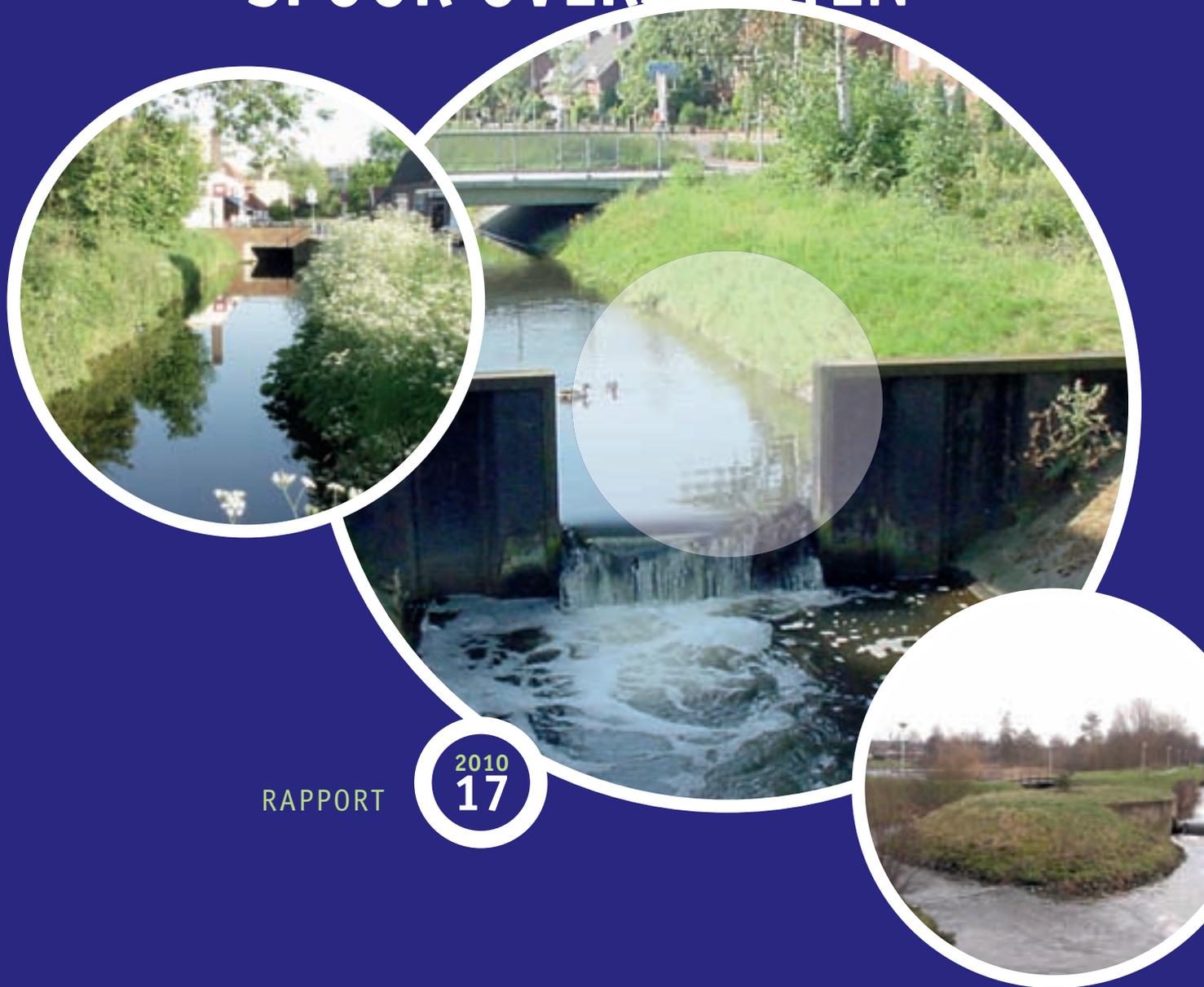


stowa

NAAR EEN ALGEMEEN GELDENDE EN OVERAL TOEPASBARE METHODE VOOR
PRIORITEITSTELLING VOOR DE AANPAK VAN RIOOLOVERSTORTEN

KNELPUNTENBEOORDELINGS METHODE WATERKWALITEITS- SPOOR OVERSTORTEN



RAPPORT

2010
17

KNELPUNTENBEOORDELINGSMETHODE WATERKWALITEITSSPOOR OVERSTORTEN

NAAR EEN ALGEMEEN GELDENDE EN OVERAL TOEPASBARE METHODE VOOR
PRIORITEITSTELLING VOOR DE AANPAK VAN RIOOLOVERSTORTEN

STOWA

2010

17

ISBN 978.90.5773.471.7



COLOFON

UITGAVE STOWA, Amersfoort 2010

AUTEURS

E.J. Jansen Tauw bv
L. van den Bos Tauw bv (thans Waterschap Veluwe)

PROJECTUITVOERING

E.J. Jansen Tauw bv
L. van den Bos Tauw bv (thans Waterschap Veluwe)
J. Kluck Tauw bv
A.J. Otte Tauw bv
E.J. van der Werf Tauw bv (thans Hoogheemraadschap De Stichtse Rijnlanden)

BEGELEIDINGSCOMMISSIE

V.S. van den Berg Waterschap Brabantse Delta
E.J.B. Uunk Waterschap Regge & Dinkel
O. van Zanten Waterschap De Dommel.
R. Bronda Hoogheemraadschap De Stichtse Rijnlanden
A.M. Hoenderboom Waterschap Rijn en IJssel
A.L. van der Mark Waterschap Reest en Wieden (thans provincie Fryslân)
G. Henckens Waterschap Brabantse Delta
R.E. Meijer Gemeente Enschede
P. Backx Gemeente Roosendaal
J. Goossen Waterschap Zeeuws-Vlaanderen
J.L. Rengers STOWA

DRUK Kruyt Grafisch Adviesbureau

STOWA rapportnummer 2010-17
ISBN 978.90.5773.471.7
project 445.005 Waterkwaliteitsspoor
Commissie Stedelijk Waterbeheer

TEN GELEIDE

In Nederland wordt hard gewerkt aan het verminderen van de emissie van riooloverstorten en voor veel overstorten is de basisinspanning gerealiseerd. Dit leidt niet bij alle wateren tot de gewenste waterkwaliteit. Bij deze oppervlaktewateren wordt gewerkt aan verdergaande emissiereductie volgens het waterkwaliteitsspoor. Er is inzicht gewenst in de effecten van riooloverstortingen op de oppervlaktewaterkwaliteit om de prioriteit van aanvullende maatregelen te bepalen. De Commissie Stedelijk Waterbeheer van de STOWA formuleerde daarvoor de onderzoeksvraag: “Ontwikkel een eenvoudige methode voor invulling van het smalle waterkwaliteitsspoor, waarmee overstortlocaties kunnen worden geprioriteerd en tevens de kansrijkheid van mogelijke maatregelen kan worden ingeschat.”

Het onderzoek heeft geleid tot een eenvoudige, in heel Nederland toepasbare methode om de effecten van overstortingen op de oppervlaktewaterkwaliteit te beoordelen. Hierbij is gebruik gemaakt van reeds bestaande methoden en gegevens van waterschappen en gemeenten. Het resultaat omvat een beoordelingsmethode en een toetsingsmodel in de vorm van een spreadsheetprogramma, dat via de website van STOWA beschikbaar is voor alle waterbeheerders in Nederland.

Wij verwachten dat dit toetsingsmodel een nuttig en pragmatisch hulpmiddel zal zijn voor het bepalen van de ernst van effecten van overstortingen op Nederlandse oppervlaktewateren. Het model is weliswaar niet voor alle situaties geschikt en in die zin nog niet voltooid, maar we stellen het model en de kennis beschikbaar, zodat ervaringen opgedaan kunnen worden en het model kan worden doorontwikkeld.

Utrecht, mei 2010

De directeur van de STOWA
ir. J.M.J. Leenen

SAMENVATTING

In het waterkwaliteitsbeheer staat het bereiken van een goede waterkwaliteit voorop. In stedelijke watersystemen wordt de waterkwaliteit door overstorten van rioolstelsels negatief beïnvloed. Vooral de zuurstofhuishouding heeft te lijden bij het optreden van overstorten, maar ook op lange termijn kan bijvoorbeeld de aanwas van slib in de omgeving van overstorten een probleem voor de waterkwaliteit vormen. Om de waterkwaliteit te verbeteren maken waterbeheerders en gemeenten afspraken over het beperken van de emissies uit rioolstelsels. De in dit rapport beschreven beoordelingsmethode is hierbij een hulpmiddel om een verkenning uit te voeren en problematische overstorten te identificeren. Het is een eenvoudige methode voor de invulling van het smalle waterkwaliteitsspoor, ontwikkeld in samenwerking met zowel waterschappen als gemeenten. Het toetsingsinstrument is beschikbaar als een Excel-applicatie, waarmee overstortlocaties kunnen worden geprioriteerd en waarmee tevens de kansrijkheid van mogelijke maatregelen kan worden ingeschat.

BEREKENINGEN

In het instrument worden op basis van kenmerken van het watersysteem en kenmerken van de overstorten die daarop lozen, berekeningen uitgevoerd met betrekking tot de zuurstofhuishouding en de aanwas van slib. Afhankelijk van de doelstelling die voor het watersysteem geldt, levert dit een score op waarmee duidelijk wordt of er sprake is van een knelpunt. De berekening kan worden uitgevoerd voor een bestaande situatie of voor mogelijke toekomstige situaties, bijvoorbeeld na uitvoering van maatregelen.

TOEPASSING

Met het instrumentarium kunnen de effecten van overstorten van enige omvang (T=1, T=2, etc.) op het watersysteem worden beoordeeld; uit toepassing van het instrumentarium op de cases 'Dommel Eindhoven' en 'Bornsebeek' blijkt dat in die situaties redelijke overeenstemming kan worden bereikt tussen gemeten en berekende minimum zuurstofgehalten. Hierbij is nog wel een nuancering op zijn plaats: de beoordeling of een overstort een knelpunt oplevert, vindt in het instrumentarium plaats op basis van het laagst optredende zuurstofgehalte en de duur van de normonderschrijding daarbij. In de beschouwde systemen treedt dit op op een andere (benedenstrooms gelegen) plaats dan waar de meetlocaties zijn gelegen.

Het instrumentarium is beschikbaar voor alle waterbeheerders in Nederland. Hiermee kan het worden ingezet als hulpmiddel in concrete projecten in het stedelijk waterbeheer. Het is van belang dat dit op een zorgvuldige manier gebeurt door mensen met inhoudelijke kennis. De resultaten kunnen goed worden gebruikt in de communicatie tussen waterschap en gemeente, maar interpretatie van de resultaten moet door experts plaatsvinden. Het instrumentarium kan dan worden gebruikt om een indicatie te geven van de effecten. Het geeft echter geen zwart-wit oordeel, daarvoor zijn er teveel onzekerheden. Het instrument mag dan ook nooit de enige onderbouwing vormen voor definitieve maatregelen aan riolering die van forse omvang zijn. Aanvullende gebiedsspecifieke onderbouwing is dan noodzakelijk.

MONITORING

Een belangrijke constatering in het kader van dit project is dat er maar heel weinig goede meetgegevens zijn om een dergelijk instrumentarium goed te kunnen ijken. Het verdient aanbeveling dat waterbeheerders hier (veel) meer aandacht aan besteden als onderbouwing van aanvullende eisen aan overstorten. Uiteindelijk gaat het bij het nemen van maatregelen om grote investeringen en is het van belang het nut en de noodzaak hiervan goed te onderbouwen.

DE STOWA IN HET KORT

De Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer, kortweg STOWA, is het onderzoeksplatform van Nederlandse waterbeheerders. Deelnemers zijn alle beheerders van grondwater en oppervlaktewater in landelijk en stedelijk gebied, beheerders van installaties voor de zuivering van huishoudelijk afvalwater en beheerders van waterkeringen. Dat zijn alle waterschappen, hoogheemraadschappen en zuiveringsschappen en de provincies.

De waterbeheerders gebruiken de STOWA voor het realiseren van toegepast technisch, natuurwetenschappelijk, bestuurlijk juridisch en sociaal-wetenschappelijk onderzoek dat voor hen van gemeenschappelijk belang is. Onderzoeksprogramma's komen tot stand op basis van inventarisaties van de behoefte bij de deelnemers. Onderzoekssuggesties van derden, zoals kennisinstituten en adviesbureaus, zijn van harte welkom. Deze suggesties toetst de STOWA aan de behoeften van de deelnemers.

De STOWA verricht zelf geen onderzoek, maar laat dit uitvoeren door gespecialiseerde instanties. De onderzoeken worden begeleid door begeleidingscommissies. Deze zijn samengesteld uit medewerkers van de deelnemers, zonodig aangevuld met andere deskundigen.

Het geld voor onderzoek, ontwikkeling, informatie en diensten brengen de deelnemers samen bijeen. Momenteel bedraagt het jaarlijkse budget zo'n 6,5 miljoen euro.

U kunt de STOWA bereiken op telefoonnummer: 033 - 460 32 00.

Ons adres luidt: STOWA, Postbus 2180, 3800 CD Amersfoort.

Email: stowa@stowa.nl.

Website: www.stowa.nl

KNELPUNTENBEOORDELINGS- METHODE WATERKWALITEITSSPOOR OVERSTORTEN

INHOUD

	TEN GELEIDE	
	SAMENVATTING	
	STOWA IN HET KORT	
1	INLEIDING	1
	1.1 Het waterkwaliteitsspoor	1
	1.2 Aanleiding voor dit project	2
	1.3 Doelstelling	3
	1.4 Leeswijzer	3
2	KNELPUNTENBEOORDELINGSMETHODE	4
	2.1 Algemeen	4
	2.1.1 Randvoorwaarden en eisen	4
	2.1.2 Achtergrond	4
	2.1.3 Beschrijving van de methode	5
	2.2 Berekeningen zuurstofhuishouding	6
	2.2.1 Verdunning pieklozingen (initiële BZV-concentratie)	6
	2.2.2 Reaeratie	7
	2.2.3 Zuurstofdeficiet	7
	2.3 Berekeningen slibaanwas	8
	2.4 Effecten van maatregelen	10
	2.4.1 Riolering	10
	2.4.2 Oppervlaktewatersysteem	11

2.5	Beoordeling	11
2.5.1	Zuurstofhuishouding	11
2.5.2	Slibaanwas	13
2.5.3	Eindoordeel	13
2.6	Cumulatieve effecten meerdere overstorten	14
2.6.1	Clustering	14
2.6.2	Meerdere overstorten in serie	14
2.6.3	Overstorten in een netwerk van waterlopen	14
2.7	Benodigde gegevens	14
3	KALIBRATIE	17
3.1	Case 'Bornsebeek'	17
3.1.1	Watersysteem en ligging overstorten	17
3.1.2	Selectie van gebeurtenissen	17
3.1.3	Resultaten	18
3.2	Case 'Dommel Eindhoven'	20
3.2.1	Meetprogramma	20
3.2.2	Watersysteem en ligging overstorten	21
3.2.3	Selectie van gebeurtenissen	21
3.2.4	Resultaten	23
3.3	Conclusies	25
4	TOEPASSING VAN DE KNELPUNTENMETHODE	26
4.1	Context	26
4.2	Toepassingsbereik	26
4.3	Presentatie van de resultaten	27
4.3.1	Beoordeling individuele overstorten	27
4.3.2	Beoordeling meerdere overstorten op één watersysteem	28
4.4	Gevoeligheidsanalyse	30
5	CONCLUSIES EN AANBEVELINGEN	31
5.1	Conclusies	31
5.2	Aanbevelingen	32
6	LITERATUUR	34
	BIJLAGEN	
1	WATERSYSTEEM BORNSEBEEK MET OVERSTORTEN	37
2	WATERSYSTEEM EINDHOVEN MET LIGGING OVERSTORTEN	39
3	HANDLEIDING KNELPUNTENMETHODE	41
4	KNELPUNTENBEOORDELINGSMETHODE WATERKWALITEITSSPOOR OVERSTORTEN	42
5	WAARDEN VOOR PARAMETERS EN VARIABELEN	49

1

INLEIDING

In het waterkwaliteitsbeheer staat het bereiken van een goede waterkwaliteit voorop. In stedelijke watersystemen wordt de waterkwaliteit door overstorten van rioolstelsels negatief beïnvloed. Vooral de zuurstofhuishouding heeft te lijden bij het optreden van overstortingen. Om de waterkwaliteit te verbeteren maken waterbeheerders en gemeenten afspraken over het beperken van de emissies uit rioolstelsels. De in dit rapport beschreven beoordelingsmethode is hierbij een hulpmiddel om een verkenning uit te voeren en problematische overstorten te identificeren. Een brede, integrale benadering van het waterkwaliteitsspoor waarbij andere beïnvloedingsfactoren van de waterkwaliteit worden meegenomen is een vervolgstap voor specifieke situaties.

1.1 HET WATERKWALITEITSSPOOR

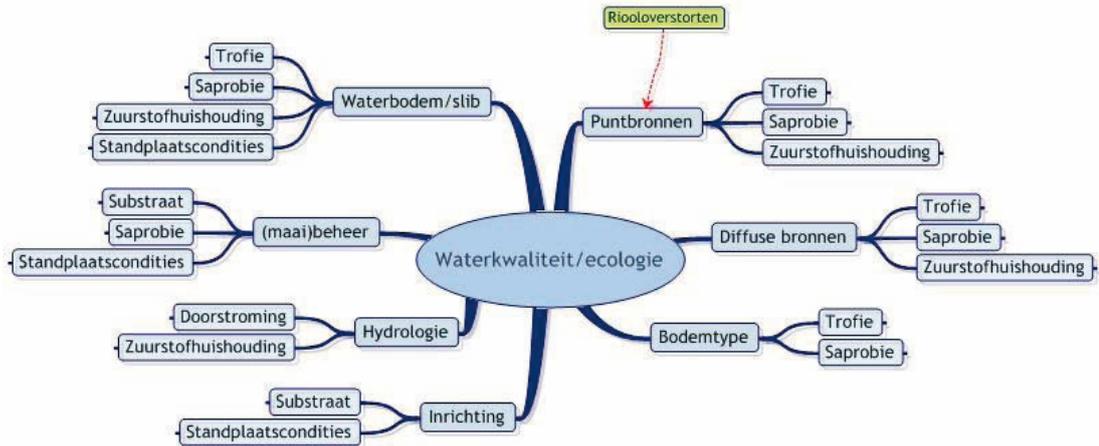
In het Nederlandse waterbeleid wordt al sinds vele jaren een tweesporenbeleid gehanteerd om de waterkwaliteit van stadswateren op orde te krijgen. In het emissiespoor (basisinspanning) wordt, ten opzichte van 1985, gestreefd naar een halvering van de uitstoot uit de afvalwaterketen naar het oppervlaktewater. In het waterkwaliteitsspoor worden eventuele aanvullende maatregelen genomen aan de bron, in het rioolstelsel of in het oppervlaktewaterstelsel om de waterkwaliteitsdoelstellingen voor het oppervlaktewater te realiseren. Het waterkwaliteitsspoor wordt ingezet als het realiseren van de doelstellingen van het emissiespoor (basisinspanning) niet leidt tot de gewenste waterkwaliteit. Het waterkwaliteitsspoor is qua emissiereductie dus aanvullend op het emissiespoor. Bij het emissiespoor gaat het om de vermindering van de vuiluitwerp uit rioolstelsels op gemeenteniveau, terwijl bij het waterkwaliteitsspoor (immissiespoor) gekeken wordt naar de lozingen uit individuele overstorten (of meerdere tegelijk als ze lozen op hetzelfde oppervlaktewater). De effecten van overstorten op het ontvangende oppervlaktewater zijn in het waterkwaliteitsspoor maatgevend en kunnen aanleiding zijn om aanvullende eisen te stellen. Deze eisen vloeien bijvoorbeeld voort uit de doelstellingen die vanuit de Kaderrichtlijn Water voor waterlichamen zijn geformuleerd.

Bij het waterkwaliteitsspoor is een watersysteembenadering het meest op zijn plaats, waarbij wordt nagegaan op welke wijze voldaan kan worden aan een bepaald streefbeeld voor een (oppervlakte)watersysteem; hierbij speelt een groot aantal aspecten een rol, zoals:

- Begrenzing van het watersysteem (hoe ver reikt de beïnvloeding).
- Fysisch-chemische en bacteriologische waterkwaliteit, waterbodempkwaliteit.
- Emissies (basisafvoer/achtergrondbelasting, overige verontreinigingsbronnen).
- Waterkwantiteit (peilbeheer, doorstroommogelijkheden, kwel/wegzijging, et cetera).
- Ecologie (ontwikkelingsmogelijkheden flora en fauna: waterkwaliteit, waterkwantiteit, overgangen water/land, et cetera).
- Inrichting (dimensionering waterloop, aanwezigheid duikers (lengte, hoogteligging), compartimentering (stuwen), talud oevers, dode hoeken, et cetera).
- Onderhoud (baggeren, maaien, et cetera).
- Gebruik (bijvoorbeeld hengelwater, kanowater, 'kijk'water, et cetera).

Alle aspecten spelen een rol bij het realiseren van een duurzaam, gezond, veerkrachtig watersysteem. Zelden zijn de problemen in een watersysteem opgelost met alleen het saneren van de overstorten. Door meer aspecten erbij te betrekken kunnen soms nieuwe alternatieven opdoemen. Sommige van deze aspecten kunnen in kwantitatieve termen worden beschreven, de meeste echter slechts kwalitatief. In figuur 1.1 zijn de belangrijkste beïnvloedingsfactoren van waterkwaliteit en ecologie van stadswateren weergegeven.

FIGUUR 1.1 SCHEMATISCH OVERZICHT VAN DE BEÏNVLOEDINGSFACTOREN VAN WATERKWALITEIT EN ECOLOGIE VAN STADSWATEREN



Deze brede benadering is noodzakelijk om in grote lijnen te bepalen waar gemeente en waterschap met de stadswateren naartoe willen. Hoewel toepassing van bovenstaande watersysteembenadering in lokale projecten haalbaar en zelfs noodzakelijk is, is het daarnaast nodig om ongewenste effecten van emissies vanuit de riolering op de oppervlaktewaterkwaliteit gericht in beeld te krijgen en aan te pakken. Daarbij gaat het vooral om de effecten van overstortingen uit gemengde rioolstelsels op de zuurstofhuishouding van het ontvangende water, maar bijvoorbeeld ook om de slibaanwas in de omgeving van een overstort. Deze zogenaamde ‘smalle’ benadering van het waterkwaliteitsspoor is een logische eerste stap om (daarna) de brede aanpak te kunnen uitvoeren.

Om in het kader van het ‘smalle’ waterkwaliteitsspoor voor een groot aantal overstorten de invloed op de waterkwaliteit in beeld te kunnen brengen, moet voor een pragmatische aanpak worden gekozen, waarbij op basis van eenvoudige kentallen de invloed van rioloverstorten wordt gekarakteriseerd. Met een pragmatische aanpak kan dan op voorhand inzicht worden verkregen in de eisen aan gemengde rioolstelsels vanuit het waterkwaliteitsspoor. Dit kan zowel worden toegepast voordat de basisinspanning is afgerond als daarna.

1.2 AANLEIDING VOOR DIT PROJECT

Invulling van het waterkwaliteitsspoor voor overstortlozingen staat hoog op de agenda bij verschillende waterschappen. Enerzijds om – bijvoorbeeld in het kader van optimalisatiestudies voor het afvalwatersysteem (OAS) – aanvullende wensen op tafel te kunnen leggen voor deze lozingen en dit te kunnen onderbouwen; anderzijds als bijdrage aan het realiseren van KRW-doelstellingen.

De “verdunningsindexmethode” is een pragmatische beoordelingsmethode, gerelateerd aan de ecologie en fysieke situatie van het watersysteem. Deze methode heeft Tauw ontwikkeld in opdracht van waterschap Brabantse Delta, gebaseerd op de eerder door de Werkgroep

Riolering West-Nederland ontwikkelde knelpuntenmethode. De methode lijkt goed te voldoen om in dit proces een rol te kunnen spelen. STOWA heeft Tauw opdracht gegeven voor het verder ontwikkelen en onderbouwen van deze ‘verdunningsindexmethode’, gericht op een brede toepasbaarheid in het Nederlandse stedelijke waterbeheer.

1.3 DOELSTELLING

Het doel van dit project is om in samenwerking met zowel waterschappen als gemeenten een eenvoudige methode te ontwikkelen voor invulling van het smalle waterkwaliteitsspoor, waarbij overstortlocaties worden geprioriteerd en tevens de kansrijkheid van mogelijke maatregelen kan worden ingeschat. De methode moet onderbouwd zijn met een voldoende grote set aan meet- en inventarisatiegegevens en in Nederland (minimaal Hoog-Nederland) breed toepasbaar zijn. Als eindresultaat moet dit project een toetsingsinstrument opleveren (Excel-applicatie) met een begeleidende rapportage.

1.4 LEESWIJZER

In dit rapport worden na deze inleiding in hoofdstuk 2 de theoretische achtergronden van de ontwikkelde methode behandeld. Hoofdstuk 3 gaat in op de kalibratie van de beoordelingsmethode en hoofdstuk 4 behandelt de toepassing van de methode in de praktijk. Hoofdstuk 5 bevat enkele aanbevelingen.

2

KNELPUNTENBEOORDELINGSMETHODE

In dit hoofdstuk wordt ingegaan op de nu ontwikkelde knelpuntenbeoordelingsmethode. Hierbij wordt geen aandacht besteed aan de verschillende stappen in het ontwikkelproces, alleen de eindsituatie wordt beschreven.

2.1 ALGEMEEN

2.1.1 RANDVOORWAARDEN EN EISEN

Bij aanvang van het project zijn aan de methode enkele randvoorwaarden en eisen gesteld.

De methode moet aan de volgende randvoorwaarden voldoen:

- De functionaliteit van het toetsinstrument moet aansluiten bij de wensen van de toekomstige gebruikers (onder andere beperkt in invoergegevens).
- De methode dient gebaseerd te zijn op gegevens van verschillende waterbeheerders, verspreid door Nederland en geschikt zijn voor alle watertypen die voor de KRW worden onderscheiden.
- De resultaten van de methode mogen in principe niet strijdig zijn met resultaten van andere toetsingsmethoden (zoals TEWOR), tenzij daar inhoudelijke argumenten voor zijn.

Eisen die aan de methode worden gesteld zijn verder:

- Er dient rekening te worden gehouden met de verdunning van overstortwater in het ontvangende oppervlaktewater.
- Er dient met ecologische differentiatie (ernst van de effecten afhankelijk van het systeem) rekening te worden gehouden.
- De gebruiker moet de keuzevrijheid hebben in het ambitieniveau waaraan wordt getoetst.
- De scoring/beoordeling moet in vier of vijf klassen plaatsvinden om voldoende differentiatie tussen realisatie basisinspanning en realisatie van aanvullende doelstellingen aan te brengen.
- De effectiviteit van maatregelen als afkoppelen, BBB, groene berging (met daarvoor een BBB), en maatregelen in het ontvangende oppervlaktewater moeten met de methode indicatief kunnen worden verkend.

2.1.2 ACHTERGROND

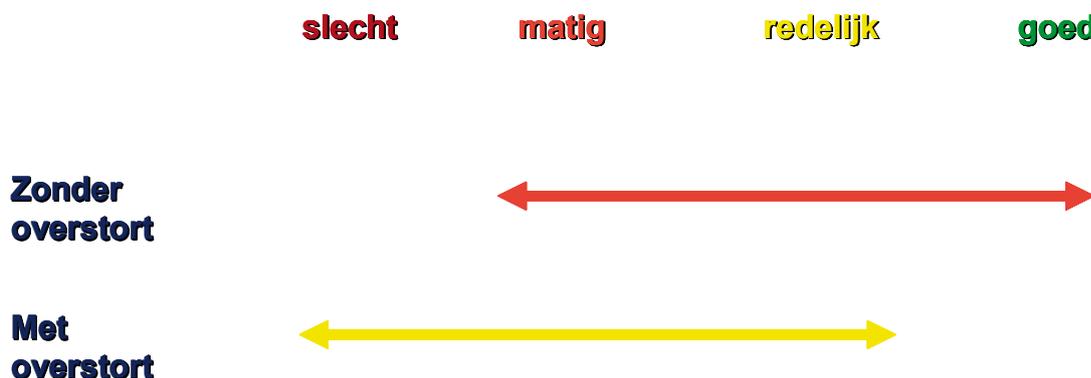
Zoals in hoofdstuk 1 is aangegeven, beïnvloeden overstortingen van rioolstelsels een groot aantal aspecten van de waterkwaliteit in stedelijke watersystemen.

Uit verschillende studies naar de beïnvloeding van de waterkwaliteit door riooloverstorten komt naar voren dat de ecologische waterkwaliteit (EBEOstad) in wateren zonder lozingen van riooloverstorten (gemengde stelsels) beter is dan wateren met riooloverstorten. Voor de fysisch-chemische waterkwaliteit (routinematig onderzoek) is deze relatie minder duidelijk (onder andere Schreuders et al., 2005). Desondanks is het op een eenduidige wijze leggen van

een relatie tussen de aanwezigheid van een overstort of het optreden van een overstorting enerzijds en de waterkwaliteit anderzijds niet mogelijk, omdat vele andere beïnvloedingsfactoren hierbij een rol spelen. Dit leidt ertoe dat in specifieke situaties wateren mét overstort toch een goede kwaliteit kunnen hebben, terwijl wateren zonder overstort een slechte waterkwaliteit hebben, bijvoorbeeld door een sterk onnatuurlijke inrichting en/of een gebrek aan doorstroming.

Dit kan worden geïllustreerd aan de hand van de door waterschap Brabantse Delta uitgevoerde ecologische quick scan (Lambregts van de Clundert, F. & J. de Koning, 2005). Deze geeft het beeld dat locaties met aanwezige overstort gemiddeld slechter worden beoordeeld dan locaties zonder overstort, maar waarbij niet kan worden gezegd dat aanwezigheid van een overstort per definitie leidt tot een slechtere waterkwaliteit: zie figuur 2.1.

FIGUUR 2.1 KWALITEITSOORDEEL VAN WATEREN MET EN ZONDER OVERSTORT VOLGENS EEN DOOR WATERSCHAP BRABANTSE DELTA UITGEVOERDE QUICK-SCAN



Aanvankelijk was het de bedoeling om in de knelpuntenbeoordelingsmethode de relatie met de ecologische waterkwaliteit te leggen; in het ontwikkeltraject is echter gebleken dat dit niet haalbaar was om de hierboven beschreven redenen. Het ontbreken van (ecologische) meetgegevens waaruit een eenduidige relatie tussen overstort en waterkwaliteit kan worden afgeleid is hierbij het belangrijkste knelpunt.

Daarom is ervoor gekozen om de methode te baseren op enkele waterkwaliteitseffecten die eenduidig aan het optreden van overstortingen zijn te relateren:

- Verstoring van de zuurstofhuishouding, waarbij de mate waarin een bepaald minimum zuurstofgehalte wordt onderschreden en de tijd die dit duurt het kwaliteitsoordeel bepalen.
- Aanwas van slib in de waterloop, waarbij de omvang van het verspreidingsgebied en de snelheid waarmee de slibdikte toeneemt het kwaliteitsoordeel bepalen.

Overigens hebben deze waterkwaliteitseffecten wel degelijk een relatie met de ecologie: zowel de zuurstofhuishouding als de belasting met organisch materiaal (saprobie) zijn medebepalend voor het functioneren van het ecosysteem, zie ook paragraaf 1.1.

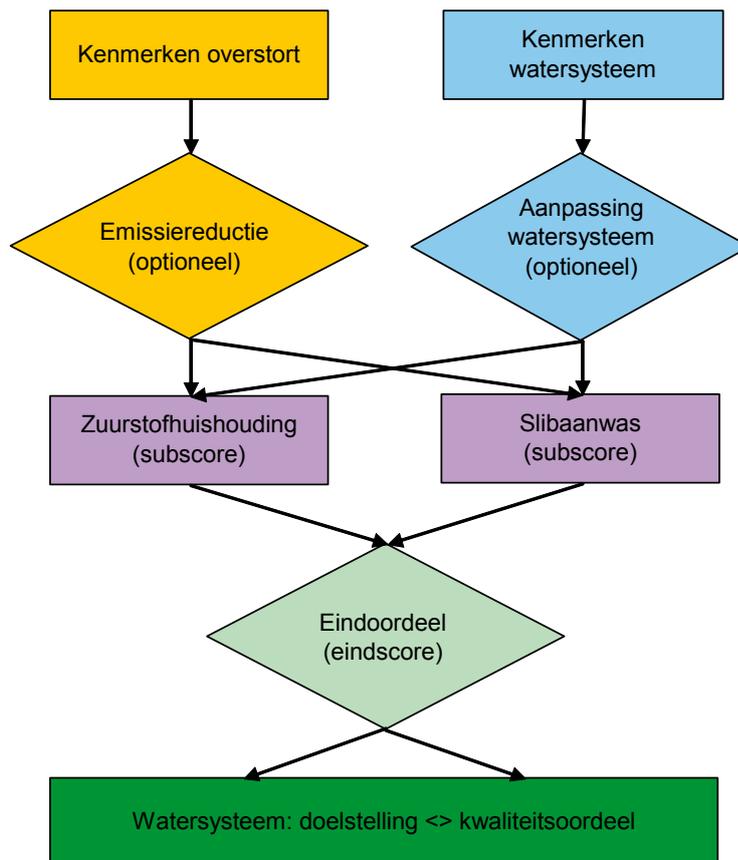
In de volgende paragrafen wordt nader ingegaan op de berekeningen die worden uitgevoerd om tot een oordeel over een overstorting te komen.

2.1.3 BESCHRIJVING VAN DE METHODE

In figuur 2.2 is een schematische weergave van de methode weergegeven; in bijlage 1 staat een uitgebreider stroomschema. In de volgende paragrafen wordt achtereenvolgens ingegaan op de berekeningen en de toetsing. De handleiding voor het bijbehorende Excel-bestand is opgenomen in bijlage 4.

FIGUUR 2.2

SCHEMATISCH OVERZICHT VAN KNELPUNTENBEOORDELINGSMETHODE



2.2 BEREKENINGEN ZUURSTOFHUISHOUDING

De huidige versie van de knelpuntenbeoordelingsmethode is gebaseerd op berekening van de zuurstofconcentratie. In de volgende paragrafen worden de verschillende stappen in de berekening beschreven.

2.2.1 VERDUNNING PIEKLOZINGEN (INITIËLE BZV-CONCENTRATIE)

Om de effecten van overstortingen op de zuurstofhuishouding te voorspellen moet de concentratie van zuurstofverbruikende stoffen worden berekend. Verdunning treedt op door menging van het geloosde BZV met het water in het watersysteem zelf (door turbulentie en dispersie) en met aangevoerd water (landelijke afvoer en schoon regenwater vanaf afgekoppelde oppervlak). De mate van verdunning van BZV na een overstorting is in de knelpuntenmethode gerelateerd aan de concentratie BZV die in het watersysteem aanwezig is na volledige menging met het water in de watergang en met het water dat tijdens de overstorting aangevoerd wordt vanuit het landelijke gebied en vanuit (afgekoppelde) regenwaterstelsels. Hiervoor is de volgende formule gehanteerd:

$$[BZV]_w = \frac{[BZV]_{ov} \cdot V_{ov} + [BZV]_a \cdot V_w + [BZV]_a \cdot V_l + [BZV]_a \cdot V_{af}}{V_{ov} + V_w + V_l + V_{af}}$$

waarin:

$[BZV]_w$ = BZV-concentratie in het watersysteem na menging (mg/l)

$[BZV]_{ov}$ = BZV-concentratie van overgestort water (afhankelijk van de aanwezigheid van een bergbezinkbassin)

$[BZV]_a$	=	Achtergrondconcentratie BZV in het watersysteem, welke waarde ook wordt aangehouden voor water dat via landelijke afvoer en via afgekoppelde stelsels wordt aangevoerd
V_{ov}	=	Volume van de piekoverstorting (m^3)
V_w	=	Volume van het watersysteem – dit is het product van de diepte en breedte van een watergang en een standaard lengte van 100 m, of het product van de diepte en het oppervlak van een vijver
V_1	=	Volume van de (bovenstroomse) landelijke afvoer tijdens een overstorting – dit is het product van de landelijke afvoer in m^3/s en een aangenomen overstortingsduur van vier uur
V_{af}	=	Volume van de regenwaterlozing – dit is het product van het afgekoppelde verhard oppervlak en een standaard neerslaghoeveelheid van 21 mm bij $T = 1$ en van 25,8 mm bij $T = 2$

2.2.2 REAERATIE

De snelheid waarmee de zuurstofhuishouding in het watersysteem zich herstelt na een overstorting hangt onder meer af van de reaeratie. De reaeratiesnelheid is omgekeerd evenredig met de waterdiepte. Hoe dieper een watergang, hoe kleiner het effect van reaeratie is. Watersystemen die een gelijke mate van verdunning hebben, zullen onder invloed van reaeratie verschillend reageren op overstortingen. Bij gelijke verdunningsgraad zullen ondiepe watergangen een lagere en korter durende zuurstofdip ondervinden dan diepe watergangen. Naast de waterdiepte is de reaeratie ook afhankelijk van de stroomsnelheid in het ontvangende oppervlaktewater.

2.2.3 ZUURSTOFDEFICIET

Voor de beoordeling van de effecten van overstortlozingen wordt gebruik gemaakt van het zuurstofdeficiet. Het zuurstofdeficiet is het verschil tussen de zuurstofconcentraties in met zuurstofverzadigd water (nulsituatie) en in water na lozing van zuurstofverbruikende stoffen (BZV). Het zuurstofdeficiet hangt af van vele processen als zuurstofverbruik door BZV, algen en bodemslib en reaeratie. Voor het vereenvoudigde deficietmodel geldt dat alleen uit wordt gegaan van de reaeratie en het zuurstofgebruik door BZV geloozd vanuit de puntlozing (riooloverstort).

Aangenomen wordt dat de verspreide deficietbronnen (algen en bodemslib) elkaar opheffen en daardoor vervallen. De twee overgebleven processen bepalen de volgende differentiaalvergelijking:

$$\frac{dD(t)}{dt} = k_1 * c_{BZV}(t) - k_2 * D(t) \quad (1)$$

waarin:

$D(t)$	Zuurstofdeficiet (g/m^3) veranderlijk in de tijd
k_1	Afbraakcoëfficiënt BZV (1/dag)
$c_{BZV}(t)$	BZV-concentratie (g/m^3) veranderlijk in de tijd
k_2	Reaeratiecoëfficiënt (1/dag)

Uitgaande van de randvoorwaarde bij $t = 0$ waarbij geldt $c_{BZV} = c_0$ en $D = 0$ (water is verzadigd met zuurstof) kan de volgende vergelijking worden genoteerd:

$$D(t) = c_0 * \frac{k_1}{k_2 - k_1} * (\exp(-k_1 t) - \exp(-k_2 * t)) + D_0 * \exp(-k_2 t) \quad (2)$$

Wanneer we uitgaan van de afstand vanaf de puntbron door de stroomsnelheid mee te nemen ($x = t/u$), kunnen we het verloop van het zuurstofdeficiet benedenstrooms van overstorten berekenen.

Voor de berekening van het maximum zuurstofdeficiet wordt allereerst de afstand waarop de piek plaatsvindt berekend. Voor de piek geldt $dD/dt = 0$ ofwel:

$$k_1 * c_{BZV} = k_2 * D \quad (3)$$

Uitgeschreven leidt dit tot de volgende vergelijking voor de afstand waarop de piek optreedt x_m :

$$x_m = \frac{u}{k_2 - k_1} * \ln \left(\frac{k_2}{k_1} * \left(1 - \frac{k_2 - k_1}{k_1} * \frac{D_0}{c_0} \right) \right) \quad (4)$$

Door x_m vervolgens in te vullen in vergelijking 2 wordt het maximum zuurstofdeficiet berekend.

2.3 BEREKENINGEN SLIBAANWAS

De lange-termijneffecten van overstortingen zijn in de knelpuntenmethode verdisconteerd in de vorm van een factor 'slibaanwas'. De vorming van een grote sliblaag door overstortingen is bij ongesaneerde overstorten groter dan bij overstorten met een bergbezinkbassin. Bergbezinkbassins reduceren de jaargemiddelde lozing van bezinkbaar materiaal. Daarnaast zorgt stroming in de watergang voor verspreiding van bezinkbaar materiaal. Bij grotere stroming zijn de lokale effecten van overstortingen minder ernstig, maar wordt wel over een groter traject vervuild slib afgezet op bijvoorbeeld waterplanten. Bij grotere verspreiding is ook uit oogpunt van onderhoud het slib moeilijker te verwijderen dan bij een "hot spot" nabij een overstort. De frequentie van verwijderen zal dan echter wel lager liggen vanwege de verspreiding over een groter oppervlak. Verwijderen van slib (baggeren) verstoort het aquatisch ecosysteem en moet zoveel mogelijk worden vermeden.

De factor slibaanwas is uitgedrukt in de jaarlijkse toename van de slibdikte rond de overstort, als percentage van de diepte van de watergang. Hierbij wordt uitgegaan van het gemiddelde jaarlijkse overstortingsvolume. Dit volume wordt omgerekend naar een gemiddeld overstortingsvolume per overstorting, uitgaande van gemiddeld zes overstortingen per jaar. De zwevende stof in het overstortende water bezinkt en vormt een sliblaag op de waterbodem. De valsnelheid van de zwevende stof hangt af van de aanwezigheid van een bergbezinkbassin achter de overstort. Bij overstorten zonder bergbezinkbassin is de valsnelheid van zwevende stof circa 5 m/h. Als wel een bergbezinkbassin is aangelegd, vangt deze de zwaarste deeltjes af. De gemiddelde valsnelheid van zwevende stof in het overstortende water neemt hierdoor af tot circa 2,5 m/h (Handgraaf, 2001).

Op basis van de valsnelheid en de diepte van de watergang is de bezinktijd van zwevende stof in het oppervlaktewater uit te rekenen. Bij een waterdiepte van bijvoorbeeld 0,5 m en een valsnelheid van 2,5 m/h is de bezinktijd 0,2 uur. Dit houdt in dat alle zwevende stof binnen 12 minuten na overstorting op de waterbodem is bezonken.

Gedurende de bezinktijd legt het overgestorte water een bepaalde afstand af. Deze afstand hangt af van het overstortingsdebiet en de doorstroming van de watergang onder invloed van de landelijke afvoer en afgekoppeld oppervlak. Het oppervlak van de waterbodem dat het

overgestorte water gedurende de bezinktijd bestrijkt (de invloedssfeer) is gelijk aan het totale debiet door de watergang (overstorting plus landelijke afvoer plus regenwater vanaf afgekoppeld gebied) vermenigvuldigd met de bezinktijd en gedeeld door de waterdiepte:

$$A_b = \frac{(Q_o + Q_l + Q_r) \cdot T_b}{d}$$

met:

A_b	=	De invloedssfeer van de overstort: het oppervlak van de waterbodem waar zwevende stof bezinkt [m ²]
Q_o	=	Overstortingsdebiet: het gemiddelde jaarlijkse overstortingsvolume gedeeld door zes overstortingen per jaar gedeeld door 4 uur per overstorting [m ³ /h]
Q_l	=	Het debiet van de landelijke afvoer: het oppervlak aan landelijk gebied vermenigvuldigd met een landelijke afvoer van 1,5 l/s/ha [m ³ /h]
Q_r	=	Het debiet van regenwaterlozingen: het afgekoppelde oppervlak vermenigvuldigd met een neerslaghoogte van 21 mm, gedeeld door vier uur [m ³ /h]
T_b	=	De bezinktijd: de diepte van de watergang gedeeld door de bezinksnelheid [m]
d	=	De diepte van de watergang

Aangenomen wordt dat de vracht zwevende stof die gedurende een jaar via een overstort geloosd wordt, zich gelijkmatig verspreid over de invloedssfeer van de overstort. De grootte van de vracht zwevende stof hangt af van de aanwezigheid van een bergbezinkbassin. In overstortend water dat direct wordt geloosd, zit gemiddeld 200 mg/l zwevende stof. In overstortend water dat via een bergbezinkbassin wordt geloosd zit minder zwevende stof, omdat een deel van de zwevende stof is bezonken in de randvoorziening. Het bezinkingsrendement wordt geschat op gemiddeld 50 %, zodat in het water dat via een bergbezinkbassin geloosd wordt nog 100 mg/l zwevende stof aanwezig is (NWRW, 1989; Tauw,2003).

De dikte van het slib dat zich jaarlijks ten gevolge van overstortingen op de waterbodem afzet is berekend door de jaarvracht zwevende stof te delen door de invloedssfeer en de slibdichtheid:

$$d_s = \frac{V_o \cdot [SS]}{\rho_s \cdot A_o}$$

met:

d_s	=	Slibaanwas: de dikte van de sliblaag die zich jaarlijks afzet op de waterbodem ten gevolge van overstortingen [m/j]
V_o	=	Gemiddeld jaarlijks overstortingsvolume [m ³ /j]
[SS]	=	De concentratie zwevende stof in overstortend water: 0,2 kg/m ³ bij directe overstorten of 0,1 kg/m ³ bij randvoorzieningen
ρ_s	=	Dichtheid van slib: 1.200 kg/m ³
A_o	=	De invloedssfeer van de overstort: het oppervlak van de waterbodem waar zwevende stof bezinkt [m ²]

De slibaanwas is ten slotte gedeeld door de waterdiepte en uitgedrukt als percentage van de waterdiepte per jaar. Het idee hierachter is dat een jaarlijkse slibaangroei van bijvoorbeeld 1 cm in ondiepe watergangen ernstiger is dan in diepe watergangen.

2.4 EFFECTEN VAN MAATREGELLEN

2.4.1 RIOLERING

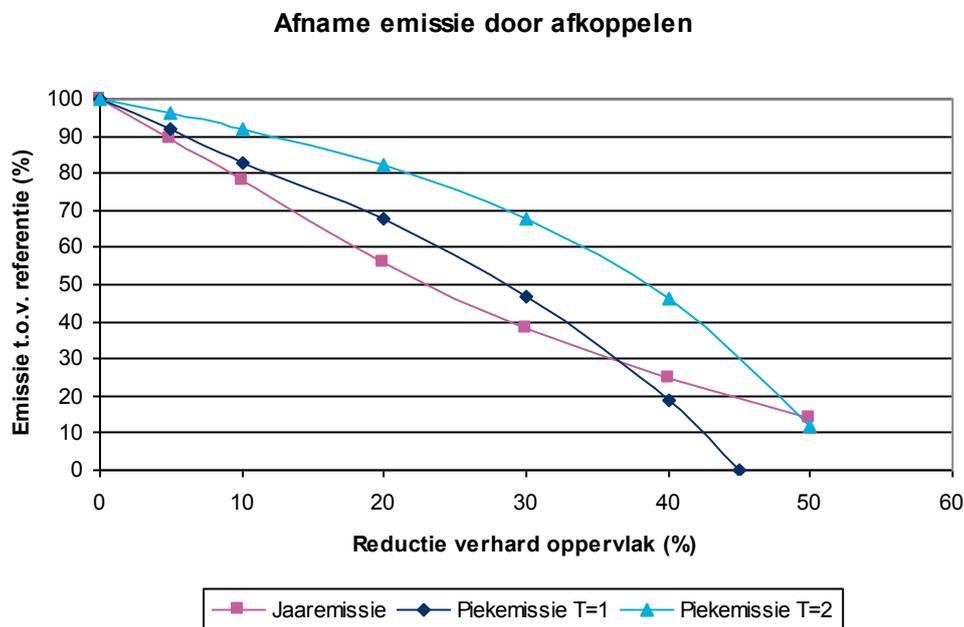
In het model kunnen de effecten van rioleringsmaatregelen worden verkend. De maatregelen waarmee rekening gehouden kan worden zijn afkoppelen en de aanleg van een bergbezinkbassin al dan niet in combinatie met een groene berging erachter.

Het effect van de maatregelen op de jaar- en piekemissies T=1 en T=2 is berekend met een meervoudig reservoirmodel (BALANS van Tauw) en de neerslagreeks 'de Bilt 1955-1979'. Hierbij is uitgegaan van het referentiestelsel voor de basisinspanning: een stelsel met 7 mm berging, een pompovertcapaciteit van 0,7 mm/h en een bergbezinkbassin van 2 mm achter elke overstort, inloopverliezen volgens Leidraad Riolering (Module C2100). De emissiereductie als gevolg van afkoppelen is weergegeven in figuur 2.3. Aan de hand van de relatie tussen afkoppelen en de emissiereductie wordt in het model de 'nieuwe' vuilemissie bepaald en hiermee worden de scores berekend.

Ook het effect van de aanleg van een bergbezinkbassin is bepaald (figuur 2.4). Voor een groene berging is uitgegaan van extra berging van 10 mm.

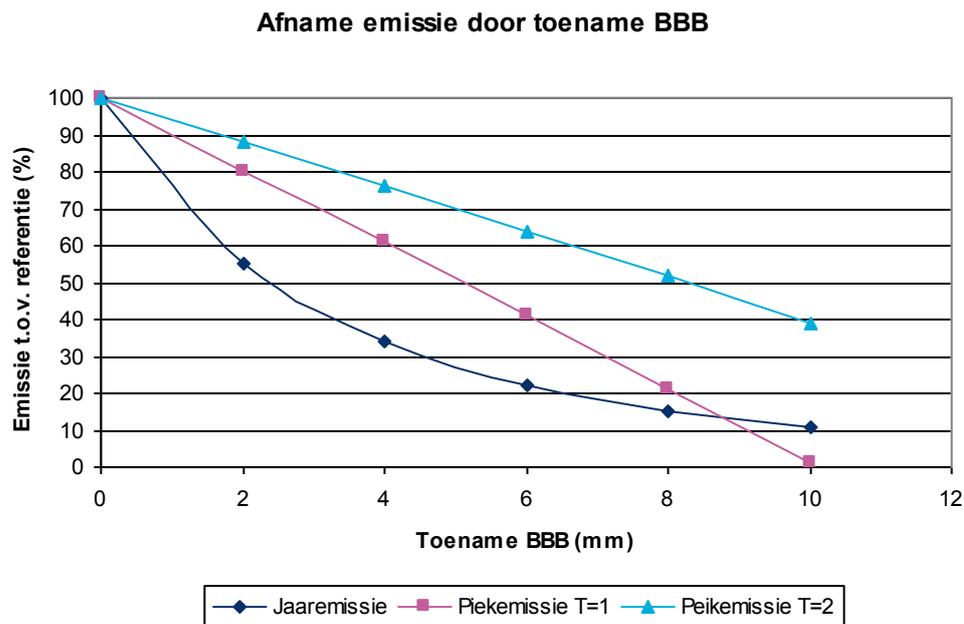
In de praktijk komen er vanzelfsprekend vele verschillende rioolstelsels voor met uiteenlopende kenmerken, waarbij het effect van maatregelen mede wordt bepaald door deze kenmerken. Vanwege het indicatieve karakter van de knelpuntenbeoordelingsmethode is echter voor een vereenvoudiging gekozen, waarbij de effecten op een referentiestelsel als maatgevend worden beschouwd.

FIGUUR 2.3 AFNAME VAN DE JAAR- EN PIEKEMISSIES DOOR AFKOPPELEN



FIGUUR 2.4

AFNAME VAN DE JAAR- EN PIEKEMISSIES DOOR DE AANLEG VAN EEN BERGBEZINKBASSIN



2.4.2 OPPERVLAKTEWATERSYSTEEM

In het model kunnen ook de effecten van maatregelen aan het oppervlaktewatersysteem worden verkend. Dit kan bijvoorbeeld door de berekeningen uit te voeren voor verschillende dimensies van het watersysteem (breedte, diepte, talud) of voor verschillende doorspoeldebieten.

2.5 BEOORDELING

2.5.1 ZUURSTOFHUISHOUDING

Voor de beoordeling van de resultaten wordt het berekende zuurstofdeficiet als uitgangspunt genomen, waarbij zowel de diepte van de dip als de duur van de onderschrijding van een norm meetelt.

Hiertoe is de maat 'oppervlak' geïntroduceerd, berekend als diepte van de zuurstofdip onder de norm * tijd dat de zuurstofconcentratie onder de norm zit. De eenheid wordt dan mg.d/l. Een getal van 2 betekent dan dus een onderschrijding van de norm van A mg/l gedurende B dagen, waarvoor geldt dat $A * B = 2$.

De volgende normen zijn in het instrumentarium gehanteerd (zie kader):

- Lage doelstelling: 3 mg/l O_2
- Midden doelstelling: 4 mg/l O_2
- Hoge doelstelling: 5 mg/l O_2

Deze waarden zijn door de gebruiker aan te passen.

De hierboven beschreven benadering kan worden geïllustreerd aan de hand van figuur 2.5, waar eenzelfde verloop van het zuurstofgehalte in de tijd op een bepaalde plaats leidt tot verschillende mate van overschrijding van de norm, afhankelijk van de hoogte van deze norm.

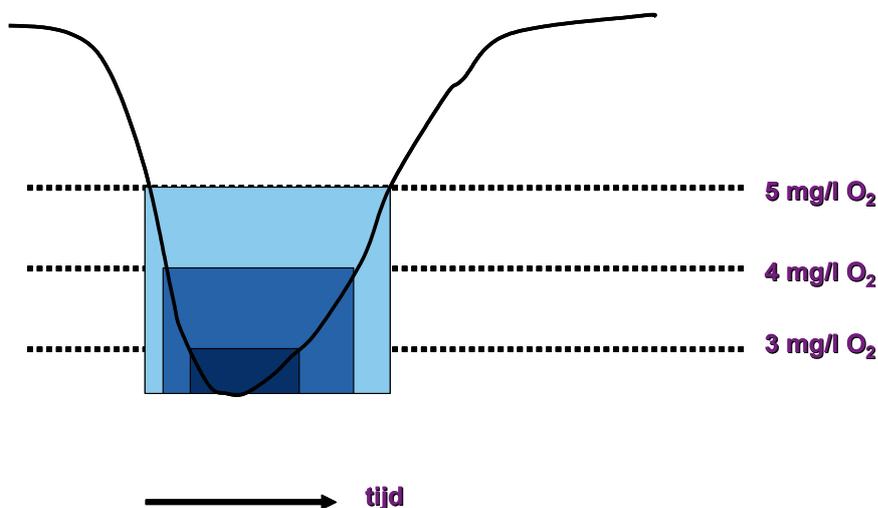
NORMEN VOOR ZUURSTOF EN DE KADERRICHTLIJN WATER

Voor de Kaderrichtlijn Water zijn voor veel watertypen maatlatten afgeleid, waarmee de ecologische kwaliteit kan worden bepaald. Een beoordeling van de zuurstofhuishouding maakt hiervan voor veel watertypen deel uit. Hierbij wordt uitgegaan van het verzadigingspercentage dat tussen bepaalde grenzen moet liggen (tussen 70 en 110% voor veel stromende wateren). De beoordeling vindt plaats op basis van meetresultaten met een frequentie van 12 maal per jaar op een vast meetpunt.

Dit is een geheel andere situatie dan welke zich voordoet onder de extreme omstandigheden bij een overstorting, wanneer het zuurstofgehalte tijdelijk ver kan dalen. De in dit rapport genoemde normen in mg/l voor de minimum acceptabele zuurstofconcentratie hebben betrekking op deze extreme omstandigheden.

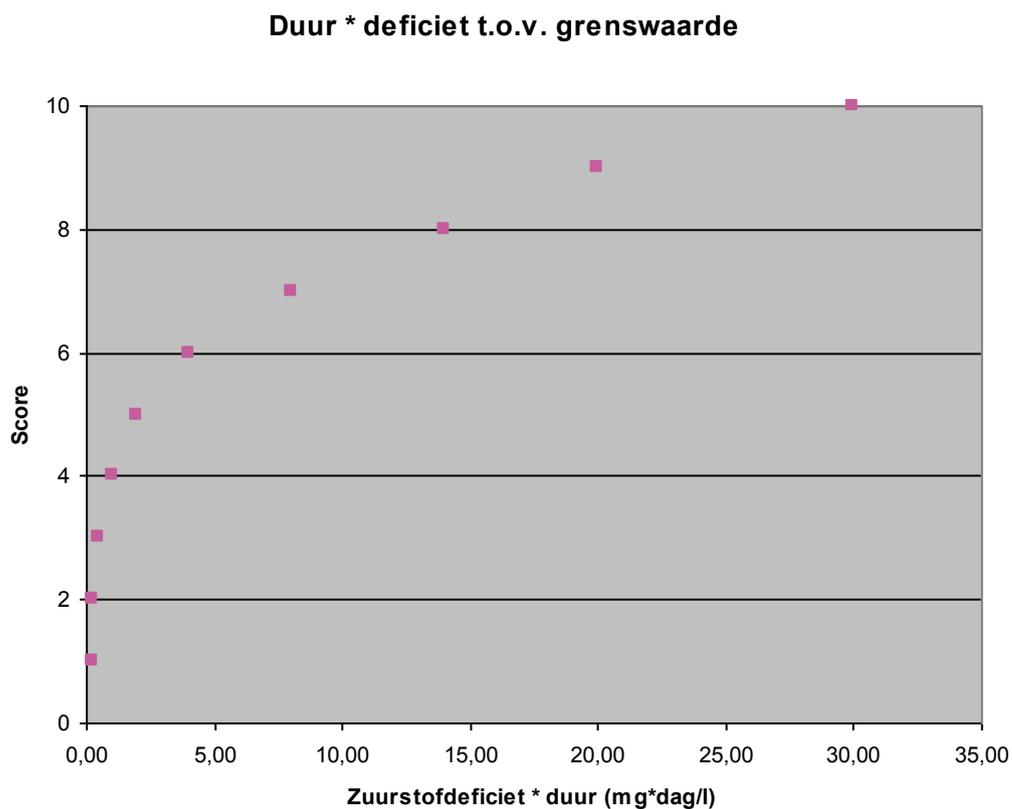
FIGUUR 2.5

BEORDELING VAN HETZELFDE VERLOOP VAN DE ZUURSTOFCONCENTRATIE IN DE TIJD TEN OPZICHT VAN VERSCHILLENDE NORMEN



Vervolgens zijn voor de beoordeling de grenzen voor de verschillende categorieën knelpunten ingevuld. Blijft de zuurstofconcentratie altijd boven de norm dan is er geen knelpunt. Bij ≤ 2 mg.d/l wordt het een beperkt knelpunt, bij ≤ 7 mg.d/l wordt het een matig knelpunt en alles daarboven is een groot knelpunt. Deze grenzen zijn bepaald op basis van de verdeling van de berekende “oppervlakken” binnen de beschikbare dataset. In figuur 2.6 is dit grafisch weergegeven.

FIGUUR 2.6 RELATIE TUSSEN DE SCORE VOOR HET ZUURSTOFDEFICIET EN HET BEREKENDE ZUURSTOFDEFICIET (MG.D/L)



2.5.2 SLIBAANWAS

Voor de beoordeling van de resultaten voor de slibaanwas wordt het percentage van de waterkolom die jaarlijks wordt opgevuld met slib als uitgangspunt genomen. De indeling van de score van het criterium slibaanwas staat in tabel 2.1.

TABEL 2.1 INDELING KLASSES OP BASIS VAN SLIBAANWAS

ondergrens		bovengrens	score
	slibaanwas	< 0,2 %/j	1
0,2 %/j ≤	slibaanwas	< 0,5 %/j	2
0,5 %/j ≤	slibaanwas	< 1 %/j	4
1 %/j ≤	slibaanwas	< 2 %/j	6
2 %/j ≤	slibaanwas	< 5 %/j	8
5 %/j ≤	slibaanwas	< 10 %/j	9
10 %/j ≤	slibaanwas		10

2.5.3 EINDOORDEEL

Voor de bepaling van de eindscore van een bepaalde overstort worden de scores voor zuurstofhuishouding en slibaanwas gewogen gemiddeld. De weegfactoren voor beide aspecten zijn door de gebruiker van het modelinstrumentarium zelf in te stellen.

2.6 CUMULATIEVE EFFECTEN MEERDERE OVERSTORTEN

In veel situaties lozen er meerdere overstorten op één watersysteem. De lozingen beïnvloeden gezamenlijk de waterkwaliteit. Er zijn twee mogelijkheden om hiermee om te gaan:

- Clustering.
- Berekening in serie.

In de volgende paragrafen wordt hierop nader ingegaan.

2.6.1 CLUSTERING

Het kan voorkomen dat verschillende overstorten dicht bij elkaar liggen. In die gevallen dient de knelpuntenmethode voor een cluster van overstorten uitgevoerd te worden. Dit heeft de volgende invloed op de in te voeren gegevens:

- De te beschouwen watergang is de watergang die benedenstrooms van het cluster overstorten ligt. In het algemeen zal dit ook de grootste watergang zijn.
- Het volledige achterliggende gebied van het cluster overstorten dient ingevuld te worden.
- Het afgekoppelde oppervlak dat loost op alle watergangen binnen het cluster dient gesommeerd te worden.
- Bergbezinkbassins worden aangelegd bij overstorten met de grootste emissie. Zodra binnen een clustering van overstorten één of meer bergbezinkbassins zijn geplaatst, kan in de knelpuntenmethode aangehouden worden dat een bergbezinkbassin aanwezig is.
- De piekmissies van alle overstorten van het cluster dienen gesommeerd te worden.
- De gemiddelde jaarlijkse overstortingsvolumes dienen eveneens gesommeerd te worden.

2.6.2 MEERDERE OVERSTORTEN IN SERIE

Wanneer meerdere overstorten op enige afstand van elkaar op eenzelfde waterloop lozen, bestaat de mogelijkheid om met het instrument uit te rekenen wat – uitgaande van de meest bovenstrooms gelegen overstort – het zuurstofdeficiet, de zuurstofconcentratie en de resterende BZV-concentratie is ter plaatse van de volgende overstort. Deze waarden moeten dan als initiële condities worden overgenomen voor de volgende overstort. Dit kan in principe tot een oneindige reeks overstorten worden uitgebreid.

2.6.3 OVERSTORTEN IN EEN NETWERK VAN WATERLOPEN

Wanneer overstortingen optreden in een netwerk van waterlopen met variabele stromingsrichting is toepassing van deze knelpuntenbeoordelingsmethode niet goed mogelijk. Modelering van het watersysteem in bijvoorbeeld Duflow of Sobek ligt dan meer voor de hand.

2.7 BENODIGDE GEGEVENS

Voor het gebruik van het modelinstrumentarium zijn invoergegevens noodzakelijk, die hieronder in algemene termen worden beschreven. In de handleiding in bijlage 4 worden de invoergegevens meer specifiek beschreven.

OVERSTORTGEGEVENS

- De te beoordelen piekmissie in volume (m³) voor T=1 of T=2.
De Leidraad Riolerings (module C2100) behandelt in detail hoe piekmissies bij verschillende herhalingstijden moeten worden afgeleid bij een neerslagreeks van 10 of 25 jaar. Indien reeksresultaten niet beschikbaar zijn dan is het mogelijk een schatting van de piekmissie (T=1, T=2) te maken op basis van berekeningen voor standaardbuien (voor T=2 bijvoorbeeld bui 7 of bui 8 uit de neerslagreeks 'De Bilt 1955-1979'), die veelal wel beschik-

baar zijn. Hierbij moet wel de nodige voorzichtigheid worden betracht, omdat deze buien extremen zijn voor water op straat situaties en niet voor emissies.

- Concentraties BZV en NH_4 (in mg/l) in het overstortwater indien er meetgegevens bekend zijn. Met dit gegeven wordt de vuilemissie in kg BZV en kg CZV berekend. Wanneer geen meetgegevens bekend zijn, worden standaardconcentraties gebruikt.
- De aanwezigheid van een bergbezinkbassin (BBB), waarbij wordt uitgegaan van een rendement van 45 % bij een BBB.
- Bij de piekemissie dient een herhalingstijd ($T = 1$ of 2) te worden opgegeven. Deze wordt gebruikt bij verschillende omrekeningen en de kwantificering van emissiereducerende maatregelen; daarnaast kan de gebruiker de herhalingstijd gebruiken bij de beoordeling van de uitkomsten.
- De jaaremissie in m^3 per jaar is nodig om de slibaanwas in de watergang te bepalen. Deze jaaremissie kan worden ingevoerd als deze bekend is; als de jaaremissie onbekend is wordt deze berekend aan de hand van de piekemissie.

ONTVANGEND WATER

- Het ontvangend water kan een vijver of een waterloop zijn.
- Indien gekozen wordt voor een vijver zal de waterdiepte, het oppervlak en de eventuele stroomsnelheid in de vijver moeten worden opgegeven.
- Indien het ontvangend water een watergang is, moeten de waterdiepte, de breedte op de waterlijn en het talud worden opgegeven.
- Voor watergangen is ook het debiet van het bovenstrooms aangevoerde water van belang. Dit debiet kan op verschillende manieren worden bepaald:
 - Door het opgeven van een berekende of gemeten waarde als deze bekend is. Voor het te hanteren debiet moet wel een keuze worden gemaakt voor een bepaalde representatieve situatie (bijvoorbeeld jaargemiddelde, zomergemiddelde, et cetera). Vaak wordt bijvoorbeeld het gemiddelde zomerdebiet gehanteerd, omdat in die situatie de effecten het grootst zijn (worst case).
 - Als het debiet niet bekend is, kunnen er gegevens worden ingevoerd van het achterliggende oppervlak (stedelijke afgekoppeld oppervlak en landelijk gebied) waar vanaf regenwater het watersysteem instroomt. Op basis van standaard afvoerfactoren ($\text{l}\cdot\text{s}^{-1}\cdot\text{ha}^{-1}$) wordt dan het debiet berekend.
- Uit het debiet wordt op basis van het doorstroom oppervlak de stroomsnelheid in m/s berekend. Er vindt een waarschuwing plaats als de berekende stroomsnelheid onrealistische waarden bereikt.
- Beginconcentraties BZV en O_2 in het watersysteem dienen opgegeven te worden.

RIOLERINGSMAATREGELEN

In het modelinstrumentarium kunnen rioleringsmaatregelen worden ingevoerd. Hierdoor wordt een vergelijking tussen varianten mogelijk. De volgende maatregelen kunnen worden ingevoerd:

- Aanleg BBB (in mm bij het huidig aangesloten verhard oppervlak).
- Aanleg groene berging (deze heeft een extra berging van 10 mm bij huidig aangesloten verhard oppervlak).
- Afkoppelen (in percentage van het huidig aangesloten verhard oppervlak).
- Aan de hand van de maatregelen wordt een reductie op de piekemissie bepaald en een nieuwe piekemissie berekend (zie ook paragraaf 2.4).

MAATREGELN OPPERVLAKTEWATERSYSTEEM

In het modelinstrumentarium kunnen tevens maatregelen aan het oppervlaktewatersysteem worden ingevoerd. Dit zal echter moeten gebeuren door aanpassing van de basisgegevens en niet – zoals bij de riolering – door het invullen van aanvullende gegevens. Te denken valt aan:

- Herinrichting van het oppervlaktewatersysteem (aanpassen dimensies: breedte, diepte; aanpassen taludhelling).
- Vergroten van de doorspoeling door aanpassen van het debiet 'schoon' water.

PARAMETERWAARDEN

Voor het uitvoeren van de berekening hebben in het instrumentarium waarden alle benodigde parameters een standaardwaarde. De gebruiker kan echter deze waarden aanpassen om deze meer aan te laten sluiten op een bepaalde specifieke situatie (zie ook bijlage 5). Dit betreft:

- Concentraties in oppervlaktewater.
- Specifieke afvoer landelijk gebied.
- BZV-afbraaksnelheid.
- Reaëratiesnelheid.
- Temperatuur.
- Wegingsfactor voor zuurstofdeficiet en slibaanwas.
- Zuurstofnormen bij verschillende doelstellingen.

3

KALIBRATIE

Om een goede toepassing van het instrumentarium in de praktijk mogelijk te maken is kalibratie noodzakelijk met behulp van meetgegevens. In dit hoofdstuk wordt de kalibratie van het instrumentarium aan de hand van de praktijkgevallen 'Bornsebeek' en 'Dommel Eindhoven' beschreven. In beide gevallen is een redelijk groot watersysteem met meerdere overstorten in beschouwing genomen, waarbij relatief veel meetgegevens beschikbaar zijn.

3.1 CASE 'BORNSEBEEK'

Het waterschap Regge en Dinkel heeft de afgelopen jaren in het stelsel van de Bornsebeek tussen Enschede en Almelo een uitgebreid meetprogramma uitgevoerd, gericht op de leefomstandigheden voor vissen. Continue zuurstofmetingen op enkele locaties maken deel uit van dit meetprogramma, naast het op enkele meetpunten verzamelen van steekmonsters in het kader van het routinematig meetnet. Daarnaast zijn metingen verricht aan de afvoer van de verschillende beken en wordt de neerslag gemeten.

In samenwerking met de gemeenten Enschede, Hengelo en Borne zijn alle gegevens geïnventariseerd van het watersysteem, de neerslag en de overstorten, zodat deze gegevensset als input kan dienen voor kalibratie van het instrumentarium.

3.1.1 WATERSYSTEEM EN LIGGING OVERSTORTEN

De schematisatie van het Bornsebeekstelsel is vrij eenvoudig. Alle leggerwatergangen vanaf Enschede tot aan de monding van de Azelerbeek in de Bornsebeek worden meegenomen. Op de kaart in bijlage 2 is het Bornsebeekstelsel weergegeven. Vanaf Enschede begint de beek, daar nog Elsbeek genoemd. Bij Hengelo splitst de waterloop zich in twee beken. Ten zuiden van Hengelo loopt de Omloopleiding die aansluit en overgaat in de Woolderbuitenbeek. Door het centrum van Hengelo loopt Berflobeek. Net voorbij de A1 komen beide beken samen en vormen vervolgens de Bornsebeek die langs Borne loopt tot aan de Weezebeek.

Alle riooloverstorten die direct op bovengenoemde beken overstorten zijn meegenomen in de schematisatie. Tevens zijn overstorten die op kleine zijbeken lozen meegenomen als één geclusterde overstort. Hierbij wordt aangenomen dat de verblijftijd van het water in de kleine zijbeken dusdanig kort is dat deze kan worden verwaarloosd. Verder lozen nog de RWZI's van Enschede-West en van Hengelo op het bekenstelsel.

3.1.2 SELECTIE VAN GEBEURTENISSEN

Voor toepassing van het instrumentarium op de case 'Bornsebeek' zijn enkele perioden geselecteerd, waarbij voldoende meetgegevens beschikbaar zijn van zowel (berekende) overstorthoeveelheden als afvoermetingen en continue zuurstofmetingen op de drie beschikbare meetpunten. De volgende perioden zijn geselecteerd:

- Periode 1: 30 juni tot en met 4 juli 2005 (neerslagpiek op 1 juli).
- Periode 2: 21 tot en met 28 juli 2006 (neerslagpiek op 22/23 juli).

- Periode 3: 6 tot en met 10 januari 2007 (neerslagpiek op 7 januari).
- Periode 4: 20 tot en met 24 juli 2007 (neerslagpiek op 21 juli).

Enkele relevante kenmerken van deze perioden zijn samengevat in tabel 3.1. De neerslaghoeveelheden verschillen niet veel tussen de perioden, maar periode 1 en 4 kennen een aanzienlijk hoger overstortvolume dan de perioden 2 en 3. De verdeling van het totale overstortvolume over individuele overstorten is echter steeds verschillend.

TABEL 3.1 OVERZICHT VAN GESELECTEERDE GEBEURTENISSEN VOOR DE CASE 'BORNSEBEEK'

Periode	Neerslag (mm/dag), minimum en maximum van 3 meetstations	Totaal overstortvolume (m ³)	Lozing RWZI (m ³ /dag)
30 juni tot en met 4 juli 2005	8,5 – 18,7	19.485	36.000
21 tot en met 28 juli 2006	8,9 – 26,4	4.168	30.000
6 tot en met 10 januari 2007	15,2 – 16,9	2.633	43.400
20 tot en met 24 juli 2007	9,9 – 20,4	21.310	29.000

3.1.3 RESULTATEN

Bij toepassing van het instrumentarium op de verschillende geselecteerde perioden kan een vergelijking worden gemaakt tussen berekende zuurstofgehalten en door middel van continue metingen gemeten zuurstofgehalten. Hierbij speelt een aantal aspecten een rol:

- Ten eerste is een correctie nodig voor de dag-nacht ritmiek in het zuurstofgehalte die duidelijk in de continue metingen naar voren komt. Dit is gedaan door te werken met een over 24 uur gemiddelde waarde, waarbij voor ieder moment het gemiddelde wordt berekend over de periode van 12 uur voorafgaand tot 12 uur na dat moment
- Met het instrumentarium wordt het zuurstofgehalte berekend op verschillende locaties in het oppervlaktewatersysteem; feitelijk wordt het verloop van het zuurstofgehalte in de tijd in een bewegend pakketje water gevolgd. Het model berekent zodoende de minimum zuurstofconcentratie op elke plek benedenstrooms een overstort op een bepaald moment; op deze plek wordt ook het resterende BZV-gehalte berekend. In de praktijk vinden de berekeningen plaats:
 - Voor de plek waar een volgende overstort is gesitueerd, waarbij het dan in het water berekende zuurstof- en BZV-gehalte als startpunt wordt genomen voor de vervolgberekening
 - Voor locaties waar zich een meetpunt voor continue meting van het zuurstofgehalte bevindt

Uiteindelijk berekent het model de plaats waar de laagste zuurstofconcentratie zich zal bevinden en de waarde van deze minimumconcentratie

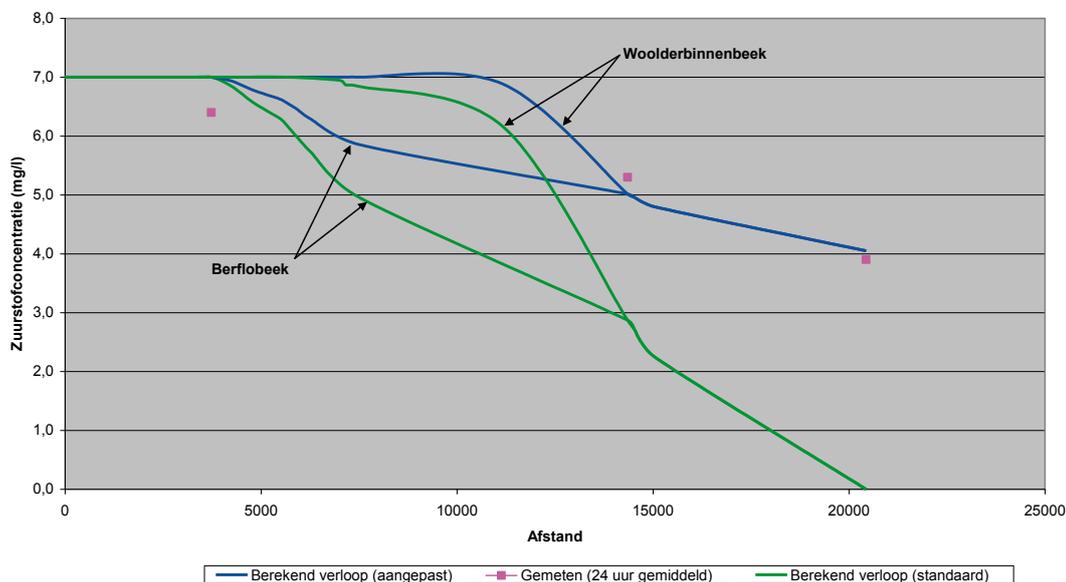
- De metingen van de zuurstofconcentratie vinden plaats op een vaste locatie. Zodoende wordt gekeken naar de bewegende pakketjes water die langs stromen en op ieder moment gemeten wat daarin het zuurstofgehalte is

Het blijkt dat met de standaardwaarden voor de snelheid van BZV-afbraak en reaëratie (respectievelijk 0,6 en 1,5 dag⁻¹) voor 3 van de 4 perioden de berekende minimum zuurstofgehalten lager liggen dan de meetwaarden. Dit zijn de perioden 1, 3 en 4. Het verloop van het zuurstofgehalten is voor de perioden 1 en 4 in de figuren 3.1 en 3.2 weergegeven. Met een aanpassing van de snelheid van reaëratie (4,5 – 5,0 dag⁻¹) komen de berekende minimum zuurstofgehalten beter in de buurt te liggen van de meetwaarden. Het gebruik van een aanzienlijk hogere reaëratiesnelheid in dit watersysteem is te verklaren vanuit de aanwezigheid van stuwten waarbij zuurstofinslag plaatsvindt.

Voor de tweede periode (juli 2006) liggen de berekende zuurstofgehalten te hoog. Dit is logisch aangezien enerzijds de omvang van de lozingen aanzienlijk kleiner is dan in de perioden 1 en 4, terwijl de gemeten zuurstofgehalten in dezelfde orde van grootte liggen als in de perioden 1 en 4. De verwachting is dan ook dat in deze periode andere verklaringen voor de lage gemeten zuurstofgehalten zijn, waardoor het effect van de overstortingen minder dominant is. Aanpassing van de modelparameters ligt dan niet voor de hand.

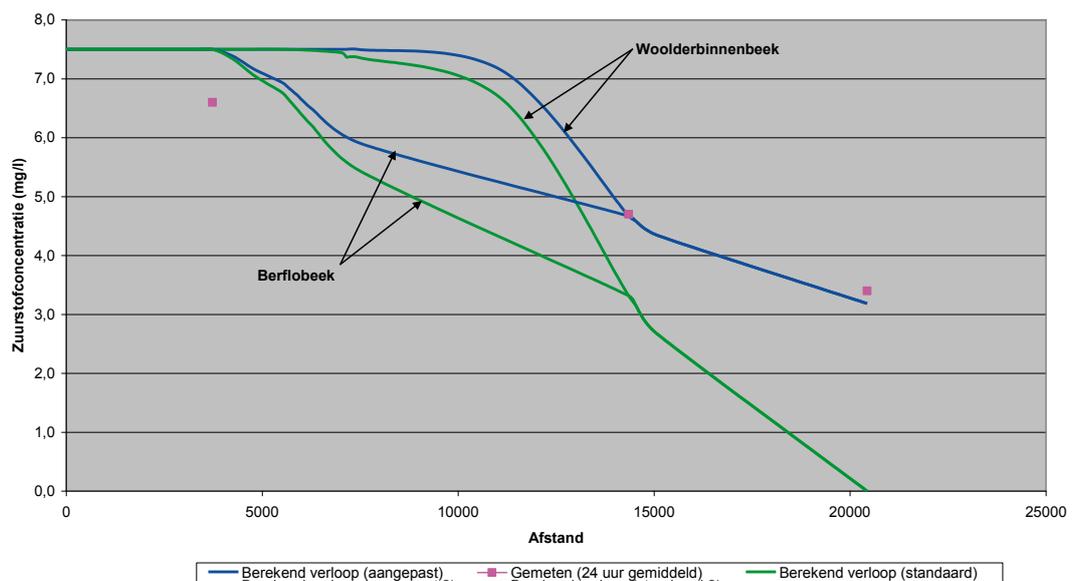
Er zijn geen metingen verricht op de locaties waar volgens de berekeningen het zuurstofminimum optreedt en op basis waarvan wordt bepaald of er sprake is van een knelpunt. Deze situatie doet zich pas na 18 tot 24 uur voor en het punt waar deze situatie optreedt ligt in het geval van de case 'Bornsebeek' enkele tientallen kilometers verder benedenstrooms. Als gevolg van de sterke reaëratie in het watersysteem van de Bornsebeek worden in de beschouwde perioden geen knelpunten berekend.

FIGUUR 3.1 CASE 'BORNSEBEEK': BEKEND VERLOOP MINIMUM ZUURSTOFCONCENTRATIE EN OP ENKELE MEETPUNTEN GEMETEN MINIMUM ZUURSTOFCONCENTRATIE IN DE PERIODE ROND 1 JULI 2005 MET STANDAARDINSTELLINGEN EN MET AANGEPASTE SNELHEIDSCONSTANTEN



FIGUUR 3.2

CASE 'BORNEBEEK': BEREKEND VERLOOP MINIMUM ZUURSTOFCONCENTRATIE EN OP ENKELE MEETPUNTEN GEMETEN MINIMUM ZUURSTOFCONCENTRATIE IN DE PERIODE ROND 21 JULI 2007 MET STANDAARDINSTELLINGEN EN MET AANGEPASTE SNELHEIDSCONSTANTEN



3.2 CASE 'DOMMEL EINDHOVEN'

Om te komen tot een goede waterkwaliteit in de Dommel in Eindhoven hebben de gemeente Eindhoven en Waterschap de Dommel in 1993 een convenant afgesloten. Dit convenant beoogt de vuillast op de Dommel in Eindhoven te verminderen. Dit is mogelijk door de vuiluitwerp vanuit de overstorten van het gemengd rioolstelsel van de gemeente en vanuit de RWZI van het waterschap in Eindhoven, op het watersysteem van de Dommel te reduceren. Deze gezamenlijke inspanning moet de komende jaren leiden tot een sterke verbetering van de waterkwaliteit. Inmiddels is de RWZI gemoderniseerd (per januari 2006) en heeft de gemeente de afgelopen jaren onder andere via afkoppelen van verhard oppervlak, een groot aantal rioolvergrotingen en aanleg van twee randvoorzieningen de vuilemissie gereduceerd.

In het kader van de samenwerking tussen waterschap en gemeente zijn veel meetgegevens verzameld, die voor een deel zijn ingezet bij de ontwikkeling van het instrumentarium.

3.2.1 MEETPROGRAMMA

Onderdeel van het convenant is het opzetten van een gezamenlijk meetprogramma, waarbij zowel aan het watersysteem als aan de waterketen metingen plaatsvinden:

- Waterkwantiteit en waterkwaliteit oppervlaktewater.
- Waterkwantiteit en waterkwaliteit effluent RWZI Eindhoven.
- Waterkwantiteit en waterkwaliteit overstortwater.
- Neerslag, 3 neerslagmeters verspreid over de stad.

Een- à tweemaal per maand wordt de oppervlaktewaterkwaliteit in de Dommel, de Tongelreep en de Kleine Dommel bepaald. Daarnaast wordt tijdens overstortgebeurtenissen bij alle gemengde riooloverstorten het overstortvolume gemeten. Op twee plaatsen (aan de Kosmoslaan en de Vincent v.d. Heuvellaan) wordt daarbij ook de kwaliteit van het overstortwater bepaald. Op twee trajecten (benedenstrooms van de 2 hierboven genoemde overstorten) wordt de oppervlaktewaterkwaliteit gevolgd gedurende overstortgebeurtenissen; op in totaal zes locaties wordt daartoe online zuurstof en temperatuur gemeten, te weten op 3 locaties in de

Dommel, op 2 locaties in de zijbeken (Tongelreep, Kleine Dommel) en in het effluent van de RWZI. Naast de hierboven geschetste meetinspanningen wordt de ecologische toestand van het watersysteem periodiek gemonitord.

3.2.2 WATERSYSTEEM EN LIGGING OVERSTORTEN

Het projectgebied is het traject van de Dommel bovenstrooms de samenvloeiing met de Tongelreep (vanaf het verdeelwerk) tot circa 4 km voorbij de samenvloeiing met de Kleine Dommel (Hooidonk). De totale lengte van het onderzoeksgebied bedraagt 12 kilometer. In dit gebied lozen 24 riooloverstorten en de RWZI Eindhoven op de Dommel.

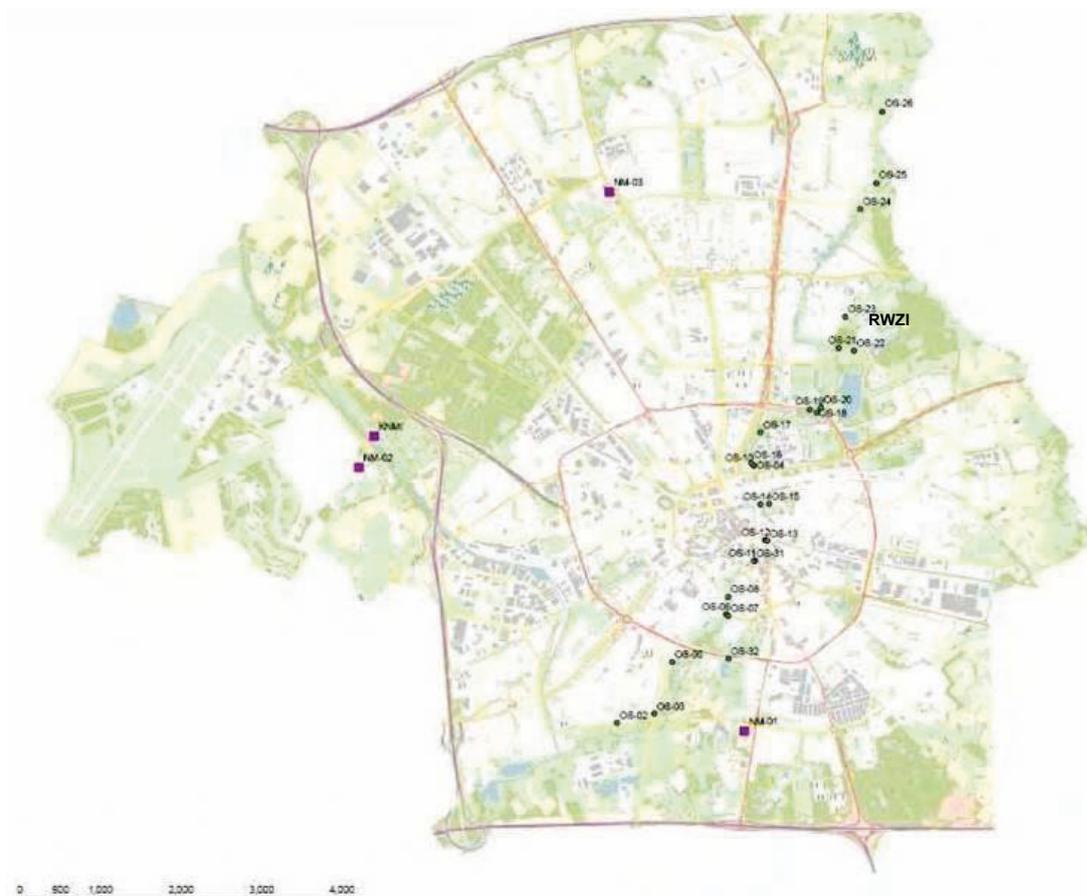
De ligging van de overstorten, de RWZI en de neerslagstations is weergegeven in figuur 3.3.

3.2.3 SELECTIE VAN GEBEURTENISSEN

Voor toepassing van het instrumentarium op de case 'Dommel Eindhoven' zijn enkele periodes geselecteerd, waarbij voldoende meetgegevens beschikbaar zijn van zowel overstorthoeveelheden als continue zuurstofmetingen in de Dommel. De volgende perioden zijn geselecteerd:

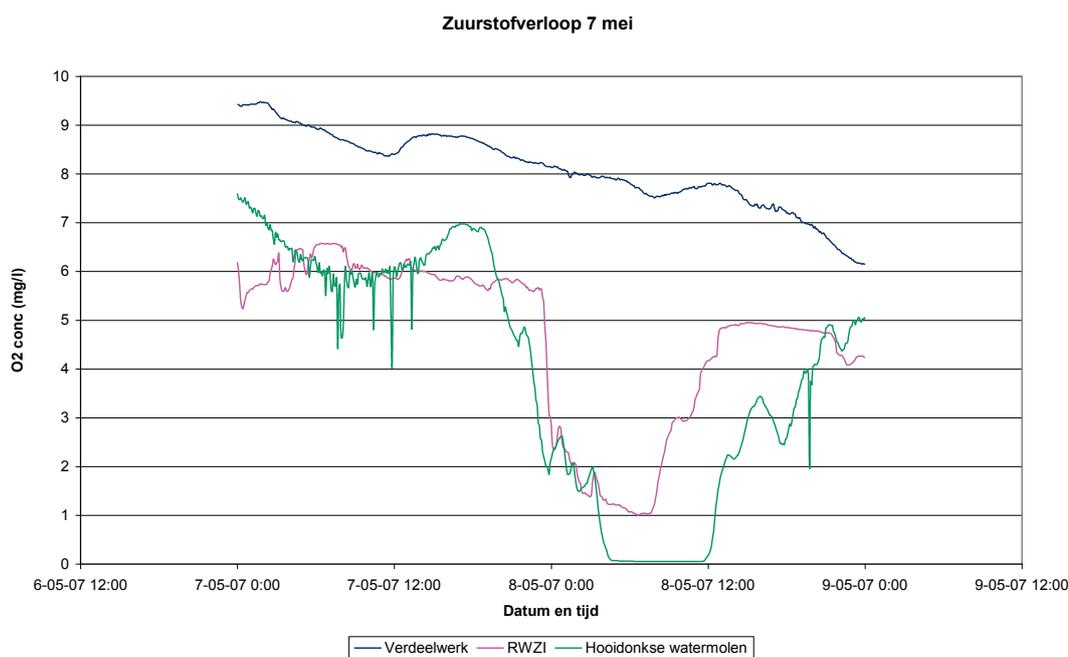
- 7 mei 2007
- 12 mei 2007
- 9 juni 2007
- 4 juli 2007
- 9 augustus 2007

FIGUUR 3.3 CASE 'DOMMEL EINDHOVEN': LIGGING VAN OVERSTORTEN, RWZI EN NEERSLAGSTATIONS



Enkele relevante kenmerken van deze perioden zijn samengevat in tabel 3.2. Een voorbeeld van de zuurstofmetingen op 7 mei 2007 is weergegeven in figuur 3.4. In deze figuur heeft de blauwe lijn betrekking op het meest bovenstroomse meetpunt (verdeelwerk), onbeïnvloed door overstorten en RWZI. De rode lijn betreft het meetpunt (net) bovenstrooms de lozing van het effluent van de RWZI (7 km benedenstrooms van het verdeelwerk); dit meetpunt wordt beïnvloed door het eerste cluster overstorten (21 stuks). De groene lijn heeft betrekking op het meest benedenstroomse meetpunt (12 km benedenstrooms van het verdeelwerk), beïnvloed door de RWZI en het tweede cluster overstorten (3 stuks).

FIGUUR 3.4 CASE 'DOMMEL EINDHOVEN': CONTINUE ZUURSTOFMETINGEN IN DE DOMMEL ROND 7 MEI 2007



TABEL 3.2 OVERZICHT VAN GESELECTEERDE GEBEURTENISSEN VOOR DE CASE 'DOMMEL EINDHOVEN'

Periode	Neerslag (mm/dag), minimum en maximum van 3 meetstations	Totaal overstortvolume* (m ³)	Lozing RWZI (m ³ /dag)
7 en 8 mei 2007**	26,4 – 33,0	82.728	439.070
12 mei 2007	13,6 – 16,6	37.136	262.040
9 juni 2007	9,0 – 21,8	45.578	410.190
4 juli 2007	24,2 – 31,0	327.401	515.470
9 augustus 2007	21,8 – 25,8	35.230	593.350

* De overstortvolumina zijn indicatief en globaal bepaald. De foutenmarge kan tientallen procenten bedragen. Het geeft meer inzicht in de onderlinge verhoudingen tussen overstorten dan in de absolute waarde

** Aan deze neerslaggebeurtenis ging een lange periode van droogte vooraf (vanaf 29 maart 2007). Vanwege een calamiteit op de RWZI waren de zuiveringsprestaties minder dan gebruikelijk

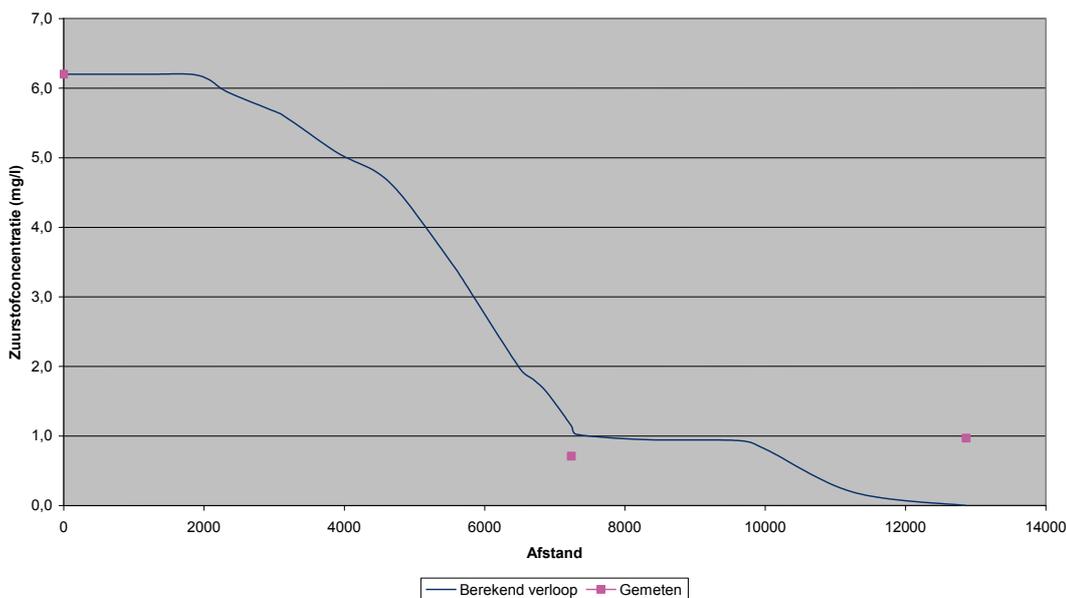
3.2.4 RESULTATEN

Bij toepassing van het instrumentarium op de verschillende geselecteerde perioden kan een vergelijking worden gemaakt tussen berekende en gemeten waarden:

- Met het instrumentarium wordt het zuurstofgehalte berekend op verschillende locaties in het oppervlaktewatersysteem; feitelijk wordt het tijdverloop van het zuurstofgehalte in een bewegend pakketje water gevolgd. Voor het vergelijken met de meetwaarden wordt voor de berekeningen gebruik gemaakt van het op de locatie van het meetpunt berekende zuurstofconcentratie.
- Met metingen wordt het tijdverloop van het zuurstofgehalte op vaste locaties gevolgd. Voor het vergelijken met de berekende waarden wordt voor de metingen gebruik gemaakt van de op die locatie gemeten minimum zuurstofconcentratie, die optreedt als gevolg van de beschouwde lozing.

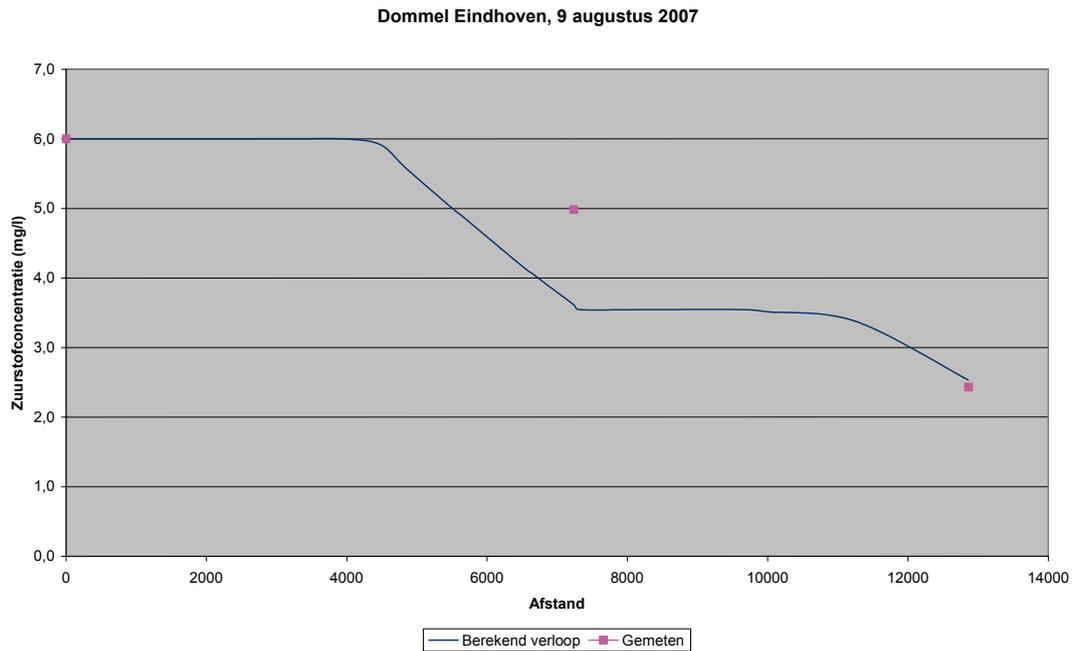
Het blijkt dat voor 2 perioden met de standaardwaarden voor de snelheid van BZV-afbraak en reaëratie (resp. 0,6 en 1,5 dag⁻¹) de berekende minimum zuurstofgehalten in dezelfde orde van grootte liggen als de meetwaarden: 4 juli en 9 augustus 2007. Het verloop van het zuurstofgehalten is voor deze perioden in de figuren 3.5 en 3.6 weergegeven.

FIGUUR 3.5 CASE 'DOMMEL EINDHOVEN': BEREKEND VERLOOP MINIMUM ZUURSTOFCONCENTRATIE EN OP ENKELE MEETPUNTEN GEMETEN MINIMUM ZUURSTOFCONCENTRATIE IN DE DOMMEL OP 4 JULI 2007



FIGUUR 3.6

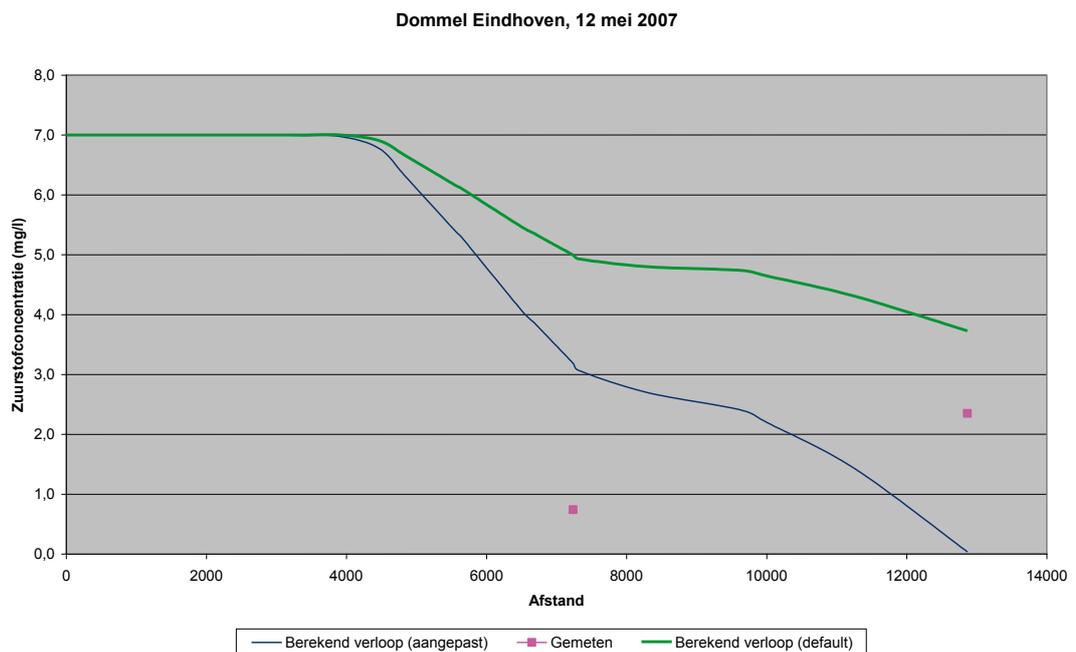
CASE 'DOMMEL EINDHOVEN': BEREKEND VERLOOP MINIMUM ZUURSTOFCONCENTRATIE EN OP ENKELE MEETPUNTEN GEMETEN MINIMUM ZUURSTOFCONCENTRATIE IN DE DOMMEL OP 9 AUGUSTUS 2007



Voor de overige drie perioden liggen de berekende zuurstofgehalten te hoog. Voor de periode 12 mei 2007 komen door aanpassing van de snelheid van BZV-afbraak en reaëratie (respectievelijk $0,9$ en $0,3 \text{ dag}^{-1}$) de berekende minimum zuurstofgehalten wel in dezelfde orde van grootte te liggen als de meetwaarden (zie figuur 3.7). De snelheidsconstanten liggen hierbij nog binnen het 'normale' bereik (STOWA, 1997). Voor de overige 2 perioden (7 mei en 9 juni) liggen de berekende zuurstofgehalten te hoog en zijn deze ook niet door redelijke aanpassingen aan de snelheidsconstanten op het goede niveau te krijgen. Voor de periode 7 en 8 mei 2007 kan dit mogelijk worden verklaard uit de bijzondere omstandigheden op dat moment (zie ook tabel 3.2).

FIGUUR 3.7

CASE 'DOMMEL EINDHOVEN': BEREKEND VERLOOP MINIMUM ZUURSTOFCONCENTRATIE EN OP ENKELE MEETPUNTEN GEMETEN MINIMUM ZUURSTOFCONCENTRATIE IN DE DOMMEL OP 12 MEI 2007 MET STANDAARDINSTELLINGEN EN MET AANGEPASTE SNELHEIDSCONSTANTEN



Een ander aspect is het oordeel (score) die als resultaat uit het instrumentarium naar voren komt en waaraan een kwalificatie van de grootte van het knelpunt wordt gekoppeld. Er zijn echter geen metingen verricht op de locaties waar volgens de berekeningen het zuurstofminimum optreedt en op basis waarvan wordt bepaald of er sprake is van een knelpunt. Deze situatie doet zich pas na 18 tot 24 uur voor en het punt waar deze situatie optreedt ligt in het geval van de case 'Dommel Eindhoven' enkele tientallen kilometers verder benedenstrooms van Eindhoven. Dit is dus buiten het projectgebied.

Wanneer echter wordt gekeken naar de scores van de overstorten in de verschillende geselecteerde perioden is echter wel een logisch patroon te zien, dat verklaarbaar is vanuit de omvang van de lozingen in de perioden. Uit een nadere analyse blijkt ook dat de gehanteerde waarden voor de snelheidsconstanten grote invloed hebben op het eindoordeel. Voor de periode 12 mei lijkt – gezien de omvang van de lozingen in verhouding tot de andere perioden – het resultaat met de standaardinstellingen beter aan te sluiten bij de werkelijkheid dan het resultaat met de aangepaste snelheidsconstanten.

3.3 CONCLUSIES

Uit de toepassing van het instrumentarium op de cases 'Bornsebeek' en 'Dommel Eindhoven' blijkt dat bij een juiste instelling van de snelheidsconstanten voor BZV-afbraak en reëratie de berekende minimum zuurstofgehalten in dezelfde orde van grootte liggen als de meetwaarden voor het merendeel van de in beschouwing genomen neerslagperioden.

Voor de Dommel in Eindhoven lukt dat met de huidige standaardinstellingen voor onder andere de snelheidsconstanten voor BZV-afbraak en reëratie (respectievelijk 0,6 en 1,5 dag⁻¹). Voor de Bornsebeek moet een aanzienlijk hogere reëratiesnelheid worden gekozen (ca. 4,5 dag⁻¹), hetgeen te verklaren is uit de aanwezigheid van een groot aantal stuwen waar zuurstofinslag plaatsvindt.

Belangrijk is dat de perioden waarvoor een goede overeenstemming tussen berekeningen en metingen wordt bereikt steeds de perioden zijn met relatief grote lozingen in de zomerperiode; dit zijn ook in de praktijk de meest kritische situaties. Voor enkele andere perioden lukt het niet om een goede overeenstemming te bereiken tussen berekeningen en metingen, maar dit zijn perioden met relatief weinig neerslag en dus relatief kleine lozingen. In die situaties overheersen mogelijk andere processen die de zuurstofhuishouding beïnvloeden.

De conclusie die op grond van de nu beschouwde cases kan worden getrokken is derhalve dat het huidige instrumentarium voldoet om overstortingen van enige omvang (T=1, T=2, et cetera) mee te beoordelen. Bij de toepassing moet wel rekening worden gehouden met de aanwezigheid van stuwen.

Een ander aspect is het oordeel (score) die als resultaat uit het instrumentarium naar voren komt en waaraan een kwalificatie van de grootte van het knelpunt wordt gekoppeld. Bij geen van beide cases zijn echter metingen verricht op de locaties waar volgens de berekeningen het zuurstofminimum optreedt en op basis waarvan wordt bepaald of er sprake is van een knelpunt. Deze situatie doet zich pas na 18 tot 24 uur voor en het punt waar deze situatie optreedt, ligt enkele tientallen kilometers verder benedenstrooms, buiten het projectgebied. Voor een verdere verificatie van het instrumentarium dienen in verschillende situaties metingen te worden verricht, juist gericht op de locaties waar knelpunten te verwachten zijn.

4

TOEPASSING VAN DE KNELPUNTENMETHODE

In dit hoofdstuk gaan we in op de toepassing van het modelinstrumentarium in de praktijk, waarbij aandacht wordt besteed aan het toepassingsbereik, de interpretatie van de resultaten en de onzekerheden die bij de toepassing van het modelinstrumentarium een rol spelen.

4.1 CONTEXT

Zoals eerder aangegeven is het instrumentarium ontwikkeld om op pragmatische wijze een bijdrage te leveren aan de invulling van het 'smalle' waterkwaliteitsspoor. Het instrumentarium dient als hulpmiddel, waarbij op basis van eenvoudige kentallen de invloed van riooloverstorten op de waterkwaliteit wordt gekarakteriseerd. Met een pragmatische aanpak kan dan op voorhand inzicht worden verkregen in de eisen aan gemengde rioolstelsels vanuit het waterkwaliteitsspoor. Deze eisen vloeien bijvoorbeeld voort uit de doelstellingen die vanuit de Kaderrichtlijn Water voor waterlichamen zijn geformuleerd of uit de gewenste optimalisatie van het afvalwatersysteem (OAS).

4.2 TOEPASSINGSBEREIK

De toepassing van het instrumentarium is niet onbeperkt mogelijk en zinvol. Het instrumentarium is geschikt om op regionale schaal toe te passen en op dat schaalniveau onderscheid te maken in overstorten die:

- Een evident knelpunt opleveren (eendoordeel 'groot knelpunt', score 8-10)
- Zeker geen knelpunt opleveren (eendoordeel 'geen knelpunt', score 1-3)
- Mogelijk een knelpunt opleveren en waar nader onderzoek moet uitwijzen wat er in de praktijk aan de hand is (eendoordeel 'beperkt knelpunt', score 4-5 of 'matig knelpunt', score 6-7)

Op basis hiervan kunnen bijvoorbeeld prioriteiten worden gesteld voor de aanpak van de overstorten.

Een van de belangrijkste beperkingen is dat het niet de bedoeling is om het instrumentarium op lokale schaal op individuele overstorten toe te passen en er conclusies aan te verbinden over de te nemen maatregelen. Het instrumentarium is niet geschikt als enige onderbouwing voor maatregelen van forse omvang. Aanvullende gebiedsspecifieke onderbouwing is dan noodzakelijk.

Daarnaast is de toepassing beperkt tot relatief kleine watersystemen met een eenduidige stromingsrichting en een geringe stroomsnelheid (lange verblijftijd). Met name dat laatste punt is naar voren gekomen bij praktijktoepassingen waar het berekende zuurstofminimum zo ver benedenstrooms plaatsvond, dat het water al in een ander (vaak groter) watersysteem terecht is gekomen. Het zuurstofminimum treedt na zo'n 18-24 uur op, terwijl het geloosde water dan al ver benedenstrooms is getransporteerd. Dit geeft wel een indicatie van de (ongewenste) afwenteling die op andere watersystemen plaatsvindt, maar in veel gevallen zorgen andere beïnvloedingsfactoren er dan voor dat de berekende effecten minder betrouwbaar zijn. Dit neemt overigens niet weg dat ook op kortere afstand van het lozingspunt al ongewenste dalingen van het zuurstofgehalte kunnen plaatsvinden. Ook slibaanwas in het watersysteem als gevolg van overstortingen treedt doorgaans in de omgeving van de overstort op.

Het modelinstrumentarium is relatief eenvoudig, maar dat wil niet zeggen dat de toepassing ervan ook met een beperkte inspanning plaats kan vinden. Dit heeft met name te maken met het verzamelen van de invoergegevens, wat in de praktijk een aanzienlijke opgave kan zijn. De ervaring leert dat het verzamelen van gegevens die op betrouwbaarheid zijn getoetst al snel 2-6 maanden aan doorlooptijd kost. Vanzelfsprekend is dit afhankelijk van de omvang van de dataset.

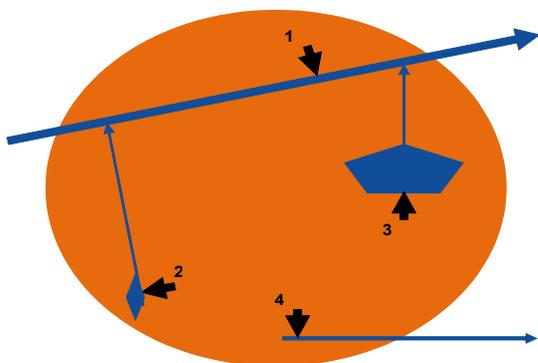
4.3 PRESENTATIE VAN DE RESULTATEN

Het instrumentarium levert als resultaat op dat een bepaalde overstort (of een cluster van overstorten of een serie van overstorten) tot een bepaalde score leidt. Bij de interpretatie van deze uitkomst moet rekening worden gehouden met de onzekerheden die aan de berekeningen kleven, zie paragraaf 4.4. In deze paragraaf wordt nader ingegaan op de wijze van presenteren van de resultaten.

4.3.1 BEOORDELING INDIVIDUELE OVERSTORTEN

De meest eenvoudige situatie waarvoor een beoordeling van overstorten kan plaatsvinden, is wanneer alle overstorten individueel kunnen worden beoordeeld. Dit doet zich voor wanneer de watersystemen waarop wordt geloosd niet met elkaar in verbinding staan en/of wanneer de verblijftijd van het water bij een overstort zo groot is, dat dit niet binnen de duur van de overstort naar de invloedssfeer van een andere overstort wordt getransporteerd. Figuur 4.1 toont een fictief voorbeeld van een dergelijke situatie.

FIGUUR 4.1 FICTIEVE SITUATIE WAARBIJ OVERSTORTEN INDIVIDUEEL KUNNEN WORDEN BEOORDEELD



Voor de weergave van de resultaten van de beoordeling is een tabelvorm zeer geschikt, zeker wanneer meerdere varianten of scenario's worden doorgerekend. Een fictief voorbeeld is weergegeven in tabel 4.1. Hieruit wordt in één oogopslag duidelijk wat de verhoudingen zijn tussen de effecten van de verschillende overstorten en wat het gevolg is van verschillende scenario's.

TABEL 4.1 SCORES BIJ BEOORDELING VAN INDIVIDUELE OVERSTORTEN BIJ VERSCHILLENDE SCENARIO'S (FICTIEF VOORBEELD)

	Scenario 0	Scenario 1	Scenario 2	Scenario 3
Overstort	Score	Score	Score	Score
Kern 1, wijk 1, overstort 1	2,2	2,2	1,9	1,6
Kern 1, wijk 1, overstort 2	5,8	3,7	3,4	3,4
Kern 1, wijk 2, overstort 1	3,8	3,1	3,1	2,5
Kern 1, wijk 2, overstort 2	4,8	4,1	3,1	3,1
Kern 1, wijk 2, overstort 3	8,7	6,5	5,8	4,1
Kern 1, wijk 3, overstort 1	8,2	5,8	4,1	3,4
Kern 2, wijk 1, overstort 1	6,5	4,1	3,4	3,4
Kern 2, wijk 1, overstort 2	4,1	3,1	3,1	2,8
Kern 2, wijk 1, overstort 3	3,4	2,8	2,5	2,2
Kern 2, wijk 1, overstort 4	6,5	4,1	3,4	3,4
Kern 2, wijk 1, overstort 5	5,5	1	1	1

Legenda:

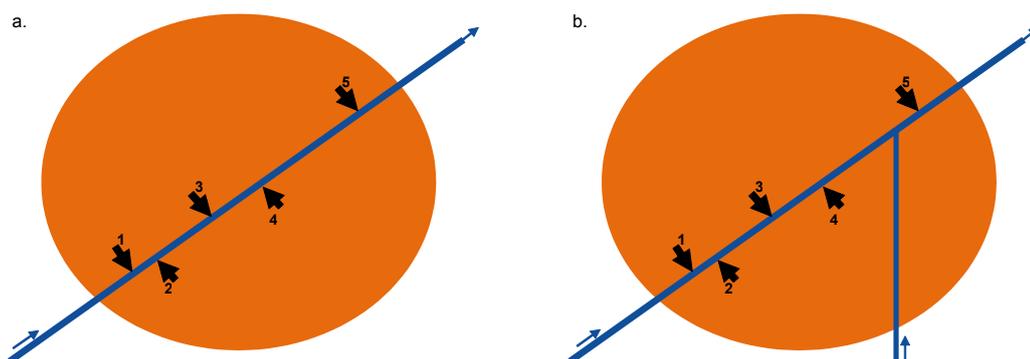
Geen knelpunt	Beperkt knelpunt	Matig knelpunt	Groot knelpunt
---------------	------------------	----------------	----------------

4.3.2 BEOORDELING MEERDERE OVERSTORTEN OP ÉÉN WATERSYSTEEM

Een meer complexe situatie doet zich voor wanneer de verschillende overstorten zich binnen elkaars invloedssfeer bevinden. Afhankelijk van de situatie zullen overstorten moeten worden geclusterd (wanneer ze zeer dicht bij elkaar liggen) of moet de berekening in serie worden uitgevoerd, waarbij bij iedere overstort het (cumulatieve) effect van de bovenstrooms gelegen overstorten wordt meegenomen. In de praktijk zal dit met name in vrij afwaterende gebieden de meest voorkomende situatie zijn. In paragraaf 2.6 is al nader op de beoordeling van meerdere overstorten op één watersysteem ingegaan, bijlage 4 beschrijft hoe de berekening in de praktijk moet worden uitgevoerd.

Figuur 4.2 toont een fictieve situatie met meerdere overstorten op één watersysteem. Hierbij is bovendien nog onderscheid gemaakt in een situatie zonder verdunningseffect door bijvoorbeeld het instromen van een zijbeek (a) en een situatie waarbij dat wel het geval is (b).

FIGUUR 4.2 FICTIEVE SITUATIE WAARBIJ HET CUMULATIEVE EFFECT VAN OVERSTORTEN MOET WORDEN BEOORDEELD
(A) ZONDER EN (B) MET VERDUNNINGSEFFECT VAN EEN ZIJWATERLOOP



In tabel 4.2 wordt het (fictieve) berekeningsresultaat voor de situaties in figuur 4.2 getoond. In de rechter twee kolommen staan de resultaten van de berekening van het cumulatieve effect; in de linker kolom staan ter vergelijking de resultaten van de berekening als iedere overstort individueel zou worden beoordeeld.

Wanneer de situatie wordt beschouwd dat meerdere overstromen op één watersysteem lozen, zijn er twee mogelijkheden:

1. Wanneer de overstromen individueel worden getoetst, zonder invloed van de bovenstroomse overstromen, is te zien welke overstromen de grootste bijdrage aan de problematiek leveren en dus waar maatregelen het meest effectief zullen zijn.
2. Wanneer de overstromen gecombineerd worden getoetst en dus wordt gekeken naar het cumulatieve effect van alle lozingen, is feitelijk de score bij de laatste overstort bepalend voor het resultaat: het totaal effect van alle lozingen. De tussengelegen scores zeggen iets over het fictieve geval dat benedenstrooms van de betreffende overstort geen lozingen meer optreden en het watersysteem onveranderd blijft; verder is uit de tussenliggende scores af te leiden op welke locaties in het watersysteem eventuele verdunningseffecten optreden.

TABEL 4.2 SCORES BIJ BEOORDELING VAN MEERDERE OVERSTORTEN OP ÉÉN WATERSYSTEEM: INDIVIDUELE BEOORDELING EN BEOORDELING VAN HET CUMULATIEVE EFFECT (A) ZONDER EN (B) MET VERDUNNING (FICTIEF VOORBEELD)

Overstort	Individueel	Cumulatief (a)	Cumulatief (b)
	Score	Score	Score
Overstort 1	4,1	4,1	4,1
Overstort 2	3,3	6,7	6,7
Overstort 3	7,2	9,2	9,2
Overstort 4	5,8	8,8	8,8
Overstort 5	5,5	9,1	6,2

Legenda:

Geen knelpunt	Beperkt knelpunt	Matig knelpunt	Groot knelpunt
---------------	------------------	----------------	----------------

4.4 GEVOELIGHEIDSANALYSE

In het gehele proces van de toepassing van het waterkwaliteitsspoor is sprake van veel onzekerheden. Dit betreft zowel het rioolstelsel als het watersysteem:

- Onzekerheid over de vuilemissie bij een bepaalde herhalingsstijd, respectievelijk onzekerheid over het effect van maatregelen in het rioolstelsel ter beperking van deze emissie.
- Onzekerheid bij het bepalen van de effecten van overstorten op de chemische en ecologische waterkwaliteit.
- Onzekerheid over de effecten van maatregelen.
- Onzekerheid over de normstelling: als aan een gestelde norm wordt voldoen, is dan ook de waterkwaliteit volledig op orde en wordt het gewenste ecologische niveau gehaald?.

Het is van belang deze onzekerheden te onderkennen en te proberen ze in beeld te brengen.

De onzekerheden werken ook door in het instrumentarium en moeten dus een rol spelen bij de interpretatie van de resultaten.

Vanwege deze onzekerheden is het goed om bij toepassing van het instrumentarium in een concrete situatie de gevoeligheid van de uitkomsten voor de invoergegevens te bepalen. Bij deze gevoeligheidsanalyse kunnen bijvoorbeeld de volgende invoergegevens worden gevarieerd (bijvoorbeeld +/- 50 %):

- Omvang van de pieklozing.
- BZV-concentratie in het overstortwater.
- Bovenstroomse aanvoer van 'schoon' water.
- Afbraaksnelheid BZV.
- Reaëratiesnelheid.

Daarnaast is de uiteindelijke score ook afhankelijk van het gewicht dat aan de factoren zuurstofhuishouding en slibaanwas wordt toegekend (in de nu gepresenteerde gegevens is dat 90% zuurstofhuishouding en 10% slibaanwas). Ook is de score afhankelijk van de voor het oppervlaktewatersysteem gehanteerde doelstelling (laag – midden – hoog). Deze aspecten kunnen ook in een gevoeligheidsanalyse worden betrokken.

Tabel 4.3 toont een fictief voorbeeld waarin een (enkelvoudige) gevoeligheidsanalyse is uitgewerkt. Hierbij is steeds één parameter gevarieerd en gekeken naar het effect op de score. Dit geeft een goed beeld van de gevoeligheid van de resultaten voor variatie in de invoergegevens

TABEL 4.3 VOORBEELD VAN EEN RESULTAAT VAN EEN GEVOELIGHEIDSANALYSE

Parameter/variabele	Waarden			Score		
	-	basis	+	-	+	
Pieklozing	50%	100%	200%	2,8	6,4	7,3
BZV-concentratie (mg/l)	75	100	150	4,6	6,4	7,3
Debiet	200%	100%	50%	2,8	6,4	7,3
Afbraaksnelheid BZV	0,5	0,8	1,0	4,6	6,4	6,4
Reaëratiesnelheid	2,0	1,5	1,0	3,7	6,4	6,4

Legenda:

Geen knelpunt	Beperkt knelpunt	Matig knelpunt	Groot knelpunt
---------------	------------------	----------------	----------------

5

CONCLUSIES EN AANBEVELINGEN

Op basis van de ervaringen die zijn opgedaan in dit project worden conclusies getrokken en zijn enkele aanbevelingen geformuleerd.

5.1 CONCLUSIES

Het resultaat van dit project is een instrumentarium waarmee de effecten van overstortingen van enige omvang (T=1, T=2, etc.) op het watersysteem kunnen worden beoordeeld; uit toepassing van het instrumentarium op de cases 'Dommel Eindhoven' en 'Bornsebeek' blijkt dat in die situaties redelijke overeenstemming kan worden bereikt tussen gemeten en berekende minimum zuurstofgehalten. Hierbij is nog wel een nuancering op zijn plaats: de beoordeling of een overstort een knelpunt oplevert, vindt in het instrumentarium plaats op basis van het laagst optredende zuurstofgehalte en de duur van de normonderschrijding daarbij. In de beschouwde systemen treedt dit op op een andere (benedenstrooms gelegen) plaats dan waar de meetlocaties zijn gelegen.

Het instrumentarium kan dan ook worden gebruikt om een indicatie te geven van de effecten. Het geeft echter geen zwart-wit oordeel, daarvoor zijn er teveel onzekerheden.

Het risico bestaat dat het instrumentarium wordt gebruikt voor de beoordeling van individuele overstorten en de daarbij te nemen maatregelen. Dat het instrumentarium daarvoor niet is bedoeld moet te allen tijde bij de toepassing van het instrumentarium en in de communicatie over het instrumentarium worden vermeld. Het instrument mag nooit de enige onderbouwing vormen voor definitieve maatregelen aan riolering die van forse omvang zijn. Aanvullende gebiedsspecifieke onderbouwing is dan noodzakelijk.

Bij aanvang van het project zijn enkele randvoorwaarden en eisen aan het instrumentarium gesteld. Hieronder wordt aangegeven in hoeverre hieraan wordt voldaan:

- De functionaliteit van het toetsinstrument sluit aan bij de wensen van de toekomstige gebruikers (onder andere beperkt in invoergegevens qua hoeveelheid en detail). Dit is in de begeleidingscommissie van het project afgestemd.
- De methode is gebaseerd op gegevens van verschillende waterbeheerders, verspreid door Nederland en geschikt zijn voor alle watertypen die voor de KRW worden onderscheiden. Toepassing van het instrumentarium heeft evenwel alleen plaatsgevonden op datasets van waterbeheerders in 'hoog' Nederland.
- De resultaten van de methode zijn niet strijdig met resultaten van andere toetsingsmethoden (zoals TEWOR), tenzij daar inhoudelijke argumenten voor zijn.
- Er is rekening gehouden met de verdunning van overstortwater in het ontvangende oppervlaktewater.
- Er is geen rekening gehouden met ecologische differentiatie (ernst van de effecten afhankelijk van het systeem); enerzijds ontbreken daarvoor teveel gegevens van een breed palet aan verschillende situaties verspreid over Nederland en in verschillende watertypen te worden, anderzijds is hierbij ook het oordeel aan de (deskundige) gebruiker.

- De gebruiker heeft de keuzevrijheid in het ambitieniveau waaraan wordt getoetst.
- De scoring/beoordeling vindt in vier (geen vijf) klassen plaats om voldoende differentiatie tussen realisatie basisinspanning en realisatie van aanvullende doelstellingen aan te brengen.
- De effectiviteit van maatregelen als afkoppelen, BBB, groene berging (met daarvoor een BBB), en maatregelen in het ontvangende oppervlaktewater kunnen met de methode indicatief worden verkend.

5.2 AANBEVELINGEN

MONITORING

Een belangrijke constatering in het kader van dit project is dat er maar heel weinig goede meetgegevens zijn om een dergelijk instrumentarium goed te kunnen ijken. Het verdient aanbeveling dat waterbeheerders hier (veel) meer aandacht aan besteden als onderbouwing van aanvullende eisen aan overstorten. Uiteindelijk gaat het bij het nemen van maatregelen om grote investeringen en is het van belang het nut en de noodzaak hiervan goed te onderbouwen. Het is niet nodig om bij iedere overstort een uitgebreide meetcampagne op te zetten, maar anderzijds blijkt in de praktijk dat de onzekerheden in berekeningen groot zijn. Een (gezamenlijke) inspanning van waterbeheerders om deze onzekerheden te beperken kan een belangrijke bijdrage leveren aan een betere onderbouwing van nut en noodzaak van maatregelen. De verzamelde meetgegevens moeten dan ook (kunnen) worden ingezet voor de verbetering van modellen en rekentools.

VERIFICATIE

Wanneer op basis van berekeningen van het nu ontwikkelde instrumentarium een knelpunt wordt gesignaleerd, verdient het aanbeveling dit knelpunt in de praktijk te verifiëren. Het is niet noodzakelijk hiervoor een compleet meetstation in te richten met continue registratie en monsternamen, maar dit kan in eerste instantie relatief eenvoudig:

- Bepaal locatie Xmin van het zuurstofminimum voor verschillende omstandigheden met behulp van het instrumentarium.
- Signaleer het optreden van een overstortlozing.
- Ga circa 12-24 uur later meten op locatie Xmin.

De aldus verzamelde gegevens kunnen bijdragen aan de verificatie en verdere verbetering van het instrumentarium.

HULPMIDDEL VOOR EXPERTS

Met de oplevering van het instrumentarium is het beschikbaar voor alle waterbeheerders in Nederland. Hiermee kan het worden ingezet als hulpmiddel in concrete projecten in het stedelijk waterbeheer. Het is van belang dat dit op een zorgvuldige manier gebeurt door mensen met inhoudelijke kennis. De resultaten kunnen goed worden gebruikt in de communicatie tussen waterschap en gemeente, maar interpretatie van de resultaten moet door experts plaatsvinden.

Zij moeten waarborgen dat het instrumentarium nooit als de enige onderbouwing voor definitieve maatregelen aan riolering wordt gebruikt. Aanvullende gebiedsspecifieke onderbouwing is dan altijd noodzakelijk.

LEREN VAN ELKAAR

Om de toepassing van het instrumentarium in de praktijk te stimuleren en ervoor te zorgen dat de gebruikers van elkaar kunnen leren, is het goed om te organiseren dat ervaringen met het gebruik van het instrumentarium worden uitgewisseld. Dit kan bijvoorbeeld door jaarlijks een gebruikersdag te organiseren, waarbij concrete voorbeelden van toepassing worden gepresenteerd.

6

LITERATUUR

Handgraaf, S., 2001. Toetsing van de werking van het bergbezinkbassin Poppenhare aan metingen. *H₂O* 2001 (11), 29-31.

Lambregts van de Clundert, F. & J. de Koning, 2005. Ecologische effecten van overstorten op het ontvangend watersysteem met behulp van een quickscan ten behoeve van het waterkwaliteitsspoor. Waterschap Brabantse Delta, Breda.

NWRW, 1989. Nationale Werkgroep Riolering en Waterkwaliteit; eindrapportage en evaluatie van het onderzoek 1982-1989.

Schreuders, R., W. Quist & P. de Kwaadsteniet, 2005. De waterkwaliteit van stadswateren in het beheersgebied van waterschap Vallei & Eem. Tauw, Utrecht.

STOWA, 1996. DUFLOW; Waterkwaliteit – procesbeschrijvingen. Rapport 1996-22. STOWA, Utrecht.

STOWA, 1997. TEWOR+, een model voor de toetsing van effecten van emissies op (stedelijk) oppervlaktewater. Rapport 1997-28. STOWA, Utrecht.

Tauw, 2003. Kwaliteit van rioolwater in Nederland.

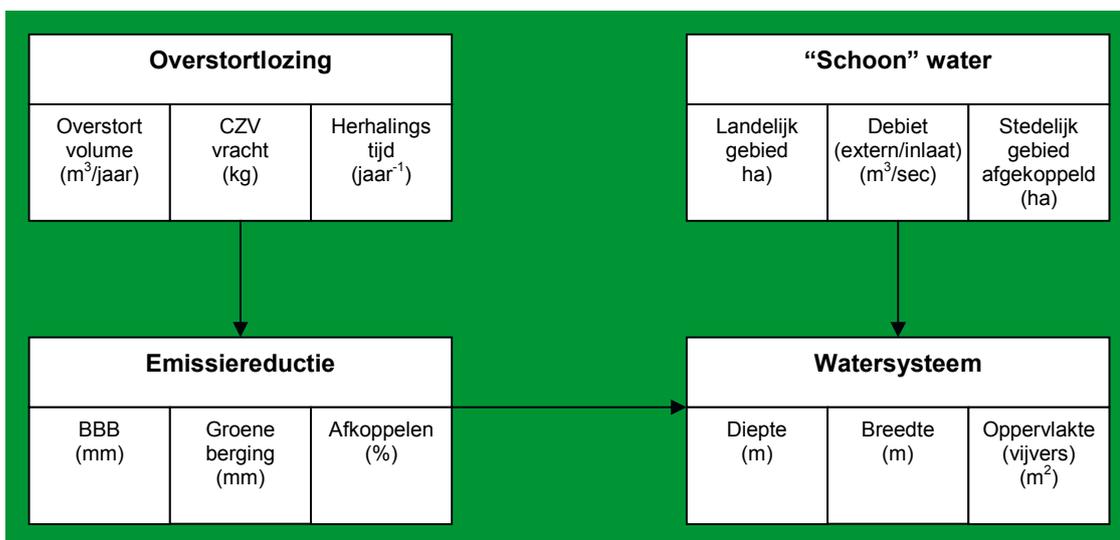
BIJLAGE 1

SCHEMATISCHE WEERGAVE KNELPUNTENMETHODE

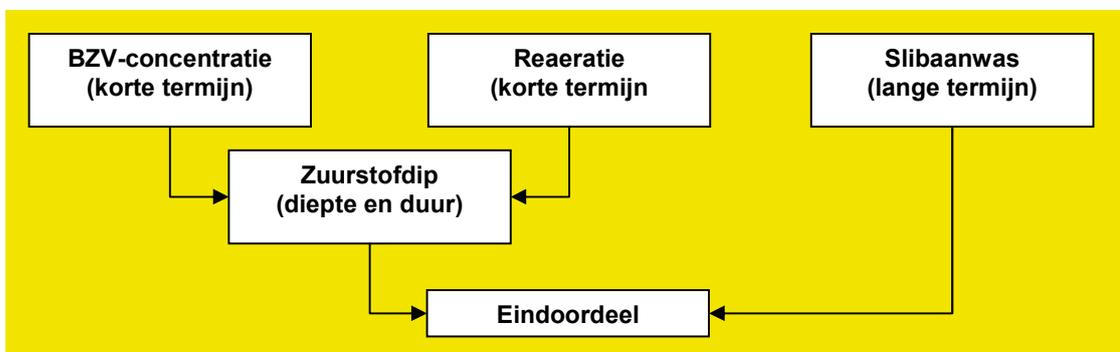


Knelpuntenmethode waterkwaliteitsspoor

Invoer:



Berekening:



Toetsing:

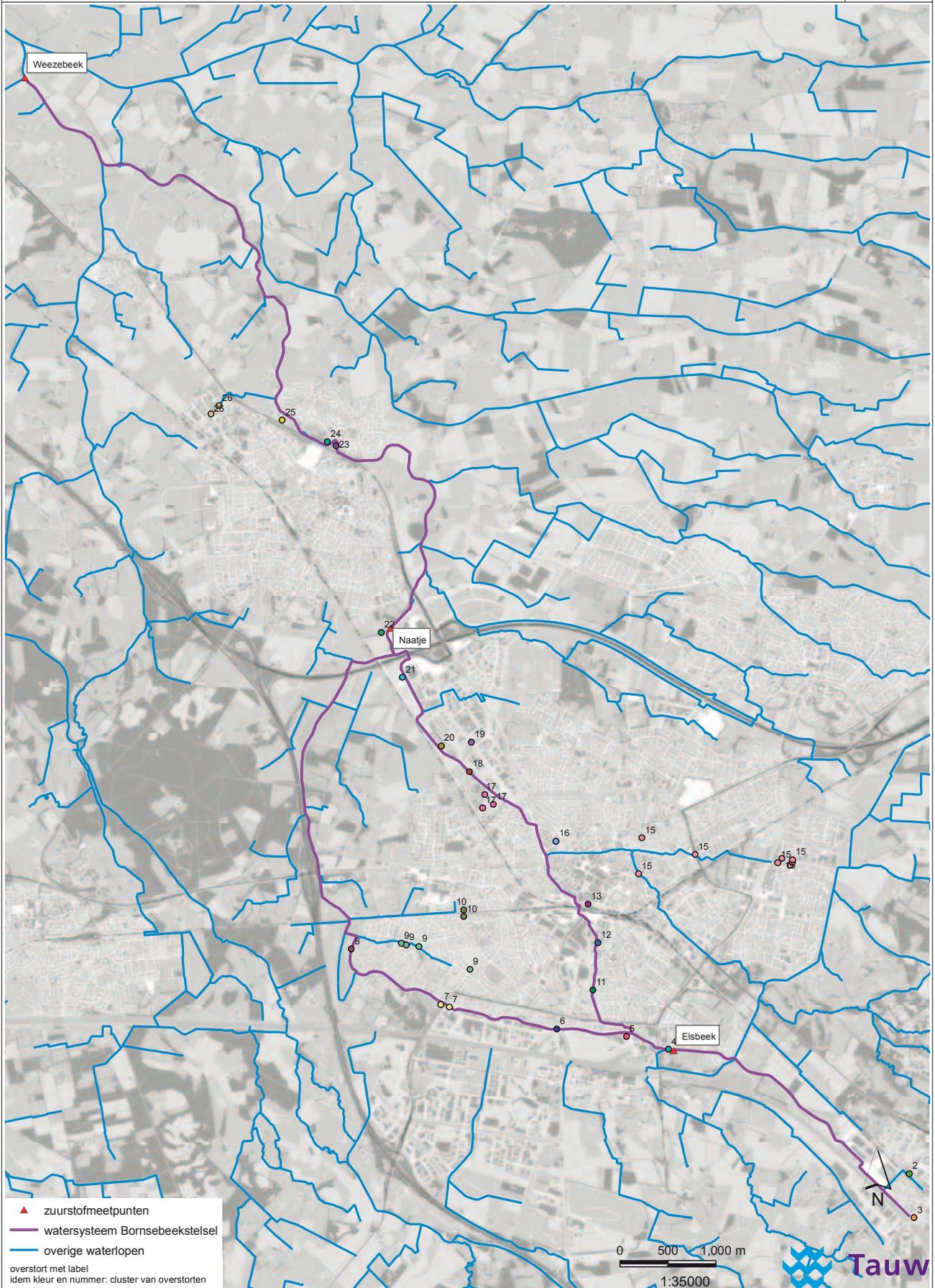


BIJLAGE 2

WATERSYSTEEM BORNSEBEEK MET OVERSTORTEN

Schematisatie Bornsebeek

1

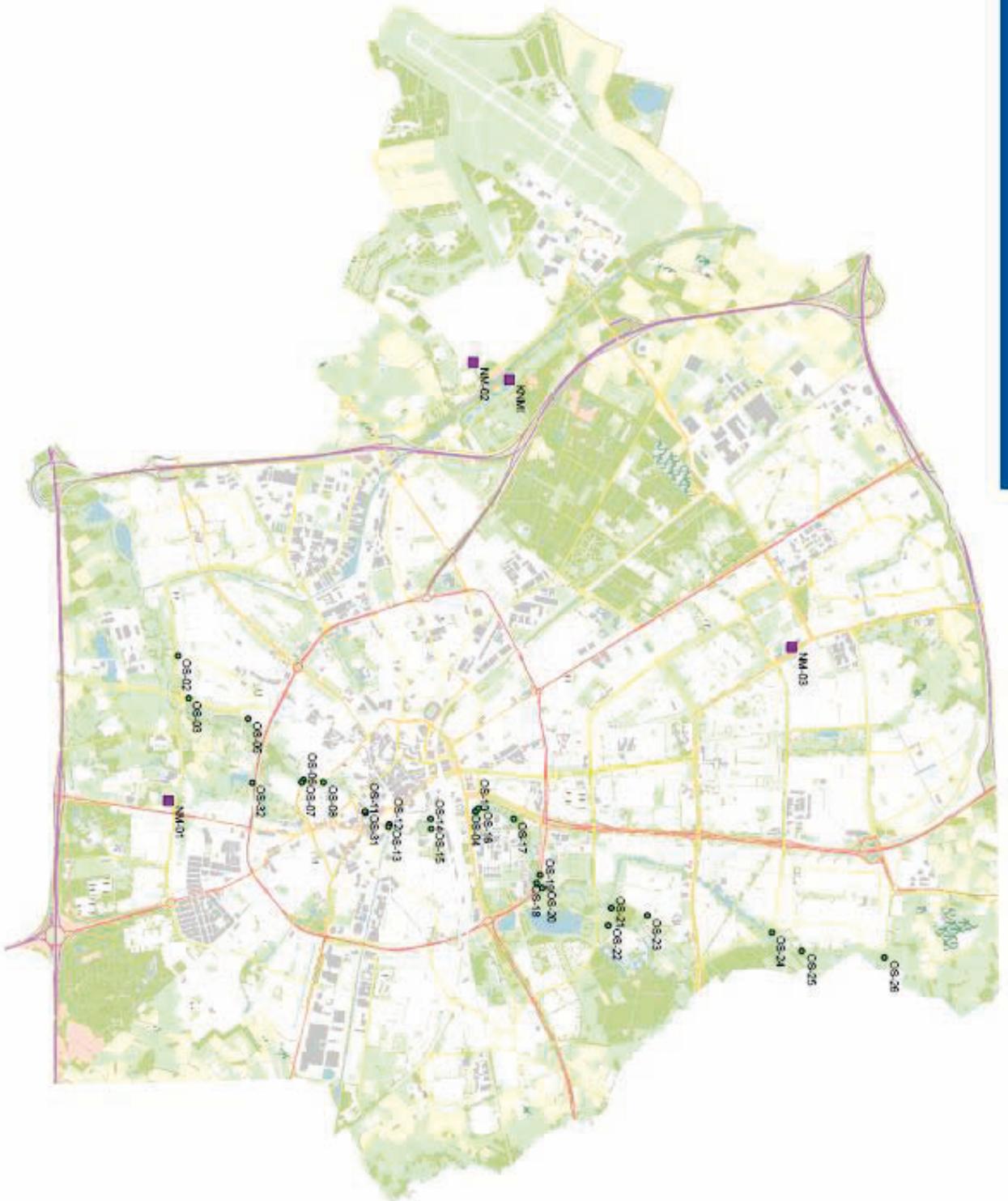


BIJLAGE 3

WATERSYSTEEM EINDHOVEN MET LIGGING OVERSTORTEN



Locatie Meetpunten



BIJLAGE 4

HANDLEIDING KNELPUNTENMETHODE

KNELPUNTENBEOORDELINGSMETHODE

WATERKWALITEITSSPOOR OVERSTORTEN

BEKNOPTTE TOELICHTING EN HANDLEIDING EXCEL-SHEET

B4.1 INLEIDING

Deze notitie bevat een beknopte handleiding bij het Excelbestand Kpm_wks_1.6_bev.XLS, dat het instrumentarium bevat om met een eenvoudige methode de effecten van overstorten op het watersysteem te beoordelen op basis van eenvoudige kentallen. Binnen de methode worden de effecten van overstorten op de zuurstofhuishouding en de slibaanwas beoordeeld. In de volgende hoofdstukken wordt ingegaan op de benodigde invoergegevens, de resultaten en de werkwijze bij het beoordelen van meerdere overstorten.

B4.2 INVOERGEGEVENS

Voor het gebruik van het instrumentarium zijn invoergegevens noodzakelijk, die in onderstaande paragrafen worden beschreven. Hierbij wordt onderscheid gemaakt in de volgende rubrieken:

- Algemeen
- Overstortgegevens
- Gegevens ontvangend water
- Rioleringsmaatregelen

B4.2.1 ALGEMEEN

In onderstaande tabel zijn de algemene invoergegevens weergegeven:

Kolom	Titel	Toelichting	Mogelijke waarden
B	Naam kern		-
C	Fv (ha)	Het aangesloten verhard oppervlak. Dit hoeft alleen ingevuld te worden indien de rioleringsmaatregel 'afkoppelen' in ogenschouw wordt genomen. Afkoppelen zal namelijk ingevuld moeten worden als percentage van het aangesloten verharde oppervlak	>0

B4.2.2 OVERSTORTGEGEVENS

In onderstaande tabel zijn de benodigde invoergegevens van de overstorten weergegeven:

Kolom	Titel	Toelichting	Mogelijke waarden
D	Overstort	Code, nummer en/of omschrijving van de overstort	-
E	BBB aanwezig	Het al of niet aanwezig zijn van een bergbezinkbassin in verband met de te hanteren concentraties BZV en CZV in het overstortwater. Hierbij wordt uitgegaan van een rendement van 45 % bij een BBB	ja, nee
G	Piekemissie (m3)	De Leidraad Riolering (module C2100) behandelt in detail hoe piekemissies bij verschillende herhalingstijden moeten worden afgeleid bij een neerslagreeks van 10 of 25 jaar. Indien reeksresultaten niet beschikbaar zijn dan is het mogelijk een schatting van de piekemissie (T=1, T=2) te maken op basis van berekeningen voor standaardbuien (voor T=2 bijvoorbeeld bui 7 of bui 8 uit de neerslagreeks 'De Bilt 1955-1979'), die veelal wel beschikbaar zijn. Hierbij moet wel de nodige voorzichtigheid worden betracht, omdat deze buien extremen zijn voor water op straat situaties en niet voor emissies	>0
H	Herhalingstijd (jaar ¹)		1, 2
I	Concentraties in overstort bekend?	De gebruiker kan kiezen om zelf een concentratie BZV en ammonium aan te geven als er meetgegevens bekend zijn. Wanneer geen gegevens bekend zijn, wordt gebruik gemaakt van standaardconcentraties om de vuilemissie in kg BZV (respectievelijk 100 mg/L BZV voor ongezuiverde overstortwater en 55 mg/l voor overstorten met een BBB) en in kg CZV (respectievelijk 250 mg/L voor ongezuiverde overstortwater en 137,5 mg/l met een BBB) te berekenen	ja, nee
J	Conc. BZV in overstortwater (mg/l)	Concentratie BZV (in mg/l) op basis van meetgegevens	>0
K	Conc. NH4 in overstortwater (mg/l)	Concentratie NH4 (in mg/l) op basis van meetgegevens; over het algemeen alleen van toepassing als de lozing van een RWZI in het instrumentarium wordt meegenomen	>0
N	Overstortvolume per jaar bekend?	De gebruiker kan kiezen om zelf een overstortvolume per jaar aan te geven als deze bekend is	ja, nee
O	Overstortvolume per jaar (m ³ /jaar)	Overstortvolume per jaar	>0

Op basis van deze invoergegevens worden de volgende zaken berekend:

- Vuilemissie in kg CZV (kolom P) en in kg BZV (kolom Q)
- Op basis van de opgegeven herhalingstijd (T = 1 of 2) van de piekemissie wordt de omrekeningsfactor bepaald voor het berekenen van de jaaremissie (kolom R)
- Het jaarlijkse overstortvolume in m³ per jaar (kolom S)
- De jaaremissie in kg CZV per jaar (kolom T) en kg BZV per jaar (kolom U), nodig om de slibaanwas in de watergang te bepalen

B4.2.3 GEGEVENS ONTVANGEND WATER

In onderstaande tabel zijn de benodigde invoergegevens van het ontvangend oppervlakte-water weergegeven. Dit ontvangend oppervlaktewater kan een waterloop of een vijver zijn.

Kolom	Titel	Toelichting	Mogelijke waarden
W	Type water	Keuze van het type ontvangend oppervlaktewater	Waterloop, vijver
X	Doelstelling	Hoogte van de doelstelling die aan het ontvangend oppervlaktewater is gekoppeld vanuit het beleid	Hoge doelstelling, Midden doelstelling, Lage doelstelling
Y	Beginconcentratie in watersysteem BZV (mg/l)	Hier kan naar keuze de werkelijke (gemiddelde) achtergrondconcentratie BZV worden ingevuld of een fictieve waarde voor bijvoorbeeld schoon water	>0
Z	Beginconcentratie in watersysteem O2 (mg/l)	Hier kan naar keuze de werkelijke (gemiddelde) achtergrondconcentratie zuurstof worden ingevuld of een fictieve waarde voor bijvoorbeeld schoon water	>0, <10
AA	Waterdiepte (m)	Waterdiepte van zowel een vijver als een waterloop	>0
AB	Oppervlak vijver (m ²)	Wateroppervlak van de vijver (indien van toepassing)	
AC	Stroomsnelheid in vijver (m/s)	Stroomsnelheid in de vijver (indien van toepassing)	
AD	Breedte op waterlijn	Waterbreedte van de waterloop (indien van toepassing) bij de afvoersituatie waarvoor de berekening wordt uitgevoerd	
AE	Talud 1:...	Onderwatertalud in de waterloop (indien van toepassing); bij verschillend linker- en rechtertalud het gemiddelde invullen	
AF	Debiet (m ³ /min)	Debiet van bovenstroomse aanvoer van 'schoon' water; te gebruiken als het afgekoppeld verhard oppervlak (AI) of het areaal landelijk gebied (AJ) onbekend is en/of voor de (bekende) aanvoer van het bovenstrooms gelegen stroomgebied. Voor het te hanteren debiet moet wel een keuze worden gemaakt voor een bepaalde representatieve situatie (bijvoorbeeld jaargemiddelde, zomergemiddelde, et cetera). Vaak wordt bijvoorbeeld het gemiddelde zomerdebiet gehanteerd, omdat in die situatie de effecten het grootst zijn (<i>worst case</i>)	
AI	Stedelijk afgekoppeld oppervlak lozend op watergang (ha)	Als het debiet niet bekend is, kunnen er gegevens worden ingevoerd van het achterliggende stedelijke afgekoppeld oppervlak waar vanaf regenwater het watersysteem instroomt	
AJ	Landelijk gebied (ha)	Als het debiet niet bekend is, kunnen er gegevens worden ingevoerd van het achterliggende oppervlak landelijk gebied waar vanaf regenwater het watersysteem instroomt	

De kolommen AF, AI en AJ kunnen desgewenst alledrie tegelijk worden gebruikt.

Uit het debiet wordt op basis van het doorstroom oppervlak de stroomsnelheid in m/s berekend (kolom AG). Er vindt een waarschuwing plaats als de berekende stroomsnelheid onrealistische waarden bereikt (kolom AH).

B4.2.4 RIOLERINGSMAATREGELEN

In het instrumentarium kunnen rioleringsmaatregelen worden ingevoerd om na te gaan of hiermee de effecten van een verstort op het watersysteem kunnen worden verminderd. Hierdoor wordt een vergelijking tussen varianten mogelijk. In onderstaande tabel is aangegeven welke maatregelen kunnen worden ingevoerd:

Kolom	Titel	Toelichting	Mogelijke waarden
AL	Aanleg BBB	Het al of niet aanleggen van een bergbezinkbassin	Ja, nee
AM	Aantal mm bij huidig Fv	Omvang van het aan te leggen bergbezinkbassin in mm bij het huidig aangesloten verhard oppervlak	2, 4, 6, 8, 10
AP	Groene berging (10 mm)	Aanleg groene berging (deze heeft een extra berging van 10 mm bij huidig aangesloten verhard oppervlak)	Ja, nee
AR	Afkoppelen	Het al of niet afkoppelen van verhard oppervlak	Ja, nee
AS	Reductie Fv (%)	Afkoppelen in percentage van het huidig aangesloten verhard oppervlak	5, 10, 20, 30, 40, 50
AV	Reductie vuillast	Een handmatig op te geven percentage waarmee de vuillast moet worden verminderd, waarbij niet wordt aangegeven hoe deze reductie wordt bereikt.	10-90 %

Aan de hand van de maatregelen wordt een reductie op de piekmissie bepaald en een nieuwe piekmissie berekend. In het tabblad Uitleg is uitgelegd hoe de reductie is bepaald.

B4.2.5 MAATREGELEN OPPERVLAKTEWATERSYSTEEM

In het modelinstrumentarium kunnen tevens maatregelen aan het oppervlaktewatersysteem worden ingevoerd. Dit zal echter moeten gebeuren door aanpassing van de basisgegevens en niet – zoals bij de riolering – door het invullen van aanvullende gegevens. Te denken valt aan:

- Herinrichting van het oppervlaktewatersysteem (aanpassen dimensies: breedte, diepte; aanpassen taludhelling).
- Vergroten van de doorspoeling door aanpassen van het debiet 'schoon' water.

Zie paragraaf 2.3 van deze bijlage voor de kolommen waar de betreffende gegevens moeten worden ingevoerd.

B4.3 PARAMETERWAARDEN

Voor het uitvoeren van de berekening hebben in het instrumentarium waarden alle benodigde parameters een standaardwaarde. De gebruiker kan echter deze waarden aanpassen om deze meer aan te laten sluiten op een bepaalde specifieke situatie (zie tabblad 'Uitleg').

Dit betreft:

- Concentraties in oppervlaktewater
- Specifieke afvoer landelijk gebied
- BZV-afbraaksnelheid
- Reaëratiesnelheid
- Temperatuur
- Wegingsfactor voor zuurstofdeficiet en slibaanwas
- Zuurstofnormen bij verschillende doelstellingen

B4.4 BEOORDELING

Voor de beoordeling van de effecten van een overstort worden berekeningen uitgevoerd voor:

1. Slibaanwas (kolom BM tot en met BR), belangrijke aspecten die hierbij een rol spelen zijn:
 - De invloedsfeer(kolom BM): over welk oppervlak wordt het slib uit de overstort verspreid
 - De snelheid van de slibaanwas (kolom BN), waarmee een indruk wordt verkregen van de noodzaak tot frequent onderhoud
 - Score (kolom BR) waarmee wordt aangegeven of de slibaanwas een knelpunt oplevert (1 is geen knelpunt, 10 is een ernstig knelpunt)
2. Zuurstofdeficiet (kolom BS tot en met CB)
 - De afstand vanaf de overstort waar het berekende zuurstofminimum optreedt (X_{min} , kolom BT); wanneer deze afstand groter is dan 1 km wordt de melding gegeven 'Attentie: knelpunt buiten systeem', aangezien ervan wordt uitgegaan dat boven deze afstand (arbitrair) er al weer veel andere invloeden zijn die een rol spelen bij de waterkwaliteit
 - Score (kolom CB) waarmee wordt aangegeven of de diepte en duur van het zuurstofminimum een knelpunt oplevert (1 is geen knelpunt, 10 is een ernstig knelpunt)

Op basis van de scores voor zuurstofdeficiet en slibaanwas wordt een totaalscore berekend (kolom CD) en een conclusie getrokken voor wat betreft het optreden van een knelpunt (kolom CE). Hierbij kunnen de volgende uitkomsten voorkomen:

- Geen knelpunt (1-3)
- Beperkt knelpunt (4-5)
- Matig knelpunt (6-7)
- Groot knelpunt (8-10)

Afhankelijk van de ernst van het knelpunt wordt een kleuraanduiding weergegeven.

Ter vergelijking met eventuele veldwaarnemingen kan de gebruiker in kolom CC aangeven of basis van veldbezoek op deze locatie een knelpunt wordt verwacht.

Hoofdstuk 4 van het hoofdrapport gaat nader in op het toepassingsbereik van het instrumentarium, de interpretatie van de resultaten en de onzekerheden die bij toepassing optreden.

N.B. Het is hier van belang te vermelden dat het instrumentarium niet is bedoeld voor de beoordeling van individuele overstorten en de daarbij te nemen maatregelen. Het instrument mag nooit de enige onderbouwing vormen voor definitieve maatregelen aan riolering die van forse omvang zijn. Aanvullende gebiedsspecifieke onderbouwing is dan noodzakelijk.

B4.5 WERKWIJZE CUMULATIEVE EFFECTEN VAN MEERDERE OVERSTORTEN

In veel situaties lozen er meerdere overstorten op één watersysteem. De lozingen beïnvloeden gezamenlijk de waterkwaliteit. Er zijn twee mogelijkheden om hiermee om te gaan:

- Clustering
- Berekening in serie

In de volgende paragrafen wordt hierop nader ingegaan.

B4.6 CLUSTERING

Het kan voorkomen dat verschillende overstorten dicht bij elkaar liggen (<100 m??). In die gevallen dient de knelpuntenmethode voor een cluster van overstorten uitgevoerd te worden. Dit heeft de volgende invloed op de in te voeren gegevens:

- De te beschouwen watergang is de watergang die benedenstrooms van het cluster overstorten ligt. In het algemeen zal dit ook de grootste watergang zijn
- Het volledige achterliggende gebied van het cluster overstorten dient ingevuld te worden
- Het afgekoppelde oppervlak dat loost op alle watergangen binnen het cluster dient gesommeerd te worden
- Bergbezinkbassins worden aangelegd bij overstorten met de grootste emissie. Zodra binnen een clustering van overstorten één of meer bergbezinkbassins zijn geplaatst, kan in de knelpuntenmethode aangehouden worden dat een bergbezinkbassin aanwezig is
- De piekemissies van alle overstorten van het cluster dienen gesommeerd te worden
- De gemiddelde jaarlijkse overstortingsvolumes dienen eveneens gesommeerd te worden

B4.7 MEERDERE OVERSTORTEN IN SERIE

Wanneer meerdere overstorten op enige afstand van elkaar op eenzelfde waterloop lozen, bestaat de mogelijkheid om met het instrument uit te rekenen wat – uitgaande van de meest bovenstrooms gelegen overstort – het zuurstofdeficiet, de zuurstofconcentratie en de resterende BZV-concentratie is ter plaatse van de volgende overstort. Deze waarden moeten dan als initiële condities worden overgenomen voor de volgende overstort. Dit kan in principe tot een oneindige reeks overstorten worden uitgebreid.

De gebruiker moet daartoe in kolom CF invullen op welke afstand benedenstrooms (in meters) zich de volgende lozing bevindt. Vervolgens wordt berekend welke tijd verloopt voordat het water uit de bovenstroomse overstort ter plaatse van de benedenstrooms gelegen overstort is aangekomen. Er zijn nu 2 mogelijkheden:

1. De verlopen tijd is > 4 uur; in dat geval zullen (bij de aangenomen standaard overstortduur van vier uur) de effecten van deze overstorten onafhankelijk van elkaar optreden
2. De verlopen tijd is < 4 uur, in dat geval zullen de effecten van beide overstorten elkaar versterken en kunnen de cumulatieve effecten worden berekend door de berekende waarden voor de resterende BZV-concentratie (kolom CH) en zuurstofconcentratie (kolom CI) op de opgegeven afstand te gebruiken als beginconcentraties voor de benedenstrooms gelegen overstort in de kolommen Y en Z, bijvoorbeeld:
 - Vul in veld Y15 in: = CH14, in veld Y16: =CH15, et cetera
 - Vul in veld Z15 in: = CI14, in veld Z16: =CI15, et cetera

Hoofdstuk 4 van het onderzoeksrapport gaat nader in op het toepassingsbereik van het instrumentarium, de interpretatie van de resultaten en de onzekerheden die bij toepassing optreden.

N.B. Het is hier van belang te vermelden dat het instrumentarium niet is bedoeld voor de beoordeling van individuele overstorten en de daarbij te nemen maatregelen. Het instrument mag nooit de enige onderbouwing vormen voor definitieve maatregelen aan riolering die van forse omvang zijn. Aanvullende gebiedsspecifieke onderbouwing is dan noodzakelijk.

BIJLAGE 5

WAARDEN VOOR PARAMETERS EN VARIABELEN

Standaardwaarden

Parameter	Toevoeging	Eenheid
rendement BBB		45 %
BZV-conc overstorting	zonder bbb	100 mg/l
	met bbb	55 mg/l
CZV-conc overstorting	zonder bbb	250 mg/l
	met bbb	137,5 mg/l
Achtergrondconc BZV		5 mg/l
Conc BZV doorspoeling		5 mg/l
Overstortfrequentie		6 keer per jaar
Valsnelheid	zonder bbb	5 m/s?
	met bbb	2,5
Slibdichting		1200 kg/m ³
Duur bui en overstort		14400 seconde
		4 uur
landelijke afvoer		1,5 l/s/ha
BZV afbraaksnelheid	k1	0,6 dag-1
Re-aeratie snelheid	k2	1,5 dag-1
verhoudig k2/k1	f	2,50 -
initiele zuurstofconc (mg/l)	O20	6 mg/l
verzadigde zuurstofconc (mg/l)	O2s	11,2 mg/l
Temperatuur	T	10 °C

Mogelijkheid: afwijken van standaardwaarden

Parameter	Toevoeging	Eenheid	Opmerking
Achtergrondconc BZV		1,8 mg/l	let op: waarde wijkt af van standaardwaarde!
Conc BZV doorspoeling		1,8 mg/l	let op: waarde wijkt af van standaardwaarde!
landelijke afvoer		1,5 l/s/ha	
BZV afbraaksnelheid	k1	0,6 dag-1	aanbevolen range 0,5 - 1
Re-aeratie snelheid	k2	1,5 dag-1	aanbevolen range 0,1 - 2
verhoudig k2/k1	f	2,50 -	wordt berekend ahv k1 en k2
Verzadigde zuurstofconc (mg/l)	O2s	10,0 mg/l	afhankelijk van temperatuur
Temperatuur	T	15 °C	

Wegingsfactoren

Aspect	Factor	
Slibaanwas	10	%
Zuurstofdeficiet	90	%

Zuurstofnormen

Norm	Waarde	Eenheid
Lage doelstelling	3,0	mg/l
Medium doelstelling	4,0	mg/l
Hoge doelstelling	5,0	mg/l

