en de metingen) voor de afvoer naar het oppervlaktewater V_{opp}. In tabel 2.2 ziet u de resultaten voor de bakmodellen en de volledig hydrodynamische modellen. Voor Loenen presteert model M3 weer duidelijk beter dan model M2. Voor Waalre presteert model M2 iets beter dan model M3.

Tabel 2.2 Bruikbaarheid modellen om totaal overstortend volume te simuleren: RMSE voor V_{opp} voor alle zes buien voor alle modellen en scenario's

scenario	**1: individuele buien**	**2: alle buien samen**
stelsel / model	RMSE V_{opp} [m^3]	RMSE V_{opp} [m^3]
Loenen		
M2	416	197
M3	57	145
hydrodynamisch	n.v.t.	661
Waalre		
M2	5.202	967
M3	5.398	1.480
hydrodynamisch	n.v.t.	2.658

Beide bakmodellen beschrijven het functioneren van de rioolstelsels bij de overstorten goed. Het verschil in de resultaten voor Loenen (M3 beter) en Waalre (M2 iets beter) lijkt voort te komen uit een verschil in kwaliteit van de (meet)gegevens voor het modelontwerp en de kalibratie. Voor Loenen is de kwaliteit erg hoog, waardoor gebruik van een gedetailleerder model meerwaarde heeft. Vooral de representativiteit van de neerslag is voor Waalre minder, zoals te zien is in de tijdverschuiving tussen de piek in de neerslag en de piek in de gemeten Q_{opp} in figuur 2.6. In dat geval rechtvaardigt de kwaliteit van de beschikbare informatie geen gedetailleerd bakmodel.

Vergelijk volledig hydrodynamische modellen

Kijkend naar het functioneren van de gekalibreerde bakmodellen en de gevalideerde maar niet-gekalibreerde volledig hydrodynamische modellen, blijken de bakmodellen het overstortingsgedrag beter te beschrijven. Voor het aantal overstortingen (zie tabel 2.1) zijn de resultaten vergelijkbaar. Voor het overstortvolume (zie tabel 2.2) zijn de bakmodellen duidelijk beter. Daarnaast is de rekentijd van de bakmodellen meer dan duizendmaal korter. Het gebruik van gekalibreerde bakmodellen om overstortingsgedrag te modelleren, is dus aan te bevelen boven het gebruik van niet-gekalibreerde volledig hydrodynamische modellen.

2.3 Influentkwaliteit modelleren

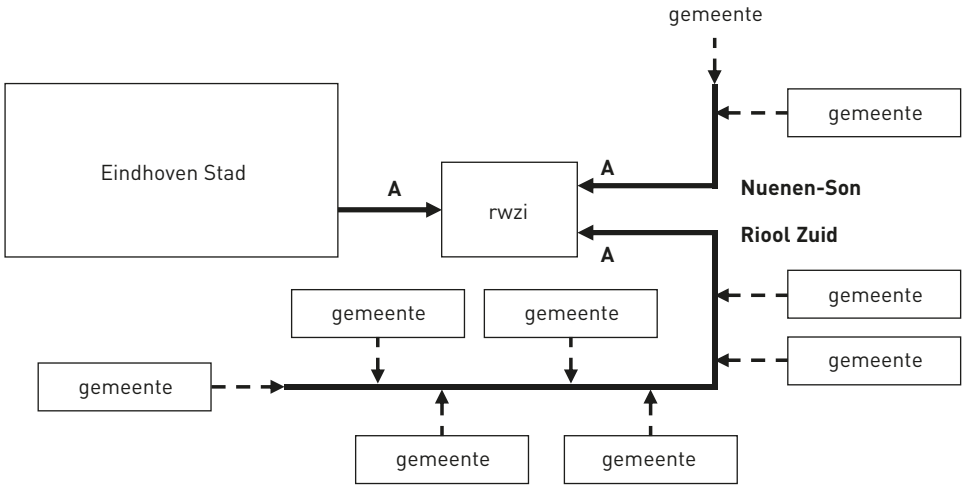
Bij droogweerafvoer (dwa) en niet te hevige hemelwaterafvoer (hwa) voert de riolering al het rioolwater af naar een rwzi. Op het moment dat de rwzi het rioolwater inneemt, heet dit influent. Om het functioneren van de riolering en de rwzi én de interacties tussen beide te begrijpen en te kunnen beïnvloeden, is inzicht nodig in de dynamiek en samenstelling van het influent. De influentkwantiteit (zoals waterniveaus en debieten) wordt standaard – meestal online – met een hoge frequente bemeten. De influentkwaliteit (zoals ammonium (NH_4), fosfaat, chemisch zuurstofverbruik (CZV) en zwevende stof) wordt over het algemeen bemeten met (24-uurs)bemonstering. Voor kwaliteitsmetingen vinden minder vaak hoogfrequente onlinemetingen plaats, omdat dit een stuk lastiger is. De apparatuur is duurder en vraagt om meer kennis en tijd voor installatie, kalibratie en onderhoud. Zelfs als deze metingen veel aandacht krijgen, is de meetopbrengst vaak beperkt ten opzichte van de kwantiteitsmetingen.

Voor het modelleren van rwzi's zijn lange, continue meetreeksen van de influentkwantiteit en -kwaliteit nodig. Voor kwantiteit zijn deze normaal gesproken voorhanden, voor kwaliteit niet of met beperkte bruikbaarheid. In dit onderzoek is daarom gekeken naar het modelleren van hoogfrequente influentkwaliteitsreeksen op basis van hoogfrequente influentkwantiteitsmetingen. Met een zogenaamd influentmodel zouden actuele kwaliteitsreeksen zijn af te leiden of gemeten kwaliteitsreeksen aan te vullen zodat deze bruikbaar zijn voor modellering.

Onderzoeksopzet

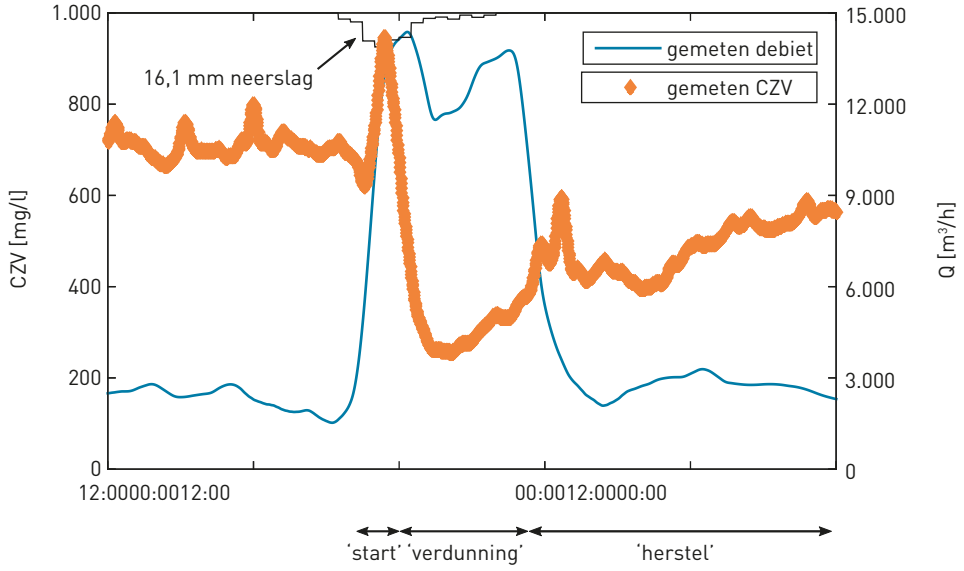
Dit onderzoek is uitgevoerd voor het afvalwatersysteem van Eindhoven (zie figuur 2.7). De rwzi Eindhoven zuivert het afvalwater vanuit drie afzonderlijke aanvoerstelsels: Eindhoven Stad en de transportriolen Nuenen-Son en Riool Zuid. In 2012 zijn in het influent van Eindhoven Stad en Riool Zuid hoogfrequente metingen uitgevoerd voor onder andere het waterniveau, het ingenomen debiet, NH_4 en CZV. De parameter NH_4 is karakteristiek voor opgeloste bestanddelen en CZV voor onopgeloste bestanddelen. De genoemde metingen zijn gebruikt om het influentmodel te ontwerpen, kalibreren en evalueren.

Figuur 2.7 Schema afvalwatersysteem Eindhoven



A = influentlocatie van de rwzi.

Het influentmodel beschrijft dus de influentkwaliteit op basis van de influentkwantiteit. Het is een empirisch model. Dat wil zeggen dat het model is gebaseerd op begrip van de onderliggende fysische processen die de dynamiek van de influentkwaliteit bepalen. De processen die zijn meegenomen in het model, zijn 'start', 'verdunning', 'herstel' (zie figuur 2.8). Bij CZV kan het extra proces 'opwoeling van sediment' een rol spelen.

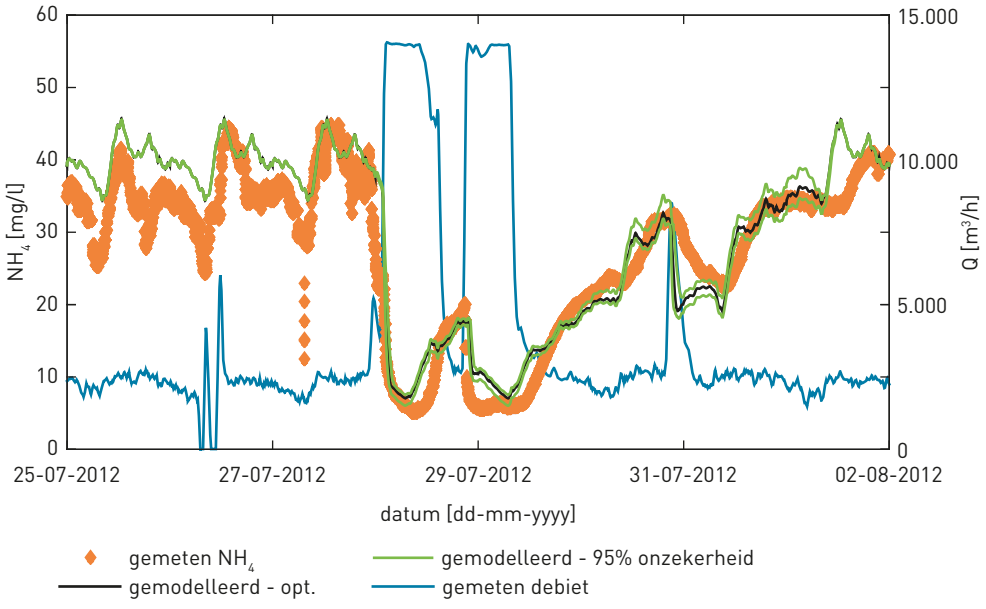


Figuur 2.8 Dynamisch verloop influentkwantiteit en -kwaliteit Eindhoven Stad door neerslag op 12 juni 2008

Het uitgangspunt van de af te leiden influentkwaliteitsreeks is een uit metingen afgeleid influent-dwa-patroon en het gemeten influentdebiet. Voor elk proces gelden regels die dit dwa-patroon aanpassen op basis van het influentdebiet. Hierbij wordt aanvullend rekening gehouden met de buigrootte, omdat deze mede bepalend is voor de mate waarin het dwa-patroon wordt beïnvloed. Op deze manier ontstaat een reeks die de influentkwaliteit tijdens zowel dwa als hwa beschrijft. De getalswaarden voor de parameters die nodig zijn in de beschrijving, zijn via een kalibratie geoptimaliseerd.

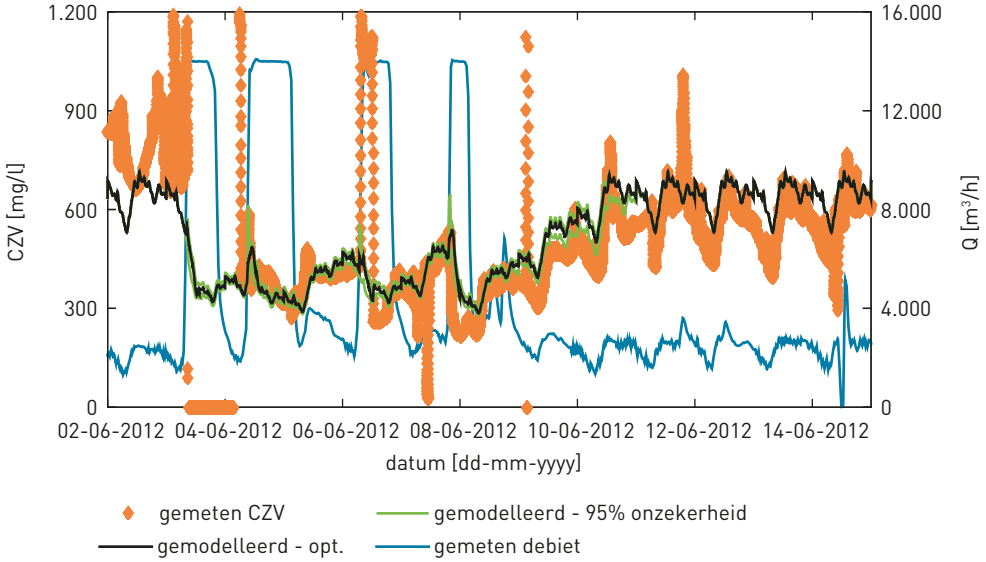
Resultaten

In de figuren 2.9 (NH_4) en 2.10 (CZV) ziet u de resultaten voor het influent van Eindhoven Stad. In deze figuren staan de gemeten reeksen voor NH_4/CZV en het debiet, en de gemodelleerde NH_4/CZV met onzekerheidsbanden. Zowel voor NH_4 als CZV beschrijft het model de dynamiek van de metingen goed. De afwijkingen tijdens dwa-omstandigheden (zoals vóór 28 juli in figuur 2.9 en vóór 3 juni in figuur 2.10) worden veroorzaakt door drift in de meetwaarden. Juist om dit te corrigeren, is een vast dwa-patroon gebruikt.



Figuur 2.9 Gemeten en gemodelleerde NH_4-concentratie voor influent Eindhoven Stad

Figuur 2.10 Gemeten en gemodelleerde CZV-concentratie voor influent Eindhoven Stad



De nauwkeurigheid van het influentmodel is bepaald op basis van de root mean squared error (RMSE) over alle in de kalibratie gebruikte data (tijdens dwa en hwa). Voor Eindhoven Stad is voor NH_4 de RMSE 6,3 mg/l, ofwel bijna 16% van de gemiddelde dwa-concentratie. Voor CZV is dit 109 mg/l, ofwel 18%. Dit is voldoende voor de eisen die gesteld worden aan de nauwkeurigheid van influentdata voor modellering van een rwzi *(Langeveld, 2004)*.

Test overdraagbaarheid

De overdraagbaarheid van het influentmodel is getest door hetzelfde model opnieuw te gebruiken (en dus opnieuw te kalibreren) voor het influent van Riool Zuid. De resultaten voor Riool Zuid zijn vergelijkbaar met die voor Eindhoven Stad. De nauwkeurigheid voor NH_4 bedraagt 8,9 mg/l, ofwel bijna 22% van de dwa-concentratie. Voor CZV is dit 126 mg/l en 25%. Omdat er geen modelwijzigingen nodig waren, is de overdraagbaarheid aangetoond. Toch is het influentmodel voor Riool Zuid wat minder nauwkeurig dan voor Eindhoven Stad. Dit komt doordat Riool Zuid een andere structuur heeft dan Eindhoven Stad, waardoor verdunning van het influent door neerslag in meer stappen plaatsvindt. Met enkele wijzigingen is het influentmodel hierop aan te passen.

3 Evaluatiemethode

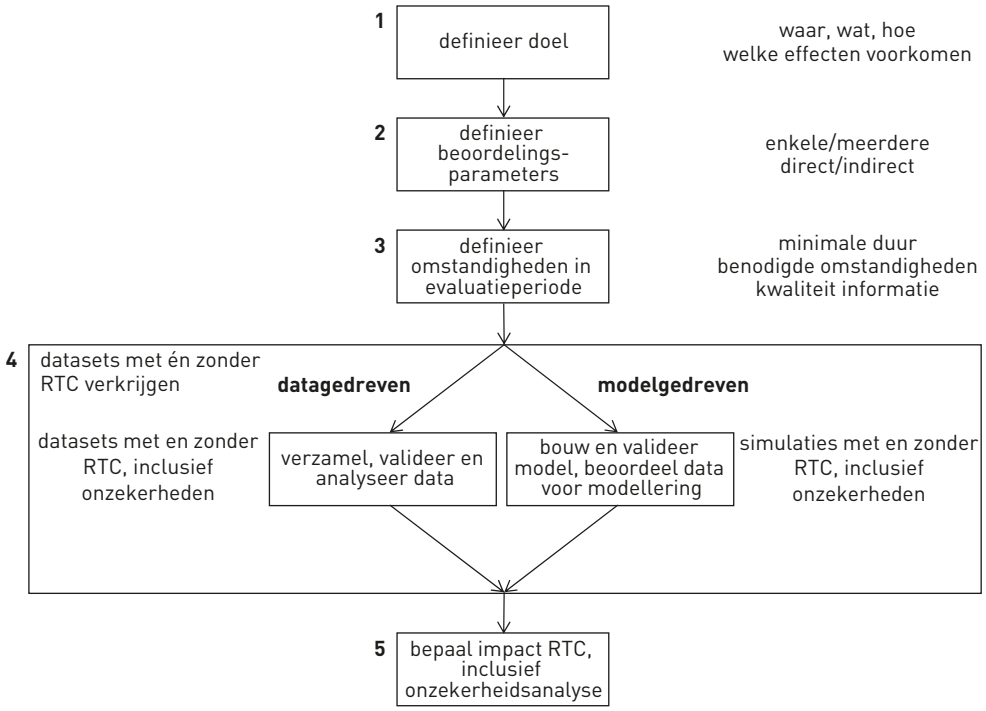
3.1 Methode

Om RTC succesvol te kunnen toepassen, moeten beheerders kunnen vaststellen wat het effect van sturing is (zie paragraaf 1.2). Literatuuronderzoek laat zien dat hiervoor geen eenduidige methode beschikbaar is. En áls RTC wordt geëvalueerd, wordt meestal een zeer korte evaluatieperiode gebruikt (typisch een of enkele buien of een periode van enkele dagen of weken) en is er geen aandacht voor de onzekerheden in de resultaten of onderliggende gegevens. In dit onderzoek is daarom een methodiek ontwikkeld om het effect van RTC in stedelijke afvalwatersystemen te evalueren.

In figuur 3.1 ziet u het stappenplan van de methodiek. Voor elke evaluatie moet u vijf stappen doorlopen:

1 *Definieer doel.*
   Om RTC succesvol toe te passen en te evalueren, is een duidelijk, kwantificeerbaar en meetbaar einddoel van groot belang. Het moet in elk geval beschrijven waar, wat en hoe de RTC moet ingrijpen (bijvoorbeeld de ammoniumvracht bij het rwzi-influent minimaliseren). Ook eventuele te vermijden nadelige effecten moet u vastleggen.
2 *Definieer beoordelingsparameters.*
   U moet vaststellen welke parameters u gaat gebruiken om de effectiviteit van de sturing te beoordelen. Voor het voorbeeld in stap 1 is dit waarschijnlijk de influentammoniumconcentratie en het influentdebiet. In andere gevallen moet u mogelijk uitwijken naar alternatieve parameters, die wel inzicht geven in het effect maar niet de doelparameter zelf zijn. Voor het verminderen van overstortende hoeveelheden kan het bijvoorbeeld eenvoudiger zijn een hoger influentdebiet vast te stellen dan lagere overstortende hoeveelheden zelf.
3 *Definieer omstandigheden in evaluatieperiode.*
   U moet de minimale duur van de evaluatieperiode vaststellen. In deze periode moeten alle relevante omstandigheden voor de sturing voorkomen. Denk aan droge/natte perioden, seizoensinvloeden en de natuurlijke variabiliteit van de beoordelingsparameter. In deze stap hoort ook een inschatting van de benodigde frequentie en nauwkeurigheid van de gegevens.
4 *Verkrijgen datasets voor evaluatie.*
   U kunt een evaluatie uitvoeren op basis van metingen of modelresultaten:
   a Datagedreven: de metingen voor de beoordelingsparameters moet u verzamelen en beoordelen, voor een periode met én zonder toegepaste RTC. De resulterende datasets moeten voldoen aan de eisen gesteld bij stap 3 en u moet onzekerheden afleiden. Het enige verschil in de meetperioden zou de toegepaste RTC moeten zijn.
   b Modelgedreven: de modellen om de datasets met en zonder RTC te simuleren, moet u opbouwen, kalibreren en verifiëren. U hebt meetgegevens nodig voor de kalibratie en verificatie van de modellen, en als modelinvoer voor de simulaties. De modelinvoer moet voldoen aan de eisen gesteld bij stap 3 en voor zowel de in- als de uitvoer van het model moet u onzekerheden afleiden.
5 *Bepaal impact RTC.*
   Door de verkregen datasets met en zonder toegepaste RTC onderling te vergelijken, is de effectiviteit van de toegepaste RTC te evalueren. Enkele voorbeelden hiervan vindt u in paragraaf 3.2 en hoofdstuk 4.

Figuur 3.1 Stappenplan methodiek om RTC te evalueren

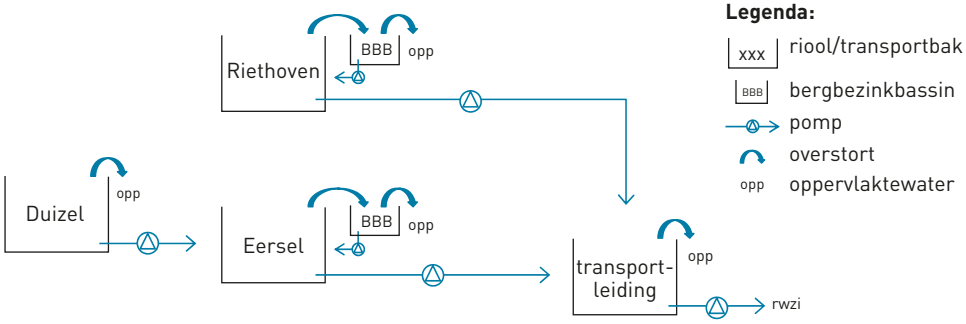


Of u een evaluatie het best kunt uitvoeren op basis van metingen of modelresultaten, is per situatie verschillend. De belangrijkste voordelen van metingen zijn dat zij inzicht geven in het werkelijke functioneren van het systeem en dat onzekerheden beperkt zijn tot de meetonzekerheid. Het belangrijkste nadeel is dat twee vergelijkbare meetperioden met datasets van hoge kwaliteit nodig zijn voor de situatie zonder en met RTC. Het belangrijkste voordeel van modelleren is dat slechts één meetperiode nodig is, waarmee u de situatie zonder en met RTC kunt simuleren. De belangrijkste nadelen zijn grotere onzekerheidsbanden en dat (net als voor een evaluatie op basis van metingen) alsnog betrouwbare metingen nodig zijn voor modelpreparatie en -invoer.

3.2 Casus

De methodiek voor evaluatie van RTC is in een casus gedemonstreerd, waarbij ook de invloed van de evaluatieperiode en onzekerheidsanalyse is onderzocht. Het voorbeeld is gebaseerd op de rioolstelsels van de kernen Duizel, Eersel en Riethoven, met een fictieve transportleiding naar een rwzi. Het voor de berekeningen gebruikte bakmodel ziet u in figuur 3.2.

Figuur 3.2 Schema gebruikte bakmodel in casus



In de berekeningen zijn 5-minutenneerslaggegevens gebruikt voor de betreffende kernen zoals beschikbaar vanuit de KNMI-neerslagradarbeelden. De jaren 2011 tot en met 2013 zijn gesimuleerd. Als variabelen voor de onzekerheidsanalyse zijn alleen de maximale pompcapaciteit (10% onnauwkeurigheid) en de onderdrempelberging (20%) gekozen. De bandbreedten voor de onzekerheden zijn vrij conservatief, in de praktijk vallen deze meestal groter uit. De onzekerheidsanalyse zelf is uitgevoerd met Monte Carlo-analyses.

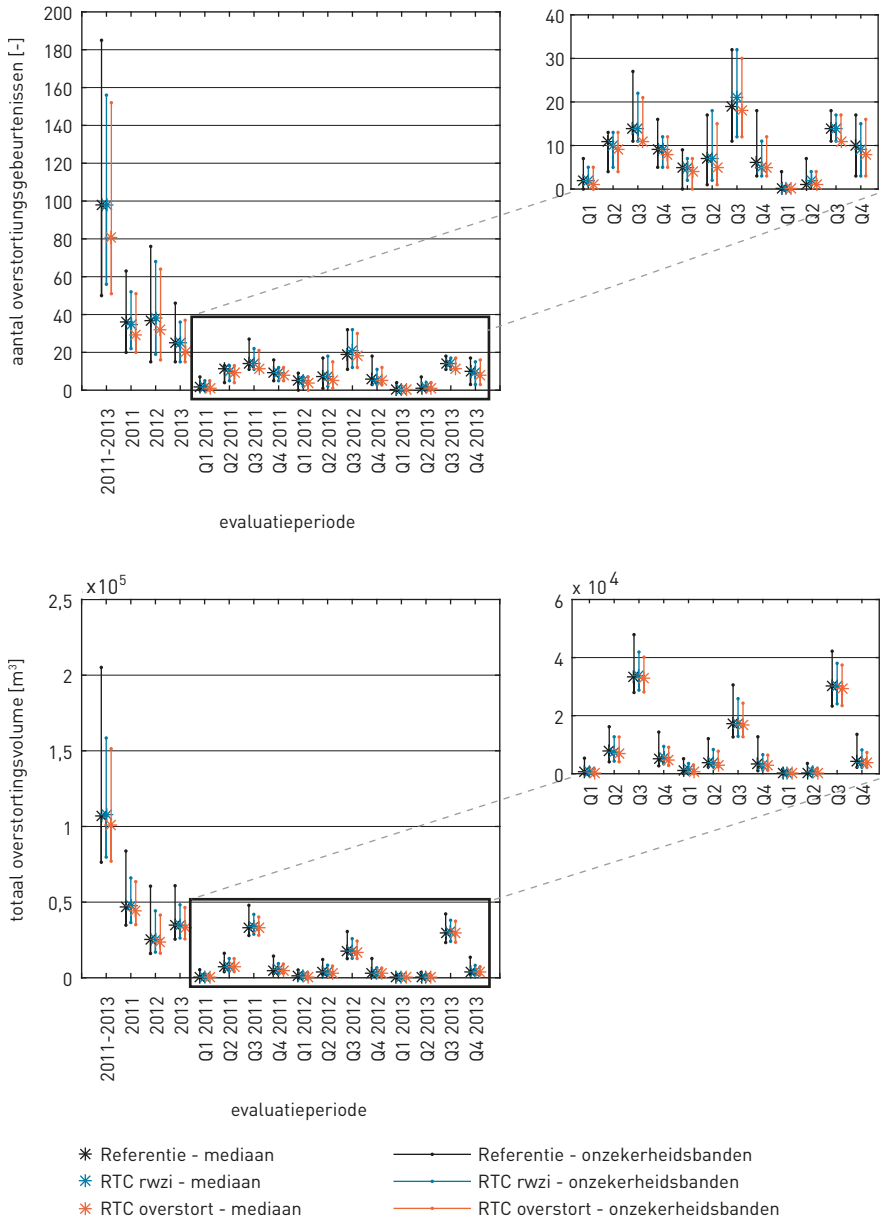
Er zijn drie scenario's gesimuleerd:

- Referentie: er is geen overkoepelende systeemsturing.
- RTC overstort: systeemsturing gericht op het beperken van overstortingen.
- RTC rwzi: systeemsturing gericht op het beperken van de maximale aanvoer naar de rwzi, onder de voorwaarde dat het aantal overstortingen niet toeneemt.

Resultaten simulaties

Figuur 3.3 geeft het aantal overstortingen (boven) en het overstortingsvolume (onder) voor de modelberekeningen met de drie scenario's weer. Sterretjes geven de mediaan (ongeveer het gemiddelde resultaat) weer en de strepen de onzekerheid op het resultaat. Op de horizontale as ziet u verschillende evaluatieperioden, startend bij de volledige periode van 3 jaar en via afzonderlijke jaren naar losse kwartalen.

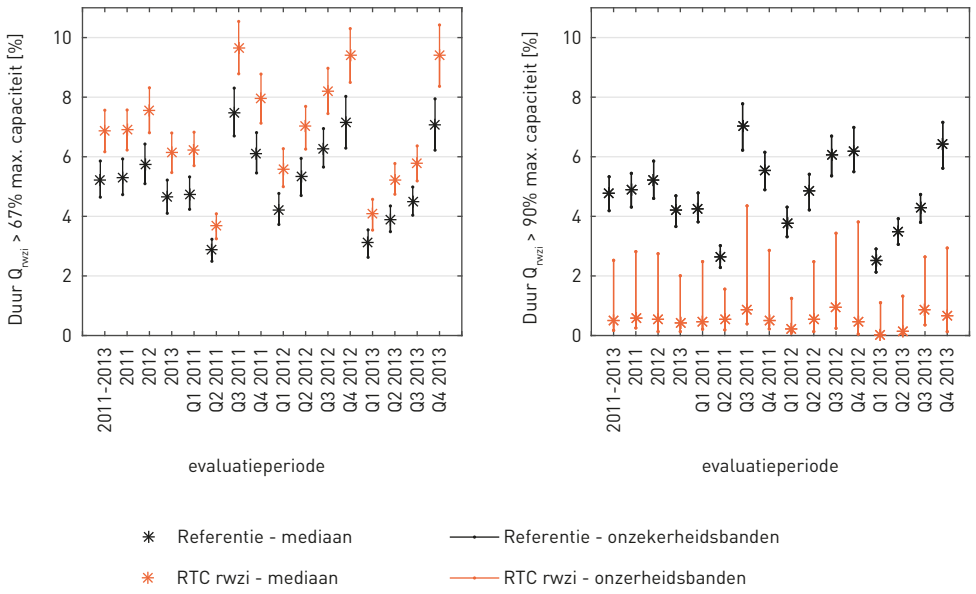
Aan de overlap tussen de onzekerheidsbanden van de drie scenario's voor een enkele evaluatieperiode (bijvoorbeeld voor beide scenario's 2011 of 2012 Q3, zoals voor een modelgedreven evaluatie) is te zien dat het van groot belang is om een onzekerheidsanalyse uit te voeren. De onzekerheidsbanden zijn tot een factor 10 groter dan het verschil in de medianen. Dit laat zien dat er, zelfs met de conservatieve aannamen voor de onzekerheden, geen statistisch significant effect van 'RTC overstort' aantoonbaar is. Als het referentiescenario in de ene periode wordt vergeleken met een gestuurd scenario en in de volgende periode van dezelfde duur (bijvoorbeeld 2012 en 2013 of 2011 Q2 en Q3, zoals voor een datagedreven evaluatie), is te zien dat de gekozen perioden zeer bepalend zijn voor het verkregen sturingseffect. Afhankelijk van de gemaakte keuzen is elk gewenst resultaat (positief of negatief effect en wel of niet met overlappende onzekerheidsbanden) te verkrijgen.



Figuur 3.3 Resultaten RTC-strategieën voor aantal overstortingen (boven) en overstortingsvolume (onder), inclusief onzekerheidsbanden

In figuur 3.4 ziet u de procentuele duur van het overschrijden van een bepaalde afvoer naar de rwzi ten opzichte van de maximaal haalbare afvoer voor de scenario's 'Referentie' en 'RTC rwzi'. Links staat een overschrijding van 67%, rechts een maximale afvoer van 90%. De onzekerheidsbanden voor deze beoordelingsparameter zijn veel kleiner en het verschil tussen de medianen is groter. Er is aan te tonen dat 'RTC rwzi' de aanvoer naar de rwzi afvlakt (minder lange afvoer met een capaciteit groter dan 90% van het maximum ten koste van langere afvoer met een capaciteit groter dan 67%). Toch blijft het effect bij kortere perioden (hier kwartalen) behoorlijk afhangen van de gekozen evaluatieperiode. Er is geen toename bij de overstorten (zie figuur 3.3). Minder afvoer naar de rwzi zorgt er bij kleinere buien dus voor dat het totale systeem beter functioneert.

Figuur 3.4 Resultaten scenario 'RTC rwzi' voor percentage van de tijd dat afvoer naar rwzi meer dan 67% van maximale capaciteit bedraagt (links) en meer dan 90% (rechts), inclusief onzekerheidsbanden



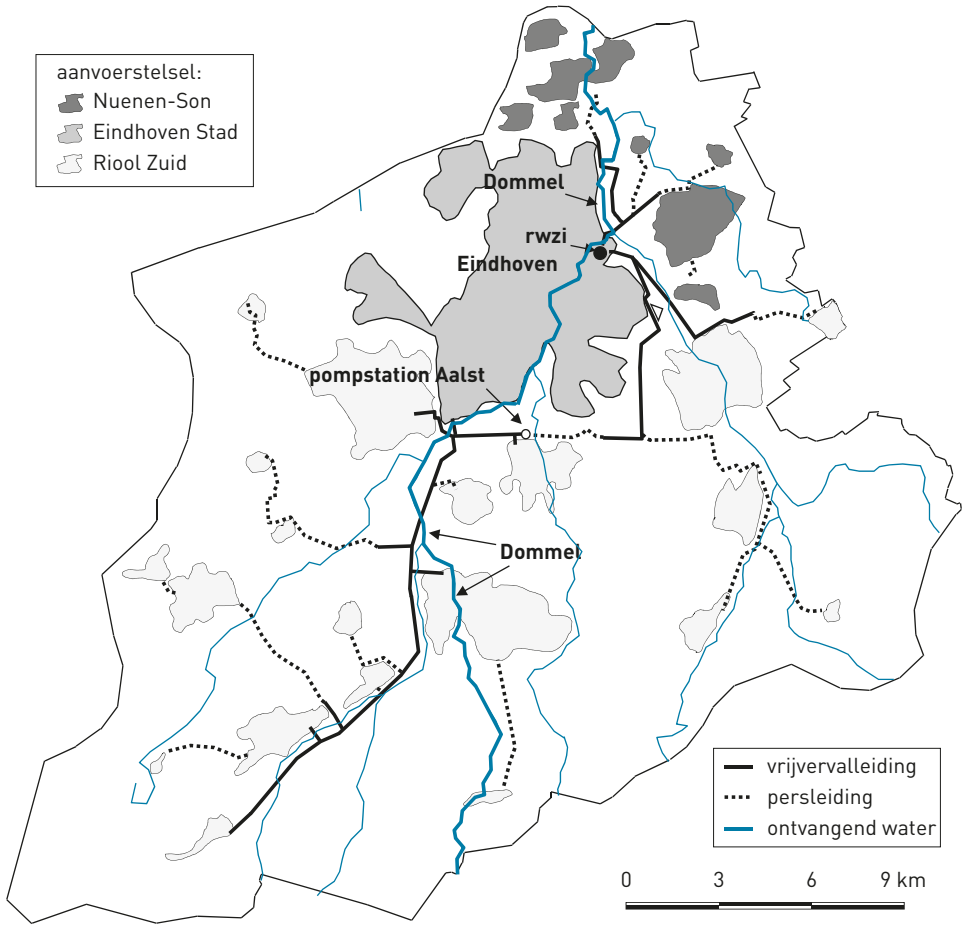
Tot slot laat het voorbeeld duidelijk zien dat de gevoeligheid van een afvalwatersysteem voor het toepassen en aantonen van het RTC-effect sterk afhangt van het gekozen doel. Voor het voorbeeld is 'RTC rwzi' wel aantoonbaar effectief, voor 'RTC overstort' is nauwelijks een significant effect te behalen.

4 Voorbeelden systeembrede sturing

Dit hoofdstuk beschrijft twee voorbeelden van systeembrede sturingen en de evaluatie daarvan volgens de methode uit hoofdstuk 3. De sturingen richten zich op de optimalisatie van de regenlijn en de zuiveringslijnen van de rwzi Eindhoven, waarin het functioneren van de aanvoerende rioolstelsels ook wordt meegenomen.

4.1 Afvalwatersysteem Eindhoven

Figuur 4.1 geeft het afvalwatersysteem van Eindhoven weer. Het systeem bestaat uit de rwzi van Eindhoven en drie aanvoerstelsels met gemengde riolering: Nuenen-Son (NS), Eindhoven Stad (ES) en Riool Zuid (RZ). De Dommel is ontvangend oppervlaktewater voor het effluent en ongeveer 200 gemengde overstorten. Tijdens droge dagen in droge zomers is de verhouding tussen het effluent en de base flow in de Dommel ongeveer 1:1. Tijdens een hevige bui verschuift deze verhouding naar 9:1 (9 keer meer effluent dan base flow). Deze verhouding geeft de gevoeligheid van de oppervlaktewaterkwaliteit voor het functioneren van het afvalwatersysteem goed weer. In de Dommel zijn in de praktijk problemen vastgesteld die samenhangen met zuurstofdips en ammoniumpieken (NH_4).



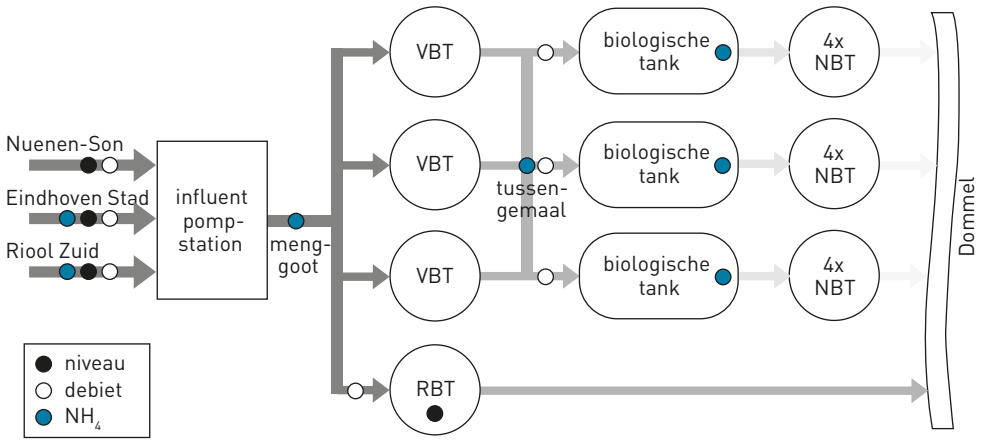
Figuur 4.1 Geografische weergave afvalwatersysteem Eindhoven (figuur aangepast op basis van Schilperoort, 2011)

Het aanvoerstelsel Eindhoven Stad bedient de stad Eindhoven en levert ongeveer 45% van het totale rwzi-influent. Het aanvoerstelsel Riool Zuid bedient zeven gemeenten ten zuiden van Eindhoven via een 31 km lang transportriool en draagt ook voor ongeveer 45% bij aan het influent. Nuenen-Son bedient twee gemeenten ten noordoosten van Eindhoven via een transportriool en levert de resterende 10% van het influent. Door de kleine bijdrage aan het totale influent wordt Nuenen-Son voor sturingsdoeleinden als niet relevant beschouwd. Eindhoven Stad en Riool Zuid zijn wel van belang. Er zijn twee duidelijke verschillen tussen deze aanvoerstelsels:

- Het functioneren van het influentgemaal heeft erg veel invloed op Eindhoven Stad. Door het dempende effect van de transportleiding is dit voor Riool Zuid veel minder het geval.
- In Riool Zuid is tussen het influentgemaal en pompstation Aalst ongeveer 10.000 m^3 ongebruikte berging beschikbaar.

In figuur 4.2 ziet u een schema van rwzi Eindhoven, inclusief voor dit onderzoek relevante meetlocaties. De rwzi bestaat uit drie identieke zuiveringslijnen met een voorbezinktank (VBT), een biologische actiefslibtank en vier nabezinktanks (NBT). Daarnaast is er een regenlijn met een regenweerbezinktank (RBT). Het afvalwater in de zuiveringslijnen wordt op twee plaatsen gemengd: in de menggoot ná het influentgemaal en bij het tussengemaal vóór de biologische tanks. Het gezuiverde afvalwater stroomt via een effluentgoot in de Dommel. De regenlijn wordt ingezet als het totale influentdebiet (INF_{tot}) door neerslag de maximale capaciteit van de biologische tanks (BIO_{tot}) overtreft. De RBT wordt dan eerst gevuld om – als dat nodig is – het voorbezonken afvalwater over te storten in de effluentgoot.

Figuur 4.2 Schematisch overzicht rwzi Eindhoven met voor dit onderzoek relevante meetlocaties

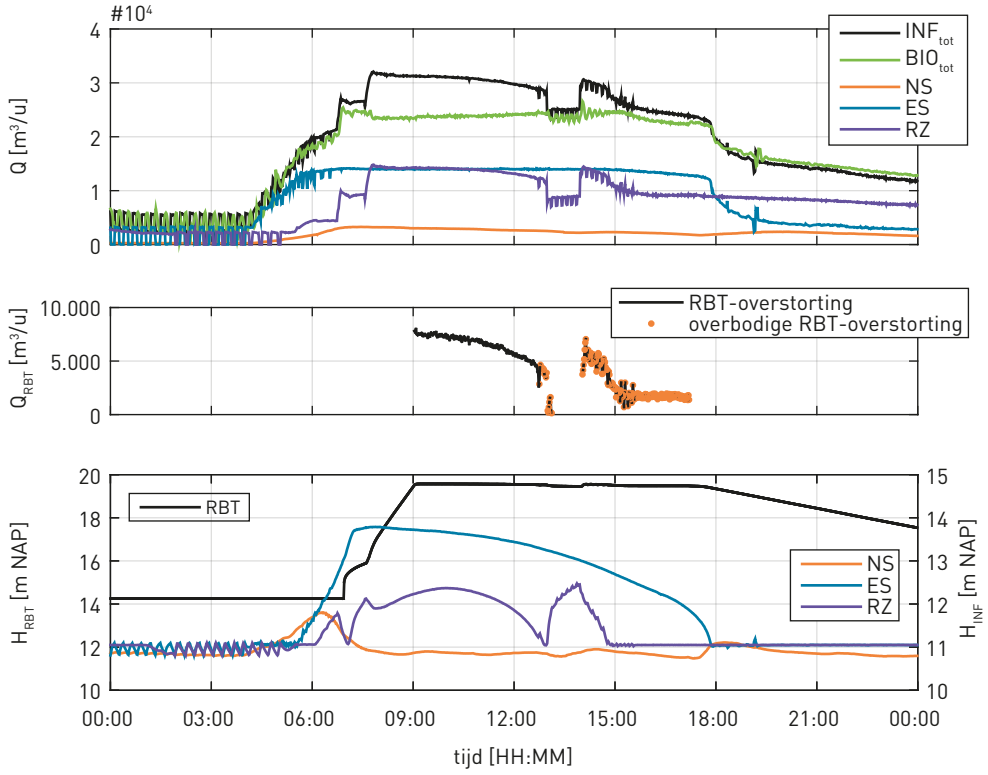


Meer details over het afvalwatersysteem, de metingen, de modellen en de uitgevoerde onderzoeken vindt u bijvoorbeeld in Weijers et al., 2012 en Langeveld et al., 2013.

4.2 Optimalisatie regenlijn

Voor de inzet van de regenlijn hield de standaardregeling uitsluitend rekening met het functioneren van de rwzi en het voldoen aan de afnameverplichting tegenover de aangesloten gemeenten. Dit zorgde ervoor dat de regenlijn erg vaak in werking trad, wat leidde tot gemiddeld ongeveer twintig RBT-overstortingen per jaar. Met deze overstortingen komt onder andere biologisch afbreekbaar materiaal in de Dommel terecht. Dit materiaal wordt in het oppervlaktewater afgebroken en draagt bij aan een hogere organische belasting en daarmee aan ongewenste zuurstofdips.

Er is een sterke interactie tussen het functioneren van het influentgemaal en het aanvoerstelsel Eindhoven Stad (zie paragraaf 4.1). In dit stelsel vinden maximaal ongeveer tien overstortingen per jaar plaats. Blijkbaar stort de RBT over op momenten dat dit vanuit het hele afvalwatersysteem (aanvoerstelsels en rwzi) nog niet nodig is. In figuur 4.3 ziet u een voorbeeld van een deels overbodige overstorting van de RBT. In het bovenste deel staan de influentdebieten, in het middelste deel het overstortende debiet van de RBT en in het onderste deel de waterniveaus in de influentkelders en de RBT. Het grijs gestippelde overstortende debiet vanaf circa 13:00 uur is overbodig, aangezien de waterstanden in de aanvoerstelsels dan onder de grenswaarde voor een vol stelsel en potentiele overstortingen uit de aanvoerstelsels (13,30 m NAP) liggen.



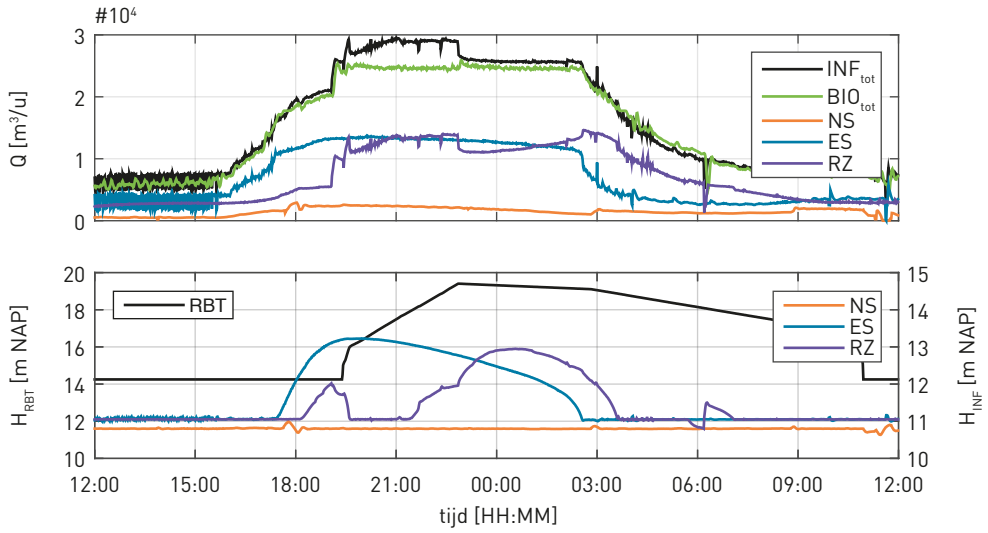
Figuur 4.3 Voorbeeld functioneren RBT in standaardregeling op 8 september 2013

N.B. De RBT is leeg bij 14,25 m NAP en vol bij 19,48 m NAP.

RBT-regeling

Om deze onnodige overstortingen te voorkomen, is eind 2014 de RBT-regeling ingevoerd. Hierdoor treedt de regenlijn op hetzelfde moment in werking als voorheen, maar voordat de RBT overstort, wordt gecontroleerd of in het aanvoerstelsel van Eindhoven Stad nog berging beschikbaar is. Is dat het geval, dan wordt de regenlijn uitgeschakeld. Is er op dat moment ook nog berging beschikbaar in Riool Zuid, dan wordt hier eerst water vastgehouden. Als de berging in Riool Zuid wel vol is, wordt in Eindhoven Stad water vastgehouden. De regenlijn wordt eventueel opnieuw ingeschakeld als Eindhoven Stad tussentijds toch vol raakt. De beschikbare berging in de RBT wordt zo wel gebruikt, maar de RBT zal alleen overstorten als hiertoe vanuit de aanvoerstelsels aanleiding is.

Figuur 4.4 geeft een voorbeeld van de inzet van de regenlijn met de RBT-regeling. Hierin is te zien dat zodra het totale influentdebiet de maximale biologische capaciteit overtreft, de RBT wordt gevuld. Als de RBT vol is, wordt gecontroleerd of in Eindhoven Stad nog berging beschikbaar is. Omdat dit het geval is, wordt het influentdebiet teruggebracht naar de capaciteit van de biologische tanks ten koste van de berging in Riool Zuid. De RBT stort dus niet over.



Figuur 4.4 Voorbeeld functioneren RBT met de RBT-regeling op 28 en 29 januari 2015

N.B. De RBT is leeg bij 14,25 m NAP en vol bij 19,48 m NAP.

Evaluatie RBT-regeling

Het effect van de RBT-regeling is geëvalueerd volgens de methode uit hoofdstuk 3. Er is gekozen voor een datagebaseerde aanpak waarbij uitsluitend is uitgegaan van de beschikbare kwantiteitsmetingen. Voor de evaluatieperiode met de standaardregeling waren bijna drie jaar aan metingen beschikbaar. Voor de periode met RBT-regeling zijn 10,5 maanden aan metingen gebruikt. Een langere periode was niet beschikbaar door de invoering van de VBT-regeling (zie paragraaf 4.3).

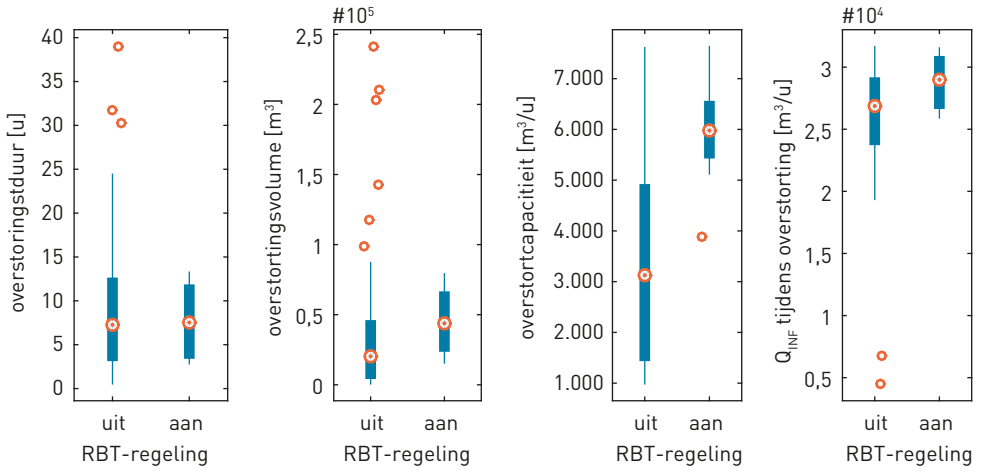
In tabel 4.1 ziet u hoe lang de evaluatieperiode was, het aantal keren dat de RBT daarin is gevuld (regenlijn geactiveerd) en het aantal keren dat de RBT is overgestort. In verhouding is de regenlijn met de RBT-regeling even vaak geactiveerd als met de standaardregeling, maar de RBT is 44% minder vaak overgestort.

Tabel 4.1 Karakteristieken voor RBT-overstortingen met de standaard- en RBT-regeling

karakteristiek	standaardregeling	RBT-regeling
aantal maanden data beschikbaar	35	10,5
aantal keren dat RBT vult	93	28
aantal keren dat RBT overstort	59	10

In figuur 4.5 ziet u boxplots van enkele andere beoordelingsparameters met de standaardregeling en de RBT-regeling. Er zijn duidelijke verschillen in de gemiddelde overstortcapaciteit en het gemiddelde overstortingsvolume van de RBT. Op basis van de afgenomen overstortingsfrequentie en het gemiddelde overstortingsvolume met de standaardregeling en de RBT-regeling is geschat dat het overstortende volume met ongeveer 33% is afgenomen door de RBT-regeling.

Figuur 4.5 Boxplots voor diverse RBT-beoordelingsparameters voor alle overstortingen



N.B. In de plots geven de cirkels met een stipje de mediaan van de betreffende parameter aan, de dikke en dunne lijnen de variatie in de parameters en de losse stippen de uitschieters.

4.3 Optimalisatie zuiveringslijnen

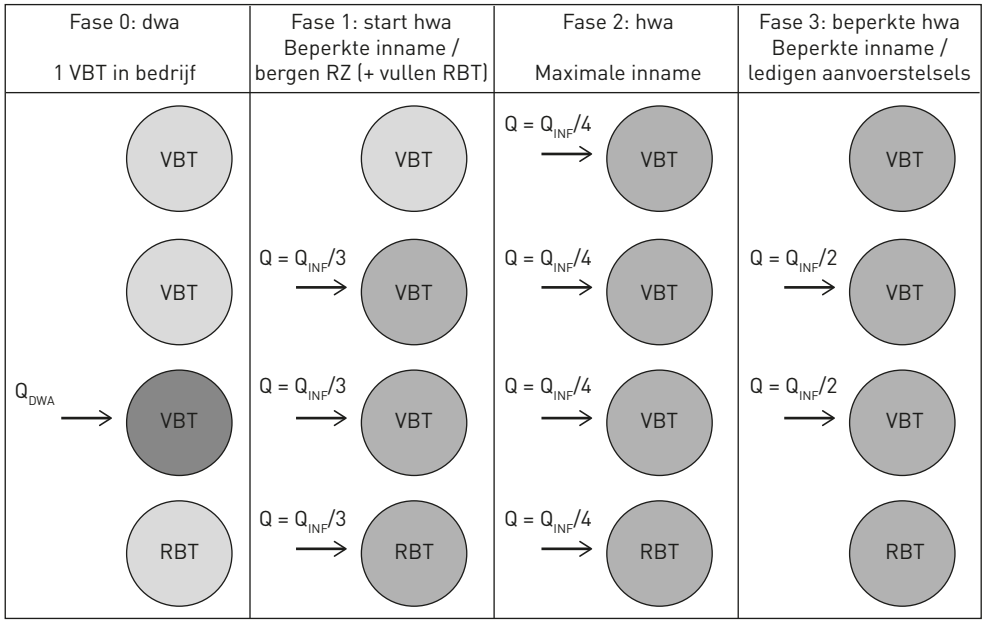
Net als bij de regenlijn keek de standaardregeling voor de inzet van de zuiveringslijnen op rwzi Eindhoven alleen naar het functioneren van de rwzi zelf en de afnameverplichting. Daarnaast waren de VBT's alle drie continu in bedrijf. Hierdoor waren deze tanks tijdens droogweerafvoer (dwa) gevuld met geconcentreerd afvalwater. Bij een overgang naar hemelwaterafvoer (hwa) ging dit geconcentreerde afvalwater met een veel hoger debiet naar de biologische tanks, wat resulteerde in pieken in de NH_4-vracht naar de biologische tanks. De biologische zuivering kon deze pieken niet goed verwerken, waardoor ook in het effluent NH_4-pieken ontstonden. In het oppervlaktewater leidde dit tot (voor specifieke waterfauna) giftige pieken voor ammonia (NH3).

Om de biologische zuivering te ontlasten en daarmee de effluent- en oppervlaktewaterkwaliteit te verbeteren, is nagegaan hoe de piekvrachten voor NH_4 naar de biologische zuivering zijn te beperken. Een deel van de oplossing is het verminderen van de hoeveelheid opgeslagen geconcentreerd afvalwater in de VBT's tijdens dwa. Uit praktijkproeven bleek dat de rwzi tijdens dwa naar behoren functioneert op basis van slechts één VBT. Een ander deel van de oplossing is bij hwa alleen overgaan tot het innemen van het maximale influentdebiet als dit ook nodig is vanuit het functioneren van het hele afvalwatersysteem.

VBT-regeling

De VBT-regeling stuurt daarom het influentgemaal en de VBT's aan op basis van de maximale zuiveringscapaciteit van de biologische tanks en de waterpeilen in de influentkelders, die als maat gelden voor de beschikbare berging in de aanvoerstelsels. De regeling bestaat uit vier fasen: dwa (0), start hwa (1), hwa (2) en beperkte hwa (3). Hoeveel VBT's in bedrijf zijn en hoeveel influent wordt ingenomen, hangt af van de fase. Zo is in fase 0 slechts één VBT in gebruik en is alleen in fase 2 het maximale influentdebiet inzetbaar. De RBT-regeling is opgenomen in de VBT-regeling: in fase 1 mag de RBT worden gevuld, alleen in fase 2 mag deze vollopen en overstorten.

In figuur 4.6 ziet u een voorbeeld van het functioneren van de VBT-regeling bij gebiedsbrede, uniforme, hevige neerslag. Tijdens dwa is slechts één VBT in bedrijf. Bij verhoogde aanvoer door neerslag schakelt de regeling naar fase 1, wordt een extra VBT ingezet en mag de RBT vullen. Ook wordt water gebufferd in Riool Zuid om de ongebruikte berging te benutten en meer aanvoer vanuit Eindhoven Stad toe te laten. Als de berging vol is, gaat fase 2 in. Het maximale influentdebiet is nu inzetbaar: alle VBT's zijn actief en de RBT mag overstorten. Zodra de aanvoer flink is afgenomen, gaat de regeling over naar fase 3. De inname wordt beperkt, er wordt een VBT uitgezet en ook de RBT is niet actief. Deze fase houdt aan tot er weer dwa-aanvoer is en de regeling terugkeert naar fase 0. In fase 0 wordt het slib uit de VBT's die niet meer actief zijn gepompt. Ook worden deze tanks deels geleegd naar het influent, zodat extra berging beschikbaar komt.



Figuur 4.6 Voorbeeld functioneren VBT-regeling bij gebiedsbrede, uniforme, hevige neerslag

Evaluatie VBT-regeling

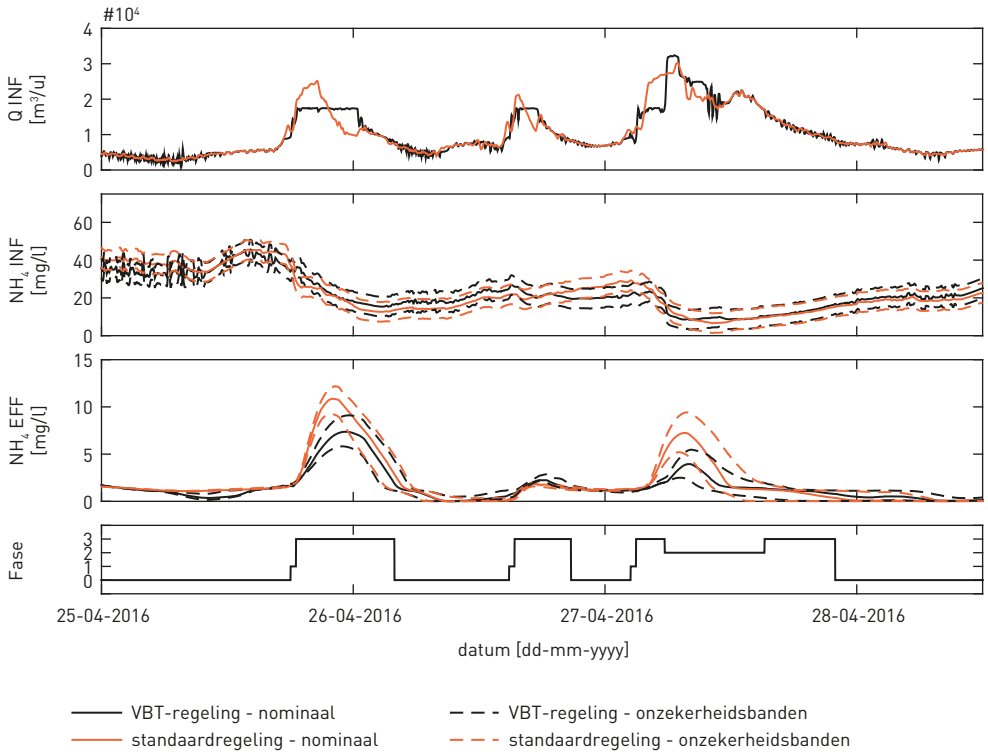
Het effect van de VBT-regeling is geëvalueerd volgens de methode uit hoofdstuk 3. Er is gekozen voor een modelgebaseerde aanpak, omdat in de evaluatieperiode meerdere optimalisaties tegelijk zijn doorgevoerd. Als modelinvoer zijn datasets met de standaardregeling en de VBT-regeling afgeleid uit metingen waarbij de VBT-regeling actief was. De datasets verschillen onderling in de influentdebieten, kelderniveaus en de NH_4-concentratie in het influent. De evaluatieperiode loopt van 15 maart 2016 (toen de VBT-regeling definitief in bedrijf ging) tot 22 november 2016. Juni is niet meegenomen, omdat grote knelpunten optraden in het hele afvalwatersysteem door extreme neerslag en deze periode daardoor niet als representatief wordt beschouwd.

In figuur 4.7 ziet u het functioneren van de VBT-regeling en de invloed op de effluentkwaliteit (zwarte lijnen). Van boven naar beneden ziet u het influentdebiet, de uit de metingen afgeleide NH_4-concentratie in het influent, de gesimuleerde NH_4-concentratie in het effluent en de fase waarin de regeling zich bevindt voor twee middelgrote buien en een grote bui. Het merendeel van de tijd bevindt de regeling zich in fase 0 (dwa) waarbij maar één VBT actief is. Als het debiet toeneemt, schakelt de regeling naar fase 1 en wordt een extra VBT ingezet. Voor de eerste twee buien is dit voldoende, dus schakelt de regeling naar fase 3 om geleide-

lijk de aanvoerstelsels te ledigen en wordt er minimaal geschakeld met de VBT's. Voor de laatste bui zijn wel alle VBT's nodig en schakelt de regeling naar fase 2.

Figuur 4.7 geeft ook het functioneren van de zuivering met de standaardregeling weer (grijze lijnen). Vergeleken met het functioneren van de VBT-regeling is te zien dat de VBT-regeling de inname van afvalwater beperkt (een lager maximaal debiet) en/of vertraagt. Bij hoge influentdebieten is het afvalwater daardoor bij de VBT-regeling verder verdund. Samen met het minder bufferen van afvalwater in de VBT's zorgt dit ervoor dat de NH_4-concentatie in het effluent duidelijk afneemt.

Figuur 4.7 Voorbeeld functioneren en effect VBT-regeling op NH_4-concentratie in het effluent voor twee middelgrote buien en een grote bui, vergeleken met de standaardregeling



Tabel 4.2 vat de prestatie van de VBT-regeling ten opzichte van de standaardregeling samen, opgesplitst naar buigrootte. De tabel geeft aan of de regeling positief, neutraal of negatief heeft uitgepakt voor de piekconcentratie van NH_4 in het effluent en de totale buivracht. In totaal is de evaluatie uitgevoerd over tien kleine, tien gemiddelde en elf grote buien.

Op basis van de nominale waarden (de doorgetrokken lijnen in figuur 4.7) is het effect voor kleine buien licht negatief en voor middelgrote buien licht positief. Voor grote buien is het effect duidelijk positief. Als het effect wordt gemiddeld over alle buien, verlaagt de VBT-regeling de maximale NH_4-piekhoogte in het effluent met 11% en 4% voor de vracht. Voor grote buien is de maximale piekconcentratie 19% lager en de vracht 20%. Als de onzekerheidsbanden in figuur 4.7 worden meegenomen, veranderen de getalswaarden marginaal maar blijven de conclusies hetzelfde: de VBT-regeling vermindert de problematische NH_4-pieklozingen via het effluent.

Tabel 4.2 Prestatie VBT-regeling vergeleken met standaardregeling

buigrootte	**nominale waarden**			**gemiddelde verandering over alle buien op basis van de nominale waarden**	
	positief	neutraal	negatief	maximale piek	buivracht
	[#]	[#]	[#]	[%]	[%]
klein	3	2	5	4	22*
gemiddeld	4	3	3	-8	2
groot	7	3	1	-19	-20
alle	14	8	9	-11	-4

* veroorzaakt door één bui met een erg lage maximale concentratie, anders zou waarde -8% bedragen.

5 Conclusies en aanbevelingen

5.1 Conclusies

Het uitgevoerde onderzoek biedt diverse handvatten om meerwaarde te bieden voor het dagelijkse afvalwaterbeheer.

Voor het beschrijven van het functioneren van het stedelijke afvalwatersysteem aan de randen van de riolering is aangetoond dat:

- Ongeverifieerde CFD-berekeningen de potentie hebben om overstortrelaties af te leiden voor gebruik met lokale waterstandmetingen. Voor de onderzochte keldergeometrie (en in het geval dat deze een bepalende invloed heeft op de stroming) hebben de afgeleide relaties een afwijking van minder dan 10% en is de standaardvergelijking niet toepasbaar.
- Gekalibreerde bakmodellen beter in staat zijn het overstortingsgedrag van de riolering te bepalen dan gevalideerde maar niet-gekalibreerde, volledig hydrodynamische put-streng-modellen. Daarnaast is de rekentijd van de bakmodellen ruim duizendmaal korter.
- Aan de hand van influentkwantiteitsmetingen de influentkwaliteit is te voorspellen met een afwijking van minder dan 25%. De voorspelde kwaliteitsreeksen bevatten zowel dwa- als hwa-situaties. Toepassingen zijn het aanvullen van onvolledige influentreeksen of het genereren van nieuwe influentreeksen om zuiveringen te modelleren.

Voor het evalueren van het effect van RTC in afvalwatersystemen is:

- Een methodiek voorgesteld. De methodiek is in een casus gedemonstreerd, waarin het belang van een representatieve evaluatieperiode en het uitvoeren van een onzekerheids-analyse is aangetoond. De methodiek is niet alleen toepasbaar tijdens de evaluatie, maar ook in het besluitvormingsproces om het verwachte sturingsresultaat te kwantificeren, een grondige systeemanalyse uit te voeren of om vooraf inzicht te krijgen in de mogelijkheden en/of eisen voor succesvolle evaluatie van een regeling.
- Praktijkervaring opgedaan met twee systeembrede RTC-regelingen. Beide gebruiken de beschikbare berging op de rwzi én in de riolering beter. De optimalisatie van de regenlijn beperkt het aantal RBT-overstortingen met 44% en het overstortingsvolume met een geschatte 33%. De optimalisatie van de zuiveringslijnen beperkt ammoniumpieken in het effluent bij grote buien met 19% voor de piekhoogte en 20% voor de piekvracht.

5.2 Aanbevelingen

De evaluaties van sturing in het afvalwatersysteem van Eindhoven laten zien dat aanzienlijke winst te behalen is in het functioneren van afvalwatersystemen. Mede door het formaat van dit afvalwatersysteem is hiervoor veel inspanning nodig geweest op het vlak van onderzoek, personeel en middelen. De hier opgedane ervaring kan dienen als springplank voor andere optimalisaties in andere systemen.

De belangrijkste factor in een optimalisatie is inzicht in het werkelijke functioneren van een systeem. Metingen zijn noodzakelijk om dit inzicht te krijgen, zowel door directe analyse van de metingen zelf als voor de opbouw en controle van modellen. In de meeste afvalwatersystemen zijn op belangrijke plaatsen debiet- en niveaumetingen voorhanden. Door waar nodig enkele zorgvuldig gekozen (en zorgvuldig uitgevoerde) kwaliteitsmetingen toe te voegen, is relatief eenvoudig een systeembreed meetnet in te richten. Vanuit het hieruit te verkrijgen inzicht is te bepalen of optimalisatie gewenst en mogelijk is.

Deze samenvatting en het proefschrift bieden handvatten voor modellering, voorbeelden van mogelijke optimalisaties en hulp bij het invoeren en evalueren van optimalisaties. Ervaringen met het uitvoeren van metingen vindt u bijvoorbeeld in *Schilperoort, 2011*.

Dankwoord

Dit promotieonderzoek is tot stand gekomen met de steun en inzet van de partners in het Kennisprogramma Urban Drainage (in alfabetische volgorde): ARCADIS, Deltares, Evides, de gemeenten Almere, Arnhem, Breda, 's-Gravenhage en Utrecht, Gemeentewerken Rotterdam, GMB Rioleringstechniek, KWR Watercycle Research Institute, Royal HaskoningDHV, Stichting RIONED, STOWA, Sweco, Tauw, vandervalk+degroot, Waterschap De Dommel, Waternet en Witteveen+Bos.

Extra dank gaat uit naar waterschap De Dommel voor de vruchtbare samenwerking, waarbij het promotieonderzoek en de uitvoeringsmaatregelen als resultaat van het KALLISTO-project in het afvalwatersysteem van Eindhoven elkaar hebben versterkt. Met name de praktijkvoorbeelden uit hoofdstuk 4 zijn tot stand gekomen door intensieve samenwerking met collega's van waterschap De Dommel. Voor vrijwel alle andere onderdelen zijn de uitgebreide database en alle modellen die voor dit afvalwatersysteem in de loop van de jaren zijn opgebouwd gebruikt.

Tot slot gaat ook (extra) dank uit naar de gemeente Eindhoven en Deltares voor hun bijdragen (financieel en in mensuren) aan het onderzoek over CFD-modellering om overstortrelaties te bepalen.

Literatuur

Korving, H. (2004). *Een risicogebaseerde beoordeling van het functioneren van gemengde rioolstelsels.* Stichting RIONED.

Langeveld, J.G. (2004). *Interacties tussen riolering en zuivering.* Stichting RIONED.

Langeveld, J.G., Benedetti, L., De Klein, J., Nopens, I., Amerlinck, Y., Van Nieuwenhuijzen, A., Flameling, T., Van Zanten, O. and Weijers, S.R. (2013). *Impact-based integrated real-time control for improvement of the Dommel River water quality.* Urban Water Journal, 10(5), 312-329.

Schilperoort, R.P.S. (2011). *Monitoring as a tool for the assessment of wastewater quality dynamics.*

Stichting RIONED (2016). *Het nut van stedelijk waterbeheer,* 1-26.

Weijers, S.R., De Jonge, J., Van Zanten, O., Benedetti, L. and Langeveld, J.G. (2012). *KALLISTO: cost effective and integrated optimization of the urban wastewater system Eindhoven.* Water Practice & Technology, 7(2).

Zabel, T., Milne, I., Mckay, G. (2001). *Approaches adopted by the European Union and selected Member States for the control of urban pollution.* Urban Water, 3(1-2), 25-32.

Van Zon, H. (1986). *Een zeer onfrisse geschiedenis. Studies over niet-industriële vervuiling in Nederland, 1850-1920.*

Wetenschappelijke publicaties over het onderzoek

Peer-reviewed wetenschappelijke artikelen

Van Daal-Rombouts, P.M.M., Sun, S., Langeveld, J.G., Bertrand-Krajewski, J.-L.J.-B., Clemens, F.H.L.R. (2016). Design and performance evaluation of a simplified dynamic model for combined sewer overflows in pumped sewer systems. *Journal of Hydrology*, 538, 609-624. doi: http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2016.04.056.

Van Daal-Rombouts, P.M.M., Gruber, G., Langeveld, J.G., Muschalla, D., Clemens, F.H.L.R., (2017). Performance evaluation of real time control in urban wastewater systems in practice: review and perspective. *Environmental Modeling & Software,* 95, 90-101. doi: http://dx.doi.org/10.1016/j.envsoft.2017.06.015.

Langeveld, J.G., Van Daal-Rombouts, P.M.M., Schilperoort, R.P.S., Flameling, T., Nopens, I., Weijers, S.R., (2017). Empirical sewer water quality model for generating influent data for WWTP modelling. *Water*, 9(7), 491. doi: http://dx.doi.org/10.3390/w9070491.

Van Daal-Rombouts, P.M.M., Tralli, A., Verhaart, F., Langeveld, J.G., Clemens, F.H.L.R., *(ingediend)*. Validation of computational fluid dynamics for deriving weir discharge relationships with scale model experiments and prototype measurements. *Flow Measurement & Instrumentation.*

Van Daal-Rombouts, P.M.M., Benedetti, L., De Jonge, J., Weijers, S.R., Langeveld, J.G., (ingediend). Performance evaluation of a smart buffer control at a wastewater treatment plant. *Water Research.*

Conferentieartikelen

Van Daal-Rombouts, P.M.M., De Jonge, J., Langeveld, J.G., Clemens, F.H.L.R. (2016). Integrated real time control of influent pumping station and primary settling tank at WWTP Eindhoven. In *Proceedings of SPN8*. Rotterdam, Nederland.

Van Daal-Rombouts, P.M.M., Tralli, A., Verhaart, F., Langeveld, J.G., Clemens, F.H.L.R. (2014). Applicability of CFD modelling in determining accurate weir discharge - water level relationships. In *Proceedings of ICUD13*. Sarawak, Maleisië.

Langeveld, J.G., Schilperoort, R.P.S., Van Daal-Rombouts, P.M.M., Benedetti, L., Amerlinck, Y., De Jonge, J., Flameling, T., Nopens, I., Weijers, S.R. (2014). A New Empirical Sewer Water Quality Model for the Prediction of WWTP Influent Quality. In *Proceedings of ICUD13*. Sarawak, Maleisië.

Van Daal-Rombouts, P.M.M., Langeveld, J.G., Clemens, F.H.L.R. (2013). Requirements for quality of monitoring data for water quality based RTC. In *Proceedings of SPN7*. Sheffield, Verenigd Koninkrijk.

Van Daal-Rombouts, P.M.M., Schilperoort, R.P.S., Langeveld, J.G., Clemens, F.H.L.R. (2013). CSO pollution analysis based on conductivity and turbidity measurements and implications for application of RTC. In *Proceedings of Novatech2013*. Lyon, Frankrijk.

Workshopbijdragen

Van Daal-Rombouts, P.M.M., Langeveld, J.G., Clemens, F.H.L.R. (2015). Integrated real time control of SST operation at WWTP Eindhoven: design and gain. *European Junior Scientist Workshop 22*. Chichilianne, Frankrijk.

Van Daal-Rombouts, P.M.M., Langeveld, J.G., Clemens, F.H.L.R. (2013). Determining the transition between DWF and WWF based on water quality measurements. *European Junior Scientist Workshop 20*. Graz, Oostenrijk.

Nederlandstalige publicaties

Van Daal-Rombouts, P.M.M. (2014). Promotieonderzoek naar sturing in het afvalwatersysteem. *RIONEDnieuws*, Maart 2014.

Schilperoort, R.P.S., Van Daal-Rombouts, P.M.M., Langeveld, J.G., Van Dijk, P., Renkens, G., Van Nieuwenhuijzen, A. (2013). Troebelheid en geleidbaarheid als indicatorparameters voor de mate van verontreiniging van influent en overstortwater. *Vakblad Riolering*, 19:13-15.

Colofon

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.

© 2017 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.

Promotoren
François Clemens (hoogleraar Riolering TU Delft en promotor)
Jeroen Langeveld (directeur Kennisprogramma Urban Drainage en copromotor)

Auteur
Petra van Daal-Rombouts (TU Delft / Witteveen+Bos)

Omslagfoto
Petra van Daal-Rombouts (TU Delft / Witteveen+Bos)

Vormgeving
Jeroen Brugman, gaw ontwerp+communicatie b.v., Wageningen

Rapportnummer
2017-32

Isbn/ean
978 90 73645 60 8

Het proefschrift ‘Performance evaluation of real time control in urban wastewater systems’ van Petra van Daal-Rombouts kunt u downloaden via: http://repository.tudelft.nl/

stowa

Stichting

RIONED



Deze publicatie geeft de voor de praktijk meest relevante resultaten van het door Petra van Daal-Rombouts met succes afgeronde promotieonderzoek binnen het Kennisprogramma Urban Drainage. Petra ontwikkelde een methodiek voor beoordeling van het nut van sturing in stedelijke afvalwater-systemen en paste deze toe in de regio Eindhoven. De sturing beperkt het overstortende volume op rwzi Eindhoven met 33% en de ammoniumpieken in het effluent tijdens buien met 20%. De resultaten zijn een springplank voor optimalisaties in andere systemen. De beschreven methodiek, in combinatie met metingen en een gevalideerd model voor inzicht in het werkelijke functioneren van uw systeem, kunnen u helpen vooraf te bepalen of sturing ook in uw situatie gewenst en mogelijk is.

ISBN/EAN 978.90.73645.60.8