

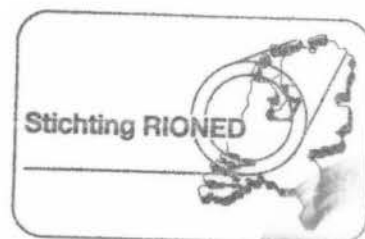
VOORDRACHTENBUNDEL 18^e VAKANTIECURSUS IN RIOLERING EN AFVALWATERBEHANDELING

7 Januari 1999

ir. H. Korving, ir. J.G. Langeveld (editors)



stowa



Directoraat-Generaal Rijkswaterstaat
Rijksinstituut voor integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling/RIZA

TU Delft
Technische Universiteit Delft

Faculteit Civiele Techniek en Geowetenschappen
Subfaculteit Civiele Techniek
Sectie Gezondheidstechniek

**VOORDRACHTENBUNDEL
18^e VAKANTIECURSUS IN RIOLERING EN
AFVALWATERBEHANDELING**

**Donderdag 7 Januari 1999
Delft**

**Editors:
H. Korving
J.G. Langeveld**

Colofon

De voordrachtenbundel van de 18e Vakantiecursus in Riolering en Afvalwaterbehandeling is een uitgave van de sectie Gezondheidstechniek, Subfaculteit der Civiele Techniek, Technische Universiteit Delft. De tekst valt onder verantwoordelijkheid van de auteurs. Bij het Secretariaat van de Vakantiecursus in Riolering en Afvalwaterbehandeling zijn voordrachtenbundels verkrijgbaar.

Adres

Secretariaat van de Vakantiecursus in Riolering en Afvalwaterbehandeling
Stevinweg 1, kamer 4.55
2628 CN Delft
telefoon: 015-2783347
fax: 015-2784918
email: e.hoeks@ct.tudelft.nl

VOORWOORD

Dit is de voordrachtenbundel van de 18^e Vakantiecursus in Riolering en Afvalwater. De Vakantiecursus in Riolering en Afvalwater is na een jarenlange afwezigheid, de 17^e vakantiecursus vond in 1982 plaats, door de hoogleraren Wiggers en Van der Graaf in ere hersteld. Het doel van de vakantiecursus is het bieden van een podium waarop nieuwe ontwikkelingen binnen het afvalwatervak, zowel op technisch als op beleidsmatig vlak, geëtaleerd kunnen worden.

De 18^e Vakantiecursus in Riolering en Afvalwater werd georganiseerd door de commissie van voorbereiding, waarin vertegenwoordigers van TU Delft, RIONED, RIZA, en de STOWA zitting hadden.

Namens de commissie van voorbereiding,

H. Korving en J.G. Langeveld

Commissie van voorbereiding

Prof. ir. J.B.M. Wiggers, Technische Universiteit Delft, Voorzitter;

Prof. ir. J.H.J.M. van der Graaf, Technische Universiteit Delft;

Jhr. ir. A.H.J. de Beaufort, Stichting RIONED;

Ir. A.H. Dirkzwager, RIZA;

Ir. P.C. Stamperius, STOWA;

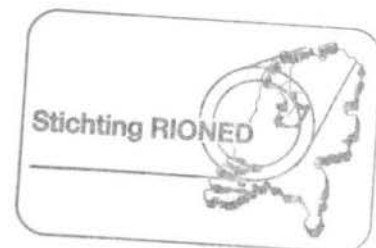
Ir. H. Korving, Technische Universiteit Delft;

Ir. J.G. Langeveld, Technische Universiteit Delft;

Mevr. E. Hoeks, Technische Universiteit Delft, Secretaris.

INHOUDSOPGAVE

Samenvattingen der voordrachten	7
Een vogelvlucht over het afvalwater <i>Jaap H.J.M. van der Graaf</i>	11
Oude waarheden nieuwe wegen <i>Jan H. Kop</i>	19
Organische polymeren: doorbraak in fysisch-chemische voorzuivering? <i>Arjen F. van Nieuwenhuijzen en Adriaan R. Mels</i>	29
Riooloverstorten; wat doen we ermee? <i>François H.L.R. Clemens</i>	41
Compact bouwen, wie durft? <i>Kees de Korte</i>	49
Geloof in modellen - een overzicht <i>Hans Korving</i>	57
Effluentfiltratie: nabehandeling gericht op nuttige toepassing <i>Jaap de Koning</i>	69
Ondergrondse infrastructuur: een toekomstvisie <i>Jan B.M. Wiggers en Jeroen G. Langeveld</i>	85



SAMENVATTINGEN DER VOORDRACHTEN

Van 17^e naar 18^e Vakantiecursus: technische ontwikkelingen in vogelvlucht

Prof. ir. J.H.J.M. van der Graaf (TUD/W+B)

De ontwikkelingen op het vakgebied van riolering en afvalwaterbehandeling hebben de afgelopen twee decennia niet stilgestaan. Talloze initiatieven zijn ondernomen om de milieubelasting vanuit de waterketen te verminderen. De belangrijkste technische ontwikkelingen zullen in vogelvlucht de revue passeren.

De meest aansprekende aandachtspunten binnen het vakgebied van de afvalwaterbehandeling binnen deze periode zijn fosfaatverwijdering (wasmiddelen), biologische en chemische defosfatering, stikstofverwijdering en, meer recent, hergebruik van afvalwater. Daarnaast hebben ook op het gebied van procesmodellering verschillende ontwikkelingen plaatsgehad.

Op het vakgebied van de rioleringstechniek houden de ontwikkelingen vooral verband met het terugdringen van de vuiluitworp uit riolen. Opvallende elementen zijn de opkomst en ondergang van het modelleren van de vuiluitworp, de grootscheepse aanleg van randvoorzieningen teneinde aan de basisinspanning te voldoen en de invoering van gemeentelijke rioleringsplannen als nieuwe planvorm.

Van 17^e naar 18^e Vakantiecursus: organisatorische ontwikkelingen in vogelvlucht

Prof. ir. J.H. Kop (emeritus hoogleraar TUD)

De organisatie van de waterketen is historisch gegroeid. De ontwikkelingen gedurende de laatste vijftien jaar vertonen een sterke hang naar marktdenken en een grote aandacht voor efficiency. De verschillende organisaties binnen de waterketen kunnen zich niet langer verschuilen achter een historisch gegroeide organisatiestructuur. Binnen de drinkwatersector is het marktdenken al het meest ingeburgerd en worden reeds de eerste schreden gezet op weg naar meer concurrentie. Daarnaast is bij veel gemeentes de trend waarneembaar om delen van de infrastructuur aan marktpartijen over te doen. Na de kabel zal waarschijnlijk de riolering het volgende onderdeel van de infrastructuur zijn dat gemeentes graag van de hand doen.

Of deze ontwikkelingen wenselijk zijn is een vraag die niet zonder meer kan worden beantwoord. Het lijkt in dit kader dan ook verstandig om eens goed stil te staan bij de totale organisatie van de waterketen. In dit licht lijkt een herwaardering van de huidige organisatie noodzakelijk, waarin zeker de vierde bestuurslaag dient te worden betrokken.

Organische polymeren: doorbraak in fysisch-chemische voorzuivering?

Ir. A.F. van Nieuwenhuijzen (TUD), ir. A.R. Mels (LUW)

Fysisch-chemische voorzuivering is gericht op de vergaande verwijdering van deeltjes in de eerste stap van de zuivering. Uit een uitvoerig evaluatieonderzoek in opdracht van de STOWA blijkt dat door vergaande primaire deeltjesverwijdering, en de verwijdering van daaraan gerelateerd verontreinigingen, het energieverbruik van de hele rwzi kan worden geoptimaliseerd. Tevens kunnen zuiveringssystemen met een fysisch-chemische voorzuivering compacter worden uitgevoerd. Nadelig zijn echter de grotere anorganische restslibproductie en de effluentverzouting bij toepassing van deze zuiveringstechniek met anorganische metaalzouten. De vervanging van metaalzouten door organische polymeren zou deze nadelen kunnen ondervangen, zoals blijkt uit de eerste resultaten van een lopend, uitgebreid onderzoek naar toepassing van organische polymeren en nieuwe voorzuiveringstechnieken gericht op deeltjesverwijdering.

Riooloverstorten; wat doen we eraan?

Ir. F.H.L.R. Clemens (W+B)

Riooloverstorten staan al meer dan twintig jaar sterk in de belangstelling met name vanwege de overlast die zij veroorzaken. Een grootschalig saneringsbeleid is ingezet en momenteel in uitvoering; vreemd genoeg krijgen problemen rondom overstorten steeds meer aandacht in de pers. Blijkbaar heeft het ingezette saneringsbeleid, althans in de algemene beeldvorming, geen merkbaar succes opgeleverd. Is het beleid verkeerd, mankeert het aan deugdelijke technische concepten, of klopt de beeldvorming niet?

Op elk van deze aspecten wordt ingegaan, waarna een blik vooruit wordt geworpen: waar ligt het einde van de saneringsmogelijkheden, technisch, financieel en beleidsmatig?

De technische uitdaging is een situatie te bereiken waarin geen overstorten meer noodzakelijk zijn, terwijl eenzelfde 'comfort' wordt geboden met betrekking tot het houden van 'droge voeten'. Vraag is of deze 'nul-overstort'-optie financieel haalbaar is vanuit de gegeven infrastructurele toestand. Een beleidsmatige vraag in dit kader is tot welk niveau de overlast moet worden beperkt en welke offers men hiervoor overheeft.

Compact bouwen, wie durft?

Ir. K. de Korte (DWR)

Compact bouwen wordt steeds noodzakelijker in Nederland, de ruimte die voor rwzi's gebruikt wordt is niet meer voor andere bestemmingen beschikbaar.

Compact bouwen wordt beschouwd vanuit de invalshoeken proceskeuze, reactorontwerp en installatie-lay-out. De randvoorwaarden worden kort belicht en een aantal voorbeelden wordt besproken. Tenslotte komen ook visuele kwaliteit en dubbel grondgebruik aan de orde.

Geloof in modellen

Ir. H. Korving (TUD)

Wat is rioleringstechniek zonder modellen? We kunnen niet meer zonder. Geloven in de uitkomsten ervan. Modellen worden in de rioleringstechniek onder meer gebruikt om het functioneren van rioolstelsels te toetsen, de vuiluitwerp uit rioolstelsels te bepalen of de werking van bergbezinktanks te modelleren. Maar hoe goed zijn de modelresultaten? Kunnen deze resultaten beter, betrouwbaarder worden als we andere modelleringstechnieken toepassen?

Naast de gebruikelijke modellen is nog veel meer mogelijk. Als we over de grenzen van het vakgebied heen kijken, valt op dat de ontwikkelingen op modelgebied niet stil hebben gestaan. Ideeën voor nieuwe modellen kunnen we dus lenen uit andere vakgebieden. Conceptuele modellen, systeemidentificatie, fuzzy modelleringstechnieken en neurale netwerken lijken veelbelovende alternatieve modelleringstechnieken. Wat is er mogelijk met deze en andere nieuwe technieken, voor welke toepassingen kunnen we ze gebruiken?

Effluentfiltratie: nabehandeling gericht op nuttige toepassing

Dr. ir. J. de Koning (TUD)

In toenemende mate wordt gezocht naar mogelijkheden om het effluent van rwzi's een nuttige herbestemming te geven. Mogelijke toepassingen van het gebruik van effluent zijn de verdrogingsbestrijding en de productie van huishoud- of industriewater. Een voorwaarde hiervoor is het garanderen van een hoge effluentkwaliteit.

De afgelopen jaren is onderzoek gedaan naar de mogelijkheden van filtratie van effluent en in het bijzonder naar de combinatie van vlokingsfiltratie en ultrafiltratie. De resultaten van het onderzoek tonen aan dat vlokingsfiltratie, eventueel gecombineerd met ultrafiltratie, zowel technisch als economisch gezien een haalbare optie is om effluent geschikt te maken voor een meer hoogwaardige toepassing.

Ondergrondse infrastructuur: een toekomstvisie

Prof. ir. J.B.M. Wiggers (TUD), ir. J.G. Langeveld (TUD)

Water kent in de stedelijke omgeving een scala aan verschijningsvormen: denk hierbij aan oppervlaktewater, grondwater, drinkwater, rioolwater en niet in de laatste plaats hemelwater.

Bij de zorg voor deze verscheidenheid aan waterstromen ontbreekt het echter aan eenheid, terwijl deze eenheid juist een grote rol moet spelen bij de toekomstige omgang met water.

Het in samenhang benutten van de ondergrondse ruimte is een van de voorwaarden om die eenheid invulling te geven. Hieruit volgt de noodzaak om methoden en technieken te ontwikkelen die het mogelijk maken om zowel voor bestaande als voor nieuwbouwwijken passende strategieën te formuleren. Het accent binnen deze strategieën dient te liggen op aspecten als duurzaamheid, milieuwaarde, gebruiksvriendelijkheid en flexibiliteit.

EEN VOGELVLUCHT OVER HET AFVALWATER

Jaap H.J.M. van der Graaf



Sectie Gezondheidstechniek, Subfaculteit Civiele Techniek, Faculteit Civiele Techniek en Geowetenschappen, Technische Universiteit Delft, Postbus 5048, 2600 GA Delft

INLEIDING

In het kader van de wedergeboorte (na 17 jaar afwezigheid) van de vakantiecursus in riolering en afvalwaterbehandeling is het nuttig eens stil te staan bij de ontwikkelingen op deze terreinen. In de vooraf toegestuurde samenvatting is aangegeven dat in deze bijdrage ingegaan zou worden op de belangrijkste technische ontwikkelingen en wel in vogelvlucht. Deze vogelvlucht zal zich hier echter beperken tot de afvalwaterbehandeling. Naast enige terugblikken past op dit moment zeker ook een vooruitblik, waar het heen gaat met de afvalwaterbehandeling.

VAKANTIECURSUSSEN

In het begin van de zestiger jaren begon de belangstelling voor de afvalwaterproblematiek sterk toe te nemen. Mede om te voorzien in een educatieve behoefte en de uitwisseling van ervaringen in dit nieuwe vakgebied zijn de vakantiecursussen georganiseerd, de eerste in 1966, de laatste in de serie in 1982. In onderstaande tabel zijn de behandelde onderwerpen weergegeven.

Tabel 1. Overzicht van de vakantiecursussen 'in de behandeling van afvalwater'

no.	jaar	titel
1	1966	De afvoer van afvalwater naar zee
2	1967	Slibverwerking
3	1968	De technologie van het beluchttingsproces
4	1969	Recreatie en waterverontreiniging
5	1970	Afvalwater thans en in de toekomst
6	1971	De oxydatiesloot
7	1972	Rioleringen - bijzondere onderwerpen
8	1973	Centralisatie van behandeling van afvalwater en slib
9	1974	Vooruitgang in de zuiveringstechniek
10	1975	Doelstellingen en optimalisatie
11	1976	Beluchting
12	1977	Milieu en economie in het spanningsveld van onze maatschappij
13	1978	De belasting van het milieu door fosfaten en verspreide lezingen
14	1979	De Rijn
15	1980	Milieueffectrapportage
16	1981	Slib opnieuw bekeken
17	1982	Wat de industrie doet

Opvallend is de geringe belangstelling voor 'rioleringen'; slechts in no. 7 en een beetje in no. 8 en no. 13 komt dit onderwerp aan de orde. Kennelijk lagen de prioriteiten meer op het vlak van de behandeling van afvalwater dan op de inzameling ervan. Typische afvalwateronderwerpen betreffen de slibverwerking, behandelingssystemen en beluchtingstechnieken. Ook de relatie met de omgeving, oppervlaktewater en milieu, kreeg volop aandacht. In tabel 2 staat de inhoud van de 17e en voorlopig laatste vakantiecursus 'Wat de industrie doet' aangegeven.

Tabel 2. Bijdragen aan de 17e vakantiecursus 'Wat de industrie doet'

Titel voordracht	Auteur
Praktijk van de vergunningverlening	ir. R. Faasen
Industrie en milieubeleid	dr.ir. F. Dijkstra
Schoon water uit suikerbieten	ir. R. de Vletter
Aanpak in de aardolie	J.J. Verhoog
Schone technologie ter bestrijding van de waterverontreiniging	drs. F. van den Akker
Van zuiveren tot voorkomen in een chemische industrie	J. Blok
De terugwinning van zware metalen uit metaalhydroxide slibstoffen	H.F. van Wijk
'Ontwikkelingen uit een fermentatie-industrie'	H.F. Peze
De afvalwaterbehandeling bij aardappelzetmeelindustrie	ir. R. Pepping
Toepassing van geïmmobiliseerde micro-organismen in de afvalwaterzuivering	J.J. Heijnen
Van afvalstoffen naar grondstoffen in de staalindustrie	ir. C. Welvaadt

Bij het doorbladeren van deze syllabus wordt direct de hoge kwaliteit van de bijdragen zichtbaar. De beschreven technieken, zoals de anaërobe zuivering, de slibopdragerssystemen, de schone technologie zijn nog steeds actueel. Zij stonden toen in de kinderschoenen en hebben zich inmiddels een vaste en prominente plaats binnen het afvalwaterveld verworven.

17 JAAR CYCLUS

Als de geschiedenis van de vakantiecursus nauwgezet wordt bekeken, worden enkele opvallende patronen zichtbaar.

In 1948 start de vakantiecursus drinkwater, in 1966 volgt de vakantiecursus in de behandeling van afvalwater, die in 1982 voorlopig verdwijnt en in 1999 weer wordt opgestart.

Duidelijk is de 17-jarige periodiciteit (naar keuze in te vullen) van magere/vette jaren herkenbaar. Overigens zou dit ook betekenen dat de tweede serie rond 2015 zal eindigen!

Deze periodes laten zich globaal ook op een andere manier karakteriseren.

periode	kenmerk
tot 1966	sterke toename verontreiniging van oppervlaktewateren
1966-1982	behandeling van afvalwater komt op gang
1982-1999	optimalisatie en nutriëntenverwijdering
1999-	effluent wordt 'ander water'

CIJFERS 1981-1996

Teneinde ook een betere kwalitatieve en kwantitatieve indruk te krijgen van de veranderingen op het gebied van de afvalwaterbehandeling worden diverse gegevens verzameld door het CBS ten aanzien van rwzi's nader bekeken. De jaren 1981 en 1996 worden vergeleken (zie tabel 3).

Tabel 3. Gegevens betreffende de afvalwaterbehandeling via openbare zuiveringsinrichtingen over 1981 en 1996

	1981	1996	
rwzi's			
. totaal aantal	504	420	
. ontwerpcapaciteit	20,0	24,6	10 ⁶ ie
. belasting	15,7	21,0	10 ⁶ ie
. debiet	3,5	4,5	10 ⁶ m ³ /d
influent, gemiddeld			
. CZV	551	603	mgO ₂ /l
. BZV	222	230	mgO ₂ /l
. N-Kjeldahl	53	55	mgN/l
. P-totaal	15	9	mgP/l
effluent, gemiddeld			
. CZV	112	62	mgO ₂ /l
. BZV	29	9	mgO ₂ /l
. N-Kjeldahl	18	10	mgN/l
. P-totaal	10	2,5	mgP/l
slibproductie	198	353	10 ³ tds/j
specifiek energieverbruik, gemiddeld	1,2	1,7	kWh/kgBZV
investeringen	274	915	Mf/j
exploitatiekosten	552	1570	Mf/j

Wat direct opvalt is de vermindering van het aantal rwzi's, hetgeen vooral wordt veroorzaakt door het opheffen van kleine installaties. Geleidelijk is ook de totale belasting toegenomen. Met een aansluitingsgraad van meer dan 96 % lijkt een verdere toename zich te beperken tot de (autonome) groei van de bevolking. Qua zuiveringssystemen kan nog gemeld worden dat de mechanische installaties vrijwel verdwenen zijn en dat ook de oxydatiebedden sterk in aantal zijn teruggelopen (van 15 % van het totaal naar 5 %). De huidige installaties zijn vrijwel allemaal laagbelaste of zeer laagbelaste actiefslibsystemen, al dan niet met voorbezinking; in het geval van voorbezinking (60 % van het totaal) vindt slibstabilisatie plaats door middel van slibgisting, veelal voorzien van warmtekrachtkoppeling.

Wat betreft de influentkwaliteit vertonen de gehalten aan CZV, BZV en Kjeldahl-stikstof een vrij constant beeld; ook de gemiddelde dagaanvoer is met 220 l per ie vrijwel constant gebleven. Overigens kunnen er jaarlijks en ook per rwzi nog aanzienlijke variaties optreden. De terugval in de fosfaatconcentratie (van 15 naar 9 mg P/l) is te verklaren uit de introductie van fosfaatvrije wasmiddelen in 1988/1990.

De gemiddelde effluentkwaliteit is natuurlijk sterk verbeterd. Enerzijds wordt vrijwel al het afvalwater tegenwoordig biologisch behandeld, anderzijds zijn de biologische technieken aangepast naar vergaande BZV- en stikstofverwijdering. Via chemische en biologische processen wordt fosfaat op vele rwzi's gereduceerd.

Door de verdere implementatie van uitbreidings- en nieuwbouwplannen zullen deze kwaliteitsparameters de komende jaren nog verder verbeteren.

Toegenomen is de slibproductie, hetgeen voor een deel gerelateerd kan worden aan de toename van de belasting en voor een deel ligt aan een hogere specifieke slibproductie (per ie van 13 kg/j naar 17 kg/j); dit laatste is weer voor een deel verklaarbaar uit de toegenomen hoeveelheid fosfaatslib en het toegenomen gebruik van chemicaliën in de slibverwerking.

Als gevolg van de verdergaande behandeling is ook het energieverbruik gestegen. Dit geldt zowel in absolute als relatieve zin. Het specifieke energieverbruik per ie is toegenomen van circa 15 naar 25 kWh/j.

Tenslotte kon dit alles slechts bereikt worden door het realiseren van talrijke voorzieningen, zowel voor rwzi's als transportleidingen ter verbetering van bestaande en het opzetten van nieuwe installaties. Het investeringsniveau is verdrievoudigd en zit momenteel op circa 900 Mf/j met de verwachting tot stabilisatie of lichte afname in de komende jaren. De exploitatiekosten zijn ook verdrievoudigd tot circa 1600 Mf/j, hetgeen neerkomt op circa f 75,--/ie.j of circa f 1,-- per m^3 .

TECHNISCHE ONTWIKKELINGEN

De afvalwaterbehandeling is qua ontwikkeling momenteel in de rijpheidsfase beland. Gedurende de afgelopen 5 à 10 jaar hebben vele ontwikkelingen, zowel op technisch als technologische gebied, plaatsgevonden. Vele zaken, die zich 20 jaar geleden nog in een prille fase bevonden, zijn nu geïncorporeerd in de huidige praktijk. Er zijn echter ook ontwikkelingen geweest, die niet doorgezet hebben of achteraf minder succesvol of gelukkig zijn geweest. Zonder hier al te zeer een waardeoordeel aan te geven kunnen worden genoemd:

in de afgelopen 15 jaar tot volwassenheid gekomen en nu uitontwikkeld:

- bellenbeluchting
- stankbestrijding door middel van biofiltratie
- warmtekrachtinstallaties
- slibontwatering
- slibverbranding
- anaërobe zuivering (UASB)
- biologische stikstofverwijdering
- biologische/chemische fosfaatverwijdering
- milieueffecten
- bandindikking

in het verleden interessant, maar niet doorgezet:

- kunststof vulmaterialen voor oxydatiebedden
- tweetrapsinstallaties (AB)
- korrelreactor
- magnetische afscheidingstechnieken
- expertsystemen
- flotatie-indikking
- slibopdragerreactoren
- composttoilet
- Vertech

nog in ontwikkeling, verdere implementatie verwacht:

- verbetering nabezinking
- modellering
- automatisering/procesregeling
- deelstroombehandeling
- effluentfiltratie

nog in de kinderschoenen

- sensoren
- membraanfiltratie van effluent
- membraanbioreactoren
- nieuwe concepten
- geselecteerde micro-organismen

- mini-installaties
- hergebruik slibverbrandingsas
- alternatieve technologieën

Deze lijst, die zeker niet uitputtend is, geeft aan dat de afvalwaterbehandeling de afgelopen jaren een geweldige ontwikkeling heeft doorgemaakt; anderszins zijn er zeker nog uitdagingen voor de verdere experimenten en innovaties.

Hiernaast heeft zich met name de laatste jaren een geweldige omslag voorgedaan in het 'denken' over de afvalwaterbehandeling. Momenteel wordt veel aandacht besteed aan het integraal beschouwen van vooral de kleine waterketen (drinkwaterbereiding - gebruik - riolering - afvalwaterbehandeling). Daarbij liggen de voordelen vooral in de onderlinge afstemming en optimalisatie en slechts in zeer beperkte mate op het technisch-innovatieve vlak. Met name organisatorisch wordt de integrale kijk in sterke mate geknuffeld.

DUURZAAMHEID

Gedurende de afgelopen jaren is het begrip duurzaamheid sterk in de belangstelling komen te staan. Ook de waterwereld is hiermee geconfronteerd. In Nederland heeft dit geleid tot velerlei onderzoeken, waarvan DTO (Duurzame Technologische Ontwikkeling)-Water de belangrijkste was.

De grote verdienste van de DTO-aanpak ligt hierin dat de waterketen in totaliteit wordt beschouwd, dus integraal en niet sectoraal. De zwakte ligt echter in het feit dat een goed referentiekader ontbreekt, ofwel geen antwoord wordt gegeven op de vraag: 'Hoe duurzaam is de huidige situatie of het huidige systeem?'. Er wordt alleen gekeken naar de mogelijkheden om het systeem nog duurzamer of nog minder onduurzaam te maken. Dit leidt uiteindelijk tot het zaaien van twijfel ten aanzien van de huidige verworvenheden van het systeem, het ophemelen van nieuwe ideeën alleen omdat ze 'nieuw' zijn en het afwegen van onvergelykbare mogelijkheden. Dit leidt naast verwarring ook tot een verminderd zelfbewustzijn van diverse bedrijfstakken die taken in de waterketen vervullen. De toekomst zal uitwijzen wat hiervan de gevolgen zijn.

Wat betreft de afvalwaterbehandeling levert de DTO-invalshoek toch ook enkele technische aanknopingspunten. Als kernthema's worden clusters van perspectiefrijke ideeën geformuleerd, te weten:

- ⇒ verdergaande behandeling van afvalwater
- ⇒ opwerking van zuiveringsslib
- ⇒ toepassing van inerte materialen
- ⇒ droogtoilet.

Indien technische oplossingen worden gevonden voor met name de eerste twee thema's zal de duurzaamheid van de waterketen nog verder kunnen verbeteren.

Tot slot nog even een uitstapje naar de toekomst. Door DTO is ook een poging gewaagd, die qua afvalwaterbehandeling enkele bijzondere elementen bevat:

- afvalwater bevat alleen nog organische stof en is vrij van zware metalen en toxische stoffen
- hergebruik van slib in de landbouw
- lokale scheiding van afvalwaterstromen en decentrale behandeling
- differentiatie qua behandeling, decentraal zowel als centraal
- na microbiologische zuivering kan het effluent direct op oppervlaktewater worden geloosd.

Geheel vrijblijvend zet ik er zelf een ander toekomstbeeld tegenover:

- afvalwater bevat nog steeds vrijwel dezelfde componenten als momenteel
- vergaande behandeling van afvalwater levert een nieuw product 'ander water', dat kan worden ingezet voor velerlei doeleinden (verdroging, sierwater, proceswater, huishoudwater, water in de stad)
- de slibasresten worden zodanig verwerkt dat eventuele schadelijke stoffen gefixeerd worden
- centrale behandeling blijft voordeel bieden qua kosten en techniek

- naast biologische technieken krijgen fysisch-chemische technieken een (iets) grotere plaats.

Duidelijk zal zijn dat dit beeld voortborduurde op de huidige voorzieningen die in feite geoptimaliseerd en geperfectioneerd worden. Kapitaalvernietiging (ook kapitaal dient duurzaam te zijn!) treedt hierbij nauwelijks op.

EFFLUENTKWALITEIT

Gedurende de afgelopen jaren is de kwaliteit van het effluent alsnar verbeterd. Enerzijds komt dit door het verbeteren en uitbreiden van de rwzi's, anderzijds is het effect merkbaar van een verdere sanering van ongewenste lozingen. In de nabije toekomst wordt een effluentkwaliteit verwacht die de volgende karakteristieken heeft.

zuurstofbindende stoffen

Een zeer laag gehalte aan zuurstofbindende stoffen (CZV < 40 mg/l, BZV < 5 mg/l, KjN < 4 mg/l) zorgt ervoor dat de zuurstofhuishouding niet meer of slechts in zeer beperkte mate door effluent wordt beïnvloed.

nutriënten

Totaal stikstof (< 5 mg N/l) en fosfaat (totaal < 0,5 mg P</l, ortho < 0,1 mg P/l) zijn ook zeer laag; hierdoor is ook ten aanzien van deze parameters meer mogelijk met effluent.

zwevende stof

Het effluent bevat nog circa 5 mg/l aan zwevende stof. Wellicht levert dit voor het oppervlaktewater weinig problemen, maar door verwijdering van de zwevende stof, die relatief eenvoudig is, is nog een aanzienlijke kwaliteitsverbetering mogelijk: CZV (naar 30 mg/l), BZV (naar 2-3 mg/l), totaal P (naar 0,2 mg/l) en het gehalte aan zware metalen zal dan verder verbeteren.

zware metalen

De gehalten aan de verschillende zware metalen kunnen natuurlijk per rwzi sterk variëren. Ook door toepassing van filtratietechnieken is een verdere kwaliteitsverbetering mogelijk (zie tabel 4).

Tabel 4. Gehalte aan zware metalen in effluent in de nabije toekomst

zware metalen in mg/l	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Pb	Ni	Zn
gemiddelde effluent	1,3	0,2	3	10	0,1	5	7	50
goed effluent	1,0	0,1	2	5	0,05	3	5	50
- na filtratie	1,0	0,05	1	2	0,05	2	2	50
- na ultrafiltratie	1,0	0,05	0,5	1	0,05	1	2	50

Deze kwaliteiten zijn voor meerdere toepassingsmogelijkheden alleszins acceptabel.

hygiënische kwaliteit

Hoewel in de rwzi een hoge mate van verwijdering plaatsvindt, is het gehalte van ziekteverwekkende organismen zeer hoog; zowel bacteriën als virussen zijn volop aanwezig in het effluent. Tot nu toe heeft verwijdering of reductie hiervan in Nederland nog totaal geen aandacht of prioriteit gekregen. De verwachting is dat hieraan toch in de nabije toekomst verandering zal komen; met betrekkelijk eenvoudige technieken, zoals ultrafiltratie, chlore-ring of UV is desinfectie van effluent te realiseren.

Technieken

Voor de vergaande behandeling van effluent staat een veelvoud van voornamelijk fysisch-chemische processen ter beschikking. Allereerst zal de aandacht gericht zijn op de verwijdering van deeltjes (zwevende stof). In eerste instantie staan hiervoor filtratietechnieken ter beschikking al dan niet ondersteund door chemische precipitatie en of coagulatie/floculatie. Membraanfiltratie richt zich met name op deeltjes kleiner dan 10 µm. Achtereenvolgens kunnen bij microfiltratie microdeeltjes en bacteriën, bij ultrafiltratie colloïden en virussen, en bij nano- en hyperfiltratie zelfs ionen en moleculen worden verwijderd. De hygiënische kwaliteit kan verder worden verbeterd door toepassing van specifieke desinfectie-processen, zoals chlorering, ozondosering en UV-bestraling. Actief-kool-behandeling is een adsorptietechniek waarmee velerlei opgeloste stoffen, veelal organisch (microverontreinigingen), verwijderd kunnen worden. Ammonium kan via ammoniastripping of ionenwisseling worden verwijderd. Nitraat laat zich het gemakkelijkst verwijderen via biologische denitrificatie. Bij de adsorptietechnieken levert de verwerking van de afgescheiden stof veelal problemen op.

Situatie in Nederland

Het is opvallend dat vergaande behandeling van effluent in Nederland momenteel vrijwel nog niet wordt toegepast. Zo wordt snelfiltratie van effluent in andere Europese landen, zoals Duitsland, Zwitserland en Engeland reeds op grote schaal toegepast, maar in Nederland niet. Met andere systemen zijn de ervaringen ook beperkt. Wel zijn er enkele verkennende studies uitgevoerd om alle mogelijke processen in kaart te brengen. De kostenstudies die hierop gebaseerd waren, leverden nogal teleurstellende resultaten op. De extra kosten van f 50,-- tot f 500,-- per i.e. (inwoner equivalent) per jaar steken nogal schril af tegen het huidige niveau van f 50,-- tot f 100,-- per i.e. per jaar. Hierdoor verdwenen effluent en hergebruik daarvan weer snel uit de belangstelling.

Desondanks zijn de ontwikkelingen toch verder gegaan. Ook op het onderzoeksvlak worden steeds meer initiatieven ontplooid, waar onder andere de TU Delft, sectie Gezondheidstechniek, bij betrokken is. De uitdaging hierbij is om het kostenniveau aanzienlijk te verlagen. De aandacht richt zich vooralsnog op snelfiltratie en membraanfiltratie. De resultaten tot nu toe zijn zeer bemoedigend. Met snelfiltratie zijn veel betere prestaties mogelijk dan tot nu toe werd aangenomen, hetgeen waarschijnlijk voor een groot deel te danken is aan de goede voorbehandeling. Ook met membraanfiltratie al dan niet in combinatie met snelfiltratie zijn reeds hoopvolle resultaten gevonden; het kostenniveau is mede dankzij de kostendaling van de membraanmodulen sterk aan het dalen. Indicatieve berekeningen leiden reeds tot zeer lage behandelingskosten; zo wordt snelfiltratie nu geïndiceerd op f 0,02 à f 0,05 / m³ en membraanfiltratie (middels ultrafiltratie) op f 0,40 à f 0,60 / m³. Deze orde van grootte is niet langer prohibitief voor allerlei toepassingen.

Hierdoor zal langzamerhand de situatie ontstaan dat effluent niet langer een afvalproduct is, dat zo snel mogelijk naar het oppervlaktewater moet worden afgevoerd, maar een product wordt dat 'waarde' vertegenwoordigt. Wat die waarde precies is, hangt af van de toepassingsmogelijkheden. Op enkele hiervan zal nader worden ingegaan.

Verdrogingsbestrijding

Het thema verdroging staat nogal in de aandacht. In eerste instantie lijkt het veelal een water-kwantiteitsprobleem. Bij het zoeken naar geschikte oplossingen kan ook de inzet van effluent worden overwogen. Veelal zal dan wel worden gesteld dat het effluent een kwaliteitsverbetering moet ondergaan. De mate waarin zal lokaal moeten worden vastgesteld.

Proceswater

Het waterverbruik van industrieën zal in de nabije toekomst moeten worden verminderd en geoptimaliseerd. Ook geldt dat soms de kwaliteit van het grondwater of drinkwater veel 'te goed' is voor de specifieke toepassing als proceswater. Effluent kan dan gezien worden als een goedkope grondstof die na opwerking voor diverse doeleinden kan worden ingezet als:

- ketelvoedingswater; dit impliceert een zeer vergaande behandeling veelal tot en met omgekeerde osmose;
- proceswater; hierbij is een beperkte voorbehandeling (filtratie) voldoende.

Huishoudwater

In het kader van duurzaamheid valt te overwegen het waterverbruik op te splitsen in een (schoon) drinkwatergedeelte en een (minder schoon) huishoudgedeelte (ten behoeve van toiletspoeling, wasmachine, e.d.). Via een dubbel leidingsysteem kan dan naast drinkwater ook een andere waterkwaliteit worden geleverd. Hiervoor zal effluent moeten worden opgewerkt door verwijdering van zwevende stof (filtratie) en verbetering van de hygiënische kwaliteit (membraanfiltratie).

Grondwatersuppletie

De grondwaterhuishouding wordt steeds kritischer. Toename of zelfs handhaving van onttrekkingen kan slechts worden toegestaan in combinatie met externe (kunstmatige) aanvulling door infiltratie. Momenteel wordt hierbij vooral gedacht aan oppervlaktewater dat daartoe wel een vergaande en kostbare voorbehandeling moet ondergaan. Als alternatieve suppletievloeistof dient zich effluent aan dat dikwijls reeds op de betreffende plaats of gebied beschikbaar is (en dus niet hoeft te worden aangevoerd). Voorbeelden zijn er reeds in het buitenland (Factory 21, Orange County, USA).

Drinkwaterbereiding

Hoewel het nu technisch mogelijk is om uit effluent drinkwater te bereiden, lijkt deze route voorbehouden aan zeer specifieke situaties. Zolang er een keuze is tussen meerdere grondstoffen lijkt effluent niet het meest aantrekkelijk. Toch kunnen er specifieke situaties zijn, die de inzet van effluent kunnen bevorderen. In het buitenland, met name in megacities en aride gebieden, zullen deze toepassingen wellicht sneller doorzetten. Toch lijkt de ontwikkeling meer in de richting van een gedifferentieerd watergebruik (meerdere kwaliteiten) te gaan.

Water in de stad

Nieuwe ideeën zijn ontwikkeld om anders om te gaan met de waterhuishouding in stedelijke gebieden. Met name in nieuwe situaties kunnen andere concepten worden toegepast. Gepoogd wordt om zoveel mogelijk de waterproblematiek op wijkniveau op te lossen. Hierbij zullen de afvalwaterstromen qua kwaliteit en kwantiteit zeker veranderen (geen regenwater, wellicht meerdere afvalwaters, afsplitsing antropogene stikstof, droog-toilet). Of deze waterstromen op economische en technisch haalbare wijze lokaal zijn te behandelen, is nog in onderzoek. Dat daarbij ook vergaande behandeling in beeld komt, zal duidelijk zijn.

Organisatorische aspecten

Bij het gebruik van effluent voor andere doeleinden zijn de randvoorwaarden momenteel veelal niet duidelijk. Op sectoraal niveau bestaan wel richtlijnen zoals die behorende bij het infiltratiebesluit bodem en de drinkwaternormen, maar voor zaken als proceswater en huishoudwater ontbreekt momenteel een goed referentiekader. Dit impliceert dat in dergelijke situaties betrokken partijen zelf naar randvoorwaarden moeten zoeken.

Ook op bestuurlijk en organisatorisch gebied ontstaan in dit kader interessante contacten. Zo worden op diverse plaatsen samenwerkingen tussen waterbeheerders en drinkwaterbedrijven gerealiseerd, die zich juist richten op dit nieuwe toepassingsgebied. Hiermee worden de muurtjes, die in de watersector bestaan, verder verlaagd, een mooi neveneffect.

LITERATUUR

- CBS (1998), Waterkwaliteitsbeheer, Deel B, Zuivering van afvalwater, 1996, Voorburg/Heerlen 1998.
DTO (1997), Sleutel Water, modellen van een duurzame waterketen, ISBN 90-71694--87-9, Den Haag, 1997.
DTO (1995), Duurzame stedelijke waterkringloop, Verkennende studie DTO-Water, ISBN 90-5697-001-1, Den Haag, 1995.
Graaf, J.H.J.M. van der (1990), Afvalwater, zuiver en klaar?, introereede TU Delft.
Graaf, J.H.J.M. van der (1998), Effluent vertegenwoordigt waarde, Land+Water, no. 9, 1998.
KIWA (1998), Winst in de waterketen, verzorgingsgebied NV PWN Waterleidingbedrijf Noord-Holland en Hoogheemraadschap van Uitwaterende Sluizen in Hollands Noorderkwartier, KOA 98.062
PAO, Gezondheidstechniek en milieutechnologie, Vergaande behandeling van afvalwater, Delft, 1998
TU Delft, (1982), Wat de industrie doet, 17e vakantiecursus in behandeling van afvalwater, Delft, mei 1982

OUDE WAARHEDEN NIEUWE WEGEN



Jan H. Kop

Emeritus hoogleraar Technische Universiteit Delft, Postbus 5048, 2600 GA Delft

PREAMBULE

Hoera, hij is er weer. Na 17 jaar afwezigheid wedergeboren: de vakantiecursus in riolering en afvalwaterbehandeling. En wat groter eer en genoeg is er denkbaar dan de beide kraamheren Prof. ir. J.B.M. Wiggers (riolering) en Prof. ir. J.H.J.M. van der Graaf (afvalwaterbehandeling) hiermede te mogen geluk wensen en één van de feestredes te mogen uitspreken? En wat is er dan passender dan op een passende wijze ten aanzien van de materie te mogen filosoferen over het verleden, het heden en de toekomst?

DE OUDE TIJD

Uit zorg om de achteruitgang van het aquatisch milieu werd in 1958, als voorloper en medewegbereider van de milieubeweging in Nederland, de Nederlandse Vereniging voor Afvalwaterzuivering (NVA)¹ opgericht. De kwaliteit van de oppervlaktewateren was in buitengewoon slechte conditie. Mede door de vertwaalfvoudiging van de Nederlandse chemische industrie na de Tweede Wereldoorlog en vindingen als DDT en detergenten (die veel beter dan de gewone zepen reinigden en ontvetten), waren grote delen van kanalen, sloten en plassen praktisch anaëroob geworden en vergiftigd. Bij overstorten en golven bij harde wind was het schuimen der wateren niet meer beperkt tot de zee. Vissterfte kwam veel voor. Een eerste vereiste was weer voldoende zuurstof in het oppervlaktewater te krijgen, harde detergenten uit te bannen en de giflozingen bij de puntbronnen te stoppen. Op basis van de parameter Biochemisch Zuurstof Verbruik kwam men tot de conclusie dat bij een verspreiding van de lozingen over de Nederlandse oppervlaktewateren, die wateren circa 5 miljoen inwonerequivalenten op natuurlijke wijze zouden kunnen verwerken, maar dat de vigerende belasting door huishoudens en industrie zich reeds rond de 45 miljoen inwonerequivalenten bewoog. Actie, snelle actie was dus geboden. Mede door de activiteiten van de NVA werden rudimentaire wetsontwerpen uit 1898 (100 jaar geleden dus) geactualiseerd tot de Wet Verontreiniging Oppervlaktewateren (WVO), die in 1970 van kracht werd. In datzelfde jaar 1970 werd de Stichting Onderzoek Reiniging Afvalwater (STORA, nu STOWA) opgericht. De stuwende kracht daarvoor was Dr. J.H. Dewaide van het ministerie, dat we nu VROM noemen. De bron van expertise voor het onderzoekwerk van STORA bestond in feite uit de Technische Hogeschool te Delft, de Gemeente Amsterdam en het ingenieursbureau Dwars, Heederik en Verhey, met als voornaamste bronvoeder Prof. ir. A.C.J. Koot, sinds 1960 lector voor de riolering en afvalwaterbehandeling aan de Technische Hogeschool te Delft en van 1968 tot 1988 hoogleraar aldaar. Bovendien werd geprofiteerd van het fundamentele onderzoekswerk van Dr. ir. A. Pasveer.

Als voorbeelden uit het buitenland fungeerden de aërobe afvalwaterzuivering, uitgevonden te Manchester, en de diverse Duitse Wasserverbände met oxydatiebedden en anaërobe zuiveringssystemen.

Ook toenemende kennis voor het ontwerpen en beheren van rioleringen was urgent.

De effecten van de naoorlogse babyboom wierpen hun schaduwen vooruit. De bevolking zou zich in circa 40 jaar

¹De initiatiefnemers waren:

J.J. M. Keulemans, Hoofd Publieke Werken Gemeente Oss, W. Hulsebos, Oud Bedrijfsleider Rioolwaterzuivering Gemeente Oss, H. Scheltinga, Bedrijfsvoerder Rioolwaterzuivering Gemeente Enschede.

In het comité van oprichting namen plaats:

G. Goettsch, Gemeentewerken Uithoorn, J. Schep Technisch Hoofdamtenaar Gemeente Beverwijk, A.J. Wismeier (biochemicus), Gemeente Amsterdam.

(1945-1990) verdubbelen van ruim 8 miljoen inwoners tot een kleine 16 miljoen, terwijl in die periode de woningbezetting van ongeveer 6 personen per woning zou afnemen tot 1,8. Naast de behoefte aan nieuwe woningen en de daarbij behorende riolering moest ook nog in oude stadsgedeelten nieuwe riolering worden aangelegd. Het tonnetjesstelsel kwam nog in Delft voor na 1945. De binnenstad van Amsterdam kreeg pas een "piped system" voor de inzameling en transport van afvalwater in de jaren tachtig van deze eeuw. De handleidingen in het prae-computer en prae-personal computer tijdperk waren de stippengrafiek van Kuipers en het Taschenbuch der Stadtentwässerung van Imhoff.

Nederland heeft gruwelijker tijden gekend op het gebied van sanitaire voorzieningen, afwatering en ontwatering. We hoeven slechts een 180 jaar (de jeugd van onze betovergrootvaders) terug te gaan om te ondervinden, dat²:

- de burgers van Utrecht met het drinkwater uit de grondwaterputten het verdunde afvalwater uit hun beerputten oppompten;
- de burgers van Gouda uit de ene bijt in de gracht hun drinkwater putten en in een andere bijt hun afval (fecaliën, urine, huishoudelijk afval, etc.) dumpen,
- de burgers van Amsterdam voor zover ze niet direct hun uitwerpselen vanuit de huizen in de grachten loosden, dit afval in beerwagens lieten verzamelen om het tenslotte in het IJ te laten lozen;
- de burgers in Groningen gebruik maakten van open molgoten, die dwars over de weg in de gracht uitmondten, zodat het in de goten aanwezige afvalwater door passerende wagens over straat en voorbijgangers werd versproeid;
- elke winter een zeer groot deel van de kustprovincies blank stond doordat laaggelegen grasland als winterberging voor het boezemwater fungeerde;
- het grootste gedeelte van de provincie Utrecht in de winter, en bij langdurige regen zelfs in de zomer, bijna ontoegankelijk was - over land tenminste (een droge zomer daarentegen legde kleine rivieren en sommige vaarten geheel of bijna geheel droog en verminderde in andere waterwegen het waterpeil tot een hinderlijk laag niveau);
- watersnoden, die het gevolg waren van dijkdoorbraken aan de kust of langs de grote rivieren³, zich om de paar jaar herhaalden (1803, 1809 en 1820 waren rampjaren, terwijl hierbij gerekend mogen worden de vele jaren met kleinere overstromingen en de jaren waarin de dijken ternauwernood hoog en sterk genoeg bleken);
- overlaten⁴, in combinatie met onbewoonde traversen tussen lage kaden als overlaatkanalen, in feite het enige directe middel vormden voor de benodigde veiligheid, voordat de grote rivieren d.m.v. kribben een voldoende diepe stroom- en vaargeul kregen en voldoende hoge winterdijken, de Maas van de Waal werd gescheiden nabij St. Andries en Brakel, en de Nieuwe Merwede en de Amer door de Brabantse Biesbos werden gegraven;
- de grondwaterspiegel in de laaggelegen gebieden buiten de zomermaanden doorgaans hoger was dan nu (in Noord-Brabant, Limburg, Overijssel en Drenthe vormden de hoogveengebieden sponsachtige deklagen van duizenden hectaren, verzadigd met water, waaruit van tijd tot tijd, wanneer het veen niets meer kon opnemen, een oncontroleerbare, ongekanaliseerde watermassa, zich een weg baande naar de lager gelegen gebieden);
- het hoge grondwaterpeil in de kustprovincies en de langdurige inundaties van veenwater, zoals in Noord-Brabant, de bodemstructuur van grote delen van de cultuurgrond ernstig aantastten;
- door stagnante en brakke wateren (Amsterdam nam voor het doorspoelen van de grachten het zoute water van het IJ in, Groningen hield in droge zomers zijn wateren op peil door het inlaten van zeewater, met de daarbij optredende vissterfte) de kusten van Zeeland, de rivierdelta in Zuid-Holland, het IJ en de Zuiderzeekust, het Noordhollands Kanaal en omgeving broedplaatsen waren voor de malariamug en andere "water related fevers".

²Een en ander is ontleend aan "Het lege land. De ruimtelijke orde van Nederland. 1798-1848" van Auke van der Woud.

³De dijkdoorbraken langs de grote rivieren waren vaak een gevolg van ijsdamvorming in de rivier in combinatie met de toevloed van dooiwater.

⁴De overlaat werd vergeleken met symptoombestrijding, met de aderlating bij een zieke.

De kwaliteit van het oppervlaktewater

Wat de kwaliteit van het oppervlaktewater betreft, hebben we in de periode van de jaren vijftig tot nu de volgende prioriteiten doorlopen ten aanzien van het verwijderen van vervuilende en toxische stoffen:

- zuurstof bindende stoffen,
- zware metalen,
- eutrofiërende stoffen,
- organische microverontreinigingen,
- dioxinen.

De problematiek van de vervuilende *puntbronnen* is gereduceerd tot:

- de nog niet op de riolering aangesloten huishoudens (3,4% gerekend naar aantallen inwoners) en bedrijven (? %),
- riooloverlaten,
- effluenten van de afvalwaterzuiveringsinrichtingen.

De problematiek van de vervuilende en vergiftigende *disperse bronnen* is nog steeds ernstig. Zij wordt in hoofdzaak gevormd door:

- het nog steeds toepassen van persistente plantbeschermingsmiddelen in de land- en tuinbouw,
- de overmaat aan gebruik (en dumping) van organische mest en kunstmest.

De kwantiteit van het oppervlaktewater

Wateroverschot

In de periode van de jaren vijftig tot nu heeft zich in toenemende mate op lokale schaal het probleem van de wateroverlast gemanifesteerd.

Door de toenemende verstedelijking is enerzijds het verhard oppervlak toegenomen, en anderzijds het natuurlijke onverharde oppervlak - met zijn potentie tot infiltratie, adsorptie en berging - afgenomen. Neerslag komt sneller tot afvoer en vindt zijn berging op open water (verhoogde afvoergolven en peilen) en verharde oppervlakken (wegen). Door de toegenomen welvaart worden de mate (diepte en duur) en de frequentie van inundatie, casu quo de grootte, de duur en de terugkeerbaarheid van het bijbehorende ongemak en schade als steeds bezwaarlijker ervaren.

Wat het stedelijk gebied betreft zijn de volgende zaken van belang:

- Riolering en stedelijk af- en ontwateringsstelsel zullen niet meer gedimensioneerd mogen worden op inundaties (water op straat) met een herhalingsstijd van gemiddeld één maal per jaar of één maal per 2 jaar, maar op langere herhalingsstijden. Inundatieduur en diepte zullen ook nog eens op de korrel moeten worden genomen. Hierbij horen economische grondslagen (probabilistische schadeberekeningen) te worden gehanteerd.
- De neerslagafvoer (runoff) van het verharde oppervlak naar de ontvangende en afvoerende watergang (kanaal, rivier) kan qua totaliteit en piekafvoer door berging worden gereduceerd. Berging in de bodem heeft alleen zin in goed doorlatende gronden met een substantieel verschil tussen minimum en maximum grondwaterstand (grondwatertrap). Bij berging in oppervlaktewaterpartijen (vijvers) spelen peilvariëaties, waterkwaliteit en verversing (doorspoeling) een belangrijke rol. Noodberging moet aanwezig zijn voor extreme situaties en deze mag qua situering niet willekeurig (at random) zijn. Parkeerplaatsen, sportvelden en parken vormen goede uitwijkplaatsen.

De waterbalans van de open waterpartijen moet goed in de gaten worden gehouden. Ook in een 10% droog jaar (zie later) dient de suppletie voldoende te zijn. In de Villes Nouvelles van Parijs, bijvoorbeeld, is de aanvoer uit het stedelijk stroomgebied zelf voldoende voor het peil- en spoelbeheer van de open waterpartijen.

- Per individueel stedelijk gebied, dienen afhankelijk van de economische en maatschappelijke waarde (en de veiligheid) van het desbetreffende stedelijk gebied de maxima met de bijbehorend maatgevende frequentie van optreden - de zogenaamde herhalingsstijd - van peilen, peilwisselingen en debieten van de regenriolen, ontvangende en transporterende goten en sloten (collecting and transporting drains), bergende en afvoerende open wateren niet generaliter maar specifiek te worden bepaald. Een en ander is vergelijkbaar met de differentiatie in de ontwerp-herhalingsstijd voor de bepaling van dijkhoogten bij rivierdijken en dijkkringen.

Wat het landelijk gebied betreft, lijkt de regel vergeten, dat voor een bepaalde herhalingstijd (bijvoorbeeld $T = 100$ jaar), die wederom afhankelijk van de waarde van de desbetreffende individueel beschouwde regio kan worden vastgesteld op basis van economische en sociale factoren, natuurwaarden en veiligheid, de neerslag zonder inundatiebezwaar van het land één week in de sloten (van een polder) en in de boezem moet kunnen worden opgeslagen bij een afvoercapaciteit, casu quo bemalingscapaciteit van 18,6 mm per etmaal ($\approx 2,15$ liter per seconde per hectare).

N.B. 1)

In noodgevallen kan bij bemalen gebieden gebruik worden gemaakt van de reservecapaciteit van het gemaal, die afhankelijk van het aantal pompen kan oplopen tot 100%, mits de capaciteiten van de aan- en afvoerleidingen dit toelaten.

N.B. 2)

De angst, dat wij ons de "put inmalen", lijkt mij wat overdreven. Het is waar, dat de zeespiegel rijst, dat ons land daalt en dat in de bemalen poldergebieden de grond inklinkt. We kunnen echt nog wel wat dieper zonder desastreuze gevolgen. In de Alexanderpolder accepteren we reeds een bemalingsdiepte van - 7 meter t.o.v. NAP, oftewel -12 meter t.o.v. het maatgevende stormvloedpeil. Voor de problematiek m.b.t. de toenemende verzilting, zie volgende paragraaf.

Watertekort

In de land- en tuinbouw is het usance droogteschade te accepteren in jaren, die droger zijn dan een zogenoemd (en bepaald) 10% droog jaar. Die schade wordt alsdan veroorzaakt door watertekorten in de wortelzone van de planten en/of verzilting van het oppervlaktewater en het grondwater; verzilting voornamelijk veroorzaakt door de aanvoer van oppervlaktewater en grondwater vanuit de Noordzee en door de aanvoer van het reeds aanwezige brakke tot zoute grondwater (upconing).

Kennelijk accepteren we die schade minder gemakkelijk in de stedelijke gebieden en in de door ons aangelegde en beschermde natuurgebieden.

De schade door droogte en verzilting kan worden tegengegaan door de aanvoer van kunstmatig opgeslagen water. Opslag kan het best geschieden in bekkens met een zo groot mogelijke peilvariatie (vergelijkbaar met de opslag van zoet oppervlaktewater voor drinkwaterdoeleinden, zoals in de Biesbos) met een zo klein mogelijk oppervlak. Ondiepe bekkens met weinig peilvariatie en een groot oppervlak zijn hiervoor minder geschikt, immers open water verdampt meer (circa 25%) dan open land. In dit opzicht is het diepe Grevelingen Meer voor berging van zoet water beter dan het ondiepe Markermeer (met zijn voor peilvariëaties gevoelige Noordhollandse kust).

Met het oog op de benodigde doorspoeling van open watergangen dient verspilling van zoet water te worden tegengegaan. Het indringen van de zouttong in de Nieuwe Waterweg, bijvoorbeeld, vraagt om ongeveer 600 m³ per seconde. Tot nu toe heeft het economisch belang van het open houden van de Nieuwe Waterweg voor de scheepvaart kennelijk geprevaleerd boven de andere belangen.

De effecten van de verdrogingshypothese

Kenmerkend voor de periode tussen de jaren vijftig en nu is ook, dat de begrippen waterkwaliteit en waterkwantiteit met elkaar verweven zijn geraakt (en het daarbij behorende beleid) leidend tot de these en synthese "integraal waterbeheer", waarbij kwaliteit en kwantiteit van oppervlaktewater en grondwater op evenwichtige wijze integraal worden benaderd en behandeld.

Wel moet worden opgemerkt, dat door deze benadering de problematiek van water en bodem nog te sectoraal (m.b.t. water alleen dus) bekeken, bestudeerd en benaderd wordt, of kan worden. Andere belangen, zoals volksgezondheid, maatschappelijke (sociale) belangen, economische belangen, natuurwaarden en milieuwaar

den⁵, lopen de kans niet of onvoldoende in het totale waterbeheer te worden "meegenomen", casu quo te worden afgewogen.

In dit kader speelt het begrip "verdroging" een rol: de ontdekking in de jaren tachtig, dat als gevolg van drainagemaatregelen voor de landbouw en de toegenomen grondwateronttrekking voor de openbare watervoorziening en de industrie in vergelijking tot 1950 de grondwaterstand zodanig zou zijn verlaagd, kwelwaterstromen zodanig zouden zijn gereduceerd en de natuurlijke toevoer van gebiedsautochtoon water zodanig zou zijn verminderd en verstoord, dat waterminnende planten (freatofyten) in het niet kunstmatig beheerste en beheerde deel van Nederland (uit een oogpunt van water) sterk in aantal en soorten zouden zijn achteruitgegaan. Ware de vergelijking gemaakt met het jaar 1800, of het jaar -50 (toen de Batavieren deze lage landen binnenvoeren), dan was het beeld nog somberder geweest. Hoewel, met het kappen van de wouden in wat nu Holland heet, settelden zich allochtone weidevogels in het kaalgeslagen gebied, waaronder de uit Siberië afkomstige kievit.

Verdroging als zodanig, maar ook de plaats en de mate van verdroging zijn niet alleen van fysieke origine, maar zijn ook afhankelijk van subjectieve en politieke factoren.

Verdroging (per regio) kan het best worden gekarakteriseerd en gedefinieerd als het verschil tussen het gewenste natuurdoeltype en het vigerende vegetatiedek.

Verdroging kan aldus een gevolg zijn van een grondwaterstandsval, een veranderde grondwateraanvoer (kwantitatief, kwalitatief), een aanvoer van "gebiedsvreemd" water, enz. De mate van verdroging kan worden gekwantificeerd en gewaardeerd door deze uit te drukken in natuurwaarde-eenheden.

Zouden we het huidige vegetatiedek als natuurdoeltype aanvaarden, dan zou het verdroogde areaal in Nederland nul hectare bedragen. Zouden we als natuurdoeltype het vegetatiedek van bijvoorbeeld het jaar 500 of 1000 tot uitgangspunt nemen, dan is het goed mogelijk dat we bij een verdrogingsareaal van zo'n 3 miljoen ha zouden uitkomen.

Op het ogenblik is het verdroogde areaal in Nederland vastgesteld op 595.000 ha; zie *fig. 1* "De verdroogde gebieden in Nederland volgens de inventarisatie van 1998" (Bron: IPO, RIZA).

De introductie van het begrip verdroging heeft geleid tot een positieve maatregel, namelijk de maatregel "afgekoppeld" regenwater (afgekoppelde runoff) te bergen in de bodem, in de zone tussen het (verlaagde) grondwater en maaiveld.

De introductie van het begrip "verdroging" heeft ook geleid tot misverstanden en misvattingen en mijns inziens tot onnodig kostbare maatregelen, kostbaar in economische zin en kostbaar door het veroorzaken van negatieve milieu-effecten.

De grondwaterstandsverlaging als gevolg van de onttrekking van grondwater voor de openbare watervoorziening en de industrie zou leiden tot uitputting van de grondwatervoorraad. Grondwater zou schaars zijn.

De vermindering van de grondwatervoorraad tussen 1950 en nu door verlaging van de grondwaterstand ligt in de orde van 5 miljard m³. De economisch winbare voorraad zoet grondwater bedraagt circa 6000 miljard m³, het 1200-voudige.

Er wordt echter in het geheel geen grondwater aan de grondwatervoorraad onttrokken, zoals wel het geval is bij de winning van aardgas uit de aardgasbel, maar aan de hoeveelheid water die als neerslagoverschot jaarlijks het grondwater voedt. Gemiddeld bedraagt die hoeveelheid 250 mm, oftewel circa 6 miljard m³ op de inrijingsgebieden voor zoet grondwater. Daarvan onttrekt de openbare watervoorziening rond 800 miljoen m³ (13%).

Reserveren we in totaal 1 miljard m³ voor onttrekkingen door landbouw en industrie (20%), dan blijft er jaarlijks gemiddeld 5 miljard m³ over, die via het grondwater de open watergangen en de zee moet bereiken. Voor zover dit resterende deel van het neerslagoverschot in de lage delen van Nederland terecht komt, moet het door kunstmatige bemaling worden verwijderd.

Zelfs in een 10% droog jaar blijft nog van een neerslagoverschot sprake te zijn.

⁵Natuur en milieu hoeven niet in elkaars verlengde te liggen. Zij kunnen contrasterend zijn. De natuurwaardevermeerdering van een gebied, bijvoorbeeld door vervanging van de grondwaterwinning door oppervlaktewaterwinning t.b.v. de openbare drinkwatervoorziening, kan tot sterke negatieve milieu-effecten leiden in de vorm van extra oppervlaktebeslag, toepassing van bouwstoffen (mergelafgraving), extra energieverbruik, extra chemicaliën, extra afvalstoffen, etc.

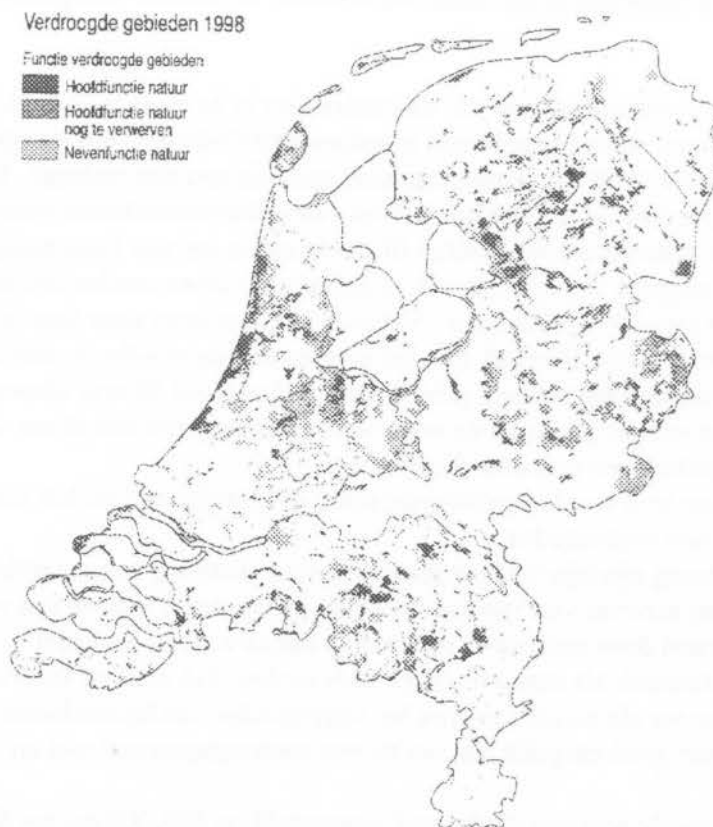


Fig. 1: De verdroogde gebieden in Nederland volgens de inventarisatie van 1998 (Bron: IPO, RIZA)

Daarnaast profiteert Nederland van de Rijn, die gemiddeld 70 miljard m³ zoet water aanvoert per jaar en circa 40 miljard m³ in een 10% droog jaar ($\approx$ 1976).

De invoer van het begrip grondwaterschaarste heeft geleid tot een grondwateronttrekkings-standstill bij de waterleidingbedrijven en de dwang tot het overgaan op oppervlaktewater als grondstof. In het algemeen leidt dit tot f 0.80 hogere kosten per m³ afgeleverd drinkwater, tot geringe natuurwinst en substantiële milieuverliezen, zie voetnoot 5. Ook heeft het begrip grondwaterschaarste geleid tot de introductie van zogenaamd huishoudwater, te leveren door de waterleidingbedrijven via een apart net. Uit een oogpunt van kosten en negatieve milieueffecten is dit een af te raden oplossing.

Aangezien de kosten voor zuivering bij grondwater slechts circa 25% van de prijs van het afgeleverde drinkwater uitmaken (totale afleveringsprijs circa f 1,80 per m³ zonder grondwaterheffing door de rijksoverheid, zie later), en bij oppervlaktewater slechts circa 30% (totale afleveringsprijs circa f 3.- per m³), zij het evident dat de kosten voor winning, opslag, transport en partiële zuivering van huishoudwater onrendabel zijn, zo niet prohibitief. Oppervlaktebeslag, bouwmaterialen, extra energieverbruik (aparte transportleidingen en aparte distributienetten kosten nu eenmaal extra energie) zijn de componenten van de veroorzaakte negatieve milieueffecten.

Inmiddels heeft de rijksoverheid de drinkwatervoorziening als waterkoe ontdekt.

In de Vierde Nota Waterhuishouding staat dat door het anti-verdrogingsbeleid de drinkwaterprijs in de periode tot 2015 met circa 9 cent per m³ zal toenemen, dat is met minder dan 1 cent per m³ per jaar. Inmiddels heeft diezelfde overheid - binnen de doelstelling de grondwateronttrekkingen terug te dringen en het drinkwaterverbruik te verminderen- met ingang van 1997 iedere onttrokken m³ zoet grondwater t.b.v. de openbare watervoorziening belast met f 0,39 per m³ (inclusief BTW) en met ingang van 1999 het "luxe" deel⁶ van al het afgeleverde drinkwater (zowel met grondwater als oppervlaktewater tot "bron") met een BTW-verhoging van 11,5%,

⁶De "gemiddelde" Nederlander verbruikt circa 130 liter drinkwater per etmaal.

Hiervan wordt volgens het kabinetsvoorstel circa 20 liter tot essentieel drinkwater gerekend, essentieel in de zin van consumptie (drinken, voedselbereiding), en circa 110 liter (84%) als "extra", casu quo het "luxe" deel. Nederland heeft overigens in vergelijking tot de overige Europese landen een matig tot laag drinkwaterverbruik.

neerkomend op een prijsverhoging variërend van ongeveer f 0,25 tot f 0,35 per m³. Het is nog niet duidelijk of huishoudwater ook tot het "luke" deel van de openbare watervoorziening zal worden gerekend.

De verwachte vermindering van kosten voor de consument als gevolg van "marktwerking" en "benchmarking"⁷ lijken al deze toenames van kosten onmogelijk te kunnen compenseren.

De grondwaterheffing alleen levert de rijksoverheid voor 1998 f 314 miljoen op, zo te zien voornamelijk ter versterking van de algemene middelen. Namelijk, sinds 1995 is de zogenaamde GEBEVE-regeling van kracht met als doel verdrogingsbestrijding, waarvoor slechts in totaal f 72 miljoen tot eind 1998 ter beschikking staat.

Duurzaamheid

Mede dankzij het Brundtland-rapport deed het begrip "sustainability"⁸ - niet helemaal goed vertaald en gedekt door het begrip "duurzaamheid"- zijn intrede bij het (integrale) waterbeheer. Men moet oppassen, dat men "duurzaamheid" niet congruent verklaard met conserverend natuurbehoud.

Zij die in Darwin geloven, weten dat de natuur steeds veranderend bezig is, evolueert. De natuur kent eigenlijk geen recycling. Door het evolutiebeginsel, of evolutiegedrag, is de natuur eerder bezig met spiraliseren, dan met recirculatie.

We moeten steeds bij het nemen van maatregelen de "sustainability of the environment" in het oog nemen en houden, d.w.z. dat de consequenties voor de natuur, het milieu, economie en maatschappij (het sociale stelsel) moeten worden bestudeerd en ten opzichte van elkaar moeten worden afgewogen.

Een extreem voorbeeld van "sustainability" is het kappen van de wouden in Holland, dat geleid heeft tot een "sustainable use of the environment": te weten een duurzaam gebruik van het weidegebied in de regio d.m.v. veeteelt.

Waterbeleid en waterbeheer

Zo op het eerste gezicht lijken t.a.v. grondwater en oppervlaktewater in het algemeen, en drinkwatervoorziening, riolering en afvalwaterzuivering in het bijzonder, beleid, planning, uitvoering van werken en beheer op voldoende en adequate wijze te zijn geregeld en ingebed in wetgeving en nota's; zie *AANBEVELINGEN* en - als voorbeeld - *tabel 1* "De planstructuur voor de waterhuishouding".

Het Rijk bepaalt de kaders, zet de grote lijnen uit, en ziet - zo nodig leiding gevend, arbitrerend en corrigerend - op het niveau van hoofdzaken - toe op naleving van het bedoelde.

De Provincie geeft binnen het kader van de wet vorm (in hoofdlijnen) aan planning en vergunningverlening, terwijl in het algemeen op een lager plan waterschap en gemeente de dagelijkse realisatie tot stand brengen van beheer, exploitatie, werkvoorbereiding en uitvoering: de gemeente in het bijzonder t.a.v. de inzameling van afvalwater (riolering) en het waterschap t.a.v. de afvalwaterzuivering.

Tabel 1: De planstructuur voor de waterhuishouding

BESTUURSLAAG	KWALITEIT	KWANTITEIT	GRONDWATER
	OPPERVLAKTEWATER	OPPERVLAKTEWATER	
Rijk	Nota Waterhuishouding		
	Beheersplan		
Provincie	Provinciaal Waterhuishoudingsplan (inclusief grondwaterbeheersplan)		
Provincie en waterschap	Beheersplan Oppervlaktewateren		

⁷Benchmarking bestaat - voor zover mij bekend - niet in het Engels; wel bench mark.

Bench mark = a relatively fixed point whose level is known and used as a datum for levelling.

(Sources: The Penguin Dictionary of Civil Engineering, Webster's Encyclopedic

Unabridged Dictionary of the English Language).

⁸Sustainability refers to a situation in which the needs of the present are met without compromising the ability of future generations to meet their own needs (WCED 1987, p.43).

In de praktijk blijken er toch nog tekortkomingen en bezwaren te zijn.

In het algemeen kan worden gesteld, dat het waterbeheer (nog) te veel vanuit een sectoraal oogpunt is en wordt benaderd. Het vereist nogal wat coördinatie (op allerlei niveaus) om volksgezondheidsbelangen, natuurbelangen, milieubelangen, ruimtelijke ordeningsbelangen, landbouwbelangen, industriële belangen en overige economische belangen, recreatiebelangen, maatschappelijke (sociale) belangen, etc., in de belangen van "louter" waterbeheer ingebracht, ingepast en evenwichtig afgewogen te krijgen.

Eenzijdige benadering van waterbeheer, bijvoorbeeld door het sluiten van de "kleine hydrologische kringloop" d.m.v. vergaande zuivering en diepinfiltratie van het effluent van rioolwaterzuiveringsinstallaties, kan "contraproductief" zijn m.b.t. economie en milieu.

Eén waterschap kan in meer dan in één provincie liggen, één provincie kan in meer dan in één waterschap liggen. Een en ander vraagt om nogal wat souplesse (en tijd) bij het overleg tussen provincie en waterschap, en niet alles is tot in detail in wetten en nota's voorzien en geregeld.

Bij waterschappen die tevens zuiveringschappen zijn en het effluent op eigen oppervlaktewateren lozen, ontbreekt de (wettelijke) prikkel tot de zo nodige verbetering van de kwaliteit van het effluent.

De provincie zou via het recht van aanwijzing rioleringsmaatregelen kunnen afdwingen in een gemeente en optimale oplossingen kunnen afdwingen bij integrale rioleringsproblemen tussen gemeenten (berging bijv.). In de praktijk komt hier (te) weinig van terecht om allerlei redenen; één daarvan: de (te) grote publieke en politieke autonomie van de gemeente op dit gebied.

Op het niveau van de riolering en de afvalwaterzuivering zou een voorbeeld genomen kunnen worden aan de openbare watervoorziening.

Door middel van een "verticale" constructie, waaraan voorkeur wordt gegeven, zijn bij die "bedrijfstaking" winning, zuivering, transport en distributie in één hand.

Verder blijkt een zeer efficiënte organisatievorm te zijn: de naamloze vennootschap met de gemeenten in het distributiegebied als aandeelhouders.

De naamloze vennootschap wordt geacht geen winst te maken, maar wel financieel gezond te zijn.

Door middel van de waterleidingwet, participerende gemeenten, provincie en rijk worden enerzijds de tarieven bepaald, gelimiteerd en (eventueel) gecorrigeerd en anderzijds de noodzakelijke voorwaarden geschapen voor een correcte en adequate drinkwatervoorziening.

Niet alleen vormen riolering en afvalwaterzuivering het spiegelbeeld van het drinkwaterbedrijf met inzameling i.p.v. distributie tot en met lozing i.p.v. winning - zie tabel 2 "De geprivatiseerde nutsbedrijven" - maar zou een afvalwaterbedrijf (de totale riolering en afvalwaterzuivering omvattend) zich qua organisatie, privatisering en werkwijze kunnen spiegelen aan het op deze wijze geprivatiseerde drinkwaterbedrijf.

Tabel 2: De geprivatiseerde water-nutsbedrijven

DRINKWATERBEDRIJF	AFVALWATERBEDRIJF
winning	lozing
↓	↑
zuivering	zuivering
↓	↑
transport	transport
↓	↑
distributie	inzameling

Alsdan wordt de zuiveringstaak van het waterschap "afgekoppeld", waardoor tevens een zuivere scheiding wordt gemaakt tussen de taak "het zuiveren van afvalwater" en de taken "het bewaken van de kwaliteit van het ontvangende oppervlaktewater".

N.B.

Met het zuiveren van afvalwater is bedoeld de zuivering van het afvalwater van huishoudens, bedrijven en de "first flush van niet afgekoppeld regenwater".

In de toekomst zou zelfs aan een fusie van de twee typen nutsbedrijven kunnen worden gedacht. Die fusie zou dan zelfs recirculatie (sluiten van de waterketen) beleidsmatig, planmatig en qua realisatie kunnen vergemakkelijken en bespoedigen.

Met het overdragen van de zuiveringstaak aan een nutsbedrijf resteert in de watersector voor het waterschap het uitvoeren van het waterbeheer (oppervlaktewater en eventueel grondwater).

Het ligt in de rede ook deze taak (taken) over te dragen aan de provincie en wel om het volgende:

- de directe betrokkenheid en afstand van de inwoners in een waterschap met en tot het bestuur is door de nieuwe wet- en regelgeving volledig vergelijkbaar geworden met de inwoners in een provincie;
- bij grensoverschrijdende waterschappen (casu quo provincies) valt meer te zeggen voor een administratieve begrenzing van een (bestuurlijke) gebieds-eenheid - met bijbehorend hydrologisch overleg - dan voor een hydrologische begrenzing van een regio met bijbehorend administratief overleg;
- het technische apparaat en mogelijk een deel van het administratieve apparaat van het waterschap zou als een zelfstandige dienst in de provinciale organisatie kunnen worden ondergebracht;
- een onnodig geworden vierde bestuurslaag komt te vervallen;
- het proces kan soepel verlopen, omdat de waterschappen door de aan de gang zijnde concentratie qua aantal en formaat steeds dichterbij het provinciale model uitkomen.

AANBEVELINGEN

- Meer dan tot nu toe zullen bij maatregelen het (integrale) waterbeheer in het algemeen betreffend en de riolering en afvalwaterzuivering in het bijzonder, aspecten van volksgezondheid, "sustainability" (duurzaamheid), economie, maatschappelijke (sociale) belangen, landinrichting, natuur, milieu, industrie en landbouw mede moeten worden overwogen en afgewogen.
- Het valt te overwegen afvalwaterinzameling (riolering) en afvalwaterzuivering onder te brengen in één nutsbedrijf, bijvoorbeeld per provincie één nationale vennootschap met de in de provincie gelegen gemeenten als aandeelhouders.
- Het valt te overwegen, mede met het oog op een zo adequaat mogelijk beheer van de "waterketen", nutsbedrijven voor de openbare drinkwatervoorziening en nutsbedrijven voor de afvalwaterinzameling en afvalwaterzuivering per provincie te fuseren.
- Bij verdere concentratie van de waterschappen zou het waterschap als "vierde bestuurslaag" kunnen komen te vervallen en zouden technisch apparaat en mogelijk een deel van het administratief apparaat van een betrokken waterschap tot een zelfstandige dienst kunnen worden binnen de desbetreffende provincie.

LITERATUUR

- WET MILIEUBEHEER, in het bijzonder § 4.8 *Het gemeentelijk rioleringsplan*
- GRONDWATERWET
- WET VERONTREINIGING OPPERVLAKEWATEREN
- WET OP DE WATERHUISHOUDING, in het bijzonder art. 3 t/m 9
- WATERSCHAPSWET
- WATERLEIDINGWET
- VIERDE NOTA WATERHUISHOUDING, REGERINGSVOORNEMEN
- INTEGRAAL WATERBEHEER, Brochure (1995), Ministerie van Verkeer en Waterstaat, Directoraat-Generaal Rijkswaterstaat
- MILIEUBALANS 1998, in het bijzonder § 4.9 *Verdroging*

- WATER IN BEELD 1998 (Voortgangsrapportage over het waterbeheer in Nederland), Commissie Integraal Waterbeheer CUWVO
- VOORTGANGSRAPPORTAGE INTEGRAAL WATERBEHEER EN NOORDZEE-AANGELEGENHEDEN 1997, Werkgroep VII, CIW/CUWVO
- LANDELIJKE WATERSYSTEEMRAPPORTAGE 1997, Werkgroep VII, CIW/CUWVO
- NEERSLAG EN VERDAMPING, Koninklijk Nederlands Meteorologisch Instituut, T.A. Buishand en C.A. Velds
- OP VERDROGINGSKAART VAN NEDERLAND VALT NAUWELIJKS PEIL TE TREKKEN (Nattigheid rond verdrogingskaart), Stromingen, Jaargang 4 (1998), Nummer 3, R. Didde
- DE KOSTELIJKE VERDROGINGSBESTRIJDING IN NEDERLAND (Tijd voor bezinning), Stromingen, Jaargang 4 (1998), Nummer 3, J.H. Kop
- RIVER BASIN MANAGEMENT IN THE EUROPEAN UNION, European Water Management, Volume 1, Number 3, 1998, E. Mostert
- THE ALLOCATION OF TASKS AND COMPETENCIES IN DUTCH WATER MANAGEMENT, RBA Centre, Delft University of Technology, Research Report nr. 7, 1998, E Mostert
- DE WONDERE WERELD VAN HET WATER, "Vrijheid en Democratie", nr. 1456, okt./nov. 1998, P. Zevenbergen (Dijkgraaf Delfland)
- NIEUWE DISCUSSIES TAAKVERDELING SCHEPPEN SLECHTS VERWARRING, Het Waterschap 98/20, Ir. A.J.A.M. Segers (Voorzitter van de Unie van Waterschappen)
- HET RIOOL IN CIJFERS 1998/99, Stichting RIONED
- OPTIES VOOR TOEKOMSTIG RIOLERINGSBEHEER IN NEDERLAND, december 1988, Grontmij, Moret Advies, Stibbe, Blaisse & De Jong
- OAS, REDENEERTRANT VOOR OPTIMALISATIE VAN AFVALWATERSYSTEMEN, Riza/Stowa/Vrom/Rioned, 1997
- SMOOTHING THE PATH TO PRIVATISATION, Water & Environment, Vol. 7, No. 56, November 1998
- HET LEGE LAND, De ruimtelijke orde van Nederland 1798-1848, A. van der Woud, ISBN 90 254 1681 0



ORGANISCHE POLYMEREN: DOORBRAAK IN FYSISCH-CHEMISCHE VOORZUIVERING?

Arjen F. van Nieuwenhuijzen* en Adriaan R. Mels**



* *Sectie Gezondheidstechniek, Subfaculteit Civiele Techniek, Faculteit Civiele Techniek en Geowetenschappen, Technische Universiteit Delft, Postbus 5048, 2600 GA Delft*

** *Sectie Milieutechnologie, Departement Agro-, Milieu- en Systeemtechnologie, Landbouw-universiteit Wageningen, Postbus 8129, 6700 EV Wageningen*

INLEIDING

Met het oog op de toekomstige ontwikkeling in de afvalwaterzuivering kan de vraag worden gesteld in welke mate de huidige rioolwaterzuiveringsinrichtingen (rwzi's) in milieuhygiënisch opzicht voldoende duurzaam zijn en in hoeverre er mogelijkheden bestaan tot een verbetering van deze duurzaamheid. Uit eerdere onderzoeken naar de (on)duurzaamheid van waterzuivering en waterketen, blijkt dat vooral de lozing van effluent (met name micro-verontreinigingen), de productie en kwaliteit van slib, en het energieverbruik, met de daaraan gekoppelde emissie van CO₂ en de productie van afvalstoffen, het meest bijdragen aan de onduurzaamheid van het proces. De ontwikkeling van nieuwe rwzi's zou vooral aan deze aspecten aandacht moeten schenken [o.a. STOWA (1996-15), Roeleveld et al. (1996), Van der Graaf et al. (1993)].

In opdracht van de STOWA is een nadere verkenning uitgevoerd van de mogelijkheden om door een intensieve fysisch-chemische voorzuivering te komen tot de ontwikkeling van nieuwe, meer duurzame rwzi's en aan te geven welk lange-termijn-onderzoek hiervoor nodig is. Dit onderzoek wordt uitgebreid beschreven in het STOWA-rapport 98-29 [STOWA (1998-29)].

Een fysisch-chemische voorzuivering is primair gericht op de verwijdering van gesuspendeerd en colloïdaal materiaal in de eerste stap van het zuiveringsproces. Een groot deel van de verontreinigingen in stedelijk afvalwater is aanwezig in de vorm van deeltjes (50 - 70% van het CZV, gebonden fosfaat- en stikstofcomponenten) of geadsorbeerd aan deeltjes (zware metalen en organische micro-verontreinigingen). Door een vergaande deeltjesverwijdering in de fysisch-chemische voorzuivering kan een belangrijk deel van de vervuiling reeds in een vroeg stadium verwijderd worden [Levine (1985 en 1991), Ødegaard (1987)]. Door de fysisch-chemische voorzuivering kunnen volgende zuiveringsstappen worden ontlast en compacter worden uitgevoerd. Als alle colloïdale en gesuspendeerde deeltjes worden verwijderd, vóórafgaande aan een aërobe biologische zuiveringsstap, wordt op beluchtingsenergie bespaard. Door de toepassing van fysisch-chemische voorzuivering wordt de slibproductie in de voorzuivering gemaximaliseerd en zal de slibproductie van het gehele zuiveringssysteem in eerste instantie toenemen. Het slib vertegenwoordigt een hoeveelheid organisch materiaal die nuttig kan worden toegepast als grondstoffenbron. Vergisten van (primair) slib levert bijvoorbeeld een extra hoeveelheid nuttige energie in de vorm van biogas.

Vergaande verwijdering van deeltjes via fysisch-chemische zuiveringstechnieken gaat veelal gepaard met het gebruik van een aanzienlijke hoeveelheid chemicaliën voor vlokvorming. In de meeste gevallen worden hiervoor anorganische ijzer- of aluminiumzouten gebruikt. De toepassing van deze anorganische chemicaliën resulteert in een aantal bezwaren. Ten eerste ontstaat een grote hoeveelheid extra onvergistbaar en onbrandbaar anorganisch slib die uiteindelijk tegen hoge kosten moet worden gestort. Tevens kan de dosering van metaalzouten leiden tot een verhoging van het chloride- of sulfaatgehalte in het effluent.

In dit artikel zal eerst het onderzoek naar de inventarisatie en evaluatie van zuiveringsscenario's gebaseerd op fysisch-chemische voorzuivering worden toegelicht. Vervolgens zal worden ingegaan op de eerste resultaten van

het vervolgonderzoek naar de toepassing van organische polymeren voor coagulatieflocculatie ter vervanging van anorganische metaalzouten.

INVENTARISATIE VAN ZUIVERINGSSTAPPEN

In de studie [STOWA (1998-28)] is eerst een literatuurinventarisatie gemaakt van afzonderlijke zuiveringstechnieken en zuiveringsstappen. Bij deze inventarisatie is onderscheid gemaakt tussen zuiveringsstappen die mogelijk in aanmerking komen voor een fysisch-chemische voorzuivering en zuiveringsstappen die primair bedoeld zijn voor de nazuivering. Tabel 1 geeft een overzicht van zuiveringsstappen die in aanmerking komen voor toepassing als fysische/chemische voorzuiveringsstap, als nazuiveringsstap of als tertiaire (effluent)behandelingsstap.

Tabel 1: Overzicht van geïnventariseerde zuiveringsstappen

Fysisch-chemische voorzuivering (vergaande deeltjesverwijdering)	Nazuivering (verwijdering van CZV en/of stikstof)	Tertiaire (effluent) behandeling
Précipitatie	Actief-kooladsorptie (CZV)	Snel zandfiltratie
Flotatie (DAF)	Ozon-oxidatie (CZV)	Membraanfiltratie
Trommelzeven	Ionenwisseling (N)	- microfiltratie
Directe influentfiltratie	Actief-slibsystemen (CZV en/of N)	- ultrafiltratie
A-trap (biosorptie)	Slib-op-dragersystemen (CZV en/of N)	
Denitrificerende A-trap	Membraanbioreactor (CZV en/of N)	
Magnetische deeltjesafschieding		
Actiflo-principe (microzandbezinking)		

METHODOLOGIE VAN HET ONDERZOEK

Randvoorwaarden en uitgangspunten

Bij de evaluatie van zuiveringsscenario's gebaseerd op een intensieve fysisch-chemische voorzuivering op technische, economische en milieuhygiënische criteria zijn de volgende randvoorwaarden en uitgangspunten gehanteerd [STOWA (1998-29)]:

- Er is uitgegaan van een influentkarakterisering die gebaseerd is op het gemiddelde ruw influent dat op Nederlandse rwzi's wordt aangevoerd. Het effluent van de zuiveringsscenario's moet minimaal voldoen aan de huidige lozingseisen (zie tabel 2).
- Er is uitgegaan van een grootschalige rwzi met een biologische en hydraulische belasting van 100.000 inwonersequivalenten (i.e.). Zie hiervoor tabel 3.

Tabel 2: Influentamenstelling en lozingseisen voor effluent

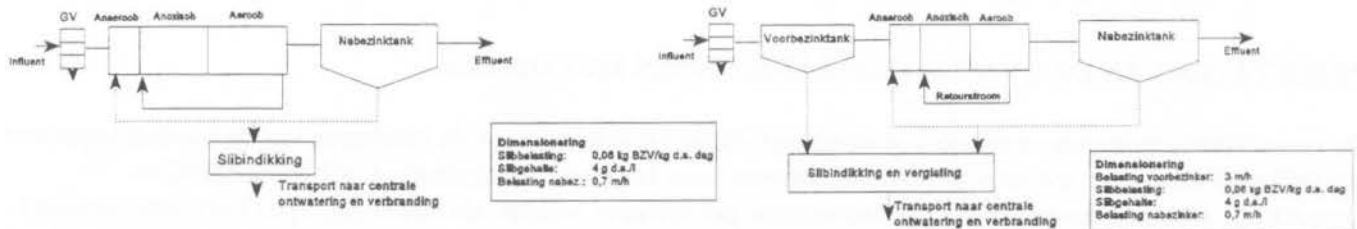
	Concentratie in influent	Lozingseisen voor effluent
CZV	600 mg/l	50 mg/l (gebaseerd op jaargemiddelden)
BZV	220 mg/l	20 mg/l (gebaseerd op jaargemiddelden)
N _{Kjeldahl}	55 mg/l	10 mg/l (gebaseerd op N _{totaal} en op jaargemiddelden)
P _{totaal}	9 mg/l	1 mg/l (gebaseerd op het gemiddelde van tien metingen)
Zwevendestof	250 mg/l	10 mg/l (gebaseerd op jaargemiddelden)

Tabel 3: Hydraulische belastingen voor een rwzi van 100.000 i.e.

Debiet per i.e. (Q _{i.e.})	150 l / (i.e. dag)
Droogweeraanvoer (dwa)	1.000 m ³ /h (aanvoer gedurende 15 uur)
Regenwaterafvoer (rwa)	3.000 m ³ /h
Gemiddeld dagdebiet (Q _{dag})	19.500 m ³ /dag (1,3*dwa*15 uur)

Referentiescenario's

Om de nieuwe zuiveringsscenario's te kunnen vergelijken met de huidige rwzi's zijn twee referentiescenario's gedefinieerd (zie figuur 1). Referentiescenario 1 is gebaseerd op een laagbelast actief-slibstelsysteem zonder voorbezinking waarbij de slibverwerking zonder slibvergisting wordt toegepast. Dit laatste is gebeurd omdat in de zuiveringspraktijk vergisting van alleen biologisch slib nauwelijks voorkomt. Bij referentiescenario 2 is het laagbelast actief-slibstelsysteem gecombineerd met een voorbezinktank en vindt tevens slibvergisting plaats. De effluentkwaliteit van beide referentiescenario's voldoet aan de huidige effluenteisen.



Figuur 1: Referentie 1: Laagbelast actief-slibstelsysteem, inclusief nabezinking

Referentie 2: Laagbelast actief-slibstelsysteem met voorbezinking, inclusief nabezinking

Dimensionerings- en evaluatiemodel DEMAS en de systeemgrenzen

Om de ontwikkelde zuiveringsscenario's onderling en ten opzicht van de referenties te kunnen vergelijken in technisch, milieuhygiënisch en financieel opzicht is een spreadsheetmodel ontwikkeld, genaamd DEMAS - Dimensionerings- en Evaluatiemodel voor AfvalwaterzuiveringsScenario's. Daarbij is ook de slibbehandeling opgenomen. Binnen dit model zijn de dimensioneringsgrondslagen, de milieu-ingrepen (zie tabel 4), de zuiveringsrendementen, en de kosten van de afzonderlijke zuiveringsstappen opgenomen.

Tabel 4: Evaluatiecriteria binnen DEMAS [Mels en Van Nieuwenhuijzen et al. (1998)]

Milieu-ingreep	Toelichting
Energiebalans	Hiermee wordt bedoeld het verschil tussen energieverbruik en de energieproductie (vanuit slibvergisting).
Finale slibproductie	Slibproductie na indikking en vergisting.
Chemicaliënverbruik	Chemicaliën (metaalzouten, poly-electrolyten, basen, zuren e.d.) worden toegepast om de zuiveringsprocessen te optimaliseren, hierbij wordt ook terugwinning van chemicaliën verrekend.
Effluentkwaliteit	Het geproduceerde effluent voldoet op zijn minst aan de gesteld lozingsisen; verbeterde effluentkwaliteit wordt geprefereerd voor bijvoorbeeld (her)gebruik.
Ruimtegebruik	In dichtbevolkte gebieden, zoals de Randstad, is het ruimtegebruik van belang.
Kosten (contante waarde)	De contante waarde is bepaald over een periode van dertig jaar bij een rente van 5,5% en een inflatie van 2,5% voor civiele en elektromechanische kosten en kosten voor onderhoud, energie, chemicaliën, slibverwerking en arbeid.

De systeemgrenzen voor de bepaling van de milieu-ingrepen zijn direct rondom het zuiveringsterrein gelegd. Hierbij is de waterlijn van ontvangstwerk tot effluentgemeaal meegenomen. De voor- en nazuiveringsstappen zijn gebruikt voor het opstellen van volledige zuiveringsscenario's met inbegrip van de slibverwerking. Deze standaard- slibbehandeling bestaat uit een gravitatie-indikker gevolgd door slibvergisting. Na vergisting wordt het slib afgevoerd naar een centrale ontwatering en verbranding. Het verbrande restafval wordt gestort. De keuze van de volledige scenario's is gebaseerd op de te verwachten technische haalbaarheid, de mogelijke milieuverdiensten en de te verwachten kosten. Deze aspecten zijn voornamelijk indicatief en kwalitatief beschouwd.

INTEGRALE ZUIVERINGSSCENARIO'S

In de inventarisatiefase zijn de mogelijke fysisch-chemische voorzuiveringsstappen en noodzakelijke nazuiveringsprocessen geïdentificeerd die kunnen worden gecombineerd tot zuiveringsroutes waarbij ruw afvalwater tot loosbaar effluent wordt gezuiverd. Het aantal mogelijke combinaties dat in technisch/economisch en milieuhygiënisch opzicht in meer of mindere mate haalbaar wordt geacht, is beperkt. De keuze van deze scenario's is hoofdzakelijk gebaseerd op de informatie uit de inventarisatiefase.

Bij het opstellen van de volledige zuiveringsscenario's is gebruik gemaakt van een drietal hoofdzuiveringsscenario's:

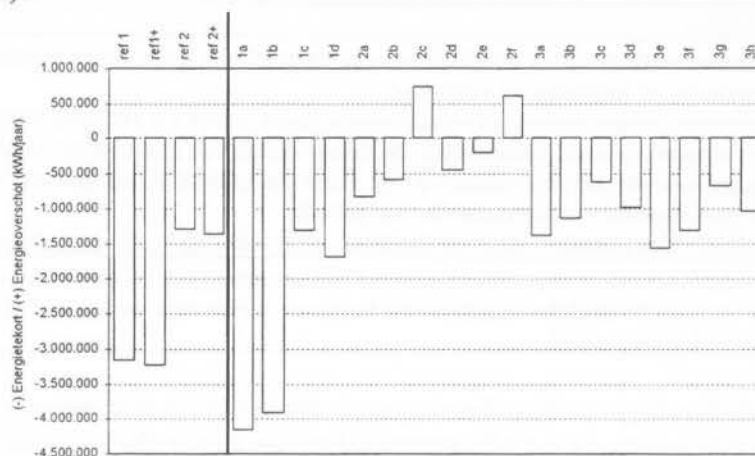
- 1) fysisch-chemische voorzuivering met fysisch-chemische nazuivering;
 - 2) fysisch-chemische voorzuivering met een biologische nazuivering;
 - 3) fysisch-chemische voorzuivering met een combinatie van biologische en fysisch-chemische nazuivering.
- Een overzicht van de geïdentificeerde en geëvalueerde volledige zuiveringsscenario's, gebaseerd op een fysisch-chemische voorzuivering, wordt geven in bijlage A.

RESULTATEN VAN DE EVALUATIEBEREKENINGEN MET DEMAS

De verschillende zuiveringsscenario's worden met elkaar vergeleken door de resultaten van de berekeningen met het DEMAS-model per scenario in staafdiagrammen weer te geven. Energiebalans, slibhoeveelheid na verwerking, chemicaliënverbruik en ruimteverbruik per scenario worden als milieu-ingrepen kort gepresenteerd. De kosten per scenario zijn als contante waarden in een diagram verwerkt. Een uitvoerige beschrijving van de resultaten wordt in het STOWA-rapport 98-29 gegeven [STOWA (1998-29)].

Energiebalans

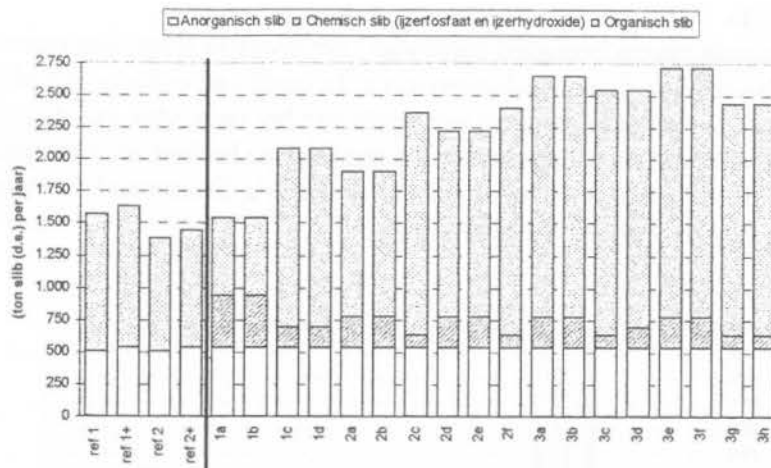
Figuur 2 geeft de energiebalans per zuiveringsscenario weer. De energiebalans van de referentiescenario's is in alle gevallen negatief. In het algemeen geldt dat toepassing van intensieve fysisch-chemische voorzuivering, in combinatie met biologische nabehandeling, kan leiden tot energiebesparing. Afhankelijk van het zuiveringsscenario blijkt dat een laag netto energiegebruik of zelfs een positieve energiebalans voor de zuiveringsinstallatie mogelijk is door een besparing in beluchtingsenergie en de terugwinning van energie in de slibgisting (1c - 3h). Daar staat tegenover dat bij de toepassing van volledig fysisch-chemisch zuiveringsscenario's de regeneratiebehandeling van de ionenwisseling en de thermische reactivering van het actief-kool leiden tot een hoog energieverbruik (1a en 1b).



Figuur 2: Energiebalans van de volledige zuiveringen in kWh/jaar

Slibhoeveelheid na verwerking

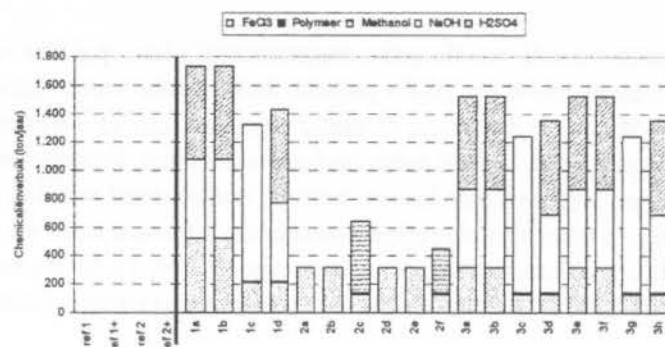
Figuur 3 presenteert het aantal tonnen slib drogestof dat jaarlijks, na behandeling in de slibverwerking, wordt afgezet naar de centrale ontwatering en slibverbranding. Hierbij is onderscheid gemaakt in de fractie anorganisch slib, chemisch slib (als gevolg van de dosering van FeCl_3) en organisch slib. De fractie anorganisch slib is in alle scenario's constant. Door fysisch-chemische voorzuivering wordt meer (organisch) slib geproduceerd, dat nuttig kan worden (her)gebruikt. In de opgestelde scenario's vindt gedeeltelijk hergebruik plaats door de productie van biogas. De fysisch-chemische voorzuivering en de gecombineerd fysisch-chemische en biologische voorzuivering leiden echter ook tot een grotere hoeveelheid reststof na verbranding door de productie van anorganisch chemisch slib.



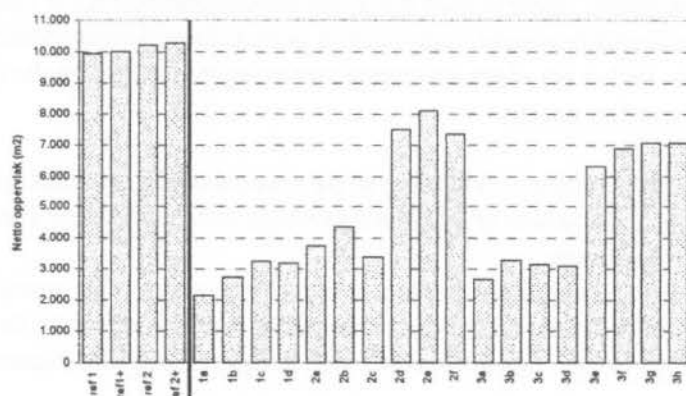
Figuur 3: Slibafzet na slibvergisting, onderverdeeld in een anorganische slibfractie, een chemische en een organische slibfractie

Chemicaliënverbruik

Figuur 4 geeft het chemicaliënverbruik per scenario weer. In de referentiescenario's worden geen chemicaliën toegepast. In de overige scenario's wordt een vlokmiddel (in dit geval ijzerchloride) gedoseerd om vergaande deeltjesverwijdering en fosfaatprecipitatie te realiseren. Als gevolg van de dosering van grote hoeveelheden ijzerchloride is het chemicaliënverbruik in de fysisch-chemische voorzuiveringsstappen aanzienlijk. Daarnaast worden nog chemicaliën toegepast in de regeneratiefase van de ionenwisselaars en als methanoldosering. Dit komt tot uitdrukking in de zuiveringskosten, de hoeveelheid geproduceerd chemisch slib en de verzouting van effluent.



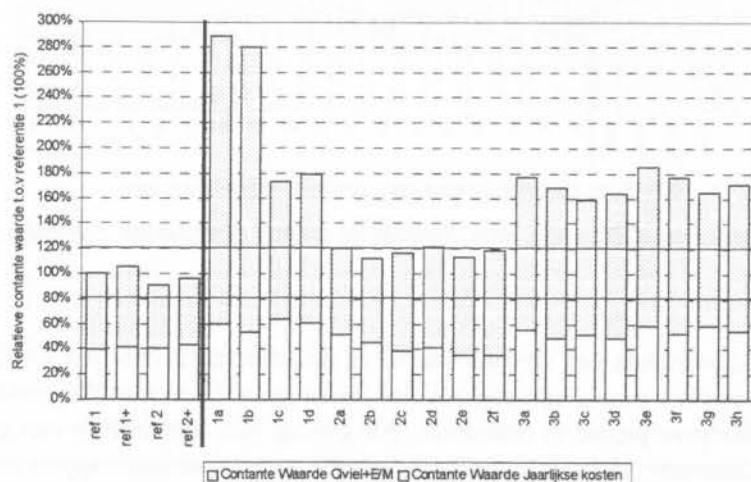
Figuur 4: Chemicaliënverbruik per scenario



Figuur 5: Netto ruimteverbruik per scenario

Ruimteverbruik per scenario

Figuur 5 geeft het ruimteverbruik (netto benodigd oppervlak) per scenario weer. Het ruimteverbruik van alle hoofdsenario's is kleiner dan dat van de referentiescenario's. In geval van volledig fysisch-chemische zuivering kan het vereiste oppervlak zelfs worden beperkt tot één vijfde van het oppervlak van de referentie scenario's. De scenario's waarbij een actief-slibstelsysteem is opgenomen als nazuivering hebben een ruimtebeslag dat ca. twee maal zo groot is als dat van de volledige fysische/chemische scenario's. De oorzaak hiervan zijn de grote beluchtingstanks maar meer nog de vereiste nabezinktanks.



Figuur 6: Relatieve vergelijking van contante waarden per scenario t.o.v. referentiescenario 1 (c.w. ref 1 = 100%)

Kosten per scenario

Figuur 6 geeft de relatieve contante waarde van de zuiveringsscenario's ten opzichte van referentiescenario 1. De contante waarde van dit referentiescenario is op 100% gesteld. In de figuur wordt onderscheid gemaakt tussen de contante waarden die gebaseerd zijn op de civiele en elektromechanische investeringskosten en de contante waarden die gebaseerd zijn op de jaarlijkse kosten zoals onderhoudskosten, kosten van slibverwerking en personeelskosten. Zeer globaal kan, wat de totale kosten betreft, onderscheid worden gemaakt tussen zuiverings-scenario's die ongeveer drie maal zo duur zijn als referentiescenario 1 (scenario 1a en 1b), scenario's die nagenoeg twee maal zo duur zijn als referentiescenario 1 (scenario 1c, 1d, 3a tot en met 3b) en scenario's waarvan de contante waarde circa 20% hoger ligt als die van referentiescenario 1 (scenario 2a t/m 2f).

DISCUSSIE EN AANBEVELINGEN

Op basis van de besproken resultaten, onderbouwd door een gevoeligheidsanalyse (waarvan de resultaten hier niet worden besproken) is een duidelijk inzicht verkregen in potentiële zuiveringsscenario's voor stedelijk afvalwater die mogelijk kunnen leiden tot meer duurzame zuiveringsprocessen en die qua kosten en wat betreft technische realisatie haalbaar worden geacht.

Het blijkt dat door een vergaande deeltjesverwijdering in de voorzuivering, in combinatie met een juiste keuze van de overige zuiveringsstappen, de gehele afvalwaterzuiveringsroute compacter kan worden gedimensioneerd en energiezuiniger kan worden bedreven.

De kosten van zuiveringsscenario's, waarbij een fysisch-chemische voorzuivering wordt gecombineerd met een biologische nazuivering (inclusief slibverwerking door vergisting, centraal ontwateren en verbranden) kunnen potentieel worden beperkt tot de kosten van het huidige zuiveringsproces [Van Nieuwenhuijzen en Mels et al. (1998)].

Na de fysisch-chemische voorzuivering resteert een nagenoeg deeltjes- en fosfaatvrij effluent. Dat laatste is het gevolg van de keuze van ijzerzouten als vlokmiddel. Het effluent bevat nog opgelost CZV en opgeloste stikstof. Het CZV is relatief eenvoudig te verwijderen door toepassing van biologische (slib-op-drager) processen.

De stikstofverwijdering bepaalt in sterke mate de economische en technische haalbaarheid van de zuiveringsscenario's. Daarom vormt de stikstofverwijdering een belangrijk aandachtspunt bij de toepassing van fysisch-chemische voorzuivering. Omdat denitrificatie na een intensieve voorzuivering kritisch ($BZV/N \sim 2,5$) of niet mogelijk wordt zonder methanoldosering ($BZV/N < 2,5$), wordt een techniek als ionenwisseling mogelijk interessant.

De waterlijn kan niet los gezien worden van de sliblijn. De kosten van de opgestelde scenario's bestaan voor een belangrijk deel (een derde tot de helft) uit de kosten van slibverwerking. Slibgisting op de zuivering is volgens de kostencalculaties goedkoper dan directe afvoer naar een ontwatering- en verbrandingsinstallatie.

Voor de verder ontwikkeling van meer duurzame methoden, gebaseerd op een fysisch-chemische voorzuivering van stedelijk afvalwater, is het nodig een aantal knelpunten en kennisleemtes nader te onderzoeken. Als belangrijkste kennisleemtes en knelpunten kunnen worden genoemd:

- alternatieven voor het gebruik van anorganische vlokmiddelen om de productie van anorganisch chemisch slib en effluentverzouting tegen te gaan. Als onderzoeklijnen binnen dit thema kunnen flocculatie met organische polymeren en bioflocculatie worden genoemd;
- nieuwe geavanceerde afscheidingstechnieken voor vergaande deeltjes- en vlokverwijdering: flotatie, direct influentfiltratie, directe membraanfiltratie en de denitrificerende A-trap;
- stikstofverwijdering door ionenwisseling, met een optimale bijbehorende regeneratiemethode.

TOEPASSING VAN ORGANISCHE POLYMEREN VOOR COAGULATIE-FLOCCULATIE VOOR DEELTJESVERWIJDERING

Vanuit de aanbevelingen van de inventarisatie- en evaluatiefase is onderzoek gestart naar alternatieven voor het gebruik van anorganische vlokkingsmiddelen voor coagulatie-flocculatie. In de volgende paragrafen worden de eerste resultaten van het onderzoek naar organische polymeren gepresenteerd.

Onderwerp van het onderzoek is de toepassing organische polymeren in relatie tot deeltjesverwijdering in de voorzuivering op rwzi's. Door toepassing van deze vlokmiddelen kan het gebruik van anorganische bulkchemicaliën in de voorzuiveringsprocessen worden beperkt. De productie van extra hoeveelheden anorganisch (metaal)slib en de effluentverzouting worden hierdoor voorkomen. Indirect worden de slibverwerkingskosten en de hoeveelheid restproduct na verbranding verminderd.

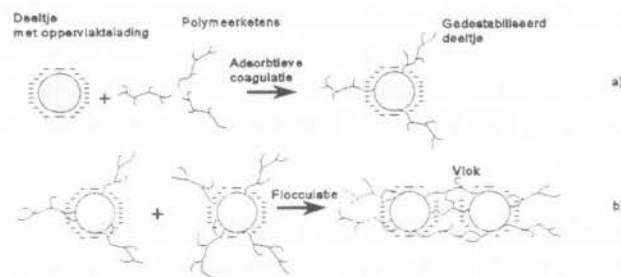
Een nadeel van vervanging van metaalzouten door organische polymeren is de afwezigheid van fosfaatprecipitatie in de voorzuivering. Door vlokvorming met organische polymeren en de daaropvolgend deeltjesverwijdering zal alleen gebonden fosfaat (10 - 30%) worden verwijderd. Het resterende (ortho)fosfaat zal via biologische defosfatering of in een nazuiveringsstap moeten worden verwijderd.

Tevens zijn de kosten per ton voor polymeren een factor 30 tot 45 hoger dan voor metaalzouten (als 41%-oplossing).

Een laatste aandachtspunt bij de toepassing van organische polymeren is de mogelijke toxiciteit van de poly- of monomeren en de afbraakproducten voor mens en ecosysteem. De analyse van deze stoffen in het behandelde water en de bepaling van de directe effecten blijken bezwaarlijk te zijn [STOWA (1995-17), RIZA (1996), Hahn (1998)].

Organische polymeren

Bij de toepassing van organische polymeren speelt flocculatie een grotere rol dan de coagulatie (destabilisatie van oppervlaktelading). De destabiliserende werking van polymeerketens is overeenkomstig de adsorptieve coagulatie (destabilisatie door adsorptie van vlokmiddel aan het colloïdale deeltje). Daarnaast vindt brugvorming plaats. Deze brugvorming gebeurt bij voorkeur door lange polymeerketens die, vergeleken met de hydrolyseproducten van metaalzouten, veel hogere moleculairgewichten hebben.



Figuur 7: (Adsorptieve) Coagulatatie en flocculatie van deeltjes met polymeren

Het mechanisme van destabilisatie vindt in feite ook plaats bij het flocculatieproces (zie figuur 7). Destabilisatie is deels afhankelijk van de lading en deels van het moleculairgewicht van het vlokmiddel. Positief geladen (kationische) polymeren met een relatief laag moleculairgewicht (ca. $1 \cdot 10^4 - 1 \cdot 10^5$ Da, 1 Da = 1 g/mol) ontladen de overwegend negatief geladen deeltjes in het afvalwater door aan de negatieve plaatsen van het oppervlak positief geladen korte polymeerketens te adsorberen. Hierdoor neemt de onderlinge afstoting tussen de deeltjes af. Kationische polymeren met een laag moleculairgewicht (korte keten) worden organische (polymeer) coagulant genoemd vanwege de, met coagulant vergelijkbare, werking.

Hoog moleculaire kationische polymeren zijn zeer geschikt als brugvormer en bewerkstelligen de daadwerkelijke flocculatie. Deze producten worden kationische flocculant genoemd. Bij ongeladen (nonionisch) en negatiefgeladen (anionisch) polymeren vindt adsorptie aan deeltjes uitsluitend plaats via massakrachten tussen de deeltjes en de polymeerketens. Ook hiermee kunnen bruggen worden gevormd. Deze polymeren worden respectievelijk nonionische en anionische flocculant genoemd.

De hoogte van de polymeerdosering is belangrijk voor een optimale vlokvorming. Een ondermaat aan vlokmiddel kan tot zogenaamde restabilisatie leiden. De polymeerketen vouwt zich als het ware om het deeltje heen en veroorzaakt rond het deeltje een gelijke lading, waardoor flocculatie onmogelijk wordt. Ook overdosering van polymeren leidt, evenals bij de hydrolyseproducten van metaalzouten, tot restabilisatie. De adsorptiecapaciteit van het colloïdale deeltje wordt verbruikt door meerdere polymeerketens en niet aangewend voor brugvorming met andere gedestabiliseerde deeltjes.

Polymeren komen in diverse soorten en uitvoeringsvormen voor. In eerste instantie kan onderscheid gemaakt worden in de lading van de polymeren:

anionische polymeren	=	negatief geladen;
kationische polymeren	=	positief geladen;
nonionische polymeren	=	niet geladen.

De lading kan in vele gradaties voorkomen. Zo worden polymeren met een ladingsgraad variërend van 5% tot 95% geproduceerd voor verschillende toepassingen. Daarnaast is de moleculaire massa van de polymeren van belang. Uitvoeringsvormen van laag (LMW = low molecular weight), midden (MMW = middle molecular weight) en hoog (HMW = high molecular weight) moleculaire polymeren zijn bekend. Tenslotte kan de fysische uitvoeringsvorm variëren tussen vaste en vloeibare polymeren. In vaste vorm kunnen polymeren geproduceerd worden als granulat, vlokken en korrels. De vaste producten bevatten 100% actief materiaal. Vloeibare producten bestaan veelal uit emulsies van water in olie en hebben circa 50% actieve bestanddelen.

Opzet van het experimentele onderzoek

Voor het experimentele onderzoek is gebruik gemaakt van een standaardbekerglasproefapparaat van KIWA Advies & Onderzoek en door de firma's CIBA (voorheen: Allied Colloids), Cytac en IWC-Nalco verstrekte polymeren. De gebruikte polymeerproducten zijn hoofdzakelijk poeder- of granulaatvormig. Van deze 100% actieve, lang houdbare, polymeren zijn 0,5% tot 1% (5 - 10 mg/ml) basisoplossingen gemaakt (gekoeld twee weken houdbaar). Voor de experimenten werden de basisoplossingen verdund tot de zogenaamde werkoplossingen met een concentratie van 0,05% tot ca 0,5% (0,5 - 5 mg/ml), afhankelijk van het moleculaire gewicht en de substitutiegraad. Deze werkoplossingen zijn gekoeld circa twee dagen houdbaar.

De proeven zijn uitgevoerd in de Proefhal voor de waterzuivering in Bennekom van de LU Wageningen onder zoveel mogelijk standaardcondities. De bekersglazen zijn gevuld met twee liter ruw Bennekoms afvalwater (Temp: 18 - 22°C; pH: 7,3 - 7,8; dwa: 150 - 350 NTU; rwa: 60 - 100 NTU). Er is geen temperatuurscorrectie toegepast. Op basis van literatuur en van de ervaringen van de leveranciers is gekozen voor constante meng-, flocculatie- en bezinktijden.

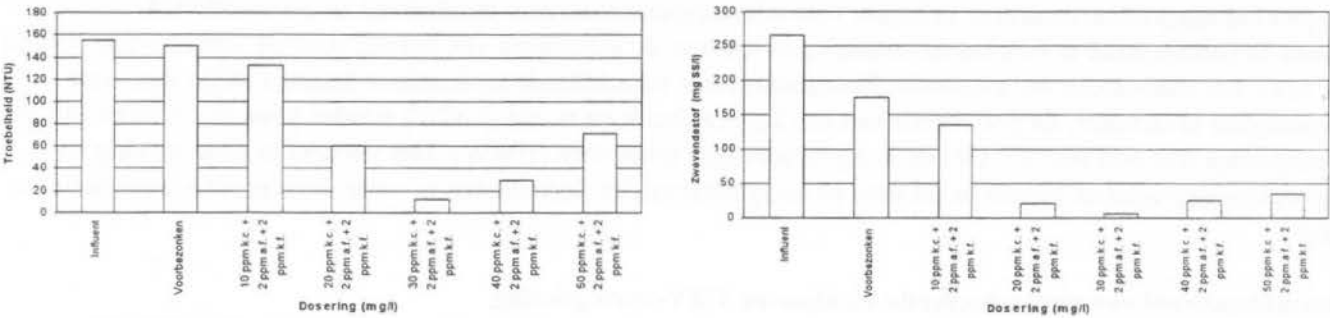
Tabel 5: Standaardcondities bij de bekersglasproeven

Getest polymeer	Mengtijd (300 rpm, G = 1050 s ⁻¹)	Flocculatietijd (50 rpm, G = 50 s ⁻¹)	Bezink-tijd
kationische coagulant	120 s	180 s	900 s
kationische flocculant	20 s	180 s	900 s
anionische flocculant	20 s	180 s	900 s

EERSTE RESULTATEN VAN BEKERGLASPROEVEN

Kationische coagulant met anionische flocculant

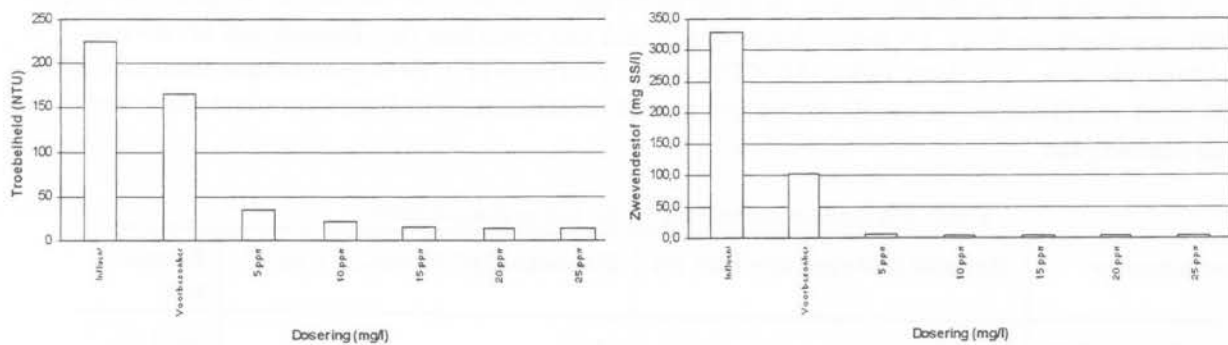
Uit de bekersglasproeven blijkt dat de dosering van alleen kationisch coagulant (k.c.) resulteert in een goede verwijdering van troebelheid en zwevendestof. De gevormde vlok is relatief klein en moeilijk bezinkbaar. Door de toevoeging van anionisch en kationisch flocculant (a.f.) wordt de troebelheids- en zwevendestofverwijdering nog enigszins bevorderd (figuur 8). De vloggrootte en bezinkbaarheid nemen weinig toe ten opzichte van de dosering van alleen coagulant. In het algemeen is de kleurverwijdering met deze combinatie aan polymeren goed (optische waarneming). Overdosering (> 30 ppm k.c.) leidt tot toename in troebelheid van het supernatant.



Figuur 8: Oplopende reeks k.c. + met 2 ppm a.f. en k.f.; dwa-situatie; 20,5°C; pH= 7,3; IN: 155 NTU; 259 mgSS/l

Kationische flocculant

De meest opmerkelijke resultaten werden behaald met de dosering van alleen kationisch flocculant (k.f.) zonder kationisch coagulant. De verwijdering voor troebelheid en zwevendestof is goed bij lage doseringen (< 5 ppm) en beter dan bij de combinatie van kationisch coagulant met anionisch flocculant (zie figuur 9). Alleen de kleurverwijdering is minder vergaand. In het supernatant van de jars met alleen kationisch flocculant bleef een lichte bruine kleur (optische waarneming, waarschijnlijk humuszuren) aanwezig, zonder de troebelheid negatief te beïnvloeden. Reeds bij lage doseringen k.f. worden grote, dradige en goed bezinkbare vlokken gevormd.



Figuur 9: Oplopende reeks kationisch flocculant; dwa; 21,5°C; pH= 7,7; IN: 225 NTU; 329 mg SS/l

Op te merken is, dat met de dosering van alleen kationische flocculant geen afname in verwijderingsprestaties is waar te nemen bij oplopende doseringen (overdosering). De verwijderingsprestaties lijken een asymptotisch verloop te beschrijven. Dit in tegenstelling tot de kationische coagulant waarbij een troebelheidstoename is waar te nemen bij overdosering (vergelijk figuur 8 en 9).

Organische polymeren (fl. 7.000,- tot fl. 10.000,- per ton actieve stof) zijn duurder dan anorganische metaalzouten (fl. 150,- tot fl. 350,- per ton 41% FeCl_3 -oplossing). Maar doordat de benodigde dosering van bijvoorbeeld de kationische flocculant (< 5 ppm) lager is dan van metaalzouten (15 - 25 ppm) en de slibverwerkingskosten lager uitvallen door de afwezigheid chemisch (anorganisch) slib, kunnen de uiteindelijke proceskosten worden beperkt.

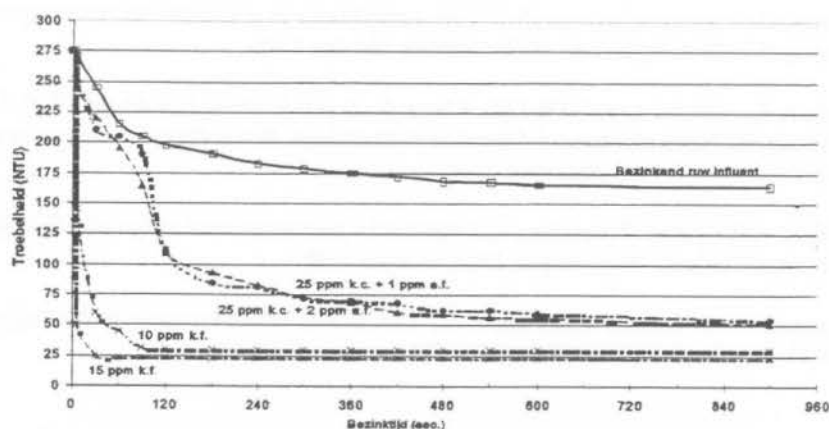
Uit tests met hoog moleculaire kationische flocculant met verschillende ladingsgraden, blijkt dat voor het afvalwater van rwzi Bennekom een polymeer met een ladingsgraad van ca. 30% optimaal is. Zowel lagere als hogere ladingsgraden resulteren in lagere verwijderingsprestaties voor troebelheid en zwevendestof.

Naast de ladingsgraad is ook het moleculair gewicht van de polymeren van belang voor de vlokvorming. Uit de jar tests met kationische en anionische flocculant met verschillende moleculaire massa's, blijkt dat, voor Bennekoms afvalwater, de polymeren met een lage moleculaire massa (LMW) minder goed flocculeren dan de flocculant met midden (MMW) en hoog moleculaire gewichten (HMW). Het verschil in vlokvorming en verwijderingsprestaties tussen de midden en hoog moleculaire flocculant is, voor deze situatie, verwaarloosbaar.

Bezinkbaarheid van geproduceerde vlokken en CZV-verwijdering

Figuur 10 toont de bezinkcurve voor de beide vlokmiddeldoseringen en voor ruw influent. Deze grafiek is vervaardigd uit een reeks troebelheidmetingen van het supernatant dat uit de jars onttrokken is op 10 cm diepte gedurende de bezinktijd (meting om de halve en hele minuut). Uit de figuur blijkt dat de slibvlokken die gevormd worden door de combinatie kationische coagulant en anionische flocculant minder snel bezinken (ca. 420 s) dan de slibvlokken van de kationische flocculant (binnen 60 s). Het slib van de kationische flocculant bezinkt zeer snel. Er blijkt een opvallend verschil in de vlokstructuur van het gevormde slib van beide polymeedoseringen, wat ook tot uitdrukking komt in de bezinksnelheid.

Een test is uitgevoerd om de CZV-verwijdering na dosering en vlokverwijdering te bepalen. Door de dosering van de kationische flocculant daalt het CZV van 940 mg O_2 /l in het ruwe influent (voorbezinken: 630 mg O_2 /l) naar 445 mg O_2 /l bij een dosering van 2 ppm en tot 340 mg O_2 /l bij een dosering van 12 ppm. De CZV-reductie varieert van 53 tot 64%. Gebaseerd op het CZV in voorbezinken afvalwater is dit een reductie van 30 tot 46%.



Figuur 10: Bezinkcurve van bezonken influent en influent waaraan verschillende typen en doseringen polymeren zijn toegevoegd.

CONCLUSIES

Het blijkt dat door een vergaande deeltjesverwijdering in de voorzuivering, in combinatie met een juiste keuze van de overige zuiveringsstappen, de gehele waterzuiveringsroute compacter kan worden gedimensioneerd en energiezuiniger kan worden bedreven. Sommige zuiveringssystemen, gebaseerd op fysisch-chemische voorzuivering, kunnen kostentechnisch concurreren met de huidige rwzi's.

De problematiek van de dosering van anorganische vlokmiddelen (o.a. extra anorganisch chemisch slib, effluentverzouting) kan mogelijk worden opgelost door toepassing van organische polymeren. Uit experimenteel onderzoek blijken verschillende polymeerproducten alleen of in combinatie, al bij lage doseringen, goede tot zeer goede vlokvormingseigenschappen te vertonen, die in een vergaande deeltjesverwijdering, met de daaraan gerelateerde verontreinigingen, resulteren. De hogere productkosten kunnen door lagere doseringen worden verrekend.

LITERATUUR

Hahn, H.H. en Antusch, E. (1998). The use of Polymers in Wastewater Treatment - Report on a (German) ATV Manual. Proceedings 8th Gothenburg Symposium on Chemical Water and Wastewater Treatment, Praag, september 1998.

Levine, A.D., Tchobanoglous, G., Asano, T. (1991). Size Distribution of Particulate Contaminants in Wastewater and their Impact on Treatability. Water Research, no. 8, Vol. 25, (1991), pp. 911-922.

Mels, A.R., Van Nieuwenhuijzen, A.F., Van der Graaf, J.H.J.M., Klapwijk, A., De Koning, J., Rulkens, W.H. (1998) Sustainability Criteria as a Tool in the Development of New Sewage Treatment Methods. IAWQ / WIMEK-congres Options for Closed Water Systems, Wageningen, maart 1998.

Ødegaard, H. (1987). Particle Separation in Wastewater Treatment. Documentation at the 7th EWPC Association Symposium, München, (1987), pp. 351-400.

RIZA (1996). Watergedragen polymeren, RIZA-nota nr. 96.006 Lelystad, 1996.

Roeleveld, P.J., Klapwijk, A., Eggels, P.G., Rulkens, W.H., Starkenburg, W. van (1996). Sustainability of municipal wastewater treatment, proceedings of the IAWQ-NVA conference, September 23-25 1996, Amsterdam.

STOWA (1995-17). Onderzoek naar de milieubezwaarlijkheid van polyelectrolyten in rwzi's. STOWA rapport-nr. 95-17, Utrecht, 1995.

STOWA (1996-15). Het zuiveren van stedelijk afvalwater in het licht van duurzame milieuhygiënische ontwikkeling. STOWA rapport-nr. 96-15, Utrecht, 1996.

STOWA (1998-29). Fysisch-chemische voorzuivering van afvalwater. Identificatie en evaluatie van zuiveringsscenario's gebaseerd op fysisch-chemische voorzuivering. STOWA rapport-nr. 98-29, Utrecht, oktober 1998.

Van Nieuwenhuijzen, A.F., Mels, A.R., Van der Graaf, J.H.J.M., Klapwijk, A., De Koning, J., Rulkens, W.H. (1998). Identification and Evaluation of Wastewater Scenarios, based on Physical-Chemical Pretreatment. Proceedings 8th Gothenburg Symposium on Chemical Water and Wastewater Treatment, Praag, september 1998.

Van Nieuwenhuijzen, A.F. en Mels, A.R. (1998). Toepassing van organische polymeren voor coagulatie-flocculatie. Intern werkrapport STOWA/LUWageningen/TU Delft. Wageningen, Delft, oktober 1998.

Van der Graaf, J.H.J.M., Bruggeman, W.A., Meester-Broertjes, H.A., Vles, E.J. (1995). Duurzame technologische Ontwikkeling in de Stedelijke Waterkringloop. *H₂O*, no. 30, Vol. 25, (1995) pp. 754-758.

BIJLAGE A: Geïnventarieerde en geëvalueerde volledige zuiveringsscenario's

Scenario	Voorzuivering	Nazuivering
Scenario 1a	Flotatie	Zandfilter + ionenwisseling (met luchtstripping) + Actief-kool (thermische regeneratie)
Scenario 1b	Préprecipitatie	Zandfilter + ionenwisseling (met luchtstripping) + Actief-kool (thermische regeneratie)
Scenario 1c	Denitrificerende A-trap	Zandfilter + ionenwisseling (met bio-regeneratie) + Actief-kool (thermische regeneratie)
Scenario 1d	Beluchte A-trap	Zandfilter + ionenwisseling (met luchtstripping) + Actief-kool (thermische regeneratie)
Scenario 2a	Flotatie	Laagbelast slib-op-dragersysteem + zandfilter
Scenario 2b	Préprecipitatie	Laagbelast slib-op-dragersysteem + zandfilter
Scenario 2c	Beluchte A-trap	Laagbelast slib-op-dragersysteem + zandfilter
Scenario 2d	Flotatie	Laagbelast systeem volgens de nitrietrout + zandfilter
Scenario 2e	Préprecipitatie	Laagbelast systeem volgens de nitrietrout + zandfilter
Scenario 2f	Beluchte A-trap	Laagbelast systeem volgens de nitrietrout + zandfilter
Scenario 3a	Flotatie	Slib-op-dragersysteem + zandfilter + ionenwisseling (met luchtstripper)
Scenario 3b	Préprecipitatie	Slib-op-dragersysteem + zandfilter + ionenwisseling (met luchtstripper)
Scenario 3c	Denitrificerende A-trap	Slib-op-dragersysteem + zandfilter + ionenwisseling (bio-regeneratie)
Scenario 3d	Beluchte A-trap	Slib-op-dragersysteem + zandfilter + ionenwisseling (met luchtstripper)
Scenario 3e	Flotatie	Hoogbelast actief-slib + zandfilter + ionenwisseling (met luchtstripper)
Scenario 3f	Préprecipitatie	Hoogbelast actief-slib + zandfilter + ionenwisseling (met luchtstripper)
Scenario 3g	Denitrificerende A-trap	Hoogbelast actief-slib + zandfilter + ionenwisseling (met bio-regeneratie)
Scenario 3h	Beluchte A-trap	Hoogbelast actief-slib + zandfilter + ionenwisseling (met luchtstripper)

RIOOLOVERSTORTEN; WAT DOEN WE ERMEE ?



François H.L.R. Clemens

Witteveen+Bos Raadgevende Ingenieurs, Postbus 233, 7400 AE, Delft

INLEIDING

De titel van deze cursusbijdrage is in de vragende vorm gesteld, met een enigszins berustende ondertoon. Strikt genomen is het betrekkelijk eenvoudig aan te geven wat op dit moment met riooloverstorten wordt gedaan:

- Indien rioleringstechnisch mogelijk: dichtmetselen.
- Voorzien van 'end-of-pipe' oplossingen zoals bergbezinkbassins.
- Vergroting van de verwerkingscapaciteit van het afvalwatersysteem (dus riolering, transportsysteem en zuivering).
- Lozingen op 'gevoelig' water overhevelen naar minder 'gevoelig' water.
- In nieuwbouwprojecten wordt getracht een 'duurzame' invulling te geven aan het omgaan met water, hierbij wordt op grote schaal geëxperimenteerd met tal van nieuwe technieken.

Maar waarschijnlijk wist u dat al, daarom zal in het vervolg van deze bijdrage worden ingegaan op de volgende punten:

- Waarom hebben we eigenlijk overstorten?
- Is een overstort schadelijk?
- Helpt het huidige saneringsbeleid?
- Moeten we in de toekomst op de ingeslagen weg doorgaan?

Dus weer vragen, alleen ontdaan van de ondertoon die uit de vragende titel van de bijdrage spreekt.

HISTORIE

Met de grootschalige aanleg van de riolering in Nederland (jaren '30 en de jaren '50 en '60) is een belangrijk fundament gelegd voor de hoge kwaliteit van de volksgezondheid die wij in Nederland kennen. Het inzamelen en afvoeren van afvalwater uit de stedelijke omgeving naar oppervlaktewater was binnen de context van die tijd volstrekt legitiem. In deze periode ontbreekt de component afvalwaterzuivering nagenoeg geheel. Omdat er veelal werd gewerkt met gemengde systemen waarmee naast afvalwater ook de neerslag werd afgevoerd was het noodzakelijk om op diverse punten binnen de stelsels nooduitlaten te maken om te voorkomen dat er bij hevige neerslag wateroverlast in de stad ontstond.

Deze riooloverstorten hadden en hebben dus een zeer belangrijke functie ten aanzien van het wooncomfort.

Riooloverstorten staan de laatste 20 jaar sterk in de belangstelling, met name de negatieve aspecten van deze constructies zijn inmiddels ook bij het grote publiek bekend:

- Stankoverlast.
- Oppervlaktewaterverontreiniging.
- Veedrenkingsproblematiek.

Het beleid rondom riooloverstorten heeft belangrijke impulsen gekregen door de inwerkingtreding van de Wvo (1 december 1970) en het Rijn-actie programma (1987) en het Noordzee-actieplan (zie onder meer NVA programmagroep 3, 1989).

Met het van kracht worden van de Wvo is in eerste instantie een grote inspanning geleverd op het gebied van de bouw van afvalwaterzuiveringsinstallaties en het aansluiten van de bestaande riolering hierop. Deze awzi's waren in eerste instantie bedoeld om de lozing van zuurstofbindende stoffen sterk terug te dringen. Daarna zijn, en worden, er trapsgewijs verbeteringen in de zuiveringen aangebracht om de lozing van nutriënten (met name stikstofverbindingen en fosfaten) en zware metalen terug te dringen.

Met het belangrijk reduceren van de grootste vervuilingsbronnen wonnen andere, nog niet gesaneerde, bronnen aan relatieve invloed.

Met name de eerder genoemde riooloverstorten kwamen hierbij in beeld, in een groot opzet onderzoek (de bekende NWRW studies) is nagegaan wat nu eigenlijk de aard en de omvang van de lozingen uit riooloverstorten is.

Uiteindelijk dragen de riooloverstorten slechts een zeer klein percentage (2-5 %) bij in de totale vuilemissie naar het oppervlaktewater. Wat riooloverstorten in milieutechnische zin zo schadelijk maakt is tweeledig:

- de lozingen vinden geconcentreerd in een kort tijdsbestek plaats
- de lozingen hebben een sterk lokaal karakter (puntbronnen)

Daarnaast is gebleken uit de NWRW onderzoeken dat er geen eenvoudige relaties bestaan tussen stelselkenmerken en hydraulische belastingen enerzijds en de gemeten vuiluitworp anderzijds. Blijkbaar speelt een groot aantal nog onbekende of niet volledig in kaart gebrachte processen een rol. Als daarbij wordt gevoegd dat de processen die een rol spelen bij de 'waterkwaliteit' tenminste zo complex en gevarieerd zijn, dan kan worden gesteld dat er geen voldoende wetenschappelijke basis bestaat om een op heldere doelen gestoeld beleid te formuleren.

Althans als men zou willen streven naar een compleet inzichtelijke trits van oorzaak-gevolg relaties aan de hand waarvan kwantificeerbare einddoelen kunnen worden geformuleerd.

HOE SCHADELIJK IS EEN OVERSTORT EIGENLIJK?

Deze vraag kan niet eenduidig worden beantwoord, vanuit diverse gezichtspunten kan hiervan wel een beeld worden geschetst, hierbij laten we 'De burger', 'De gemeente' en 'De waterkwaliteitsbeheerder' aan het woord:

'De burger':

De burger heeft hierbij, zonder het zelf altijd te beseffen, een tweeslachtige houding, enerzijds is hij uiteraard gekant tegen de lozingen van rioolwater op de vijver of het slootje in de wijk waarin hij woont. Aan de andere kant is het toch wel prettig als niet bij elke hoosbui zijn tuin, of erger, zijn woning door water wordt bedreigd.

Een ander aspect is dat de adequate afvoer van afvalwater een belangrijke basis vormt voor het hoge niveau van de volksgezondheid zoals wij die kennen, iets dat niet altijd meer beseft wordt. Met de destijds gekozen inzamelen en transportmethode zijn riooloverstorten een niet te vermijden gegeven.

Kortom, de burger is in het algemeen in zijn houding tweeslachtig. Een andere betrokkenheid van 'de burger' in zijn hoedanigheid van ondernemer, zodra de kwaliteit van het oppervlaktewater van belang is voor de bedrijfsvoering (b.v. veeteelt) dan komt een extra probleem om de hoek kijken.

'De gemeente':

De houding van 'de gemeente' naar riooloverstorten is aan het veranderen, waar voorheen alleen de noodzaak van overstorten werd onderschreven gezien van uit de taak voor een goed wooncomfort te zorgen, begint het aspect milieu een steeds nadrukkelijker rol te spelen. In dit verband kan de laatste jaren worden gesproken van een gemeenschappelijke doelstelling met de waterkwaliteitsbeheerder. Hoewel de spanning tussen 'droge voeten' en 'een schoon milieu' nog steeds aanwezig is.

'De waterkwaliteitsbeheerder':

De waterkwaliteitsbeheerder heeft ronduit last van de riooloverstorten, de invloed van de in tijd en plaats geconcentreerde lozingen van rioolwater hebben, afhankelijk van de aard en de functie van het oppervlaktewater waarop wordt geloosd, een desastreuze uitwerking op de kwaliteit van het oppervlaktewater, de onderwaterbodem en het ecologisch evenwicht.

Al met al heerst er een wat ambivalente houding jegens de riooloverstort, hun functie staat buiten kijf, de druk van de randvoorwaarden om ze gewoon op te heffen neemt toe; een ongemakkelijke situatie.

Door Donze (1991) is een beeld geschetst van de relatie die bestaat tussen riooloverstorten en ecologie, zijn conclusie luidde dat er destijds (1991) nog onvoldoende bekend was van zowel de input op een aquatisch ecologisch systeem (i.c. de vuiluitworp uit een rioolstelsel) als van de reactie van een ecologisch systeem op een dergelijke belasting om hierover algemeen geldige uitspraken te kunnen doen.

Kortom men is dan gedwongen om per overstortlocatie veldonderzoek te verrichten en diepgaand na te gaan welke oplossing per geval het beste is. De kosten van een dergelijke aanpak raamde hij (uitgaande van 14.000 overstortlocaties) op een bedrag van circa 270 miljoen gulden, waarvoor men dan alleen een berg getallen heeft; nog geen oplossing. Deze weg is diverse redenen onbegaanbaar.

Wel is men het er over eens dat een enkele overstorting een grote verstoring van de het ecologisch evenwicht in het oppervlaktewater tot gevolg heeft (zie onder meer NWRW, 1989). Daarnaast zijn er uiteraard de aspecten van de 'beleving' van het oppervlaktewater die belangrijk zijn bij het al dan niet schadelijk achten van riooloverstorten.

De schadelijkheid van een overstort wordt voornamelijk bepaald door de doelstellingen die men heeft, de maatstaven die men aanlegt en de momentane perceptie van de direct belanghebbenden. Uiteraard zijn er gevallen

waarin iedereen het er over eens dat de situatie schadelijk is, het gros van dergelijke gevallen is echter reeds gesaneerd of er bestaan vergesloopte plannen om een en ander aan te pakken.

BELEID EN EFFECTIVITEIT

Het tot op heden gevolgde beleid rondom riooloverstorten kent een historie, bij de eerste aanleg werd eenvoudigweg daar waar wenselijk een noodoverlaat gemaakt. De criteria die hierbij een rol speelden waren:

- een goedkoop rioolontwerp
- bij voorkeur lozen in doorstroomd water
- de overstorten indien mogelijk aan de periferie van de bebouwing lokaliseren

Dit beleid is bij de afwezigheid van 'milieu' volledig verdedigbaar, echter de randvoorwaarden veranderden. Met name in de jaren zestig werd het thema milieu actueel, ook wat oppervlaktewater betreft, de ongebreidelde toename van lozingen moest worden omgebogen. Uiteindelijk heeft dit geleid tot de inwerkingtreding van de Wvo.

De taak voor het uitvoeren van waterkwaliteitsbeheer is komen te liggen bij de waterschappen, die veelal ook het zuiveringsbeheer als taak hebben. De taak voor het rioleringsbeheer is bij de gemeenten gebleven. De introductie van deze taakverdeling heeft geleid tot soms scherpe belangen tegenstelling tussen beide overheidslichamen. Pas de laatste jaren zien we een duidelijke toenadering in het besef dat er een gemeenschappelijke taak is: het effectief beheer van het afvalwatersysteem. In dit verband zou men kunnen stellen dat de Wvo weliswaar heeft bijgedragen aan het op gang brengen van een actief waterkwaliteitsbeheer, maar dat de uitwerking in taakverdelingen in eerste instantie niet tot een optimaal kader leidde om te komen tot een rationeel beleid.

Zoals hiervoor reeds betoogd, is het niet mogelijk om een volledig wetenschappelijk gefundeerd beleid te formuleren met duidelijk meetbare einddoelen. Dit is de beleidsmakers dan ook absoluut niet aan te rekenen.

Desondanks is het duidelijk dat er iets moet worden gedaan, dit is ook met zoveel woorden gesteld door de CUWVI werkgroep VI in haar aanbevelingen voor richtlijnen omtrent riooloverstorten.

Dit beleid richt zich op het realiseren van de basisinspanning waarmee een reductie van de vuiluitwerp van de riooloverstorten wordt beoogd tot een niveau van 50% t.o.v. het peiljaar 1985. Dit beleid is inmiddels in uitvoering genomen. Vrijwel elke waterkwaliteitsbeheerder heeft de richtlijnen voor beleid uitgewerkt en de rioolbeheerders ertoe aangezet de bestaande overstortlocaties te saneren. Uiteindelijk heeft dit geleid tot een voor de buitenstaander vrijwel onnavolgbaar systeem van overlegstructuren, vergunningen, richtlijnen, eisen, normen en rekenpartijen.

In een schatting (van den Bergen, 1991) is aangegeven dat met de uitvoering van dit beleid circa 10 miljard gulden gemoeid zou zijn. In de praktijk blijkt echter dat in de loop van de jaren de kosten voor het saneren van overstorten steeds toeneemt, de makkelijke (goedkope) gevallen zijn immers reeds gesaneerd. Verwacht mag dan ook worden dat de kosten nog wel iets hoger zullen uitvallen. In een meer recente schatting wordt uitgegaan van een investering van circa 16,5 miljard gulden tot 2005 (waarvan 5,7 miljard voor de basisinspanning) voor de uitvoering van het rioleringsbeleid bij een geschatte vervangingswaarde van de riolering van circa 70 miljard gulden.

Wat is nu de effectiviteit van dit beleid. Eigenlijk is dat niet goed bekend, immers het was niet mogelijk om van elke locatie de situatie van voor 1985 in kaart te brengen en meestal is er ook niet vastgelegd in hoeverre de waterkwaliteit is verbeterd na uitvoering van de saneringsmaatregelen. Daarbij komt dat het erg lastig is om het effect van maatregelen aan een bron (riooloverstorten) te isoleren van de effecten die sanering van de andere bronnen van waterkwaliteitsbelasting tot gevolg hebben gehad.

In bepaalde gevallen waarin nagenoeg alle lozingen op een bepaald oppervlaktewater zijn weggenomen is wel een verbetering merkbaar. Alles overziend is het echter zeer moeilijk aan te geven welke effecten zijn bereikt. Zonder een diepgaand onderzoek te hebben verricht lijkt het erop dat riooloverstorten in de algemene pers de laatste jaren steeds meer in de aandacht staan, hieruit kan voorzichtig worden geconcludeerd dat het beleid niet heeft geleid tot een positieve bijstelling van de publieke opinie.

Inmiddels is op diverse plaatsen in Nederland invulling gegeven aan het zogenaamde waterkwaliteitsspoor. Hierbij wordt, indien er na de realisering van de basisinspanning, *geconstateerde* probleemlocaties bestaan, er nadere maatregelen aan de riolering moeten worden getroffen. Hierbij wordt getracht te redeneren volgens een oorzaak (riooloverstort)-gevolg(slechte waterkwaliteit) relatie, in de praktijk wordt hierbij echter nog te veel geleund op resultaten van rekenmodellen in plaats van op in het veld waargenomen probleemlocaties. Of er onder die condities altijd een optimale oplossing wordt bereikt is de vraag. Over het gebruik van, en het geloof in modellen in dit verband wordt in deze cursus door Korving ingegaan.

SANERINGSMOGELIJKHEDEN BESTAANDE OVERSTORTEN: GRENZEN AAN DE MOGELIJKHEDEN

Het saneren van overstorten heeft als doel de belasting van riooloverstorten op het oppervlaktewater dusdanig te beperken dat de gewenste waterkwaliteit op het ontvangende water wordt bereikt.

Dit impliceert een drietal zaken:

- Dat de gewenste waterkwaliteit exact kan worden beschreven.
- Dat de invloed van overstortingen kan worden gekwantificeerd.
- Dat het effect van een (riolerings)technische ingreep kan worden voorspeld.

Ten aanzien van de laatste twee punten moet worden gesteld dat noch een noch het ander tot de mogelijkheden behoort.

Op dit moment worden bestaande rioolstelsels gesaneerd met behulp van de volgende 'standaardtechnieken'

- bouwen van randvoorzieningen
- toepassing van actieve sturing (RTC)
- verplaatsen van lozingen van 'gevoelig water' naar 'minder gevoelig water'
- het nemen van bronmaatregelen
- het intensiveren van onderhoud
- opheffen van overstorten (soms op initiatief en in eigen beheer van burgers uitgevoerd)

Momenteel zijn er in Nederland circa 16.000 overstortlocaties (gemengde stelsels), inmiddels is door een groot aantal gemeenten gestart met de invulling van de zogenaamde 'basisinspanning' zoals deze door de CUWVO is geformuleerd. Veelal vindt de invulling van de basisinspanning plaats door het realiseren van een omvangrijke toename van de stelselberging. Op dit moment heeft nog maar circa 8% van de gemeenten de basisinspanning gerealiseerd, nog een 38% hoopt dit voor 2000 te realiseren en dat de overige gemeenten verwachten dit voor 2005 te halen.

Dit blijkt een erg kostbare methode te zijn, met name in bestaande stedelijk gebieden is de realisatie van ondergrondse bouwwerken om diverse redenen moeizaam en daardoor kostbaar.

Als wordt uitgegaan van een gemeente die voldeed aan de vroeger geldende norm (gemiddelde overstortingsfrequentie van 10/j) bij een bergende inhoud van 7 m en 0,7 mm/h dan werd op jaarbasis circa 50 mm van de neerslag als overstortwater geloosd. Indien men voldoet aan de basisinspanning (totaal 9 mm berging en 0,7 mm/h) dan reduceert dit volume tot circa 35 mm.

Hieruit kan worden geconcludeerd dat alleen op grond van de volumereductie niet wordt voldaan aan het doel van dit beleid, namelijk 50% reductie van de vuillast. Alleen op locaties waar de extra berging wordt gebouwd in de vorm van een randvoorziening waar een extra 'zuivering' van het overstortwater plaatsvindt (door bezinking en opdrijving van vaste stoffen) is de gewenste reductie te behalen.

In de praktijk stuit men op een probleem bij de uitvoering van het huidige beleid, namelijk op welke schaal dient de basisinspanning te worden behaald, per overstort, per stromingsgebied, per bemalingsgebied, per gemeente, per woonkern binnen een gemeente etc. Per waterkwaliteitsbeheerder wordt hieraan een andere invulling gegeven, waardoor een rioolbeheerder die met meer dan een waterkwaliteitsbeheerder te maken heeft vaak in een onmogelijk positie terechtkomt (van Mameren en Clemens, 1993).

Daarnaast zijn en worden er discussies gevoerd omtrent de bepaling van het extra rendement van randvoorzieningen, er bestaan wel consensusmodellen maar in hoeverre deze een relatie met de praktijk hebben is niet bekend.

Kortom, met het nu vigerende beleid en nu veelal gekozen technische invulling is het werkelijk behalen van de 50% reductie geenszins zeker.

Dit alles laat niet onverlet dat de inspanningen van de afgelopen 10 jaar geen effect hebben, uiteraard is een reductie van het overstortingsvolume en de partiële verwijdering van vaste stoffen hieruit goed voor de waterkwaliteit.

Het reduceren van de lozing uit een overstort op groot water heeft een nauwelijks merkbaar effect terwijl een 50% reductie van een lozing op klein water in elk geval voor wat betreft de biologische kwaliteit van het water een marginaal effect heeft (vooral met betrekking tot de zuurstof huishouding). Als men zich daarnaast realiseert dat voor een middelgrote gemeente het bereiken van deze reductie heeft geleid tot een belangrijke toename van de investeringen (en daarmee van het rioolrecht) dan kunnen tenminste vraagtekens worden gezet bij de effectiviteit van de huidige aanpak.

Een van de redenen dat riooloverstorten een hardnekkig probleem vormen is het feit dat ze deel uitmaken van een starre infrastructuur met een zeer lange levensduur. Inmiddels is men het er algemeen over eens dat het gemengde stelsel niet zo'n gelukkige keuze in relatie tot de waterkwaliteit. Als goed wordt gekeken naar de vormgeving van de aanpassingen aan deze systemen dat valt het volgende op:

Lozingspunten worden verschoven naar de huidige periferie van de bebouwing en dan bij voorkeur stroomafwaarts van het stedelijk gebied, daar waar overstorten leiden tot overlast (met name stankklachten van omwonende) worden deze opgeheven en er wordt een aanpassing in de afvoercapaciteit

teit van het stelsel gedaan zodat er geen inundaties optreden t.g.v. het sluiten van de betreffende overstort.

Dan komt de vraag op of wel op deze weg moet worden doorgegaan.

Feitelijk zou moeten worden gekozen voor een ander concept voor de inzameling en transport van afvalwater enerzijds en voor de ont- en afwatering in stedelijke gebieden anderzijds. Door nu op grote schaal te investeren in nieuwe 'starre' infrastructuur ontstaat een situatie waarin de aanwezigheid van deze infrastructuur een argument wordt om het overgaan op een ander concept uit te stellen of tenminste sterk te vertragen.

De genoemde 'standaardtechnieken' voor sanering van overstorten zijn allen algemeen geaccepteerd en worden breed toegepast.

Alle genoemde methoden, met uitzondering van de bronmaatregelen, hebben echter een nogal tijdelijk effect. Het verplaatsen van overstortlocaties biedt wel enige soelaas totdat de randvoorwaarden veranderen: het 'minder gevoelige water' wordt plotseling ontdekt als recreatiewater, die onwaarschijnlijk geachte stadsuitbreiding gaat toch door etc.

Echt structurele maatregelen in bestaande gebieden zijn dan ook erg moeilijk. Een belangrijk deel van het rioolrecht wordt besteed aan het kapitaalslasten voor het afbetalen van hetzelfde rioolstelsel dat we nu aan het saneren zijn, het snel grootschalig vervangen door systemen die minder milieubelasting veroorzaken is mede daardoor vrijwel onmogelijk. Ook in de ontvricting die de uitvoering van een dergelijke aanpak zou hebben op het functioneren van een woonkern is hierbij een aspect. In dit verband moet worden gezocht naar ombouwmethoden die worden gerealiseerd over een aanzienlijk lagere termijn dan waarop nu wordt gewerkt. De meeste Gemeentelijke Riolerings Plannen kennen een looptijd van circa 4 jaar, te kort om grootschalige wijzigingen te kunnen realiseren. Ook het beleid ten aanzien van de milieubelasting is te kort-cyclisch met te korte termijnen waarbinnen doelen bereikt moeten worden om dit praktisch mogelijk te maken.

Dit heeft tot gevolg dat een rioolstelsel min of meer organisch naar de waan van de dag wordt aangepast. Er is wel een kentering waarneembaar, her en der worden woonwijken gerevitaliseerd waarbij ook de waterhuishouding en dus de riolering aandacht krijgt en meer duurzame concepten worden toegepast.

Om een dergelijk concept efficiënt voor een woonkern van enige omvang te kunnen uitvoeren binnen de randvoorwaarden van financiën en overlast te kunnen realiseren is een aanpak nodig waarin een visie wordt neergelegd waarin de einddoelen verder in de toekomst liggen (bijvoorbeeld 20 of 30 jaar). In een dergelijk aanpak moet een groeipad van de huidige situatie (overwegend gemengde systemen) naar een systeem van inzameling en transport van afvalwater en ont- en afwatering binnen het stedelijk gebied. Het doel van een dergelijk groeipad kan bijvoorbeeld zijn een zogenaamd 'nul-emissie systeem', inmiddels bestaan er diverse concepten die dit technisch mogelijk maken.

In de vierde nota waterhuishouding wordt een meer samenhangend beleid met betrekking tot 'water' aangekondigd. Uitgangspunt is een meer duurzaam stedelijk watergebruik en -beheer waarbij wordt aangesloten bij specifieke kenmerken van een bepaald watersysteem.

Het thema 'water in de stad' gaat uit van drie hoofdlijnen:

- samenhang brengen in de waterketen (sluiten van kringlopen, ontvlechten van hemelwater en afvalwater)
- ecologie als basis hanteren bij planning en inrichting van stedelijk gebied (sterke relatie met ruimtelijke ordening)
- bevorderen van samenwerking

In gemeentelijke waterplannen worden strategieën uitgewerkt waarin vorm wordt gegeven aan de genoemde hoofdlijnen. De uitdaging van deze plannen is gelegen in het volgen van de hierin geformuleerde strategieën die zich uitstrekken over lagere perioden waarin naast de component water ook de component ruimtelijke ordening aandacht blijft vragen.

ANDERE CONCEPTEN

Het laten bestaan van overstorten in gemengde systemen, basisinspanning of niet, zal in de toekomst een bron van ergernis blijven, wil men de kwaliteit van het oppervlaktewater blijvend op een hoger niveau brengen dan is een verwijdering van deze constructies een voorwaarde.

In de verkennende studie DTO water (1995) is een aantal scenario's voor duurzame ontwikkeling van het watersysteem beoordeeld op de effecten, kosten en exploitatielasten. Deze scenario's zijn:

- Autonome ontwikkeling (doorgaan met huidig beleid).
- Nulemissie (geen overstorten, volledig sluiten van de waterketen).
- Beperking van de flux (meervoudig gebruik van water bevorderen).
- Bronreductie (voorkomen van vervuiling, hergebruik).

- Kleinschaligheid (ontbreken van grootschalige distributie en inzamelingssystemen).

Beschouwd vanuit de enge invalshoek van riooloverstorten leiden de volgende scenario's tot het geheel ontbreken van dergelijke voorzieningen

- Nulemissie
- Kleinschaligheid.

Beide scenario's scoren uitstekend met betrekking tot het opheffen van de effecten van riooloverstorten op oppervlaktewater, maar bezien in een breder kader waarin 19 'onduurzaamheidsfactoren' zijn meegewogen maar zijn qua noodzakelijk investeringen en exploitatie lasten ongunstig. Daarnaast leiden beide scenario's tot een belangrijke toename (vergeleken met autonome ontwikkeling) tot hogere energie, chemicaliën, ruimte en bouwmaterialen gebruik. In het algemeen geldt echter dat het nul-emissie scenario realistische wordt geacht dan het kleinschalig scenario, mede om reden van hygiënische betrouwbaarheid.

In dit verband lijkt het goed om voor wat riooloverstorten op lange termijn te mikken op een (nagenoeg) nul-emissie.

Met als einddoel een watersysteem voor ogen waarin geen vermenging van water met verschillende kwaliteiten optreedt (dus geen neerslag vermengen met afvalwater, geen ongecontroleerde lozingen van overstorten op oppervlaktewater) is een aantal technische concepten ontwikkeld (zie onder meer verkennende studie DTO water (1995) en van den Heuvel et al, 1996):

- Afkoppelen van 'schone' afvoerende oppervlakken.
- Daar waar mogelijk neerslag laten infiltreren in de bodem.
- Gebruik van regenwater in de woning.
- Recycling van water binnen de woning.

Over een aantal van deze technieken bestaat inmiddels consensus, zo wordt afkoppelen in combinatie met directe afvoer naar oppervlaktewater of via infiltratie op steeds grotere schaal toegepast. Met het gebruik van neerslag als waterbron voor huishoudelijk gebruik bestaan verschillende experimenten (de zogenaamde ecologische woningen) waarin neerslag van het dak wordt opgevangen en gebruikt voor bijvoorbeeld toiletspoeling en besproeien van de tuin. Het effect hiervan is echter vooral gelegen in de beperking van het drinkwatergebruik.

De recycling van afvalwater binnen de woning is praktisch beperkt tot het gebruik van waswater voor toiletspoeling, een vergaande zuivering op kleine schaal is om diverse redenen niet opportuun:

- Kleinschalige zuiveringen zijn duur t.o.v. grote centrale installatie.
- Het adequaat beheer van dergelijke installatie is niet zo eenvoudig.

Voor grote kantoorgebouwen of grote wooncomplexen is iets dergelijks wel haalbaar, in Japan bestaan hiervan enkele voorbeelden.

De zogenaamde alternatieve concepten die de laatste jaren worden aangedragen zijn op de keeper beschouwd helemaal niet zo nieuw, afvoeren van neerslag naar het oppervlaktewater in plaats van het eerst te mengen met afvalwater (gemengde systemen) werd feitelijk reeds gedaan met de introductie van gescheiden systemen.

Ook het laten infiltreren in de bodem van neerslag kent een lange historie. Het nieuwe van de concepten is dat ze momenteel op grote schaal in combinatie weloverwogen worden toegepast. Waarbij dan tevens de nieuwste stedenbouwkundige inzichten worden gebruikt waarin begrippen als 'water in de stad', 'water als ordenend principe' en 'duurzaamheidsdenken' belangrijke leidraden zijn. Inderdaad leiden deze nieuwe concepten tot het nagenoeg geheel ontbreken van 'vuile' overstorten.

De implementatie van de genoemde leidraden in nieuwbouwlocaties (met name de zogenaamde VINEX locaties) is relatief eenvoudig vergeleken met de implementatie in bestaande gebieden.

Een belangrijke vraag die opkomt bij de nieuw ingerichte wijken is de beheer- en beheersbaarheid van de vaak complexe meervoudige leidingsystemen die worden aangelegd. Daarnaast lopen we het risico dat de randvoorwaarden die nu gelden binnen de levensduur van de aangelegde infrastructuur (orde van grootte van 60 jaar) best wel eens zouden kunnen veranderen. Dit laatste is immers onze voorgangers die naar beste eer en geweten gemengde rioolstelsels hebben aangelegd ook overkomen.

Een voorbeeld is de populariteit van infiltratie van neerslag, alles wat je infiltreert in de bodem komt niet meer in het rioolstelsel terecht, dus dat in winst. Daarnaast wordt het argument voor de verdroging van Nederland ten tonele gevoerd, ontegenzeggelijk zijn er lokaal best situaties waar dit een rol speelt, maar in het overgrote deel van Nederland moeten alle zeilen worden bijgezet om onze van nature nogal moerasachtige woonomgeving op een gezonde wijze leefbaar te houden. In een studie van de TU Delft/RIZA (Dijkmeester, 1988) werd nog geen 10

jaar geleden gewezen op de noodzaak om na rioolvervangingen extra drainage aan te leggen, omdat de nieuwe riolering minder lek was dan de oude. In dezelfde studie werd gewaarschuwd voor het verband tussen een te vochtige woonomgeving en chronische gezondheidsproblemen als CARA etc. Kortom afkoppelen is een prima oplossing mits onder juiste omstandigheden en juist uitgevoerd met in acht name van een aantal belangrijke randvoorwaarden.

Een ander aspect dat aandacht verdient bij het op grotere schaal afkoppelen van afvoerend oppervlak is de constructie van wegen. In bestaande gebieden zijn wegconstructies ontworpen op een bepaalde draagkracht van de ondergrond, deze draagkracht wordt mede beïnvloed door de vochtigheid van de ondergrond (zie molenaar, 1995). Een wijziging hiervan heeft effect op de levensduur van de wegverharding. Dit onderstreept mede de noodzaak voor een integrale beschouwing van het ontwerp en de afstemming tussen de verschillende componenten van de infrastructuur, zowel de natte als de droge component.

Uiteindelijk zal er een aantal systemen naast elkaar bestaan: een systeem van afvalwater (inclusief afwatering van vervuilde oppervlakken), verbeterd gescheiden systemen, infiltratiesystemen en directe lozingen op oppervlaktewater.

CONCLUSIES

Riooloverstorten vormen een de facto onbeheersbare component in het afvalwatersysteem, elke overstorting heeft negatief effect op de waterkwaliteit die echter niet goed voorspelbaar is. Technisch gezien is het mogelijk om een situatie te bereiken waarin overstorten aan rioolstelsel niet meer nodig zijn.

De uitdaging die voor ligt is om binnen het bestaande stedelijk gebied deze nieuw ontwikkelde technieken gecombineerd met bestaande technieken zo doordacht toe te passen. Dit moet op een dusdanige wijze worden gedaan dat een systeem ontstaat dat minder gevoelig is voor veranderende randvoorwaarden en dat snel en flexibel kan worden aangepast als deze randvoorwaarden zich veranderen of als zich onverwachte effecten voordoen. Hiertoe is nodig:

- Groeipaden te ontwikkelen waarlangs binnen bestaand gebied door combinatie van maatregelen een 'nul-emissie' kan worden bereikt.
- De ervaring met diverse experimentele technieken snel beschikbaar komt.
- De consequenties van wijzigingen in met name de ont- en afwatering op andere aspecten (volksgezondheid, woningen, wegen etc.) zo goed mogelijk per gebied in kaart worden gebracht.
- De component beheer en beheersing van de nieuw aan te leggen systemen meer aandacht krijgt.
- Inzet van creatieve mensen die met alternatieve oplossingen komen en die bereid zijn de kans op (gedeeltelijke) mislukking te accepteren.
- Het uitvoeren van goed opzet experimenteel onderzoek naar praktische uitwerking van implementatie van een nul-emissie systeem.

Als deze uitdaging niet wordt aangegaan is het meest waarschijnlijke eindscenario dat we gedwongen door grootschalige investeringen in end-of-pipe oplossingen aan bestaande rioolstelsel blijven zitten met een star en inflexibel rioolstelsel dat nog tot in lengte van jaren incidenteel zal overstorten.

Als op wordt besloten om op termijn een andere invulling te geven aan de inzameling en het transport van afvalwater en de ont- en afwatering van het stedelijk gebied dan zal waarschijnlijk een situatie ontstaan waarin het 'echte' afvalwater via een rioolstelsel zal worden ingezameld en afgevoerd naar een centrale zuivering. Dit is het meest economisch en geeft een goed beheersbare situatie. De ont- en afwatering zal veelal geschieden door directe lozing op oppervlaktewater of via infiltratie in de bodem. Hierbij dient wel een zekere flexibiliteit te worden ingevoerd om oppervlakken die verontreinigd blijken te raken, of reeds zijn, afvoeren op hetzij het afvalwatersysteem, hetzij na een lokale voorzuivering alsnog direct kunnen worden geloosd.

LITERATUUR.

Donze, M (1991), *Riolering en ecologie: wat is er mis en wat komt er op ons af.*, In: De tweede generatie rioolstelsels, Stichting PATO, Delft, 1991

CUWVO werkgroep VI (1992), *Overstortingen uit rioolstelsels en regenwaterlozingen.*,

NWRW (1991), *Eind rapport van het NWRW onderzoeksprogramma 1982-1989, conclusies en aanbevelingen.*

Molenaar, A.A.A. (1995), *Vormgeving en constructie van de weg.*, In: Milieuvriendelijke oplossingen voor ont- en afwatering van stedelijke gebieden., stichting PATO, Delft 1995

- Van Dijk J.C. en Versteeg, N (1995), *Is leidingwater alleen drinkwater?*, In: Milieuvriendelijke oplossingen voor ont- en afwatering van stedelijke gebieden., stichting PATO, Delft 1995
- NVA programmagroep 3 (1989), Congresbundel bij de themadag: Rijn Actie Programma. Vlaardingen 1989.
- Van den Heuvel, Jacobs, J.C.J, Eck, P. van Schutte-Postma, E.T. (1996), *Hemelwater, het riool in?*, Delft
- Dijckmeester, P.N.M (1988), *Omvang van de grondwateroverlast in het stedelijk gebied van Nederland; een inschatting.* TU Delft/ RIZA,
- Van Mameren H.J. en Clemens F.H.L.R. (1993), *Het CUWVO-VI referentiestelsel in de praktijk.*, H₂O (26) 1993 nr. 23 p.p. 692-695.
- Van den Bergen (1991), *Riolering; planmatig en gezamenlijk.*, In: De tweede generatie rioolstelsels, Stichting PATO, Delft, 1991
- RIZA (1995), *Verkennde studie DTO-water, Duurzame technologische ontwikkeling voor de stedelijke waterkringloop.*
- Stichting RIONED (1998), *Het riool in cijfers.*

COMPACT BOUWEN, WIE DURFT?



Kees de Korte

DWR Dienst Waterbeheer en Riolerings, Postbus 94370, 1090 GJ Amsterdam

SAMENVATTING

Compact bouwen wordt steeds meer benaderd vanuit de invalshoeken preventie (reductie van vuillast en afvalwaterhoeveelheden), proceskeuze, reactorontwerp en installatie-ontwerp. Het reactorontwerp wordt toegelicht aan de hand van ideeën voor compacte nabezinktanks, aeratietanks en gistingstanks. Bij het installatie-ontwerp gaat het erom de onderdelen zo compact mogelijk te rangschikken. De randvoorwaarden voor compact bouwen worden kort belicht en het voorbeeld van BIOFIX wordt besproken; daarbij is sprake van een bewuste samenhang tussen proceskeuze, reactorontwerp en installatie-ontwerp die mede gericht was op het verkrijgen van een compacte rwzi. Daarbij kan dan ook de visuele kwaliteit meer aandacht krijgen. Een compacte rwzi is noodzakelijk in Nederland; de ruimte die voor rwzi's gebruikt wordt is niet meer voor andere bestemmingen te gebruiken. Tenslotte komen ook de moeilijkheden van compact bouwen aan de orde.

INLEIDING

In het verleden werden nieuwe rioolwaterzuiveringsinstallaties veelal gebouwd in agrarisch gebied op ruime afstand van de stedelijke bebouwing; deze rwzi's waren in het algemeen ruim van opzet. Door de lage grondkosten was zo'n ruime opzet ook vanuit kosten oogpunt haalbaar.

De ruime opzet vergemakkelijkt de toegankelijkheid van alle onderdelen voor bediening en onderhoud. In sommige gevallen was er ook nog een terreinreservering voor mogelijk toekomstige uitbreidingen. Door de grote afstand tot de stedelijke bebouwing was het treffen van geurmaatregelen niet of slechts in beperkte mate noodzakelijk.

Voor veel rwzi's is dit beeld sterk veranderd. In veel gevallen is de stedelijke bebouwing opgerukt en wordt de rwzi dicht genaderd of zelfs geheel omsloten. Vanaf zo'n moment wordt de rwzi niet meer gezien als een installatie die een nuttige functie vervult, maar als iets dat zelf kostbare ruimte inneemt en bovendien door de geuremissie ook nog eens beperkingen oplegt aan het gebruik van de omliggende ruimte.

Diezelfde stadsuitbreidingen maken capaciteitsuitbreiding noodzakelijk en ook aanscherpen van effluent- en milieu-eisen brengen de nodige maatregelen met zich mee. Daardoor wordt de ruimte op de rwzi krap.

Op zo'n moment doen zich twee alternatieven voor.

Het eerste alternatief is amoveren van de bestaande rwzi en nieuwbouw op een geschikte locatie. Het probleem daarbij is vooral het vinden van die locatie. Vrijwel alle grond in Nederland is ergens voor bestemd en er is niemand die op een nieuwe rwzi in zijn onmiddellijke woon- of werkomgeving zit te wachten. Als zo'n locatie al gevonden wordt, zullen er in het algemeen vergaande eisen aan omvang en vormgeving van de rwzi gesteld worden.

Het tweede alternatief is uitbreiden op dezelfde locatie. Het voordeel is dan dat de grond reeds rwzi als bestemming heeft. In dat geval is een renovatie of misschien zelfs een reconstructie noodzakelijk en ook dan zal compacter gebouwd moeten worden dan voorheen: meer capaciteit en meer milieumaatregelen moeten op hetzelfde terrein ondergebracht worden.

Compact bouwen maakt het ook mogelijk meer dan voorheen aandacht te besteden aan de visuele kwaliteit van een rwzi. Door de geringere omvang en het meer aaneengesloten karakter is het mogelijk binnen redelijke kosten de architectuur van rwzi's beter in overeenstemming te brengen met hun verstedelijkte omgeving.

Compact bouwen is mogelijk door dat op een viertal gebieden als uitgangspunt te hanteren:

- preventie
- proceskeuze
- reactorontwerp
- installatie-ontwerp

PREVENTIE

De grootste winst bij compact bouwen kan geboekt worden door reductie van de vuillast en de waterhoeveelheid die op een rwzi wordt aangevoerd.

De grootste potentie ligt bij het reduceren van de aangevoerde hoeveelheid regenwater door het afkoppelen van verhard oppervlak. Hierdoor kunnen alle op basis van het maximale debiet gedimensioneerde onderdelen, zoals ontvangwerk, roostergoedverwijdering, zandvang, voorbezinking en nabezinking kleiner worden uitgevoerd. Het reduceren van de droogweerafvoer heeft geringere potenties. Van verdergaande waterbesparing in huishoudens en industrie mag geen substantiële invloed op de maximale droogweerafvoer verwacht worden. Hergebruik van grijs water (b.v. gebruik van bad- en douchewater voor toiletspoeling) kan wel een duidelijk effect hebben op de maximale droogweerafvoer omdat dat water dan pas na twee maal gebruik geloosd wordt. Het reduceren van de vuillast heeft invloed op de omvang van biologische behandeling en de slibverwerking.

PROCESKEUZE

De keuze van het proces is van groot belang bij compact bouwen. Als er een proces gekozen wordt waarbij in ieder geval grote reactoren noodzakelijk zijn, is het ruimtebeslag bij voorbaat al groot.

Bij actiefslibsystemen is er sprake van grote aeratietanks en nabezinktanks. De aeratietank kan kleiner gedimensioneerd worden als er ook een voorbezinktank gerealiseerd wordt. De ruimtewinst van de kleinere aeratietank wordt dan wel gedeeltelijk, geheel of meer dan teniet gedaan door de ruimte die voor de voorbezinking nodig is. Ook het toepassen van vlokmiddelen in de voorbezinking maakt kleinere aeratietanks mogelijk; aan de andere kant moeten dan wel opslag- en doseervoorzieningen en de bijbehorende infrastructuur (wegen etc.) gerealiseerd worden. Het effect op het ruimtebeslag in een concreet geval is niet eenvoudig te voorspellen.

Toepassen van compact-systemen (meestal slib-op-drager) zoals die voor nitrificatie en denitrificatie worden ingezet, levert een aanzienlijk effect op; de reactor waarin de biomassa zich bevindt is gering van omvang en er is geen afscheiding van biomassa nodig.

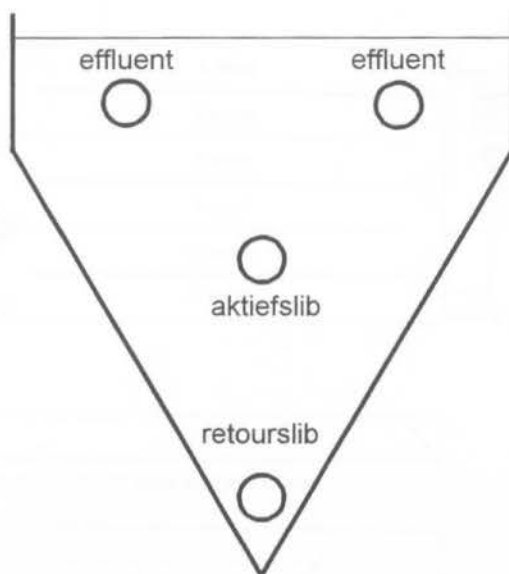
In de slibverwerking kan gekozen worden voor het conventionele systeem met voorindikkers, gistingstanks (en eventueel nog na-indikkers) en vervolgens ontwatering, maar het is ook mogelijk het slib mechanisch in te dikken, te vergisten en vervolgens te ontwateren. Dit laatste levert installaties van aanzienlijk geringere omvang op.

REACTORONTWERP

Het reactorontwerp is over het algemeen conventioneel van aard.

Bezinktanks zijn vrijwel altijd van het ronde of rechthoekige horizontaal doorstroomde type met een betrekkelijk geringe diepte; deze vragen dus een vrij grote oppervlakte. De vooral in het verleden veel toegepaste Dortmund-tanks zijn verticaal doorstroomde bezinktanks; de oppervlaktebelasting van dit soort tanks kan 30% hoger gekozen worden dan bij horizontaal doorstroomde nabezinktanks [1]. Daardoor is de benodigde oppervlakte ook 30% kleiner; de diepte is echter veel groter. Doordat de helling van de trechter in verband met het transport van het bezonken slib 60° moet zijn, wordt bij de conventionele Dortmund-tanks bij grotere afmetingen de totale diepte al snel onpractisch groot en de bezinktank daardoor relatief duur. Verdere verbetering van de prestaties

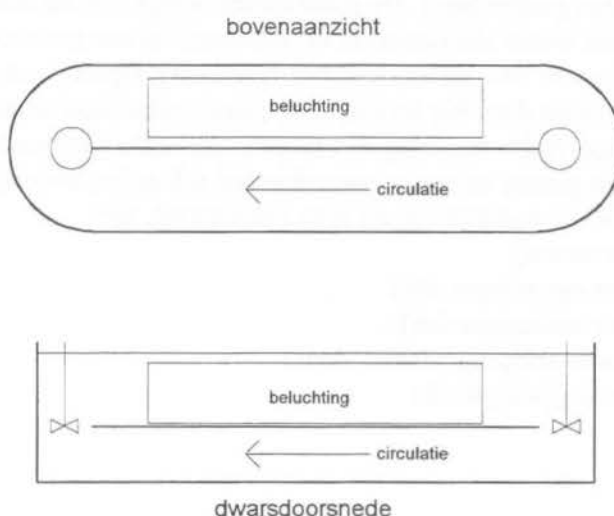
van verticaal doorstroomde nabezinktanks lijkt niet onmogelijk. Een idee voor een langwerpige verticaal doorstroomde nabezinktank is weergegeven in figuur 1.



Figuur 1. Langwerpige verticaal doorstroomde nabezinktank (dwarsdoorsnede)

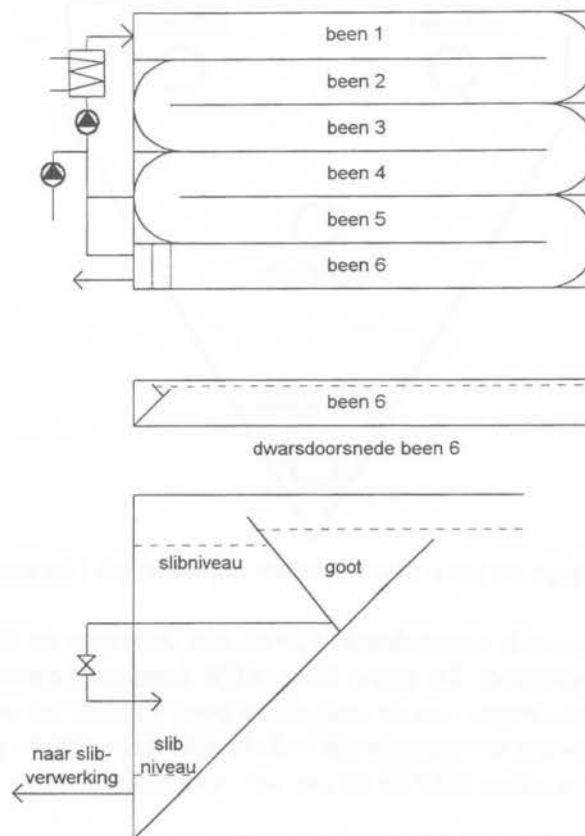
Bij deze langwerpige verticaal doorstroomde nabezinktank worden niet de lengte en de breedte vergroot, maar de breedte verkleind en de lengte sterk vergroot. De totale diepte blijft daardoor beperkt. De aanvoer van het aktiefslib vindt verdeeld over de gehele lengte van de tank plaats door middel van een buis met veel kleine gaatjes. Daardoor ontstaat een zeer rustig stromingsbeeld in de bezinktank zonder (grote) neren en kan de oppervlaktebelasting hoger gekozen worden. Ook de afvoer van retourslib en effluent gebeurt door middel van buizen met gaten.

Het volume van aeratietanks wordt geheel bepaald door de te verwerken vuillast en de te bereiken effluentkwaliteit. Om de oppervlakte te beperken moet dus dieper gebouwd worden. Waar vroeger een diepte van 4 meter als maximum werd aangehouden, is tegenwoordig een diepte van 5 en 6 meter geen uitzondering meer en soms wordt nog aanzienlijk dieper gegaan. Deze diepte wordt o.a. bepaald door de beluchting. Een mogelijkheid om bij omloopsystemen dieper te bouwen zonder de (bellen)beluchting te beïnvloeden is het circuleren in een verticaal in plaats van in een horizontaal vlak (zie figuur 2).



Figuur 2. Omloopsysteem met horizontale circulatie (boven) en verticale circulatie (beneden)

Gistingstanks worden in het algemeen uitgevoerd als cilinders waarvan de hoogte en de diameter ongeveer gelijk zijn. Het is ook mogelijk gistingstanks uit te voeren als platte constructies (zie figuur 3).



Figuur 3. Platte gistingstank

Deze platte gistingstank is uitgevoerd als een propstroomreactor met 6 benen. De diepte van de benen bedraagt 4-6 meter. Het slib uit de gistingstank wordt door de warmtewisselaar gepompt met een debiet waarbij de inhoud van de gistingstank éénmaal per dag wordt gecirculeerd. In dit circuit wordt ook het verse slib ingebracht; de toevoer van versslib is discontinu en het debiet is eenderde van het circulatiedebiet. Er kan naar keuze uit been 4 of been 6 worden gecirculeerd. De gistingstank wordt niet op een constant niveau gehouden met een overloop, maar periodiek wordt slib (inclusief de drijflaag) via een gootconstructie in been 6 afgelaten in een kleine buffer die afgevoerd wordt naar de verdere slibverwerking. Opslag van de productie van uitgegist slib van meerdere dagen kan plaatsvinden door het niveau in de gistingstank meer te laten variëren. Dit type gistingstank neemt wat meer oppervlakte in beslag dan de conventionele gistingstanks. De winst kan geboekt worden door het combineren van gisting en opslag van uitgegist slib en het benutten van de mogelijkheden van gestapeld bouwen. Verdere voor- en nadelen van dit type gistingstank zijn:

- beter proces (geen kortsluitstromen)
- hogere gasproductie (ook van opgeslagen slib)
- hogere warmtebehoefte (meer tankoppervlak)
- schoonmaken eenvoudig (goede toegang, vlakke vloer)
- kosten gelijk aan conventionele gistingstanks

INSTALLATIEONTWERP

De eenvoudigste manier om van een ordelijk blokschema van de verschillende processtappen te komen tot een lay-out van de rwzi is het vrijwel één op één overnemen daarvan in het platte vlak waarbij de vorm van het beschikbare terrein wordt meegenomen. Het resultaat zal een 2-D ontwerp zijn.

Het is ook mogelijk een 3-D ontwerp te maken. Daarbij is het uitgangspunt dat alle installatie-onderdelen op en zodanige manier gerangschikt zijn dat een minimale omvang resulteert. Dit betekent dat de installatie ingepast wordt in een zo klein mogelijke doos. Van deze doos is de maximale hoogte het eenvoudigst vast te stellen. De hoogte boven het maaiveld zal beperkt worden door bouwvoorschriften en de kosten om het afvalwater op te voeren, de hoogte beneden maaiveld wordt bepaald door de praktische mogelijkheden om voor redelijke kosten te bouwen. De opgave is dan de onderdelen zo dicht mogelijk tegen elkaar aan te plaatsen en de hoogte zo goed mogelijk te benutten door gestapeld te bouwen. Als alle afzonderlijke installatie-onderdelen blokvormig zijn is dat eenvoudiger dan wanneer er ook ronde onderdelen aanwezig zijn.

ONTWERP-PROCES

Nadat gezien is wat met preventie bereikt kan worden is compact bouwen verder een opgave van het maken van keuzen in onderlinge samenhang. Practisch gesproken komt dit erop neer dat proceskeuze, reactorontwerp en installatie-ontwerp tegelijk vorm krijgen zodat al afwegend en aanpassend het uiteindelijke resultaat bereikt wordt. Dit is een andere werkwijze dan de algemeen gebruikelijke waarbij proceskeuze, reactorontwerp en installatie-ontwerp achtereenvolgens plaatsvinden (met een beperkte terugkoppeling tussen de verschillende disciplines).

Tijdens het ontwerp-proces komen natuurlijk ook nog de nodige randvoorwaarden aan de orde waarmee rekening gehouden moet worden:

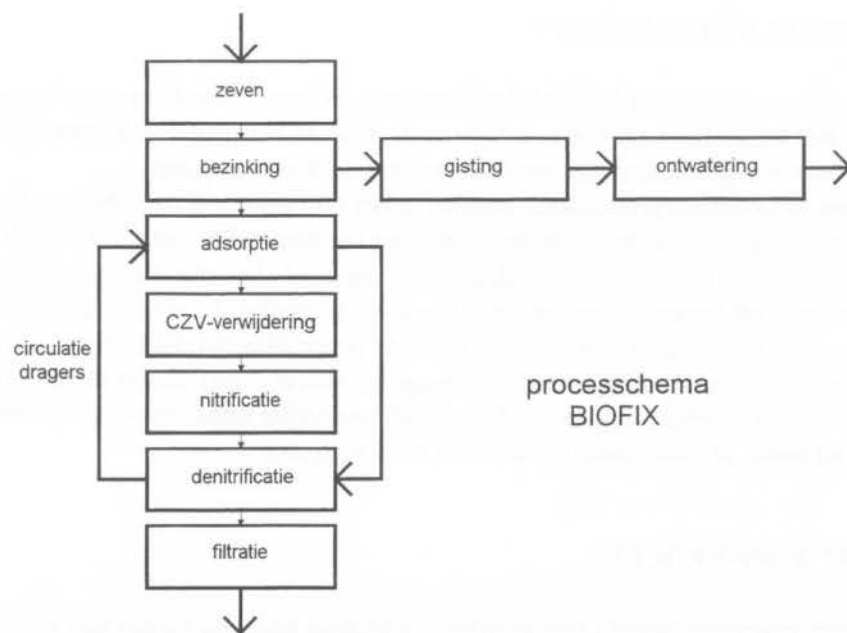
- **Werking.** Het mag niet zo zijn dat als gevolg van compact bouwen keuzen gemaakt zijn die afbreuk doen aan de goede werking van de rwzi, bijvoorbeeld drijfveren die zich ophopen.
- **Bedrijfsvoering.** Bediening en onderhoud moeten geen extra moeilijkheden opleveren die het gevolg zijn van compact bouwen. Tijdens de ontwerp-fase behoren toegankelijkheid voor personeel en demontage- en transportmogelijkheden van onderdelen uitgewerkt te worden. Dit kan bijvoorbeeld leiden tot het demontabel maken van grote onderdelen die dan stukje voor stukje met klein transportmaterieel vervoerd worden, maar ook tot het realiseren van installatie-onderdelen die met behulp van een mobiele kraan in zijn geheel worden verwijderd en teruggeplaatst; voor een dergelijke kraan moet dan natuurlijk wel plaats zijn.
- **Milieu-eisen.** Gestapelde bouw kan het mogelijk maken installatie-onderdelen af te dekken. Wanneer het ontwerp zodanig is dat de afgedekte ruimten bij normaal bedrijf niet voor personeel toegankelijk hoeven te zijn, kan voor weinig meerkosten een goede reductie van de geuremissie worden gerealiseerd. Ook het bereiken van geluidseisen in de omgeving van de rwzi wordt eenvoudiger als de geluidsbronnen binnen opgesteld zijn.
- **Veiligheid.** Het stapelen van onderdelen kan betekenen dat speciale aandacht besteed moet worden aan veiligheid. Een voorbeeld daarvan is de locatie van onderdelen waarin biogas aanwezig is.

BIOFIX

Een voorbeeld waar deze werkwijze is toegepast, is het ontwerp voor een proces en een installatie waarbij de doelstelling was om tegelijkertijd te voldoen aan strengere eisen op het gebied van duurzaamheid, ruimtelijke inpasbaarheid en kosteneffectiviteit. Dit is gebeurd in het kader van de prijsvraag ter gelegenheid van het 25-jarig bestaan van de STOWA. Het resultaat was BIOFIX [2].

Het BIOFIX-proces bestaat uit 7 processtappen en maakt gebruik van 3 slibsoorten. De biomassa van deze 3 slibsoorten bevindt zich op afzefbaar dragermateriaal en kenmerkend is het toepassen van nadenitrificatie met CZV uit het afvalwater.

Het processchema is weergegeven in figuur 4.



Figuur 4. Processchema BIOFIX

Deze 7 stappen van het BIOFIX-proces zijn achtereenvolgens:

1. ZEVEN verwijdering van grove delen
2. BEZINKING van primair slib en zand
3. ADSORPTIE van CZV aan biomassa op drager

In een tank worden afvalwater en biomassa op drager met elkaar in contact gebracht. Hierdoor adsorbeert een groot deel van de (colloïdaal) opgeloste CZV aan de biomassa. Biomassa en afvalwater worden gescheiden. Het afvalwater gaat door naar stap 4 en de biomassa naar stap 6.

4. CZV-AFBRAAK met biomassa op drager
5. NITRIFICATIE met biomassa op drager
6. DENITRIFICATIE met biomassa op drager

Het water uit stap 5 en de in stap 3 afgescheiden biomassa worden met elkaar in contact gebracht. Met het nitraat wordt (een deel van) de geadsorbeerde CZV afgebroken. Het nitraat wordt daarbij gedenitrificeerd. Biomassa en water worden gescheiden, de biomassa (met het restant niet verwerkte CZV) wordt teruggevoerd naar stap 3.

7. FILTRATIE

Om een eventueel restant fosfaat te verwijderen wordt aan het water ijzerchloride en polymeer toegevoegd. Alle zwevende stof wordt in een continu gespoeld opwaarts doorstroomd zandfilter verwijderd.

Voor het BIOFIX-proces is op basis van de uitgangspunten en de dimensioneringsgrondslagen een afvalwaterzuiveringsinstallatie van 100.000 i.e. ontworpen. Bij ontwerp en dimensionering van de reactoren is, waar procestechnisch mogelijk, reeds rekening gehouden met de uiteindelijke ruimtelijke vormgeving.

De voorbezinktank is uitgevoerd als rechthoekige tank met kettingruimers.

Alle reactoren waarin zich biomassa op drager bevindt zijn uitgevoerd als omloopsysteem met een (vrijwel) rechthoekige vorm; bij de smalle onderdelen vindt de circulatie plaats in het verticale vlak, bij de overige onderdelen in het horizontale vlak. In alle gevallen geschiedt de voortstuwing door langzaam lopende aggregaten met verticale as.

Het slib wordt getransporteerd naar een hoogbelaste gravitatie-indikker en na mechanische indikking tot 6% anaeroob vergist. De mechanische ontwatering daarna vindt plaats zonder voorafgaande indikking.

De gistingstank is onder de rechthoekige voorbezinktank gesitueerd en heeft dezelfde afmetingen. Ook deze tank is als omloopsysteem uitgevoerd. Het circuleren vindt plaats met een buiten de tank geplaatste circulatiepomp. In dit rondpompcircuit wordt het verse slib toegevoerd en vindt ook de verwarming plaats.

De overige (kleinere) procesonderdelen worden conventioneel uitgevoerd.

Kabels en leidingen zijn ondergebracht in de (afgedekte) strook ter weerszijden van beide voorbezinktanks en daardoor goed bereikbaar voor inspectie en onderhoud.

Deelnemerslijst 18^e Vakantiecursus in Riolering en Afvalwaterbehandeling

1.	Beenen, Ir A.S.	Stichting RIONED
2.	Bekker, de, Ir P.H.A.M.J.	Aigina Water Management
3.	Berg, van den, Ing R.L.A.	Heijmans Infratech
4.	Blom, Ir P.H.M.	Piet Blom Consultancy BV
5.	Bocken, J.C.	Zuiveringschap Limburg
6.	Boer, de, R.	Polva Pipelife BV
7.	Boeter, Cees	TU Delft
8.	Boon, H.E.J.	Watermij Zuid-Holland Oost
9.	Boot, C.H.	Gemeente De Lier
10.	Bouman, N.	LUW
11.	Brouwer, E.J.	Bedu Pompen BV
12.	Brouwer, H.B.	Ballast Nedam Grond en Wegen
13.	Brouwer, Mw. ir M.T.	Witteveen + Bos
14.	Derks, R.P.A.	TU Delft
15.	Dirkzwager, Ir A.H.	RIZA
16.	Dop, J.	Grontmij Water en Reststoffen bv
17.	Driessen, Ir. F.	Infram
18.	Elzen, van den, Ir M.J.M.	Heijmans Infratech
19.	Franken, ing. W.H.C.	Waterschap de Drie Ambachten
20.	Ganzevles, Ir. P.P.G.	Tauw
21.	Garde, van der, Ing. W.G.	De Hamer bv Nijmegen
22.	Geest, van, G.A.P.	Hoogheemraadschap van Rijnland
23.	Gerados, Jeroen	RWS, Directie Ijsselmeergebied
24.	Gommers, Paul	RWS, Directie Ijsselmeergebied
25.	Hendriks, Ing. T.	Witteveen + Bos Raadgevende ing. bv
26.	Herik, van den, Ing. K.	Waterschap Vallei en Eem
27.	Hoorman, R.W.P.	Stichting Wateropleidingen
28.	Hoorn, van, Ing. A.I.	Hoogovens Staal, afd. Milieubeheer (40-08)
29.	Hoven, van den, Dr Th.J.J.	Kiwa Onderzoek en Advies
30.	Hulsink, Wim	Erasmus Universiteit, Fac. Bedrijfskunde
31.	Knipscheer, R.C.M.	Knipscheer BV
32.	Kortsmit, C.	Gemeente Bergen op Zoom
33.	Maenhout, A.M.A.T.	Stichting Wateropleidingen
34.	Meijden, van der, H.	Zuiveringsschap Hollandse Eilanden en Waarden
35.	Meijer, H.	Gemeente Vlagtwedde
36.	Meijer, Machteld	TUD Technische Bestuurskunde
37.	Mels, Ir. A.R.	LU Wageningen, Milieutechnologie
38.	Nguyen, T.T.V.	TU Delft
39.	Olde Monnikhof, G.H.M.	Temid Raadgevende Ingenieurs BV
40.	Overmeer Kalkleen, Ir	Keramo Steinzeug
41.	Pherai, R.D.	Gemeente De Lier
42.	Pijl, van der, J.M.	NUON Technisch Bedrijf

- | | | |
|-----|-------------------------|--|
| 43. | Ploeg, van der, Tineke | TUD Technische Bestuurskunde |
| 44. | Polderman, H. | Rijkswaterstaat / RIZA |
| 45. | Rehling, M. | DWR |
| 46. | Reigersman, Ir. A. | USF Rossmark Waterbehandeling BV |
| 47. | Ronteltap, Mariska | Landbouwwuniversiteit |
| 48. | Schipper, Ing. D.E. | Waterbedrijf Gelderland |
| 49. | Schoterman, Ir Gert-Jan | Schreiner & Co. BV |
| 50. | Schouwstra, Ir. L. | Infram |
| 51. | Schuit, Ing. A.D. | TU Delft |
| 52. | Slotman, R.G. | USF Rossmark |
| 53. | Smans, W.J.A. | TU Delft |
| 54. | Snelting, Ing. G.H. | Waterbedrijf Gelderland |
| 55. | Spek, A.P. | Wetenschapswinkel Biologie / Univ. Utrecht |
| 56. | Stobbelaar, G. | Infomil |
| 57. | Thomasson, Ing. C.M. | USF Rossmark |
| 58. | Van Beest, M.E.Th. | TU Delft |
| 59. | Veldkamp, Ir R.G. | TU Delft |
| 60. | Visch, G.J.M. | Wetenschapswinkel Biologie / Univ. Utrecht |
| 61. | Visser, Hans | Hogeschool Ijsselland |
| 62. | Volker, Ing. H.M.A. | Gem. Den Haag, Dienst Stadsbeheer |
| 63. | Vonck, Frans-Pieter | LUW |
| 64. | Vries, de, Ing. F.J. | Waterschap Veluwe |
| 65. | Vugts, R.H. | DWR Sector Zuiveringsbeheer |
| 66. | Wees, van der, Silke | LUW |

Evaluatie 18^e Vakantiecursus in Riolering en Afvalwaterbehandeling

7 januari 1999

Beoordeling van de cursus (cijfer 1 t/m 10)

Totaal beeld van de cursus _____

qua inhoud _____

qua presentatie _____

Welke bijdragen in de cursus hadden uw grootste interesse?

Welke onderwerpen zou u graag in de 19^e vakantiecursus belicht willen zien?

Waar bent u werkzaam?

☐ overheid

☐ particulier bedrijfsleven

☐ anderszins, t.w.: _____

Op welke wijze heeft u kennis genomen van het bestaan van de vakantiecursus?

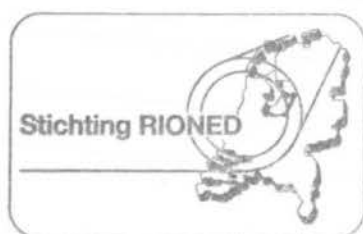
☐ door met H₂O meegezonden cursusbrochure

☐ door met RIONED nieuwsbrief meegezonden cursusbrochure

☐ via homepage: www.ct.tudelft.nl/wmg/sanitary/vcwwater.htm

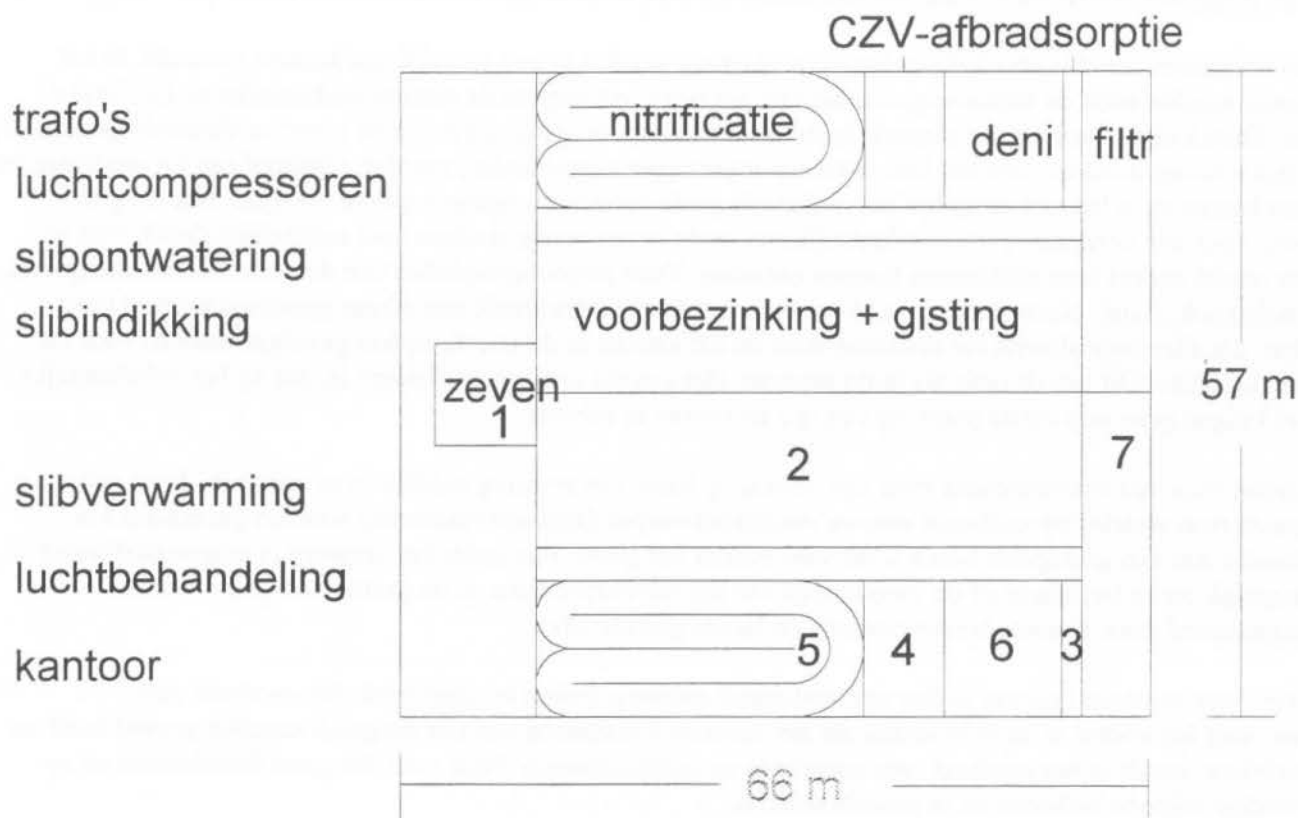
☐ door bericht in de vakpers, t.w.: _____

☐ anderszins, t.w.: _____



Alle procesonderdelen zijn voorzien van afdekking, luchtafzuiging en luchtbehandeling. De behandelde lucht wordt deels gerecirculeerd via de beluchting en een deel van de behandelde lucht wordt afgevoerd als verbrandingslucht voor de ketels.

Door toepassing van reactoren met een grotere diepte, de aangepaste vormgeving en de ongebruikelijke ruimtelijke rangschikking kan een zeer compacte configuratie worden verkregen. In figuur 5 is daarvan een overzicht gegeven.



figuur 5. BIOFIX installatie

Uitgangspunt voor deze configuratie was een installatie op een industrieterrein met een maximale bouwhoogte van ca 10 meter. De aanvoer van hulpstoffen en de afvoer van reststoffen vindt plaats aan de voorkant (de kant van de zeven). Deze kant grenst geheel aan de openbare weg. Omdat ook de achterkant aan de openbare weg grenst is de gehele installatie bereikbaar voor takelwerkzaamheden.

De oppervlakte die voor BIOFIX nodig is, bedraagt 20% van die voor een conventionele laagbelaste aktiefslibinstallatie

WIE DURFT ?

Met het voorbeeld van BIOFIX wordt gedemonstreerd dat het in principe mogelijk moet zijn aanzienlijk compacter te bouwen dan tot dusverre gebruikelijk is. Maar tussen 'moet mogelijk zijn' en is 'succesvol afgerond' liggen vele voetangels en klemmen. De belangrijkste daarvan zijn, dat gekozen moet worden voor minder gangbare of zelfs nieuwe technologische en technische oplossingen en dat afgeweken moet worden van de gebruikelijke gang van zaken. Het gaat daarbij vooral om:

- andere reactorontwerpen
- andere ontwerp-planning
- onzekerheid over de kosten

Als de keuze voor een reactorontwerp bewust gemaakt wordt, is vaak de 'bewezen techniek' een uitgangspunt. Daarbij wordt er van uit gegaan dat de ontwerpen die reeds veelvuldig in de praktijk zijn gerealiseerd erg goede

ontwerpen zijn. Op deze wijze denkend komt men via 'het kan niet beter dan conventioneel' al spoedig uit op 'het kan niet anders dan conventioneel'. Deze gedachtengang is niet zozeer gebaseerd op de kwaliteit als zodanig, maar op het geloof in de kwaliteit. Een voorbeeld daarvan is het concept van de conventionele ronde horizontaal doorstroomde nabezinktank. Daarbij vinden zowel de aanvoer van het aktiefslib (met veel turbulentie) als de afvoer van het retourslib plaats in het midden van de tank. De praktijk van alledag bewijst maar al te vaak dat dit misschien wel eens een wat ongelukkige keuze zou kunnen zijn. Andere dan conventionele ontwerpen kunnen dus niet alleen even goed, maar zelfs beter zijn, ondanks het feit dat die in de praktijk (nog) niet voorkomen, maar het kan natuurlijk ook slechter dan conventioneel. Het blijft dus oppassen.

Bij het toepassen van de gebruikelijke ontwerp-planning worden in een aantal fasen keuzen gemaakt. In het algemeen worden eerst de technologische keuzen gemaakt, vervolgens de electromechanische en tenslotte de civiele. Deze keuzen worden in volgende fasen als uitgangspunt gehanteerd en niet meer ter discussie gesteld. Bij compact bouwen moet nu juist het hele ontwerp-traject (een aantal malen) worden afgelegd om tot resultaten te kunnen komen en is het niet mogelijk om onderweg grote vereenvoudigingen aan te brengen. Het is bij een ontwerp voor een compacte rwzi noodzakelijk om reeds in een vroeg stadium veel ruimtelijke details vast te leggen omdat anders later problemen kunnen ontstaan. Voor projectgroepleden van de verschillende disciplines (technologisch, civiel, electromechanisch) betekent het dat er inhoudelijk met elkaar gecommuniceerd moet worden, dat alles voortdurend ter discussie staat en dat keuzen in de ene discipline gevolgen hebben voor de andere discipline. Dit wordt vaak als lastig ervaren. Het gevolg voor projectleiders is, dat zij het onbehaaglijke gevoel krijgen geen grip op de planning van tijd en kosten te hebben.

De kosten voor een conventionele rwzi zijn vooraf op basis van ervaring redelijk in te schatten. Voor een compacte rwzi waarbij bijvoorbeeld nieuwe reactorontwerpen (kleinere reactoren) worden gerealiseerd in combinatie met een gestapelde bouw is dit veel minder het geval. Pas nadat het ontwerp is uitgekristalliseerd is het mogelijk om te becijferen of de meerkosten van het ontwerp-traject en de gestapelde bouw worden gecompenseerd door kleinere bouwvolumina en lagere grondkosten.

De prijs voor compact bouwen is dus een veeleisend ontwerp-traject en staat reeds bij voorbaat vast. De beloning ligt vooral in de voldoening die het succesvol realiseren van een dergelijk moeilijk project heeft en die zichtbaar wordt in het resultaat: een compacte en architectonisch fraaie rwzi die goed functioneert en op eenvoudige wijze te bedienen en te onderhouden is.

LITERATUUR

1. Secondary settling tanks: Theory, Modelling, Design and Operation, G.A.Ekama et al, Scientific and Technical Report No. 6, IAWQ (1997).
2. BIOFIX, de waterzuivering van de 21^e eeuw door Kees de Korte in '25 jaar toegepast onderzoek waterbeheer', STOWA, september 1996

GELOOF IN MODELLEN - EEN OVERZICHT



Hans Korving

Sectie Gezondheidstechniek, Subfaculteit Civiele Techniek, Faculteit Civiele Techniek en Geowetenschappen, Technische Universiteit Delft, Postbus 5048, 2600 GA, Delft

SAMENVATTING

De resultaten van modellen die gebruikt worden in de rioleringstechniek kunnen onnauwkeurig zijn door onzekerheden in (1) procesmodelleringen, (2) modelstructuren, (3) modelinvoer en (4) modelparameters. In deze bijdrage is uitgewerkt wat nog onzeker is in de processen en modelleringen, welke modelinvoer niet betrouwbaar genoeg is en waarom een model soms slecht identificeerbaar is. Bovendien is aangegeven wat de effecten van de verschillende onzekerheden zijn op het eindresultaat en zijn oplossingen voor het onzekerheidsprobleem aangedragen. Hierbij moet gedacht worden aan (1) uitvoeren van meer gericht onderzoek, (2) verzamelen van meer betrouwbare metingen voor procesinzicht en modelkalibratie en (3) toepassen van alternatieve modelleringstechnieken.

INLEIDING

In de afgelopen dertig jaar heeft het gebruik van modellen in de rioleringstechniek een enorme vlucht genomen. Wat begon als het automatiseren van tabellarische -meest stationaire- berekeningsmethoden voor het ontwerp van rioolstelsels, o.a. de zogenaamde methode Cross, is uitgegroeid tot het beoordelen van het functioneren van rioolstelsels met behulp van niet-stationaire stromingsprogramma's, bijvoorbeeld HydroWorks, Extran of Sobek. In de tussenliggende tijd zijn zowel pogingen ondernomen om ontwerpende modellen als om vuiluitworpmodellen te fabriceren. Dergelijke modelbenaderingen hebben tot op heden niet tot het gewenste resultaat geleid. In eerste instantie werden modellen in de rioleringstechniek voornamelijk gebruikt om nieuwe rioolstelsels in de ontwerpfase te beoordelen. Dit werd enige tijd later uitgebreid naar het beoordelen van het hydraulisch functioneren van bestaande rioolstelsels. Sinds enige tijd is de wijze van beoordeling van rioolstelsels in Nederland vastgelegd in de Leidraad Riolering. Bovendien wordt gebruik gemaakt van modellen bij de besturing van pompen en gemalen in rioolstelsels en bij de sturing van verschillende processen in zuiveringsinrichtingen.

Op het ogenblik is in de modelaanpak die gehanteerd wordt in de rioleringstechniek een tendens waarneembaar om, waar mogelijk, zo complex mogelijke modellen toe te passen. Het is met het oog op de mogelijke onzekerheid in mathematische modellen en de hiermee verband houdende betrouwbaarheid van modelresultaten de vraag of dit gewenst is. Dit alles kan o.a. tot gevolg hebben dat binnen een model geen overeenstemming bestaat tussen de complexiteit van de modellering en de nauwkeurigheid van de hiervoor beschikbare invoer- en kalibratiegegevens. M.a.w. de nauwkeurigheid van de modellering van de relevante processen is vele malen groter dan die van de invoergegevens die gebruikt worden om een modeluitkomst te berekenen. Een probleem in dit verband is vaak het ontbreken van (betrouwbare) meetgegevens.

Naast genoemde behoefte aan gedetailleerdere modellering bestaat ook behoefte aan modellering van het totale neerslagafvoer proces inclusief de hieraan gerelateerde waterkwaliteitsaspecten. Dit betekent dat de modellen die in het vakgebied gebruikt worden zich niet meer beperken tot het proces van afvoer van rioolwater, maar meerdere aspecten die van belang zijn voor de kwaliteit van het stedelijke watersysteem in beschouwing nemen. Bij de afvoer van neerslag, huishoudelijk afvalwater en vuil van verhard oppervlak via riolering naar rioolwaterzuiveringsinrichting en oppervlaktewater speelt een groot aantal processen een rol. In veel van deze processen bestaat nog onvoldoende inzicht om al tot betrouwbare modelleringen te komen die bruikbare en nauwkeurige resultaten bieden waarmee beleid onderbouwd kan worden. Ook in dit geval speelt gebrek aan voldoende betrouwbare meetgegevens een grote rol.

Hoeveel geloof hechten we aan de resultaten van modelberekeningen in de rioleringstechniek? Deze bijdrage aan de 18^e Vakantiecursus tracht inzicht te geven in de problemen die de huidige modelleringspraktijk met zich meebrengt en, waar mogelijk, oplossingen aan te dragen voor de gesignaleerde problemen. Hierbij zal een aantal vragen die betrekking hebben op modellering in de rioleringstechniek de revue passeren. Welke processen zijn van belang? Wat weten we over de afzonderlijke processen? Waar staan we nu? Wat kunnen we modelleren? Hoe betrouwbaar zijn onze modellen? De eerder genoemde onzekerheid in modellen en betrouwbaarheid van invoergegevens blijkt bij de beantwoording van deze vragen een belangrijke rol te spelen. De invloed van de beperkingen van de huidige modelleringstechnieken op de modelresultaten zou niet alleen verminderd kunnen worden door nauwkeuriger en meer invoergegevens te verzamelen, maar ook door gebruik te maken van andere modelleringstechnieken. Daarom sluit deze bijdrage af met een blik op de (on)mogelijkheden van alternatieve modelleringstechnieken voor vraagstukken uit de rioleringstechniek. Conceptuele modellen (black- en grey-box), neurale netwerken en fuzzy logic bieden interessante perspectieven.

ONZEKERE MODELLEN

Modellen worden momenteel in de rioleringstechniek op grote schaal toegepast. Ze worden o.m. gebruikt om het hydraulisch functioneren van rioolstelsels te toetsen (Leidraad Module C 2100), de vuiluitworp uit rioolstelsels te bepalen, de inloop van rioolstelsels te bepalen, de rioolgemalen te besturen of de werking van bergbezinktanks te modelleren. Maar hoe goed zijn de modelresultaten?

Gezien de mogelijke onzekerheden die geïntroduceerd worden met de gekozen modellering, is enige scepsis t.a.v. de uitkomsten van de gebruikte modellen gerechtvaardigd.

Soorten modellen

In de huidige praktijk wordt vooral gebruik gemaakt van niet-stationaire stromingsprogramma's voor de beoordeling van het hydraulisch functioneren van rioolstelsels, zoals bepaald in de Leidraad Riolering Module C 2100. Deze modellen behoren tot de categorie van de op fysica gebaseerde, deterministische modellen.

In het algemeen kunnen mathematische modellen onderverdeeld worden in een drietal categorieën [5, 19]:

1. *Deterministische modellen* beschrijven het systeem zo nauwkeurig mogelijk en zijn gebaseerd op fysische wetmatigheden. De parameters in deze modellen hebben in veel gevallen een directe fysische betekenis.
2. *Stochastische modellen/black-box modellen* zijn i.t.t. de voorgaande categorie alleen gebaseerd op metingen aan het systeem. Stochastische modellen kunnen een indruk geven over de nauwkeurigheid waarmee de verschillende toestanden van het systeem voorspeld kunnen worden.
3. *Conceptuele modellen/grey-box modellen* combineren de deterministische en stochastische benadering. Grey-box modellen maken het mogelijk om informatie in termen van fysische, chemische of biologische wetmatigheden te combineren met informatie uit beschikbare metingen aan het systeem.

Stochastische en conceptuele modellen worden gebruikt wanneer behoefte aan eenvoudige modellen bestaat of kennis over het systeem op gedetailleerder niveau ontbreekt [3]. In de rioleringstechniek worden genoemde modellen voor verschillende doeleinden toegepast. De verschillende modelcategorieën brengen elk hun eigen modelonzekerheid met zich mee; de doorwerking verschilt per categorie.

Onzekerheidsbronnen in mathematische modellen

Bij mathematische modellering van rioolsystemen spelen drie soorten onzekerheden een rol [8, 43]:

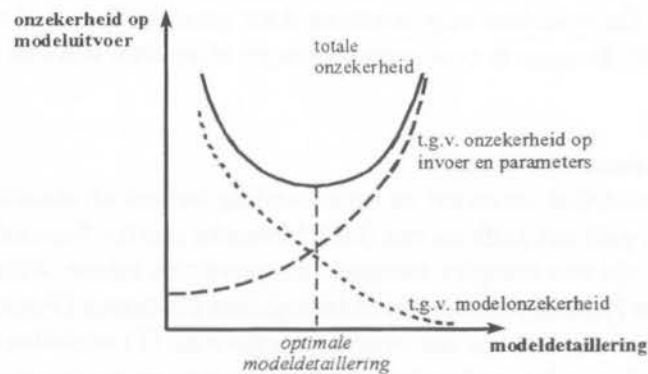
- onzekerheid in processen en modellering/modelstructuur (vereenvoudigingen);
- onzekerheid in modelinvoer;
- onzekerheid in modelparameters.

Deze onzekerheden zijn soms zeer groot en kunnen de modelresultaten zeer onbetrouwbaar maken. In de rioleringstechniek worden steeds meer gedetailleerde en uitgebreide modellen toegepast; grotere systemen worden gemodelleerd en meer aspecten worden betrokken in modelleringen. Bij uitgebreidere modelleringen kan de vraag gesteld worden of de nauwkeurigheid van de modellering nog aanvaardbaar is, gelet op de nauwkeurigheid van de modelinvoer en de modelparameters (Figuur 1).

De gesignaleerde toename in modeldetailering blijkt vaak veel sneller te verlopen dan de toename van beschikbare meetgegevens als invoer en ter kalibratie van de modellen [30, 43]. In het algemeen hebben complexe mo-

dellen meer invoer nodig dan eenvoudige. Bij toenemende modelcomplexiteit -bijv. door het toevoegen van een extra modelparameter- gegeven een zekere hoeveelheid kalibratiedata, kunnen de modelparameters minder goed worden geschat of gekalibreerd. Grotere fouten in de modelparameters leiden tot een verminderde precisie in de modelresultaten [30].

Het is van belang om de vereiste nauwkeurigheid van modellen af te stemmen op het doel van het model in kwestie. In volgorde van toenemende complexiteit bestaan er modellen voor planning, modellen voor conceptueel inzicht, modellen voor ontwerp, modellen voor real time control, modellen voor systeemanalyse en gedetailleerde modellen voor onderzoek [19].



Figuur 1: Invloed van detaillering, invoer en parameters op onzekerheid in modeluitvoer (uit: [43])

ONZEKERHEID IN PROCESKENNIS EN PROCESMODELLERING

Met de huidige hydrodynamische modellen hebben we de waterstroming in rioolstelsels aardig in de vingers. De overige fysische en (bio)chemische processen die zich afspelen in een rioolstelsel zijn zeer complex en nog erg onduidelijk. Gecombineerd met de kleine hoeveelheid meetgegevens die beschikbaar is over de verschillende processen heeft dit alles modellen opgeleverd die wel redelijk gedetailleerd zijn, maar waarvan de onderliggende kennis nog grote leemtes vertoont. Bijkomend probleem bij modellen die de kwaliteit van rioolwater beschrijven is de bepaling van de juiste modelstructuur (de onderlinge afhankelijkheid van de verschillende modelvariabelen): de proceskennis is nog onvoldoende [5].

Hydraulisch functioneren van rioolstelsels - overstortende volumes en water op straat

Module C 2100 van de Leidraad Rioleringschrijving voor dat het hydraulisch functioneren van een rioolstelsel m.b.t. overstortende volumes en water op straat beoordeeld dient te worden aan de hand van de resultaten van niet-stationaire hydraulische rekenmethoden.

M.b.t. de beschrijving van het afvoerproces in een rioolstelsel wordt opgemerkt dat bij de implementatie van wiskundige procesbeschrijvingen in een rekeninstrument noodzakelijkerwijs concessies gegaan moeten worden aan het theoretisch haalbare: eendimensionale vereenvoudiging van driedimensionale stroming, trucs voor stroming in leidingen onder druk, oplossingen voor droogvallen van leidingen [10]. Uit onderzoek is gebleken dat toepassing van een sterk vereenvoudigd stromingsmodel weinig extra onzekerheid in modelresultaten veroorzaakt t.o.v. de gebruikelijke volledige hydrodynamische programma's [21, 42, 43].

Wat het verschijnsel water op straat betreft bestaat een belangrijke discrepantie tussen de resultaten van hydraulische berekeningen en de praktijk; in de modellen wordt het transport van water over straat niet meegenomen. In de praktijk kan dus door het locale verloop van het maaiveld water op straat optreden op plekken die in de berekeningen niet zijn terug te vinden [23].

Afstroming van verhard oppervlak - vuil van wegen en daken

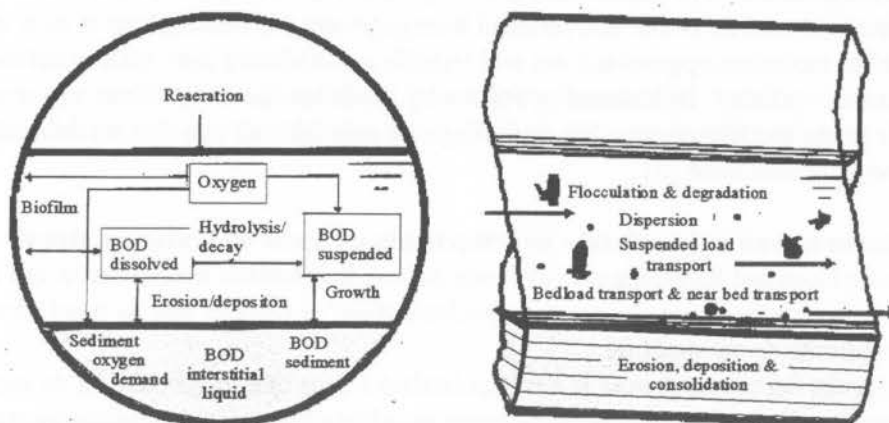
Tijdens droge periodes vindt accumulatie van vuil plaats op wegen en daken. De bepalende factoren voor deze accumulatie zijn: droge depositie, menselijke activiteiten, verkeer, wind en erosie vanaf onverharde oppervlak-

ken. Bij regen spoelt dit vuil van straat- en dakoppervlakken af, raakt het afstromende regenwater ermee verontreinigd en stroomt het naar de straatkolken. De kennis over zowel accumulatie als afspoeling is nog zeer beperkt. Van het proces van accumulatie van sediment (vuil) op wegooppervlakken wordt aangenomen dat dit proces lineair of asymptotisch verloopt [7]. Bij onderzoek in Lund en Belgrado bleek uit de meetresultaten dat een asymptotische verloop in die situatie redelijk voldeed [11]. Op de afspoeling van geaccumuleerd vuil blijken zowel de impact van de invallende neerslag als de stroming van de neerslag over het oppervlak van invloed. Modelbeschrijvingen die deze twee effecten gescheiden behandelen geven betere resultaten dan gecombineerde [7, 11]. Veel van de meetgegevens op dit gebied zijn verzameld in de VS. In de vertaling van deze meetresultaten in modellen heeft sinds de zeventiger jaren -toen verschillende empirische relaties afgeleid werden- nog maar weinig voortgang plaatsgevonden [7]. De modellen voor stroming door goten en in straatkolken zijn nog zeer beperkt en in grote mate conceptueel [3]. Evenzo is over accumulatie en afspoeling van vuil en sediment van daken nog weinig bekend [13].

Transport- en omzettingsprocessen in riolen

Tijdens het transport in een rioolstelsel verandert de samenstelling van het afvalwater. Wanneer de verblijfstijd in een rioolstelsel sterk toeneemt, gaat het zelfs als een (bio)chemische reactor functioneren [26]. De processen die plaatsvinden in een rioolstelsel zijn een complex mengsel van interacties tussen waterige, opgeloste, vaste en gasvormige fasen en bestaan uit fysische, chemische en biologische processen (Figuur 2). Modellen bedoeld om deze processen te beschrijven vallen uiteen in een tweetal categorieën: (1) modellen m.b.t. sedimenttransport, erosie en depositie en (2) modellen m.b.t. andere kwaliteitsparameters en processen naast sedimenttransport, erosie en depositie. De belangrijkste belemmeringen voor de ontwikkeling van modellen die processen in riolen beschrijven zijn [3, 15]:

- gebrek aan theoretische kennis;
- moeilijkheid van veldmetingen / onmogelijkheid tot meting van sommige parameters;
- beperkte hoeveelheid economisch/logistiek mogelijke metingen;
- extreme variatie van processen in plaats en tijd;
- problematische vertaling van kennis en metingen in modellen.



Figuur 2: Verschillende processen in riool (uit: [3])

Sedimenttransport is van belang wanneer een poging ondernomen wordt om het transport van verontreinigingen in het riool te beschrijven; veel verontreinigingen zijn gehecht aan de vaste stoffen die door het rioolwater meegevoerd worden.

De laatste jaren wordt in toenemende mate gebruik gemaakt van bekende empirische formules om het sedimenttransport in riolen te beschrijven [7]. De in de literatuur vermelde erosie- en sedimentatiecriteria en sedimenttransportformules zijn echter niet zonder meer toepasbaar voor riolen. Aangezien ze buiten het rioleringsvakgebied zijn ontwikkeld, laten ze voor rioleringen belangrijke aspecten buiten beschouwing. Genoemde formules:

- zijn ontwikkeld voor niet cohesieve sedimenten; in een riool bestaat het sediment uit een mengsel van cohesieve en niet-cohesieve materialen [6].
- zijn afgeleid uit metingen in rechthoekige laboratoriumgoten; in een riool is de verdeling van de schuifspanning over de omtrek totaal anders dan in een rechthoekige doorsnede (t.g.v. secundaire stroming) [6].

- zijn afgeleid uit metingen bij permanente, stationaire stroming; in een riool treedt vooral opwoeling van eerder afgezette sedimenten op bij (hevige) regenbuien [6].
- negeren de aanwezigheid van een laag grove organische sedimenten (> 1mm, van fecale oorsprong of voedselresten) boven het sedimentbed in een riool [3].
- houden geen rekening met de verandering in samenstelling van sedimenten tijdens het transport: flocculatie, aggregatie, degradatie en biochemische processen zijn nog geen modelonderdeel [3].
- houden geen rekening met de tijdafhankelijke interacties tussen sedimenten en verontreinigingen, omdat deze nog nauwelijks bekend zijn [6].

Uit onderzoek is gebleken dat de gebruikelijke sedimenttransportformules (May, Ackers, Mayerle) voor riolen het sedimenttransport overschatten [26]. Het implementeren van een 'volledig' sedimenttransportmodel in software lijkt onmogelijk vanwege (1) de onmogelijkheid om een aantal constanten te bepalen en (2) de onredelijk grote rekentijd die vereist is. Het is de vraag of streven naar een deterministisch model wenselijk is [3, 6].

Vuiluitworpmodellen zijn een sprekend voorbeeld van modellen op basis van zeer beperkte kennis en meetgegevens m.b.t. sedimenttransport in riolen die niet de gewenste resultaten opleveren. Deze modellen zijn een aantal jaren geleden in Nederland ontwikkeld na het verschijnen van de CUWVO rapportage 'Aanbevelingen voor de beoordeling van overstortingen uit rioolstelsels'. Veel adviesbureaus beschikten over een eigen vuiluitworpmodel om het functioneren van rioolstelsels te beoordelen [29]. Genoemde vuiluitworpmodellen werden geformuleerd op basis van zeer beperkte proceskennis [25, 36]. Uit een vergelijkend onderzoek uitgevoerd door de LU Wageningen bleek dat de modelresultaten onderling grote verschillen vertoonden en hiermee erg onbetrouwbaar waren.

Omzettingen door micro-organismen zijn eveneens van belang voor de kwalitatieve veranderingen in rioolwater tijdens transport. Tot zo'n vijf jaar geleden achtte men het in dit kader voldoende om alleen de sulfideontwikkeling onder anaërobe omstandigheden in riolen te beschrijven (o.a. vanwege geur- en aantastingsproblemen) [3]. Inmiddels worden aërobe en anaërobe processen in riolen -meestal alleen bij dwa- bestudeerd [2, 20]. Over het algemeen is de kennis over de invloed van deze processen momenteel nog erg beperkt [27].

Kwaliteitsveranderingen van het rioolwater -aëroob en anaëroob- vinden plaats t.g.v. de biomassa in water, biofilm en sediment. Onder aërobe omstandigheden wordt organisch materiaal (in grote mate) verwijderd, hiertoe verbruikt vooral de zogenaamde biofilm een groot deel van de in het afvalwater aanwezige zuurstof. Onder anaërobe omstandigheden vindt omzetting van biodegradeerbaar organisch materiaal in vetzuren plaats. Van rioolwater zijn echter weinig BZV metingen beschikbaar om genoemde theorieën te verifiëren [20].

Het concept van de microbiële omzettingen in riolen wordt nu nog gebaseerd op bestaande actief slib modellen. De gebruikelijke biofilmkinetiek is echter niet direct geschikt om de processen in riolen te beschrijven [27]:

- de stromingscondities in een riool kunnen sterk veranderen;
 - de oppervlaktestructuur van de biofilm is in een riool nogal ruw.
- Bijkomend probleem is dat de samenstelling van het rioolwater erg onduidelijk is.

ONZEKERHEID IN MODELINVOER

Uit het voorgaande blijkt dat over de invoer in rioolmodellen nog veel onduidelijk is: met name de verontreiniging van afstromend regenwater is niet voldoende bekend [3, 6, 7, 11, 13]. Daarnaast zijn veel modelleringen van processen onvolledig, omdat de noodzakelijke onderbouwing in kennis en metingen ontbreekt [3, 6, 7, 11, 20, 27]. De (meet)gegevens die wel beschikbaar zijn, bevatten vaak een zekere, soms grote, mate van onnauwkeurigheid. Deze onzekerheden beïnvloeden de modelresultaten in negatieve zin. Niet alleen in modellen m.b.t. rioolwaterkwaliteit, maar ook in hydrodynamische kunnen verschillende foutenbronnen onderscheiden worden [10, 39].

Gebrek aan betrouwbare/nauwkeurige invoergegevens

Een model staat of valt met de kwaliteit van de invoergegevens. Onzekerheid in de modelinvoer heeft te maken met meetfouten (als de invoer rechtstreeks opgemeten wordt) of met model-/schattingfouten (als de invoer geschat wordt, eventueel via een afzonderlijk model) [43]. Bij hydrodynamische berekeningen bestaat de modelinvoer voornamelijk uit gegevens over de structuur van het rioolstelsel en de grootte van het afvoerende opper-

vlak. Modellen die de kwaliteit van het rioolwater in beschouwing nemen, hebben daarbij nog invoergegevens nodig over verontreinigingsconcentraties in afstromend regenwater en huishoudelijk afvalwater.

M.b.t. onzekerheid in metingen en schattingen die gebruikt worden als modelinvoer kunnen de volgende opmerkingen gemaakt worden:

- In *hydrodynamische modellen* heeft de onzekerheid in modelinvoer voornamelijk te maken met meetfouten (gegevens over afvoerend oppervlak, gegevens over structuur van stelsel, leidinggegevens, putgegevens, drempelgegevens, gemaalgegevens), maar in een aantal gevallen ook met schattingsfouten (gegevens voor inloopmodel) [10, 23].
- Uit onderzoek blijkt dat de *accumulatie van vuil op straat* t.g.v. droge depositie moeilijk te meten is: met een stofzuiger het vuil van een straatvak verzamelen werkt niet. Alleen een indirecte methode door bepaling van de kwaliteit van de runoff van het straatvak bij de aangrenzende straatkolken is mogelijk [11].
- Over de *toevoer van sediment naar de riolering* is kwantitatief en kwalitatief nog zeer weinig bekend: modellen en data voor de inloop in straatkolken zijn in zeer beperkte mate voorhanden [3, 6]. Het is nog onduidelijk hoeveel sediment bij regen erodeert van onverhard oppervlak en vervolgens het riool instroomt [11]. Hieruit kan geconcludeerd worden dat eigenlijk meetgegevens bij veel straatkolken in 'representatieve' straten nodig zouden zijn om echt inzicht te krijgen in de toevoer van vuil en sediment naar het riool.
- Uit onderzoek is gebleken dat de concentraties van verontreinigingen in *afstromend regenwater van daken* binnen een grote bandbreedte kunnen variëren o.m. door seizoensinvloeden, verschillen in dakmaterialen en nabijgelegen (industriële) activiteiten. In en tussen verschillende buien bestaat ook grote variabiliteit in de concentraties van de verschillende parameters [13].
- De concentraties sedimenten en verontreinigingen in *huishoudelijk afvalwater* blijken sterk afhankelijk van de aansluitingen en het lokaal culturele gedrag. Daarnaast is een grote variatie in hoeveelheid en samenstelling van dwa over de dag waarneembaar [8].
- De meeste gegevens over de *kwaliteit van afstromend regenwater* zijn verzameld in de VS o.a. in het Nationwide Urban Runoff Program (NURP) [38]. Het is de vraag in hoeverre dit soort gegevens 'universeel' bruikbaar zijn, omdat de kwaliteit van afstromend regenwater sterk afhankelijk is van de lokale situatie.

Aangezien de invoer in modellen die de kwaliteit van het rioolwater in beschouwing nemen zeer onzeker is (samenstelling instromend regenwater), roept dit automatisch de vraag op hoe betrouwbaar de resultaten van de modellen zijn.

Foutenvoortplanting in rioleringsberekeningen

In hoeverre is het 'blinde' vertrouwen in hydrodynamische berekeningen gerechtvaardigd als gelet wordt op mogelijke foutenbronnen en voortplanting van fouten in berekeningen. De mate waarin bepaalde fouten doorwerken in de berekeningen heeft uiteindelijk invloed op de betrouwbaarheid van de berekeningsresultaten. Voor de numerieke oplossing is een veelheid aan gegevens nodig over structuur en geometrie van een rioolstelsel: (1) peil van maaiveld en binnenonderkant van buizen, (2) in-/uitslagpeil van gemalen, (3) locatie van putten, (4) profiel en afmeting van leidingen, (6) structuur van stelsel, (7) drempellengte van overstorten [10].

De doorwerking van fouten in invoergegevens kan op een tweetal manieren geanalyseerd worden:

1. *Eerste orde analyse* kan toegepast worden als de relatie tussen invoer en resultaat min of meer lineair is. Als dit niet het geval is kan in een bepaald bereik de relatie gelineariseerd worden. Een dergelijke linearisatie kan wel invloed hebben op de nauwkeurigheid van de analyse van de voortplanting van fouten.
2. *Monte Carlo simulatie* kan eveneens toegepast worden wanneer de relatie tussen invoer en resultaat niet lineair blijkt te zijn. Hierbij wordt een groot aantal random combinaties van invoerparameters getrokken uit de veronderstelde/afgeleide verdelingen van deze parameters.

Een hydrodynamisch rekenprogramma voldoet niet aan de eis van lineariteit, daarom kan slechts d.m.v. een Monte Carlo simulatie geanalyseerd wat het effect van spreiding in nauwkeurigheid van invoer gegevens is op de berekeningsresultaten in de veronderstelling dat de relevante processen nauwkeurig bekend zijn [10, 39]. Hieruit kan over de invloed van fouten in invoergegevens op het modelresultaat het volgende geconcludeerd worden:

- fouten in de grootte van het afvoerend oppervlak hebben veel invloed;
- steilere stelsels (grotere stroomsnelheden) zijn gevoeliger voor fouten in hydraulische weerstand;
- gevoeligheid voor fouten is niet uniform verdeeld over het stelsel: in vermaasde delen minder doorwerking;
- piekafvoeren zijn vooral afhankelijk van nauwkeurigheid van drempelhoogte van overstort en hydraulische parameters; totaal overstortvolume is afhankelijk van nauwkeurigheid van totaal afvoerend oppervlak;

- elk rioolstelsel bezit een eigen vingerafdruk t.a.v. de gevoeligheid voor fouten in invoergegevens en elke overstort kent een eigen reactie op fouten.

Hoewel in modellen die de rioolwaterkwaliteit trachten te beschrijven de zekerheid van goede procesbeschrijvingen door beperkte kennis minder groot is dan in hydrodynamische berekeningen, kan ook in dit geval een analyse van de foutenvoortplanting gemaakt worden. Hierbij doet het probleem zich voor dat wat we willen weten over de interne beschrijving van het systeem van een substantieel hogere orde is dan wat we kunnen afleiden uit de externe beschrijving (metingen) van dit systeem [5]. Dit heeft in praktische zin tot gevolg dat fouten in de voorspellingen niet alleen afhankelijk zijn van de nauwkeurigheid van de invoergegevens, maar ook van de gebruikte procesbeschrijving en de gekozen modelstructuur.

Bij modelkalibraties kan op basis van de resultaten van een analyse van de foutenvoortplanting een keuze gemaakt worden over welke parameters nauwkeuriger bekend zouden moeten zijn.

ONZEKERHEID IN MODELPARAMETERS

In principe kan voor elk model een unieke set modelparameters gevonden worden door kalibratie of door schatting op basis van praktische ervaring van de modelgebruiker. Wanneer deze parameters toch nog onzeker zijn wordt dit toegeschreven aan de slechte identificeerbaarheid van een model, d.w.z. dat voor het model geen unieke set parameters gevonden kan worden [43]. Dit betekent dat de kalibratiegegevens te onnauwkeurig zijn, of dat het probleem niet op de juiste wijze in een model(structuur) vertaald is.

Kalibratie en verificatie hebben te maken met het bewijs dat een model 'waar' is in de situatie waarin het gebruikt wordt. De universele toepasbaarheid van een modelhypothese kan echter nooit bewezen worden, maar zijn universaliteit kan verbeterd worden op basis van ervaringsgegevens. Om een hypothese te falsificeren is maar één tegenvoorbeeld nodig [19]. Gekalibreerde en geverifieerde modellen zijn dus zeker niet universeel toepasbaar:

- de universele toepasbaarheid van een gekalibreerd/geverifieerd model gaat niet verder dan de gegevens die gebruikt zijn voor de specifieke vraagstelling;
- de kalibratie/verificatie van modellen is zelden gerelateerd aan de extreme gebeurtenissen, waarvoor de modellen uiteindelijk worden toegepast;
- voor kalibratie/verificatie van een model dat gebruikt wordt in een bepaalde stedelijke omgeving wordt zelden beschikt over zodanig complete gegevens dat meer dan slechts een aantal locale karakteristieken beschreven kan worden [19].

Verder herbergt kalibratie een aantal valkuilen in zich. Twee voorbeelden hiervan zijn:

- Bij complexe modellen -modellen met veel parameters- bestaat de mogelijkheid dat een goede fit bereikt zou kunnen worden met verschillende parametersets: het probleem van identificeerbaarheid van parameters/modellen. Wanneer dit zich voordoet geeft het de gebruiker een vals gevoel van zekerheid [19].
- De te kalibreren parameters in een procesbeschrijving kunnen staan voor een aantal subprocessen, de zogenaamde 'vuilnisbak' parameters. Deze parameters blijven niet constant wanneer veranderingen aan het gemodelleerde systeem plaatsvinden [37].

Vooraf dit laatste is van belang voor de modellen die in de rioleringstechniek gebruikt worden voor planningsdoeleinden. Deze modellen zijn gericht op beslissingen over investeringen m.b.t. (1) veranderingen in bestaande systemen om problemen op te lossen of (2) aanleg van nieuwe systemen. Ze trachten dus het systeemgedrag te voorspellen onder veranderde condities. Hierbij kunnen zich de volgende situaties voordoen:

1. verandering van toepassingsgebied (bijv. minder rioolinloop door afkoppelen);
2. verandering in dimensies (bijv. diametervergrotingen)
3. verandering van systeemstructuur (bijv. sluiting van overstorten of aanleg van bergbezinktank).

De uitdaging is nu het systeemgedrag onder die veranderde omstandigheden juist te voorspellen. Hierbij bestaat echter het risico dat de voorspelling fout is vanwege onverwachte effecten van de veranderingen in het systeem [37].

In de praktijk wordt de onzekerheid in modeluitkomsten ook beïnvloed door het feit dat voor bepaalde parameters in modellen default waarden zijn opgenomen. In hydrodynamische modellen geldt dit o.a. voor de wandruwheid van leidingen [10], in sedimenttransportmodellen voor de kritische schuifspanning en de bezinksnelheid van sedimentdeeltjes [15]. Dit effect kan verminderd worden door de default waarden in de kalibratie/verificatiefase te vervangen door 'locale' waarden.

Onzekerheid in de resultaten van rioleringsmodellen wordt o.m. veroorzaakt door gebrek aan proceskennis, keuze van niet optimale modelstructuren, keuze van ongeschikte modellen, gebrek aan betrouwbare invoergegevens en gebrek aan kalibratie-/verificatiemetingen. Door één of meer van deze tekortkomingen te verminderen, kan de geconstateerde onzekerheid in de toekomst afnemen.

Welke mogelijke ontwikkelingen staan ons dan in de nabije toekomst te wachten op modelgebied? Ten eerste zullen de verdiensten van modellen en metingen in de toekomst beter gecombineerd moeten worden, omdat modellen in geen enkel geval een afdoende vervanging zijn van goede metingen. Ten tweede bestaat, met het oog op integrale oplossingen voor problemen in het waterbeheer, in de nabije toekomst meer behoefte aan gecombineerde, integrale modellen. Ten derde zal in de toekomst in toenemende mate voor bepaalde doeleinden gebruik gemaakt gaan worden van alternatieve modelleringstechnieken die nu alleen nog maar binnen andere vakgebieden toegepast worden. Hierbij valt te denken aan systeemidentificatie, tijdreeks-analyse, statistische technieken, conceptuele modellen, neurale netwerken en fuzzy logic.

Deze opsomming van toekomstige ontwikkelingen is zeker niet uitputtend, maar tracht een indruk te geven van de mogelijke toekomstige ontwikkelingen.

Combinatie van modellen en meetgegevens

In het algemeen zijn modellen geen goede vervanging van goede meetprogramma's in het veld. Wel kunnen metingen en modellen elkaar aanvullen. Alle data, uit metingen en modellering, kunnen gebruikt worden om de informatie voor beleidsbeslissingen te maximaliseren. Hiertoe dient een synthese van de verdiensten van metingen en modellen plaats te vinden [31].

- Metingen zijn data generators uit de eerste hand; ze zijn geschikt voor beleidsondersteuning, hoewel het toepassingsgebied van de verzamelde data beperkt is tot de omgeving van de meetlocaties.
- Alleen modellering kan gebruikt worden voor planning van structurele veranderingen en voor inschatting van de effecten hiervan op het huidige presteren van een systeem. Ook m.b.v. simulatiemodellen kunnen op kunstmatige wijze gegevens gegenereerd worden.

Het lijkt onmogelijk om een zodanig generiek model te ontwikkelen dat alle lokale karakteristieken kan weergeven. Dit pleit voor het zo goed mogelijk combineren van metingen en modellen. Probleem bij metingen is echter dat de kosten ervan erg hoog zijn. Hierdoor is het in veel gevallen te duur om statistisch gezien voldoende gegevens te verzamelen; meestal wordt volstaan met een beperkt aantal metingen op een klein aantal plekken die vervolgens representatief worden verklaard.

Integratie van modellen

Steeds vaker wordt in het waterbeheer in stedelijke gebieden gekozen voor een zogenaamde watersysteembenadering. Dit betekent voor de riolering dat oplossingen voor vuiluitworp en piekafvoeren gevonden dienen te worden buiten de systeemgrenzen van de riolering. Deze tendens zal in de toekomst alleen maar sterker worden. Er zijn momenteel modellen beschikbaar die in staat zijn het gedrag van individuele subsystemen -riolering, rioolwaterzuivering en oppervlaktewater- kwantitatief en kwalitatief te beschrijven. Integratie van deze modellen is echter zeer complex, omdat ten eerste de belangrijkste processen die beschreven worden in de individuele subsystemen sterk verschillen en ten tweede de variabelen die belangrijk worden geacht in een subsysteem vaak erg verschillend zijn. Deze verschillen weerspiegelen de ontstaansgeschiedenis van de afzonderlijke modellen en de doelen waarvoor deze zijn ontwikkeld. Voor integrale simulatie kunnen bestaande modellen voor de subsystemen gecombineerd worden, maar het vertalen van de toestandsvariabelen aan de interfaces vormt een groot probleem, bijv. voor organische stikstof en stikstofverbindingen: (1) riolering: totaal (Kjeldahl) stikstof, (2) zuivering: totaal stikstof, ammonium, nitraat, opgelost afbreekbaar, inert opgelost en slecht afbreekbaar, (3) ontvangend water: totaal stikstof, ammonium, nitraat, nitriet en Kjeldahl stikstof [1, 33].

Bij toepassing van geïntegreerde modellen is het eveneens van belang dat het juiste niveau van detail gekozen wordt en dat dit consistent gebeurt. Het heeft geen zin om gedetailleerde rioleringsmodellen te combineren met sterk geaggregeerde oppervlaktewaterkwaliteitsmodellen. Het is in principe mogelijk om met simpele modellen het gedrag van het afvalwatersysteem te beschrijven [1, 33]. Hierbij dient in het oog gehouden te worden dat binnen integrale modellen de onzekerheden van de deelmodellen zich zullen opstapelen in het eindresultaat van

het totale model. De gebruiker heeft echter vaak geen inzicht meer in de individuele onzekerheden, wat een vals vertrouwen in de modelresultaten in de hand werkt.

Alternatieve modelleringstechnieken

De modellen die momenteel gebruikt worden in de rioleringstechniek zijn niet de enig mogelijke. Als we over de grenzen van het vakgebied heen kijken, valt op dat de ontwikkelingen op modelgebied niet stil hebben gestaan. Ideeën voor nieuwe modellen kunnen geleend worden uit andere vakgebieden. Wat is er mogelijk met alternatieve technieken, voor welke toepassingen kunnen we ze gebruiken en hoe worden ze op het ogenblik al toegepast? Over het algemeen kan gesteld worden dat onderstaande alternatieve modelleringstechnieken tot nu toe met wisselend succes zijn toegepast in het rioleringsvakgebied.

Black-box modellen zijn in het geheel niet gebaseerd op fysische wetmatigheden, maar op metingen aan het systeem. Op basis van deze metingen is het mogelijk om de modelparameters te schatten. Bij black-box modellen is men niet geïnteresseerd in de processen binnenin het systeem.

Statistische methoden als tijdreeks-analyse worden gebruikt om het neerslagafvoer proces in stedelijke gebieden te modelleren [18]. Tevens zijn pogingen ondernomen om m.b.v. systeemidentificatie het overstortingsgedrag van een rioolstelsel te voorspellen [21].

Neurale netwerken kunnen opgevat worden als een bepaalde vorm van black-box modellering. Ze bestaan uit eenvoudige elementen, de zogenaamde neuronen. De opbouw van de neuronen is gebaseerd op geïnspireerd op het biologisch zenuwstelsel. Het functioneren van het netwerk van neuronen wordt bepaald door de verbindingen tussen de elementen. Een neurale netwerk wordt getraind door op basis van metingen de waarden die toegekend zijn aan de verbindingen -de modelparameters- aan te passen. Het is een zogenaamd 'zelflerend' systeem [34]. Naast toepassingen in de sturing van zuiveringsprocessen en rioolgemalen [34] worden neurale netwerken ook toegepast bij de voorspellingen in het neerslagafvoer proces (bijv. voorspelling van runoff coëfficiënten) [4, 12, 22, 24], de restauratie van onvolledige neerslagreeksen [22], de simulatie van vuil- en sedimenttransport in riolen [16] en de simulatie van de vuiluitworp uit rioolstelsels.

Grey-box modellen en conceptuele modellen combineren relevante fysische, chemische en biologische kennis over het te modelleren systeem met de stochastische benadering die bij black-box modellering gehanteerd wordt. Conceptuele modellen zijn niet universeel toepasbaar, maar locatiespecifiek, vanwege de relatie met lokale meetgegevens.

In de rioleringstechniek bestaan conceptuele modellen vaak uit sterke vereenvoudigingen van de volledige hydrodynamische modellen. Hiermee voorspelt men o.a. overgestorte hoeveelheden [40]. Daarnaast zijn pogingen ondernomen om de vuiluitworp van rioolstelsels te voorspellen met conceptuele modellen door de bekende concepten uit de fysische theorie te incorporeren in stochastische modellen [17].

Fuzzy logic is geschikt om te gebruiken in zogenaamde beslissingsondersteunende systemen. Beslissingsondersteunende modellen combineren data, procesbeschrijvingen en kennis van experts om de keuzes van beleidsmakers te kunnen onderbouwen. Daarnaast wordt fuzzy logic voor real time control van afvalwatersystemen gebruikt (besturing van rioolgemalen) [14, 44]. Fuzzy logic valt evenals neurale netwerken onder de noemer kunstmatige intelligentie theorie.

Fuzzy control van rioolgemalen is gebaseerd op een aantal fuzzy controlregels die geformuleerd zijn in de vorm van IF - THEN regels. Een ander kenmerk van fuzzy control is dat de beslismomenten niet gekoppeld zijn aan één bepaalde waarde van een variabele, maar aan de waarde van die variabele binnen een bepaald bereik (de zogenaamde 'membership function'). Een variabele kan daarom voor een deel binnen categorie A vallen en tegelijkertijd voor een ander deel binnen categorie B. Hierin wijkt fuzzy logic af van klassieke beslisregels [44].

Genetische algoritmes vertonen overeenkomst met evolutionaire modellen in de biologie. Het zijn stochastische zoekalgoritmes die het biologische principe van 'survival of the fittest' hanteren om de optimale oplossing van een probleem te vinden. Het algoritme imiteert in het zoekproces de evolutie van een populatie door slechts 'sterke' individuen de kans te geven zich te laten 'voortplanten'. De 'fitness' van elk individu wordt afgemeten aan een bepaalde doelfunctie. Uiteindelijk wordt verondersteld dat na een aantal stappen de populatie convergeert naar de optimale oplossing van het probleem.

In het rioleringsvakgebied zouden dergelijke algoritmes toegepast kunnen worden voor (1) automatische modelkalibratie, (2) op modellen gebaseerde 'predictive control' en (3) multi-criteria beslissingsanalyse [32]. De algoritmes zijn te gebruiken in combinatie met neurale netwerken en fuzzy logic control.

GELOVEN IN MODELLEN?

Laten we terugkeren bij de vraag waarmee we begonnen: 'Hoeveel geloof hechten we aan de resultaten van modelberekeningen in de rioleringstechniek?'

De resultaten van de modellen die momenteel in de rioleringstechniek gebruikt worden bevatten een zekere, soms grote, onzekerheid. Dit wordt veroorzaakt door onzekerheden in processen en modellering/modelstructuur, in modelinvoer en in modelparameters. In veel gevallen functioneren de gebruikelijke modellen heel aardig en hebben deze onnauwkeurigheden geen onoverkomelijke foute beslissingen tot gevolg. Dit geldt niet voor modellen die gebaseerd zijn op gebrekkige proceskennis. Bovendien zijn voldoende en betrouwbare kalibratie- en verificatiedata noodzakelijk.

In de nabije toekomst bestaat behoefte aan representatieve metingen en meer inzicht in processen die te maken hebben met de kwaliteit van het rioolwater (incl. afstroming van verhard oppervlak). Verder moet getracht worden om nieuwe onderzoeksresultaten snel te implementeren in modellen, zodat de nieuwe kennis beschikbaar is voor toepassing in de praktijk. Tot slot moeten de mogelijkheden van nieuwe, alternatieve modelleringstechnieken, eventueel uit andere vakgebieden, niet onderschat worden.

Geloven in modellen kan dus wel, maar blijf telkens kritisch op de resultaten en probeer die te verbeteren.

LITERATUUR

1. Aalderink, H. (1998), *Integrale modellen voor riolering, zuivering en oppervlaktewater.*, In: PAO cursus 'Mathematische modellen in rioleringstechniek', Delft: Stichting Postacademisch Onderwijs
2. Almeida, M.C./ D. Butler/ J.W. Davies (1998), *Modelling In-Sewer Changes in Wastewater Quality under Aerobic Conditions.*, Proceedings of Developments in Urban Drainage Modelling (UDM'98), London. p 357-364
3. Ashley, R.M./ T. Hvitved-Jacobsen/ J.-L. Bertrand-Krajewski (1998), *Quo Vadis Sewer Process Modelling?*, Proceedings of Developments in Urban Drainage Modelling (UDM'98), London. p 35-49
4. Becciu, G./ S. Mambretti (1998), *Artificial Neural Networks for Rainfall-Runoff Modelling in Urban Drainage.*, Proceedings of Developments in Urban Drainage Modelling (UDM'98), London. p 765-772
5. Beck, M.B. (1987), *Water Quality Modeling: A review of the analysis of uncertainty.*, Water Resources Research. Vol 23 No 8 August 1987. p 1393-1442
6. Berlamont, J. (1998), *Modelling van sedimenttransport in riolen.*, In: PAO cursus 'Mathematische modellen in rioleringstechniek', Delft: Stichting Postacademisch Onderwijs
7. Bertrand-Krajewski, J. L./ P. Briat/ O. Scrivener (1993), *Sewer Sediment Production and Transport Modelling: A literature review.*, Journal of Hydraulic Research. Vol 31 No 4 1993. p 435-460
8. Butler, D./ E. Friedler/ K. Gatt (1995), *Characterising the Quantity and Quality of Domestic Wastewater Inflows.*, Water Science & Technology. Vol 31 No 7 1995. p 13-24
9. Clemens, F.H.L.R./ P.P.G. Ganzevles/ M.E. Boomgaard/ H. van Luijtelaaar/ J.R. Wixcey (1998), *Leiraad module C 2100, berekening van het didactisch rioolstelsel: een toetsing.* H₂O. Vol 31 No 14 1998. p 27-33
10. Clemens, F.H.L.R. (1998), *Foutenvoortplanting in rioleringsberekeningen.*, In: PAO cursus 'Mathematische modellen in rioleringstechniek', Delft: Stichting Postacademisch Onderwijs
11. Deletic, A./ C. Maksimovic/ M. Ivetic (1997), *Modelling of Storm Wash-Off of Suspended Solids from Impervious Surfaces.*, Journal of Hydraulic Research. Vol 35 No 1 1997. p 99-118
12. Dimopoulos, I./ S. Lek/ J. Lauga (1996), *Modelisation de la Relation Pluie-Debit par Les Resaux Connectionistes et le Filtre de Kalman.*, Hydrological Sciences Journal - Journal des Sciences Hydrologiques. Vol 41 No 2 April 1996. p 179-193
13. Förster, J. (1998), *The Influence of Location and Season on the Concentrations of Macroions and Organic Trace Pollutants in Roof Runoff.*, Proceedings of IAWQ 19th Biennial International Conference, Vancouver Canada, Conference Preprint Book 8. p 80-87
14. Fuchs, L./ T. Beeneken/ P. Sponemann/ C. Scheffer (1997), *Model Based Real-Time Control of Sewer System Using Fuzzy-Logic.*, Water Science & Technology. Vol 36 No 8-9 1997. p 343-347
15. Gent, R./ B. Crabtree/ R. Ashley, *A Review of Model Developments Based on Sewer Sediments Reserach in the UK.*, Water Science & Technology. Vol 33 No 9 1996. p 1-7
16. Gong, N./ T. Denoeux/ J.-L. Bertrand-Krajewski (1996), *Neural Networks for Solid Transport Modelling in Sewer Systems during Storm Events.*, Water Science & Technology. Vol 33 No 9 1996. p 85-92
17. Grum, M. (1998), *Incorporating Concepts from Physical Theory into Stochastic Modelling of Urban Runoff Pollution.*, Water Science & Technology. Vol 37 No 1 1998. p 179-185
18. Grum, M./ R.H. Aalderink (1997), *A Statistical Approach to Urban Runoff Pollution Modelling.*, Water Science & Technology. Vol 36 No 5 1997. p 117-124

19. Harremoës, P./ H. Madsen (1998), *Fiction and Reality in the Modelling World - Balance between simplicity and complexity, calibration and identifiability, verification and falsification.*, Proceedings of Developments in Urban Drainage Modelling (UDM'98), London. p 841-848
20. Hvitved-Jacobsen, T./ J. Vollertsen/ N. Tanaka (1998), *Wastewater Quality Changes during Transport in Sewers - an integrated aerobic and anaerobic model concept for carbon/sulphur microbial transformations.*, Proceedings of IAWQ 19th Biennial International Conference, Vancouver Canada, Conference Preprint Book 8. p 252-259
21. Korving, J.L./ J.B.M. Wiggers (1998), *De dynamiek van rioolstelsels.*, H₂O. Vol 31 No 13 juni 1998. p 16-20
22. Loke, E./ E.A. Warnars/ P. Jacobsen/ F. Nelen/ M. do Ceu Almeida (1997), *Artificial Neural Networks as a Tool in Urban Storm Drainage.*, Water Science & Technology. Vol 36 No 8-9 1997. p 101-109
23. Luijtelar, H. van (1998), *Controle op werking van bestaande stelsels: water op straat.*, In: PAO cursus 'Mathematische modellen in rioleringsstechniek', Delft: Stichting Postacademisch Onderwijs
24. Minns, A.W./ M.J. Hall (1996), *Artificial Neural Networks as Rainfall-Runoff Models.*, Hydrological Sciences Journal - Journal des Sciences Hydrologiques. Vol 41 No 3 June 1996. p 399-417
25. Moens, M.R. (1993), *Toepassingen van vuiluitworpmoedellen: Het vuiluitworpcconcept EMOR.*, In: PAO cursus 'Toepassingen van vuiluitworpmoedellen', Delft: Stichting Postacademisch Onderwijs
26. Nalluri, C./ A.K. El-Zamey/ H.L. Chan, *Sedimenttransport over Fixed Deposited Beds in Sewers - An appraisal of existing models.*, Water Science & Technology. Vol 36 No 8-9 1996. p 123-128
27. Nielsen, P.H./ K. Runkjaer/ N.H. Norsker/ N.A. Jensen/ T. Hvitved-Jacobsen (1992), *Transformation of Wastewater in Sewer Systems - A review.*, Water Science & Technology. Vol 25 No 6 1992. 17-31
28. O'Loughlin, G./ W. Huber/ B. Chocat (1997), *Rainfall-Runoff Processes and Modelling.*, Journal of Hydraulic Research. Vol 35 Special Issue on Urban Storm Drainage 1997. p 733-751
29. Oomens, A.J. (1998), *Controle op werking van bestaande stelsels: vuiluitworp.*, In: PAO cursus 'Mathematische modellen in rioleringsstechniek', Delft: Stichting Postacademisch Onderwijs
30. Perk, M. van der (1997), *Op zoek naar 'het beste' waterkwaliteitsmodel: modelcomplexiteit versus nauwkeurigheid en precisie van modelresultaten.*, H₂O. Vol 30 No 8 1997. p 238-242
31. Price, R.K./ G.J. Catterson (1997), *Monitoring and Modelling in Urban Drainage.*, Water Science & Technology. Vol 36 No 8-9 1997. p 283-287
32. Rauch, W./ P. Harremoës (1998), *On the Application of Evolution Programs in Urban Drainage Modeling.*, Proceedings of Developments in Urban Drainage Modelling (UDM'98), London. p 781-788
33. Rauch, W./ H. Aalderink/ P. Krebs/ W. Schilling/ P. Vanrolleghem (1998), *Requirements for Integrated Wastewater Models - driven by receiving water objectives.*, Proceedings of IAWQ 19th Biennial International Conference, Vancouver Canada, Conference Preprint Book 9. p 108-115
34. Rietveld, L.C. (1998), *Neurale netwerken in de gezondheidstechniek.*, In: PAO cursus 'Mathematische modellen in rioleringsstechniek', Delft: Stichting Postacademisch Onderwijs
35. Sanchez, L./ V. Arroyo/ J. Garcia/ K. Koev/ J. Revilla (1998), *Use of Neural Networks in Design of Coastal Sewage Systems.*, Journal of Hydraulic Engineering. Vol 124 No 5 May 1998. p 457-464
36. Sluis, C.M. (1993), *DIRTY: Vuiluitworpmoedell voor riolering.*, In: PAO cursus 'Toepassingen van vuiluitworpmoedellen', Delft: Stichting Postacademisch Onderwijs
37. Straten, G. van (1998), *Models for Water Quality Management - The problem of structural change.*, Water Science & Technology. Vol 37 No 3 1998. p 103-111
38. Tsihrintzis, V.A./ R. Hamid (1997), *Modeling and Management of Urban Stormwater Runoff Quality: A review.*, Water Resources Management. Vol 11 No 2 Apr 1997. p 137-164
39. Ummels, T./ F. Clemens (1998), *The Propagation of Inaccuracies in Hydrodynamic Calculations in Urban Drainage.*, Proceedings of Developments in Urban Drainage Modelling (UDM'98), London. p 221-228
40. Vaes, G./ J. Berlamont (1998), *Conceptual Modelling of Overflow Emissions.*, Proceedings of IAWQ 19th Biennial International Conference, Vancouver Canada, Conference Preprint Book 8. p 35-42
41. Veldkamp, R.G./ J.B.M. Wiggers (1997), *Pollutant Emissions from Combined Sewer Systems. A statistical approach.* Water Science and Technology. Vol 36 No 8-9. p 95-100, 1997
42. Willems, P./ J. Berlamont (1998), *Probabilistic Modelling of Sewer System Overflow Emissions.*, Proceedings of Developments in Urban Drainage Modelling (UDM'98), London. p 213-220
43. Willems, P. (1998), *Onzekerheidsbronnen en probabilistische modellering.*, In: PAO cursus 'Mathematische modellen in rioleringsstechniek', Delft: Stichting Postacademisch Onderwijs
44. Yagi, S./ S. Shiba (1998), *Application of Genetic Algorithms and Fuzzy Control to a Combined Sewer Pumping Station.*, Proceedings of Developments in Urban Drainage Modelling (UDM'98), London. p 789-796

EFFLUENTFILTRATIE: NABEHANDELING GERICHT OP NUTTIGE TOEPASSING



Jaap de Koning

Sectie Gezondheidstechniek, Subfaculteit Civiele Techniek, Faculteit Civiele Techniek en Geowetenschappen, Technische Universiteit Delft, Postbus 5048, 2600 GA Delft

INLEIDING

Het beheer van de watersystemen en -kringlopen staat de laatste jaren meer en meer in de belangstelling. Vanuit het oogpunt van een duurzaam gebruik van water is het noodzakelijk de waterkringloop zoveel als mogelijk te sluiten. In de toenemende waterbehoefte kan alleen worden voorzien door tweevoudig of drievoudig gebruik van (drink)water. Nabehandeling van effluent levert een product, dat een alternatief kan zijn voor laagwaardige toepassingen van grond- en leidingwater, zoals koel- en proceswater in de industrie, toiletspoel- en waswater in huishoudens en natuurwater voor verdrogingsbestrijding. Hiermee wordt op de winning van grond- en oppervlaktewater bespaard. Het kwalitatief goede grondwater wordt dan gereserveerd voor hoogwaardige toepassingen. Beperking van het gebruik van oppervlaktewater bespaard op de kosten voor de vergaande zuivering, die doorgaans nodig is.

Het onttrekken van grondwater kan negatieve effecten hebben voor het milieu. Wanneer de grondwateronttrekking de natuurlijke aanvulling door neerslag overtreft kan lokaal als gevolg van een grondwaterstandsverlaging een watertekort ontstaan. Natuurlijke terreinen lopen het risico hierdoor te verdrogen. Naast de verdroging zijn nog andere negatieve effecten van grondwateronttrekking te noemen:

- verandering van de samenstelling van het grondwater door mineralisatie;
- verandering van het patroon van de grondwaterstroming waardoor kwelplaatsen kunnen verdwijnen.

Op het moment heeft naar schatting 424.000 ha natuur in Nederland in matige tot ernstige mate te lijden van verdroging [CBS 1997]. Naast verdroging kan grondwateronttrekking aanleiding geven tot aantrekken van gebiedsvreemd water met als gevolg de verstoring van het natuurlijke ecosysteem. Handhaving of toename van de huidige omvang van de grondwateronttrekking wordt alleen toelaatbaar geacht indien tegelijkertijd aanvulling door middel van infiltratie plaatsvindt.

In Nederland werd in 1991 in totaal 1.097 mln m³ grondwater gewonnen. Deze hoeveelheid was volgt verdeeld [CBS 1996]:

- waterleidingbedrijven: 842 mln m³, waarvan 31 mln m³ duingrondwater;
- industrie en delfstoffenwinning: 253 mln m³, waarvan 206 mln m³ zoet grondwater;
- elektriciteitscentrales: 2 mln m³.

De door de waterleidingbedrijven gewonnen hoeveelheid grondwater is gebruikt voor de productie van leidingwater. De totale leidingwaterproductie, uit grond- en oppervlaktewater tezamen, bedroeg in Nederland in 1991 1295 mln m³ [CBS 1997].

De waterbehoefte van de land- en tuinbouw voor beregening wordt maximaal geschat op 0,34 mld m³ in een gemiddeld jaar en 1,46 mld m³ in een extreem droog jaar. Naar schatting 40-50% van deze hoeveelheden kan worden verkregen uit grondwaterwinning [Rijtema 1986].

Op het moment wordt leidingwater ook gebruikt voor doeleinden, waarvoor drinkwaterkwaliteit vereist is. Zo wordt in huishoudens ongeveer 50% van het leidingwaterverbruik bepaald door het verbruik voor de toiletspoeling, de machinewas, het sproeien van de tuin en het wassen van de auto. Ook in de industrie wordt leidingwater gebruikt voor doeleinden, waar met een mindere kwaliteit kan worden volstaan. Door in de huishoudens en de industrie in plaats van leidingwater respectievelijk huishoudwater en industriewater, beide met een mindere kwaliteit dan drinkwater, te gebruiken, kan de jaarlijks onttrokken hoeveelheid grondwater verminderd worden

met circa 400-500 mln m³. Wanneer ook in de land- en tuinbouw de beregening met grondwater wordt vervangen door beregening met ander water, kan de besparing op de grondwateronttrekking nog verder toenemen.

Als bronnen voor ander water komen in aanmerking: oppervlaktewater, oeverinfiltraat, neerslag en effluent van rioolwaterzuiveringsinrichtingen.

Oppervlaktewater is in ruime mate voorhanden in Nederland. Om uit oppervlaktewater huishoud- en industriewater te bereiden is nog wel een (vergaande) zuivering noodzakelijk.

Oeverinfiltraat is oppervlaktewater dat na een korte bodempassage wordt gewonnen. Een aanvullende zuivering kan noodzakelijk zijn. Niet alle oevers van het Nederlandse oppervlaktewater zijn geschikt voor de productie van oeverinfiltraat.

In Nederland valt per jaar circa 30 mld m³ neerslag [CBS 1997]. Deze hoeveelheid is in principe genoeg om in de behoefte aan huishoud- en industriewater en ander water voor de land- en tuinbouw te voorzien. De neerslag valt echter niet gelijkmatig over het hele jaar. Het gebruik van neerslag als bron vraagt om aanzienlijke opslagvoorzieningen.

Effluent van rioolwaterzuiveringsinrichtingen is het hele jaar door met een redelijk constante aanvoer beschikbaar. De geproduceerde hoeveelheid effluent bedroeg in Nederland in 1994 2 mld m³ [CBS 1996]. Effluent behoeft echter nog wel enige nabehandeling. Op de nabehandeling door middel van filtratie wordt in het vervolg teruggekomen.

HERGEBRUIK VAN EFFLUENT

Meer dan 95% van het afvalwater wordt in Nederland behandeld in rwzi's. In vrijwel alle rwzi's vindt een vergaande nutriëntenverwijdering plaats door nitrificatie/denitrificatie en door chemische en/of biologische fosfaatverwijdering. De kwaliteit van het Nederlandse effluent is dan ook zodanig, dat het niet langer als een restproduct hoeft te worden beschouwd, maar als een grondstof (zie ook tabel 1). Een grondstof, die na een verdere behandeling, voor tal van doeleinden kan worden ingezet. Tot op heden wordt dat in Nederland nog niet gedaan.

Tabel 1: Huidige en toekomstige kwaliteit van Nederlands effluent

	CZV mg/l	BZV mg/l	Kjeldahl-N mg/l	Totaal-N mg/l	Totaal-P mg/l	Zwevendestof mg/l
1995	60	9	8,6	16,8	2,4	0-15 ¹⁾
toekomst	50	5-7	3-5	7-12	1-1,5	~5

1): waarde uit 1994

Effluent kan worden hergebruikt als:

- huishoudwater;
- industriewater;
- landbouwwater;
- stadswater;
- natuurwater;
- infiltratiewater.

Hoewel hergebruik van effluent als leidingwater technisch mogelijk is, blijft dit alternatief hier buiten beschouwing. Vooralsnog wordt verwacht dat de maatschappelijke weerstand tegen het hergebruik van effluent als leidingwater nog te groot is.

De redenen voor het inzetten van effluent hangen samen met de beschikbaarheid van andere bronnen. Zo kunnen onder andere genoemd worden:

- logistieke redenen: het effluent komt dicht bij de hergebruikslocatie vrij;
- kwantitatieve redenen: er zijn geen andere bronnen van voldoende omvang beschikbaar;
- kwalitatieve redenen: er zijn geen andere bronnen met een overeenkomstige of betere kwaliteit beschikbaar.

Zoals reeds vermeld moet het effluent nog wel een nabehandeling ondergaan. Deze nabehandeling hangt sterk af van het hergebruiksdoel.

Huishoudwater

Huishoudwater wordt gebruikt voor de toiletspoeling, de machinewas, het sproeien van de tuin en het wassen van de auto. Wanneer een distributienet voor huishoudwater wordt aangelegd, kan ook overwogen worden om huishoudwater als bluswater te gebruiken.

Voor de kwaliteit van huishoudwater bestaan nog geen normen. Door het RIVM en het ministerie van VROM wordt op dit moment onderzoek verricht naar normen/richtlijnen die voor huishoudwater zouden moeten gaan gelden.

Voor het gebruik van effluent als huishoudwater moet de nabehandeling voornamelijk gericht zijn op de verwijdering van zwevendestof, ammonium en bacteriën en virussen. Bovendien mag het uiterlijk van het huishoudwater (kleur, geur) geen weerstand tegen het gebruik oproepen. Verder kunnen nutriënten, zware metalen en organische microverontreinigingen wellicht enige aandacht vragen. Vanwege het gehalte aan microbiologisch afbreekbaar materiaal in het effluent (gemiddelde BZV in Nederlands effluent in 1994: 10 mg/l [CBS 1996]) moet men bedacht zijn op het gevaar van nagroei in het distributienet.

Industriewater

Het waterverbruik in de industrie verschilt van branche tot branche. Iedere branche stelt zijn eigen kwaliteitseisen en iedere branche gebruikt verschillende hoeveelheden. De volgende categorieën van industriewater kunnen worden onderscheiden:

- proces- en spoelwater: dit is water dat tijdens het productieproces in contact kan komen met de grondstoffen, de halfproducten of de eindproducten. Aan dit water kunnen relatief hoge eisen worden gesteld;
- koelwater: dit water wordt gebruikt voor de koeling van productieprocessen en komt doorgaans niet in contact met de grondstoffen, de halfproducten of de eindproducten. Voor het gebruik als koelwater is effluent vrijwel zonder nabehandeling geschikt. Met name de elektriciteitscentrales gebruiken veel oppervlaktewater voor koeling (8384 mln m³ in 1991 [CBS 1997]). De totale behoefte aan koelwater is niet met effluent te dekken, bovendien kan de temperatuur te hoog zijn;
- ketelvoedingswater: dit water wordt gebruikt voor de productie van stoom. Aan ketelvoedingswater worden eisen gesteld ten aanzien van parameters die kalkafzettingen en/of corrosie kunnen veroorzaken (o.a. hardheid, O₂-gehalte, Na₂SO₃);
- huishoudwater: water dat voor zover van toepassing voor dezelfde toepassing wordt gebruikt als het eerder beschreven huishoudwater.

Landbouwwater

In de land- en tuinbouw wordt water gebruikt voor drenking van het vee en voor irrigatie van gewassen. Om effluent te kunnen hergebruiken als drinkwater voor het vee en als irrigatiewater voor gewassen zal met name de hygiënische kwaliteit verbeterd moeten worden, ten aanzien van de overige parameters voldoet effluent in grote lijnen aan de kwaliteitseisen, die voor hergebruik in de landbouw kunnen worden gesteld. De aanwezigheid van nutriënten (nitraat en fosfaat) kan zelfs als voordelig worden beschouwd. Bij hergebruik in de substraatteelt (tuinbouw) levert het relatief hoge zoutgehalte problemen op. Vanwege de aanwezigheid van organisch materiaal (BZV) moet men bedacht zijn op nagroei in het distributiesysteem.

Stadswater

Water in de stad kan verschillende functies hebben: verfraaiing van de omgeving (z.g. esthetisch water), recreatiewater en voedingswater voor de stadsnatuur. Stadswater moet hygiënisch betrouwbaar zijn en een niet onaantrekkelijk uiterlijk hebben (zwevendestof, kleur, geur). Eutrofiëring door het hergebruik van effluent moet worden voorkomen. De kwaliteit van effluent zal doorgaans op deze punten moeten worden verbeterd.

Natuurwater

In de natuur wordt water gebruikt als voeding en als habitat. Voor gebruik als natuurwater moet de kwaliteit van effluent verbeterd worden, in welke mate zal lokaal moeten worden vastgesteld. In het algemeen kan worden gesteld dat het gehalte aan eutrofiërende stoffen en het chloridegehalte vaak bepalend zijn. Bij het hergebruik als natuurwater moet men bedenken dat het ook kan voorkomen dat het gehalte van een bepaalde stof in het effluent

te laag is. Een grote onderschrijding van bijvoorbeeld de sulfaateis is in een eutroof (voedselrijk) systeem net zo nadelig als een grote overschrijding van die eis in een oligotroof (voedselarm) systeem.

Infiltratiewater

Bij infiltratiewater gaat het in eerste instantie om een kwantitatieve aanvulling van de hoeveelheid grondwater. De kwaliteitsverbetering van effluent is gericht op die parameters die infiltratie kunnen (ver)hinderen (zwevende-stof).

Afsluitend kan in het algemeen over de benodigde kwaliteitsverbetering van het effluent het volgende worden gezegd. Voor alle hergebruiksalternatieven geldt dat de kwaliteit van het effluent ten aanzien van zwevendestof, troebelheid, kleur en hygiënische betrouwbaarheid onvoldoende is. De totale hardheid kan te laag zijn. Voor het toepassen als huishoudwater moeten ook de gehalten aan ammonium, koper en zink omlaag. Wanneer effluent wordt hergebruikt als industriewater moeten ook chloride en zware metalen worden verwijderd. Bij het hergebruik als natuurwater moeten ook de gehalten aan stikstof, fosfaat, koper en zink worden verminderd. In tabel 2 worden voor de hierboven genoemde parameters kwaliteitseisen/richtlijnen voor de onderscheiden hergebruiksdoelen en de gemiddelde effluentkwaliteit in Nederland in 1994 en van de rwzi Ede in 1997 met elkaar vergeleken. De rwzi Ede is een van de modernste rwzi's in Nederland met vergaande biologische stikstof- en fosfaatverwijdering. Het effluent is het "effluent van de toekomst". Het hoge kaliumgehalte in het effluent van de rwzi Ede wordt veroorzaakt door de lozing van een kalvergiestallatie en is zeker niet maatgevend voor Nederland. Aan deze parameter wordt daarom verder geen aandacht geschonken.

Tabel 2: Kwaliteitseisen/richtlijnen en effluentkwaliteit.

parameter	eenheid	huishoud- water ¹⁾	industriewater			natuur- water ⁴⁾	effluent NL 1994 ⁴⁾	effluent rwzi Ede 1997 ⁴⁾	
			proces- water ²⁾	koelwater ³⁾				gemid- delde	range
• zwevendestof	mg/l	<1	<1	<1	<10		0-15	5 ⁷⁾	1-18
• troebelheid	NTU	<4				n.z.			
• kleur	mgPt/l	<15	<5	5		n.z.		39	
• totale hardheid	mmol/l	1-2,5	<1,25	<1,25	1-2,5		0,9-2,3	0,7 ⁸⁾	
• thermotolerante Coli	#/100ml	<100	<100	<100	geen	20	10 ⁴ -10 ⁶	8.10 ⁴ ⁸⁾	
• kalium	mg/l	12						36,5 ⁸⁾	
• chloride	mg/l	<150	<50	<50	<150	200	50-350	117	40-300
• CZV	mg/l						20-100	42	24-63
• ammonium	mgN/l	<0,2					1-20	1,4 ⁸⁾	1-3 ⁷⁾
• Kjeldahl stikstof	mgN/l						1-30	4,8	1,2-14,5
• totaal stikstof	mgN/l					2,2	17,5 ⁵⁾		
• totaal-P	mgP/l	<2				0,15	1-3	0,45	0,1-1,5
• zware metalen (totaal)			laag	zeer					
• koper	µg/l	0,1		laag		3	15 ⁶⁾	6,2	
• zink	µg/l	0,1				30	72 ⁶⁾	75	

1): voorlopige richtwaarden RIVM [RIVM 1997] en verkennende studie i.o.v. VEWIN [Witteveen+Bos 1997a].

2): eerste kolom: Parenco, tweede kolom: AkzoNobel [Witteveen+Bos 1997b]. Kwaliteitseisen voor proceswater dat in contact komt met levensmiddelen zijn hoger. Voor productie van bijvoorbeeld bouwmaterialen of ijzerwaren kan vaak met lagere eisen worden volstaan.

3): algemene richtlijnen koelwater [Witteveen+Bos 1998]. Een hoger zwevendestofgehalte kan worden toegestaan, mits geen verstopping van het koelwatersysteem optreedt.

4): [Smans 1998], n.z. = niet zichtbaar

5): [CBS 1996]

6): Koper en zink zijn berekend uit gegevens voor rendement, vrachten in effluent en hoeveelheden afvalwater [CBS 1996], [CBS 1997].

7): waarde uit 1996

8): eenmalige analyse

Vergaande behandeling, inclusief filtratie, van effluent wordt in Nederland nog nauwelijks toegepast. Dit is opvallend, want in landen als Duitsland, Zwitserland en Engeland wordt snelfiltratie van rwzi-effluent reeds op grote schaal toegepast. In de VS wordt ook membraanfiltratie toegepast. In Nederland zijn wel studies verricht naar allerlei mogelijkheden van vergaande behandeling van effluent. De uitkomsten van de kostenstudies waren nogal teleurstellend. De extra kosten werden geschat op f50,- tot f500,- per i.e. per jaar. Deze kosten zijn een stuk hoger dan de huidige afvalwaterbehandelingskosten van f50,- tot f100,- per i.e. per jaar. De belangstelling voor nabehandeling van effluent verdween dan ook al snel. Echter de technische ontwikkelingen gingen door en recent onderzoek heeft laten zien, dat de kosten van (membraan)filtratie van effluent niet langer de toepassing van effluentnabehandeling in de weg hoeven te staan [van der Graaf 1998].

In het vervolg wordt ingegaan op vlokingsfiltratie en ultrafiltratie met en zonder vlokmiddeldosering.

Vlokingsfiltratie

Bij "gewone" effluentfiltratie wordt alleen gesuspendeerd materiaal uit het water verwijderd. Doordat aan de deeltjes ook verontreinigingen zijn geadsorbeerd (4-5gew% P, zware metalen en organische microverontreinigingen), verbetert de effluentkwaliteit ook ten aanzien van deze parameters. Met behulp van vlokingsfiltratie, effluentfiltratie met een dosering van een vlok(hulp)middel aan het effluent, worden ook opgelost fosfaat, als gevolg van precipitatie, en de kleinste deeltjes, die anders het filterbed passeren, verwijderd.

De belangrijkste ontwerpparameter van een effluentfilter is de verhouding tussen de filtratiesnelheid en de filterlooptijd. Hogere snelheden leiden tot kortere looptijden als gevolg van snellere verstopping of doorslag van het filter. De meeste effluentfilters in Duitsland en Zwitserland zijn ontworpen op basis van de traditionele toepassing van snelfilters in de drinkwaterbereiding (zie tabel 3). Hierbij is nauwelijks rekening gehouden met de specifieke toepassing van filtratie op rwzi-effluent. Het toepassen van o.a. (te) fijn filtermateriaal leidt tot korte filterlooptijden bij lage filtersnelheden. Hetgeen kan worden gekenmerkt als een inefficiënte toepassing van filtratie met grote filteroppervlakken en hoge filtratiekosten.

Tabel 3: Ontwerpparameters voor effluentfiltratie in Duitsland en Zwitserland [van Nieuwenhuijzen 1998].

parameter	eenheid	waarde
▶ filterbedhoogte	m	1 - 1,5
▶ filterbedmateriaal		
· bovenlaag: materiaal	-	antraciet (bij dubbellaags filter) of grof zand
hoogte	m	0,8
diameter	mm	1 - 3,5
· onderlaag: materiaal	-	fijn zand
hoogte	m	0,4
diameter	mm	0,4 - 1,5
▶ filtratiesnelheid		
· bij dwa	m/uur	~ 5
· bij rwa	m/uur	~ 10 -15
▶ gemiddelde filterlooptijd	uur	< 24
▶ Fe/P-verhouding (bij vlokingsfiltratie)	mol Fe ³⁺ / mol P	1 - 3
▶ gemiddelde filtratiekosten	f/i.e.	10,-
	f/m ³	0,20

Door grovere filtermaterialen toe te passen kan de looptijd verlengd en de filtratiesnelheid verhoogd worden zonder dat de filtraatkwaliteit verslechtert. De toepassing van vlokingsfiltratie met grovere filtermaterialen is zeer geschikt voor de Nederlandse situatie vanwege de lage zwevendestofgehalten in het gemiddelde Nederlandse effluent.

Bij de zuivering van effluent door middel van vlokingsfiltratie vinden op twee hoofdprocessen plaats:

1. het vlokformingsproces;
2. het filtratieproces.

Deze processen vinden gecombineerd en tegelijkertijd plaats; de vlokvorming treedt op in het filter bed. Daarom heet deze filtratietechniek dan ook *vlokingsfiltratie*. Dit in tegenstelling tot *vlokkenfiltratie*, waarbij de

vlokvorming plaatsvindt in een aparte vlokvormingsruimte voorafgaand aan het filter, waarin de gevormde vlokken op en in het filterbed worden afgevangen (voornamelijk door koekfiltratie).

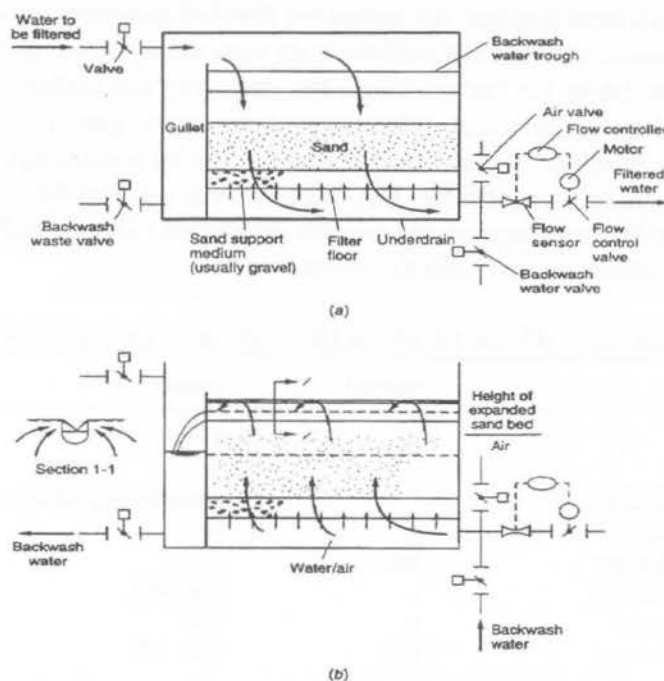
Vlokvorming

Bij vlokkingsfiltratie speelt de vlokvorming een essentiële rol. De dosering van een vlok(hulp)middel leidt tot het aggregeren van colloïdale en fijne gesuspenderde deeltjes, waardoor grotere, beter filtreerbare vlokken ontstaan. Door de vlokvorming wordt de ruimte- en dieptewerking van het filterbed beter benut, omdat diep in het filterbed nog vlokken worden gevormd en afgevangen. Een vlokkingsfilter heeft daardoor een hoger verwijderingsrendement dan een “gewoon” filter.

Door het gebruik van driewaardig ijzer of aluminium als vlok(hulp)middel wordt ook opgelost fosfaat geprecipiteerd en verwijderd. De vloksterkte en -structuur kan worden verbeterd met het doseren van organische polyelektrolyten. Hiermee moet echter voorzichtig worden omgegaan, omdat een overdosering kan leiden tot het verkleven van filtermateriaal (vorming van z.g. mudballs).

Filtratieproces

Bij vlokkingsfiltratie wordt hoofdzakelijk gravitatiefiltratie toegepast, waarbij het filterbed neerwaarts doorstroomd wordt met de zwaartekracht als drijvende kracht. Figuur 1 geeft een schematische weergave van een dergelijk filter. Deze filters kunnen worden uitgerust met een enkel- of meerlaags filterbed.



Figuur 1: Schema van een conventioneel snelfilter
(a) filtratie, (b) terugspoelen

Tijdens filtratie wordt het effluent aan de bovenzijde van het filter aangevoerd (figuur 1a). Gedurende de passage door het filterbed worden de vuildeeltjes (met geabsorbeerde verontreinigingen) en vlokken door middel van diverse mechanismen uit het water verwijderd:

- zeefwerking, deeltjes groter dan de poriëgrootte worden afgevangen. Kleinere deeltjes worden tegengehouden wanneer zij toevallig “botsen” met het filtermateriaal;
- bezinking, deeltjes bezinken in de open ruimtes tussen de filterkorrels;
- interceptie, deeltjes, die langs een stroomlijn door het filterbed bewegen, worden afgevangen wanneer de stroomlijn een filterkorrel raakt;
- adhesie, deeltjes worden bij passage aan de filterkorrels gebonden;
- flocculatie, door samenkleven van deeltjes worden grotere deeltjes gevormd, die eenvoudiger kunnen worden verwijderd.

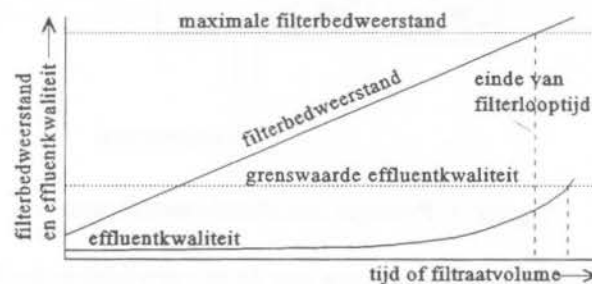
De zeefwerking wordt gezien als het voornaamste mechanisme bij filtratie van rwzi-effluent. Bij de verwijdering van kleinere deeltjes zullen zeker ook de andere mechanismen een rol spelen.

Deeltjes en vlokken, die kleiner zijn dan de poriën in het bovenste deel van het filterbed, dringen diep het filterbed in en worden daar afgevangen. Ook reeds afgevangen deeltjes, die gedurende het filtratieproces door de toenemende wrijvingskrachten als gevolg van het kleiner worden van de poriën, loslaten, worden verder het bed in getransporteerd. Het filtratieproces, waarbij deze verschijnselen plaatsvinden, wordt diepbedfiltratie genoemd. De diepbedfiltratie met enkellaags filterbed wordt bemoeilijkt door het optreden van stratificatie van het filterbed na terugspoelen. Na het terugspoelen ondervinden grotere korrels tijdens en bij bezinking minder opwaartse krachten, waardoor deze korrels zich na het terugspoelen onderin het filterbed bevinden. De gemiddelde poriediameter neemt daardoor toe met de diepte van het filterbed, waardoor fijne deeltjes niet meer diep in het bed worden tegengehouden. De dieptewerking kan worden verbeterd door het toepassen van een dubbel- of meerlaags filterbed.

Met het toenemen van de tijd of het gefiltreerde volume neemt de hoeveelheid afgevangen materiaal in het filterbed toe, waardoor de poriëndiameter afneemt. Dit wordt de ruimtewerking van het filterbed genoemd. Door deze ruimtewerking is het filter in staat om steeds kleinere deeltjes af te vangen. Het verwijderingsrendement van een filter neemt dan ook in eerste instantie toe (rijping van het filter). Door de accumulatie van afgevangen materiaal in het filterbed neemt de weerstand over het filterbed toe. Na verloop van tijd zal de maximaal toelaatbare filterbedweerstand worden bereikt en moet het filter worden gereinigd.

De bergingscapaciteit van het filterbed is beperkt. Deze bergingscapaciteit is afhankelijk van de filterbedhoogte, de filterbedopbouw en de filtratiesnelheid. Een hoger filterbed heeft een grotere bergingscapaciteit en een meerlaags filterbed heeft een hogere bergingscapaciteit dan een enkellaags filterbed. Ook een hogere filtratiesnelheid leidt tot een grotere bergingscapaciteit omdat deeltjes dan dieper in het bed dringen. De bergingscapaciteit wordt overschreden als de deeltjes en vlokken niet meer door het filterbed worden tegengehouden maar uitspoelen, waardoor de filtraatkwaliteit verslechtert. Ook nu moet het filter worden gereinigd.

In een ideaal filter worden de maximaal toelaatbare filterbedweerstand en de doorslag van het filter tegelijkertijd bereikt. Om de filtraatkwaliteit te kunnen garanderen verdient het echter de voorkeur dat de maximaal toelaatbare filterbedweerstand wordt bereikt voordat het filter doorslaat (zie figuur 2).



Figuur 2: Filterlooptijd

In tabel 4 wordt de invloed van verschillende parameters op de looptijd samengevat.

Tabel 4: Invloed van de verschillende parameter op de filterlooptijd

bij een toename van:	neemt de looptijd tot maximaal toelaatbare filterbed weerstand:	neemt looptijd tot grenswaarde effluentkwaliteit:
Fysische parameters:		
– korreldiameter	toe	af
– filterbedhoogte	af	toe
– filtratiesnelheid	af	af
– toelaatbare filterbedweerstand	toe	geen invloed
Chemische parameters:		
▸ vlokmiddeldosering	af	af
▸ effluentkwaliteit	toe	toe

Filterbedmateriaal

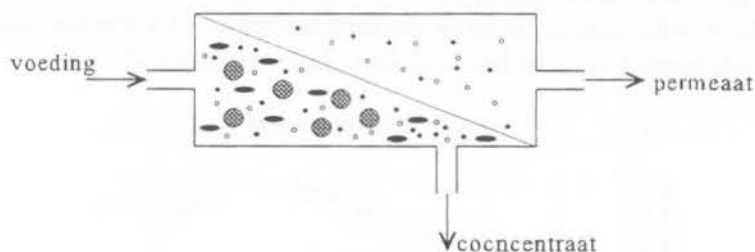
De enkellaags filters hebben meestal een filterbed van zand en/of antraciet. Dubbellaags filters hebben meestal een laag van antraciet bovenop een laag zand. Bij drielaags filters is het filterbed van boven naar beneden opgebouwd uit respectievelijk een laag antraciet, een laag kwartszand en een laag granaatzand. Om bij het terugspoelen menging van de verschillende lagen te voorkomen moet het materiaal van een hogere laag altijd een lagere dichtheid hebben dan het materiaal van de laag eronder.

Terugspoelen

Wanneer het einde van de filterlooptijd is bereikt moet het filter worden gereinigd. Dit gebeurt doorgaans door middel van terugspoelen met achtereenvolgens lucht, lucht/water en water (figuur 1b). Schoon water (filtraat) wordt opwaarts door het filterbed gepompt met snelheden waarbij het filterbed expandeert. Door de schurende werking van het filtermateriaal en de hoge watersnelheden worden de verontreinigingen van de korrels verwijderd. Het afgevangen gesuspendeerde materiaal stroomt met het spoelwater aan de bovenzijde uit het filter. Om waterverlies en terugspoelkosten te beperken, dient de verhouding tussen het spoelwatervolume en het filtraatvolume zo klein mogelijk te zijn. Het verontreinigde spoelwater kan apart worden behandeld of bij het influent van de rwzi worden gevoegd.

Membraanfiltratie

Een membraan is een selectief permeabel medium dat stoffen op basis van hun grootte uit het water afscheidt. Bij membraanfiltratie wordt een vuile voedingsstroom gescheiden in een schone (permeaat) en een geconcentreerde stroom (concentraat of brijn), zie figuur 3. De drijvende kracht bij membraanfiltratie is doorgaans het drukverschil over het membraan.



Figuur 3: Principe van membraanfiltratie

Membraanfiltratie wordt onderverdeeld naar de grootte van de te verwijderen deeltjes. Met het afnemen van de grootte van de af te scheiden deeltjes neemt de permeabiliteit van het membraan af en nemen de benodigde drukken toe. De vier drukgedreven soorten van membraanfiltratie zijn in volgorde van afnemende permeabiliteit (zie ook figuur 4 en tabel 5):

1. microfiltratie (MF);
2. ultrafiltratie (UF);
3. nanofiltratie (NF);
4. hyperfiltratie (HF) of omgekeerde osmose.

Bij MF en UF berust de werking op het tegenhouden van deeltjes die groter zijn dan de membraanporiën. MF wordt gebruikt om microdeeltjes uit suspensies af te scheiden. UF-membranen zijn in staat om deeltjes als bacteriën en virussen tegen te houden. Deze membranen worden vaak getypeerd door hun Molecular Weight Cut-Off (MWCO). Deze term staat voor het deeltje met het kleinste molecuulgewicht, dat door het filter voor 90% wordt tegengehouden.

Bij NF en HF wordt het membraan beschouwd als een gesloten laag, waardoor het water diffundeert. Het verwijderingsproces berust op het verschil in diffusiesnelheden door het membraan tussen water en verontreinigingen. Met NF kunnen 2- en 3-waardige ionen en grote moleculen uit het water worden verwijderd. Een HF-membraan houdt idealiter alle stoffen behalve water tegen. In het vervolg wordt alleen op UF ingegaan.

deeltjes- grootte	(lit. c)		(lit. a)					
	opgelost		colloïdaal		supracolloïdaal		bezinkbaar	
	opgelost		colloïdaal		gesuspendeerd			
deeltjes	ionen/moleculen		macromoleculen		microdeeltjes		fijne deeltjes	
	sulker opgeloste zouten		virussen		bacteriën		protozoën stuifmeel zand	
afmeting (µm)	0,0001	0,001	0,01	0,1	1	10	100	1000
scheidings- techniek								

literatuur: a: van der Graaf 1995, b: Levine et al. 1985

Figuur 4: Deeltjesgroottes en scheidingstechnieken.

Tabel 5: Membraanprocessen

	deeltjesgrootte (µm)	molecuulgewicht (g/mol)	druk (kPa)	flux (l/(m ² .h))
microfiltratie	0,06-2		30-210	17-70
ultrafiltratie	0,005-0,1	1.000-100.000	170-1000	17-35
nanofiltratie	0,001-0,01	200-500	520-1720	8-35
hyperfiltratie	0,0001-0,002	100	1000-2750	13-20

De scheidende laag van membranen wordt meestal vervaardigd uit organische polymeren. Organische membranen zijn hydrofiel (waterminnend) of hydrofoob (waterafstotend). Hydrofiele membranen zijn polair (bijvoorbeeld cellulose esters, polyamide, polycarbonaat) met een hoge affiniteit voor water. Hierdoor wordt het water door het membraan aangetrokken en de absorptie van verontreinigingen wordt verlaagd. Hydrofiele membranen zijn eenvoudiger te reinigen.

Hydrofobe membranen zijn apolair met een lage affiniteit voor water (bijvoorbeeld polypropyleen, polytetrafluor-ethyleen (PTFE, Teflon)). Deze membranen moeten worden voorbevochtigd (met ethanol of isopropyl), anders laten zij geen water door. Hydrofobe membranen zijn gevoeliger voor vervuiling met bijvoorbeeld eiwitten, worden veel gebruikt om olie van water te scheiden en zijn in het algemeen robuuster.

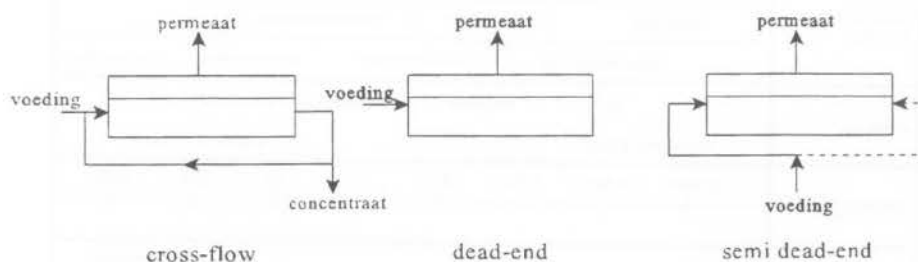
UF-membranen zijn doorgaans buisvormig. Afhankelijk van hun diameter worden deze membranen als volgt ingedeeld:

- holle vezel membranen: diameter < 0,5 mm
- capillaire membranen: diameter 0,5 - 5 mm
- tubulaire membranen: diameter > 5 mm

Doorgaans worden bundels van membranen in een module samengebracht. Een module kan een totaal membraanoppervlak hebben van enige 10-tallen m². Veelal worden meerdere modules in een drukvat geplaatst. Een membraanfiltratie-installatie bestaat uit meerdere drukvaten. Op deze wijze wordt een compacte installatie met een groot membraanoppervlak verkregen.

Bij membraanfiltratie worden drie wijzen van procesvoering onderscheiden (figuur 5):

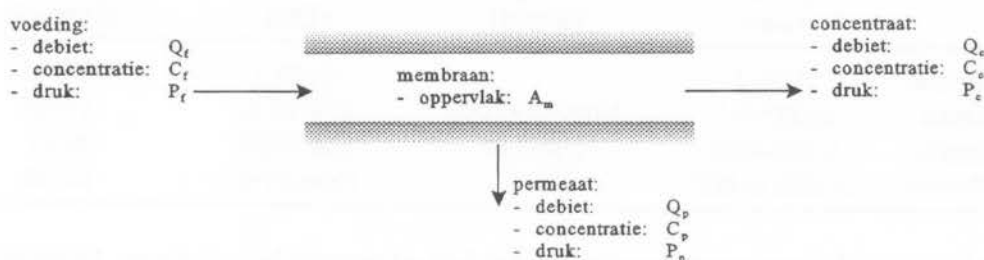
1. cross-flow: de voedingsstroom wordt meerdere malen langs gepompt. Deze wijze van membraanfiltratie wordt gebruikt voor sterk verontreinigde stromen. Cross-flowfiltratie kost relatief veel energie;
2. dead-end: er wordt geen water rond gepompt, al het voedingswater wordt door het membraan geperst;
3. semi dead-end: hierbij wordt het voedingswater wisselend van beide zijden aangevoerd. Met semi dead-endfiltratie wordt het membraanoppervlak efficiënter benut.



Figuur 5: Procesvoering membraanfiltratie

In figuur 6 en tabel 6 worden de voor UF relevante procesparameters uitgelegd. De flux wordt beïnvloed door een aantal factoren:

- membraaneigenschappen, zoals poriediameter, dikte van het membraan, oppervlakteporositeit (verhouding oppervlakte van de poriën t.o.v. membraanoppervlak) en tortuositeit van de poriën ("kronkeligheid van de poriën");
- drukverschil, bij hogere druk en gelijkblijvende weerstand neemt de flux toe;
- viscositeit, bij een stijgende temperatuur neemt de viscositeit van de voeding af en neemt de flux toe.



Figuur 6: Procesparameters bij membraanfiltratie

Tabel 6: Procesparameters bij UF

parameter	cross-flow	dead-end	eenheid
flux	$J = Q_p / A_m$	$J = Q_f / A_m$	$m^3 / m^2 \cdot h = m/h$
TransMembraanDruk (TMD)	$TMD = (P_f - P_c) / 2 - P_p$	$TMD = P_f - P_p$	kPa
genormaliseerde flux of permeabiliteit	$J_n = J \cdot P_0 / TMD \cdot \mu / \mu_{15^\circ C}$ $P_0 = \text{standaarddruk} = 1 \text{ kPa}$ $\mu = \text{viscositeit}$	$J_n = J \cdot P_0 / TMD \cdot \mu / \mu_{15^\circ C}$ $P_0 = \text{standaarddruk} = 1 \text{ kPa}$ $\mu = \text{viscositeit}$	m/h
recovery	$\gamma = Q_p / Q_f \cdot 100\%$	$\gamma = Q_p / Q_f \cdot 100\%$	-
retentie	$RET = (1 - C_p / C_f) \cdot 100\%$	$RET = (1 - C_p / C_f) \cdot 100\%$	-

Het membraan levert een weerstand tegen de stroming van vloeistof door het membraan. Bovendien neemt door vervuiling de weerstand tijdens filtratie toe. De weerstand ten gevolge van vervuiling kan worden opgesplitst in een weerstand ten gevolge van blijvende vervuiling en een weerstand ten gevolge van te verwijderen vervuiling. De volgende weerstanden worden dus onderscheiden:

- R_m : weerstand van het (schone) membraan;
- R_v : weerstand ten gevolge van vervuiling, op te splitsen in:
 - R_i : irreversibele of initiële vervuiling;
 - R_r : reversibele (te verwijderen) vervuiling.

Het verband tussen flux en weerstand kan worden beschreven met het weerstandsmodel:

$$J = \frac{TMD}{\mu(R_m + R_v)} = \frac{TMD}{\mu(R_m + R_i + R_r)}$$

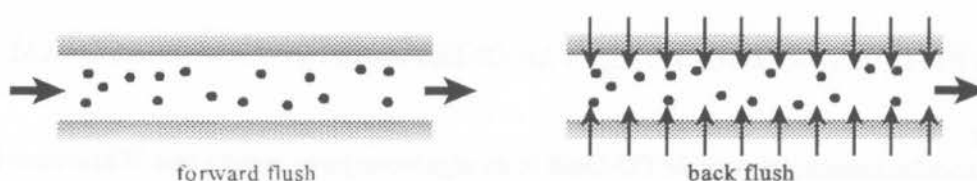
Bij een gelijkblijvende TMD zal gedurende het membraanfiltratieproces als gevolg van het toenemen van de weerstand de flux afnemen. Andersom zal voor het handhaven van een constante flux de TMD tijdens filtratie moeten toenemen.

Om te voorkomen dat de flux te ver daalt of de TMD teveel stijgt moet het membraan worden gereinigd.

Membraan reiniging kan op drie manieren plaatsvinden:

- hydraulisch;
- chemisch;
- mechanisch.

Bij hydraulisch reinigen wordt getracht de vervuiling met vloeistofstromen uit het membraan te spoelen. Hierbij kan onderscheid worden gemaakt tussen de forward flush en de back flush (zie figuur 7)



Figuur 7: Forward flush en back flush

De forward en back flush kunnen gecombineerd met elkaar worden toegepast. De forward en back flush worden doorgaans met intervallen van 15 tot 30 minuten gedurende enige tientallen seconden toegepast.

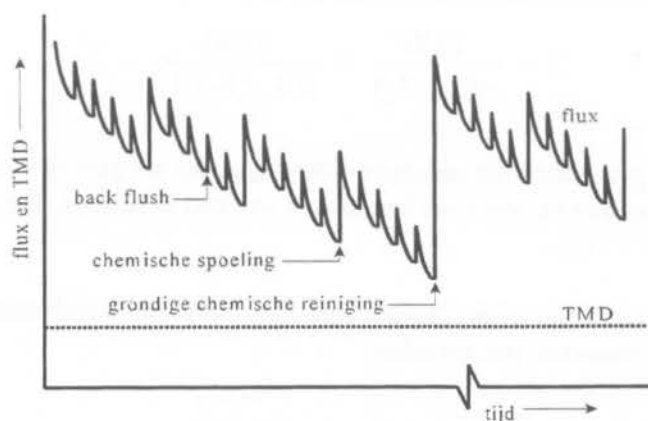
Een andere wijze van hydraulisch reinigen is backshocking. Hierbij wordt om de 15 tot 30 minuten een drukstoot vanaf de permeaatzijde gegeven zodat de vervuiling los van het membraan blijft.

Wanneer met hydraulisch reinigen de flux of de TMD niet meer naar een redelijk niveau kunnen worden teruggebracht is een chemische spoeling noodzakelijk. Bij een chemische spoeling wordt met een interval van enkele uren het membraan gespoeld met een oplossing van een oxiderende stof, bijvoorbeeld zoutzuur of chloorbleekloog. Tijdens een chemische spoeling wordt het membraan ook korte tijd, ca. 10 minuten, in de spoelvloeistof geweekt. Alvorens het filtreren te herstarten wordt de spoelvloeistof met een back flush uit het membraan gespoeld.

Als een chemische spoeling geen voldoende effect meer heeft is een grondige chemische reiniging noodzakelijk. Hiermee worden hardnekkige verontreinigingen van het membraan verwijderd. Voor een grondige chemische reiniging is een breed scala aan detergenten, o.a. op basis van enzymen, op de markt. Tijdens een grondige chemische reiniging moet het membraan langer inweken, enige uren tot dagen. De bedoeling van een grondige chemische reiniging is het terugbrengen van het membraan tot (bijna) nieuwstaat.

Mechanisch reinigen is bewerkelijk omdat hierbij, in tegenstelling tot de hydraulische en chemische reinigingen, het drukvat open moet. Alleen met tubulaire membranen is een mechanische reiniging mogelijk, waarbij sponsachtige balletjes door de membraanbuizen worden geperst.

In figuur 8 wordt de invloed van de hydraulische en chemische reiniging op het fluxverloop bij een constante TMD weergegeven.



Figuur 8: Invloed van hydraulische en chemische reiniging op fluxverloop bij constante TMD

FILTRATIE VAN EFFLUENT - RESULTATEN VAN ONDERZOEK OP PRAKTIJSCHAAL

Vlokkingsfiltratie

Door de sectie Gezondheidstechniek van de TU-Delft is de afgelopen jaren samen met Witteveen+Bos intensief onderzoek verricht naar vlokkingsfiltratie van rwzi-effluent. Hiervoor is op de rwzi Ede een pilot plant gebouwd, in tabel 7 zijn de kenmerken van het filter samengevat. De kwaliteit van het effluent van de rwzi Ede staat beschreven in tabel 2.

Tabel 7 Vlokkingsfilter Ede [Witteveen+Bos 1998]

type: open gravitatiefilter met stijgende waterspiegel				
filterkolom		hydraulische capaciteit		
▸ diameter	800 mm	▸ bij 5 m/h	2,5	m ³ /h m ³ /h
▸ oppervlak	0,50 m ²	▸ bij 30 m/h	15,1	
▸ hoogte	4 m			
filterbed		maximale filtratiesnelheid		
▸ bovenlaag			30	m ³ /m ² .h
• materiaal	antraciet	maximaal supernatantpeil		
• korrelgrootte	2 - 4 mm		ca. 2.500	mm
• dichtheid	1.400 kg/m ³	terugspoelen		
• hoogte	800 mm	▸ max. waterdebiet	100	m ³ /m ² .h
▸ onderlaag		▸ max. luchtdebiet	100	m ³ /m ² .h
• materiaal	kwartszand	▸ spoelwater	filtraat	
• korrelgrootte	1,7 - 2,2 mm	▸ volume spoelwateropslag	ca. 4,5	m ³
• dichtheid	2.600 kg/m ³	▸ regeling	tijd, druk, troebelheid	
• hoogte	400 mm	vlokmiddeldosering		
▸ totale filterbedhoogte	1.200 mm	▸ vlokmiddel ²⁾	Fe of Al	
▸ extra onderlaag ¹⁾		▸ menging	statische menger ³⁾	
• materiaal	granaatzand	▸ concentratie		
• korrelgrootte	0,5 - 0,8 mm	• ijzer	1 - 10	mg/l
• dichtheid	3.500 kg/m ³	• aluminium	~ 2	mg/l
• hoogte	300 mm			

1): is toegepast nadat bleek dat een dubbellaags filter te weinig kwaliteitsverbetering van het effluent gaf.

2): in eerste instantie is Fe gebruikt. Vanwege een niet-optimale pH van het effluent voor vlokvorming met Fe, is overgestapt op Al.

3): in eerste instantie was geen statische menger geïnstalleerd. Later bleek deze toch nodig te zijn.

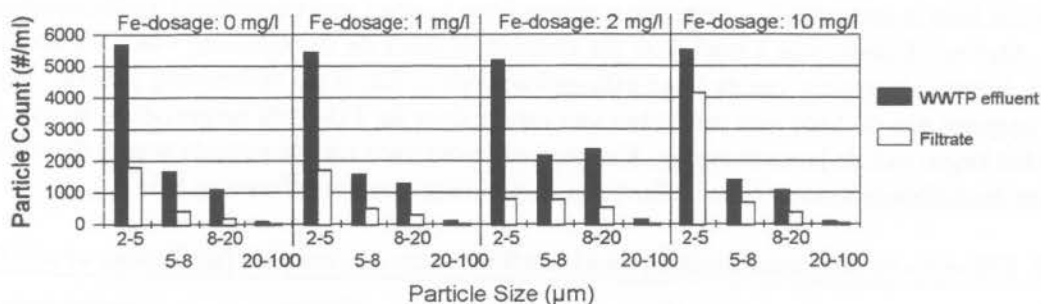
Enige resultaten van het vlokingsfiltratie onderzoek in Ede zijn samengevat in tabel 8. De kwaliteit van het effluent van de rwzi Ede is door vlokingsfiltratie verbeterd ten aanzien van troebelheid zwevendestofgehalte, CZV en fosfaat. Met het doseren van 1 mg/l ijzer als vlokmiddel werd de verwijdering van CZV en fosfaat verder verbeterd. Echter als gevolg van de hoge effluentkwaliteit in Ede is de verbetering beperkt. Het onderzoek was opgezet aan de hand van resultaten van eerder door de TU-Delft uitgevoerde onderzoeken in de jaren tachtig en het begin van de jaren negentig. Kenmerkend voor rwzi uit die periode waren de relatief hoge fosfaat en zwevendestofconcentraties in het effluent in vergelijking met het effluent in Ede.

Tabel 8: Effluent- en filtraatkwaliteit bij vlokingsfiltratie op de rwzi Ede [de Koning et al 1998]

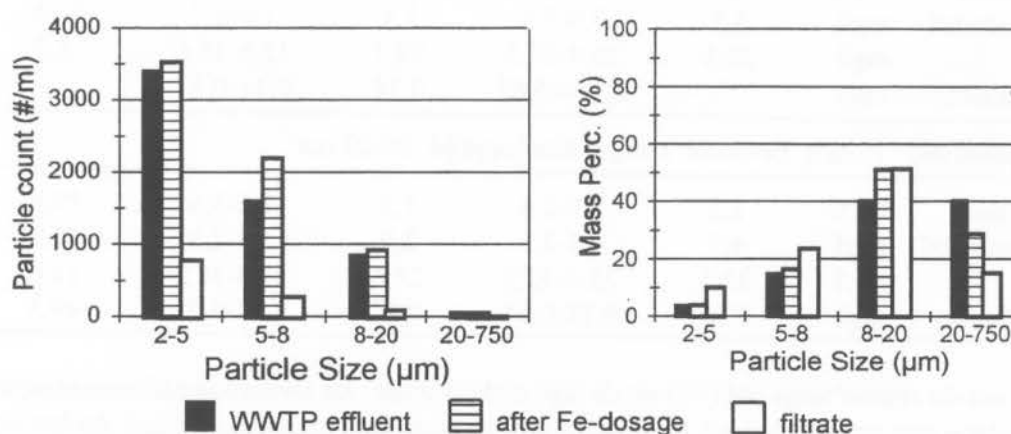
		effluent		filtraat		verwijdering (%)
		gemiddeld	range	gemiddeld	range	
filtratiesnelheid: 10 m/h, Fe-dosis: 0 mg/l, filterlooptijd: 19-91 uur (gemiddeld 51 uur)						
troebelheid	NTU	2,5	1,6-3,7	0,9	0,6-1,1	66,3
zwevendestof	mg/l	5,5	3,0-7,4	1,5	1,0-1,7	73,6
CZV	mg/l	34,1	26,4-37,5	34,7	33,8-35,6	-1,7
totaal fosfaat	mg/l		0,16->0,83	0,14	0,11-0,17	
filtratiesnelheid: 10 m/h, Fe-dosis: 1 mg/l, filterlooptijd: 20-29 uur						
troebelheid	NTU	2,2	2,0-2,4	1,3	1,2-1,6	39,4
zwevendestof	mg/l	4,7	4,3-5,3	2,0	1,8-2,3	58,2
CZV	mg/l	32,3	25,4-42,2	28,6	21,8-38,2	11,6
totaal fosfaat	mg/l	0,24	0,18-0,31	0,12	0,08-0,21	49,3

Mede als gevolg van de relatief hoge pH (>7) en de lage ortho-fosfaat- en zwevendestofconcentraties werd de absorptieve coagulatie met ijzer gehinderd. In de loop van het onderzoek is geconcludeerd dat het waarschijnlijk was dat "sweep" coagulatie optrad (destabilisatie van gesuspenderde deeltjes gevolgd door insluiting in ijzer- of aluminiumvlokken). Ook voor "sweep" coagulatie met ijzer was de pH niet optimaal. Vanwege het grote bufferende vermogen van afvalwater en effluent is het niet economisch om door middel van een pH-correctie de coagulatie te verbeteren. Aluminium is een vlokmiddel dat ook werkt bij hogere pH's. Met aluminium als vlokmiddel bleek de vlokingsfiltratie van het effluent van de rwzi Ede te verbeteren. Met 2 mgAl/l en een filtratiesnelheid van 10 m/h was de effluentkwaliteit uiteindelijk: zwevendestof 1,2 mg/l en totaal fosfaat <0,02 mg/l.

De bereikte logreductie op pathogene organismen bedroeg minder dan 1 logeenheid. Een groot aantal organismen is geabsorbeerd aan de kleine deeltjes (<8 µm), die niet door het filter worden verwijderd. Tijdens het onderzoek in Ede zijn door de sectie Gezondheidstechniek van de TU-Delft ook deeltjesanalyses uitgevoerd op het effluent, het filtraat en het water in het filterbed. Figuur 9 geeft een voorbeeld van de deeltjesgrootteverdelingen in het effluent en het filtraat bij verschillende ijzerdoseringen. Uit deze figuur komt duidelijk naar voren dat de ijzerdosering met name invloed heeft op het aantal van de kleinste deeltjes (2-5 µm) in het filtraat. Vooral bij een ijzerdosering van 10 mg/l is dit duidelijk. Deze toename van het aantal deeltjes 2-5 µm in het filtraat vergeleken met de aantallen bij andere ijzerdoseringen werd veroorzaakt door een doorslag van kleine ijzervlokken, die niet in het filterbed werden afgevangen en niet door een doorslag van zwevendestofdeeltjes. CZV-analyses van het effluent en het filtraat gaven aan dat in het filter een verwijdering van CZV plaatsvond. Dit is een aanwijzing dat een verwijdering van zwevendestof plaatsvindt, omdat zwevendestof voor een deel uit CZV bestaat en opgelost CZV niet met behulp van vlokingsfiltratie kan worden verwijderd. In figuur 10 worden een deeltjesgrootte- en deeltjesmassaverdeling bij een filtratiesnelheid van 15 m/h en een ijzerdosering van 1 mg/l gegeven. Uit deze figuur blijkt dat 85-90% van de deeltjes kleiner is dan 8 µm, terwijl de deeltjes groter dan 8 µm voor 66-88% bijdragen aan de totale massa van de deeltjes. De zwevendestof in het effluent bestaat voornamelijk uit deeltjes groter dan 8 µm. De kleine deeltjes veroorzaken de troebelheid.



Figuur 9: Deeltjesgrootteverdelingen in het effluent en filtraat bij verschillende ijzerdoseringen bij vlokingsfiltratie op de rwzi Ede



Figuur 10: Deeltjesgrootte- en deeltjesmassaverdeling bij 15 m/h en 1 mgFe/l.

Wanneer de kwaliteit van het filtraat van de vlokingsfiltratie wordt vergeleken met de kwaliteitseisen/richtlijnen voor hergebruik in tabel 2 dan moet geconcludeerd worden dat het filtraat nog niet geschikt is voor hergebruik. Wat zwevendestof, hygiënische kwaliteit, koper en zink betreft voldoet het filtraat nog niet aan de eisen/richtlijnen.

Ultrafiltratie

Met ultrafiltratie van rwzi-effluent wordt een permeaat verkregen dat vrij is van zwevendestof en micro-organismen. Met het zwevendestof worden ook gebonden CZV en fosfaat verwijderd. Met een dosering van Fe of Al wordt opgelost fosfaat geprecipiteerd en kan dan ook worden verwijderd. Een voorbeeld van de met ultrafiltratie te verkrijgen kwaliteitsverbetering wordt gegeven in tabel 9.

Tabel 9: Effluent- en permeaatkwaliteit bij ultrafiltratie op de rwzi Ede [de Koning et al 1998]

		effluent	permeaat
troebelheid	NTU	4,2	0,05
zwevendestof	mg/l	6,1	n.a. ¹⁾
CZV	mg/l	40	0,20
totaal fosfaat	mg/l	0,49	28

1): niet aantoonbaar

Het door de sectie Gezondheidstechniek van de TU-Delft uitgevoerde ultrafiltratie-onderzoek richt zich op:

- het verkrijgen van een stabiele bedrijfsvoering en
- het in de hand houden van de membraanvervuiling

door inzicht te krijgen in de mechanismen die verantwoordelijk zijn voor de membraanvervuiling.

Tot op heden is nog geen stabiele bedrijfsvoering gedurende een langere periode gevonden. Dit wordt in belangrijke mate veroorzaakt, doordat de kwaliteit van het effluent fluctueert. Momenteel is het onderzoek dan ook gericht op het vinden van een methode om het effluent te karakteriseren, zodat tijdens het ultrafiltratieproces op de wisselende effluentkwaliteit kan worden ingespeeld.

Wat de membraanvervuiling betreft kan worden opgemerkt, dat de wijze waarop de vervuiling zich op en in het membraan opbouwt niet afhankelijk is van de ingestelde flux. Met hydraulisch reinigen wordt het membraan slechts in beperkte mate gereinigd. De reden hiervoor is dat het vrijwel onmogelijk is om tijdens het back en forward flushen een turbulente stroming in de membraanmodule te creëren. Een turbulente stroming is nodig om de vervuiling van het membraan te verwijderen. Ook de chemische spoeling had onvoldoende effect.

Het gebruik van aluminium als vlokmiddel heeft een verhogend effect op de benodigde terugspoeldrukken. Met het gebruik van zoutzuur tijdens de chemische spoeling worden de terugspoeldrukken weer verlaagd.

De kwaliteit van het permeaat voldoet met uitzondering van koper en zink aan de richtlijnen voor huishoudwater [Smans 1998].

Combinatie

Op de rwzi Elburg en de rwzi Ede zijn effluentfiltratie (zonder vlokmiddel) en ultrafiltratie in combinatie uitgetest. Hoewel het effluentfilter geen hoog rendement had, lijkt het toch een belangrijke stap te zijn in het totale concept van effluentnabehandeling door middel van filtratie. Het effluentfilter vangt vooral de grotere deeltjes af en beschermt daarmee het ultramembraanfilter.

De resultaten op beide locaties verschilden duidelijk van elkaar, terwijl de proeven met dezelfde proefinstallatie zijn uitgevoerd. In Elburg was zonder het voorafgaande effluentfilter geen ultrafiltratie mogelijk met hoge fluxen bij een constante TMD. Zonder het effluentfilter daalde de flux zeer snel van gemiddeld 90 l/m²/h naar 40 l/m²/h. Alleen met een grondige chemische reiniging was de flux weer op peil te brengen.

In Ede was ultrafiltratie zonder voorfiltratie mogelijk bij lagere TMD's (60-90 kPa). Zonder het effluentfilter daalden de fluxen bij een constante TMD slechts langzaam en was alleen een hydraulische reiniging noodzakelijk. Deze resultaten zijn opvallend, omdat in Ede het zwevendestofgehalte in het effluent hoger (6,1 mg/l) was dan in Elburg (2,7 mg/l). De filtreerbaarheid van effluent wordt dus niet alleen bepaald door het zwevendestofgehalte. Andere factoren zoals de lokale omstandigheden en seizoensinvloeden (in Elburg werden de proeven in de winter uitgevoerd en in Ede in de zomer) spelen eveneens een rol.

KOSTEN

De kosten voor vlokingsfiltratie worden momenteel ingeschat op ongeveer 10 ct/m³ bij grootschalige toepassing. Bij een kleinschaliger toepassing liggen de kosten hoger, ongeveer 60 ct/m³ bij een nominale capaciteit van 35 m³/h [Witteveen+Bos 1998].

Voor ultrafiltratie bedragen de kosten bij grootschalige toepassing, nominale capaciteit ≥ 1.000 m³/h, ongeveer 40 ct/m³. Bij een nominale capaciteit van ca. 100 m³/h zijn de kosten ongeveer 70 ct/m³ en bij 35 m³/h ongeveer 100 ct/m³. De kosten voor membraanvervanging, eens in de vijf jaar, vormen 15 tot 20% van de totale kosten. Het is de verwachting dat de membraankosten en daarmee ook de totale kosten in de nabije toekomst zullen dalen [Kramer 1998].

Wanneer de combinatie van effluentfiltratie (zonder vlokmiddeldosering) en ultrafiltratie wordt toegepast, bedragen de kosten voor de voorfiltratie 2 tot 5 ct/m³ [van der Graaf 1998]. De kosten voor de ultrafiltratie blijven ongeveer gelijk.

LITERATUUR

- CBS 1996, *Waterkwaliteitsbeheer, deel b, zuivering van afvalwater 1994, milieustatistieken*, Centraal Bureau voor de Statistiek, Voorburg/Heerlen 1996.
- CBS 1997, *Milieustatistieken voor Nederland 1996*, Centraal Bureau voor de Statistiek, Voorburg/Heerlen 1997.
- van der Graaf, J.H.J.M. 1995, *Behandeling van afvalwater 2*, collegedictaat, TU-Delft, september 1995.
- van der Graaf, J.H.J.M. 1998, *Effluent vertegenwoordigt waarde*, Land+Water, no.9, 1998.
- de Koning, J., van Nieuwenhuijzen, A.F. 1998, *Optimal combination of flocculating filtration and ultra filtration for advanced effluent treatment in the Netherlands*, Advanced wastewater treatment, recycling and reuse, 2nd International conference, Milaan september 1998.
- Kramer, A.F. 1998, *Membranaanfiltratie van rwzi-effluent*, PAO-cursus Vergaande behandeling van afvalwater, Delft februari 1998.
- Levine, A.D., Tchobanoglous, G., Asano, T. 1985, *Characterization of the size distribution of contaminants in wastewater: treatment and reuse implications*, Journal JWPC, Vol. 57, No. 7, 805-816.
- van Nieuwenhuijzen, A.F. 1998, *Toepassing van vlokingsfiltratie op rwzi-effluent ter verwijdering van zwevendestof en fosfaat*, PAO-cursus Vergaande behandeling van afvalwater, Delft februari 1998.
- Rijtema, P. 1986, *De relatie van de landbouw tot andere belangen via het waterbeheer*, Ministerie van V&W, Wageningen 1986.
- RIVM 1997, *Gezondheidsrisico's en normstelling voor huishoudwater*, RIVM september 1997.
- Smans, W.J.A. 1998, *Membraanvervuiling bij ultrafiltratie van rwzi effluent*, afstudeerrapport TU-Delft, Delft november 1998.
- Witteveen+Bos 1997a, *Verkennde studie naar toepassing huishoudwater*, Witteveen+Bos in opdracht van VEWIN, Deventer 1997.
- Witteveen+Bos 1997b, *Haalbaarheidsonderzoek benutting effluent rwzi Ede*, Witteveen+Bos in opdracht van Waterschap Vallei & Eem en NUON Water BV, Deventer 1997.
- Witteveen+Bos 1998, *Praktijkonderzoek benutting effluent rwzi Ede*, Witteveen+Bos in opdracht van Waterschap Vallei & Eem en NUON Water BV, Deventer 1998.



ONDERGRONDSE INFRASTRUCTUUR: EEN TOEKOMSTVISIE

Jan B.M. Wiggers en Jeroen G. Langeveld



Sectie Gezondheidstechniek, Subfaculteit Civiele Techniek, Faculteit Civiele Techniek en Geowetenschappen, Technische Universiteit Delft, Postbus 5048, 2600 GA Delft

SAMENVATTING

De ondergrondse infrastructuur is voor de huidige samenleving van vitaal belang. De samenleving is echter aan voortdurende verandering onderhevig, hetgeen zijn weerslag vindt in de verandering van de behoefte aan ondergrondse infrastructuur. In deze voordracht is de toekomstige behoefte aan ondergrondse infrastructuur aangestipt. Daarnaast is een voorzet gegeven om in de toekomst tot een meer integrale aanpak van de ondergrondse infrastructuur te komen. Het streven is bundeling van de ondergrondse infrastructuur.

INLEIDING

Water kent in de stedelijke omgeving een scala aan verschijningsvormen: denk hierbij aan oppervlaktewater, grondwater, drinkwater, afvalwater en niet in de laatste plaats hemelwater.

De noodzaak van een goede beheersing van al deze waterstromen heeft geleid tot een zeer omvangrijke infrastructuur met een grote verscheidenheid aan uitvoeringsvormen. In deze voordracht wordt nader ingegaan op het ondergrondse deel van deze infrastructuur.

De huidige inrichting van de ondergrondse infrastructuur staat garant voor een onnodig groot ondergronds ruimtebeslag, hetgeen belemmerend kan werken op toekomstige ontwikkelingen.

Het meer in samenhang benutten van de ondergrondse ruimte is een optie die het ondergronds ruimtebeslag kan beperken. Via een analyse van de toekomstige behoefte aan ondergrondse infrastructuur wordt tenslotte een voorzet gegeven voor een meer efficiënt gebruik van de ondergrondse ruimte.

HUIDIGE ONDERGRONDSE INFRASTRUCTUUR

De ondergrondse infrastructuur kan worden onderverdeeld in de zogenaamde 'natte' en 'droge' infrastructuur. Tot de 'natte' infrastructuur behoren:

- drinkwaterleiding
- riolering
- drainage

Binnen het kader van deze bijdrage aan de Vakantiecursus wordt alleen nader ingegaan op de drinkwaterleiding en riolering. Tot de 'droge' infrastructuur behoren:

- gasleiding
- elektriciteitskabels
- PTT en CAI
- stadsverwarming

Toekomstige behoefte aan 'natte' ondergrondse infrastructuur*Drinkwatervoorziening*

Aangezien water tot de basisbehoeften behoort zal altijd behoefte blijven bestaan aan een adequate watervoorziening en de bijbehorende infrastructuur. De noodzaak van levering van water met de kwaliteit van drinkwater voor alle denkbare toepassingen is echter terecht onderwerp van discussie. In het licht van de huidige ontwikkelingen binnen de watervoorziening kunnen de volgende 3 toekomstscenario's worden onderscheiden:

- a. centrale drinkwatervoorziening;
- b. centrale drinkwatervoorziening en (de)centrale gebruikswatervoorziening;
- c. (de)centrale gebruikswatervoorziening en drinkwatervoorziening per fles.

Scenario A en C komen overeen wat de omvang van de benodigde ondergrondse infrastructuur betreft. Scenario B noodzaakt de aanleg van een (volledig) dubbel leidingnet. Op dit moment vinden in Nederland een aantal experimenten plaats met een dubbel leidingnet, zodat binnen afzienbare tijd meer duidelijkheid te verwachten is over de wenselijkheid van dit scenario. De verwachting is echter dat dit scenario slechts in specifieke situaties kan voldoen, zodat voor de toekomstige behoefte aan ondergrondse infrastructuur kan worden uitgegaan van een enkele watervoorziening.

Riolering

In de huidige situatie dient de riolering voor de (al dan niet gescheiden) afvoer van afvalwater en regenwater. Een goede inzameling en behandeling van afvalwater is en blijft vanuit hygiënisch oogpunt noodzakelijk, terwijl een adequate verwerking van regenwater noodzakelijk is voor het handhaven van een goed woon- en werkklimaat. De huidige rioleringen zijn gericht op een snelle afvoer van regenwater, hetgeen om meerdere redenen nadelig is [Wiggers, 1997]. Voor de afvoer van neerslag via de riolering komen de volgende alternatieven in aanmerking:

- infiltratie;
- afvoer over straatoppervlak;
- retentie in oppervlaktewater;
- opvang en gebruik.

In het vervolg wordt er van uitgegaan dat het in de toekomst mogelijk is om het regenwater via (een combinatie van) bovenstaande maatregelen te verwerken zonder tussenkomst van de riolering.

Bij afvalwater wordt dikwijls onderscheid gemaakt in zwart- en grijswater. In tabel 1 zijn enkele denkbare alternatieven voor de uit hygiënisch oogpunt noodzakelijke inzameling van zwartwater weergegeven.

Tabel 1. Inzamelingssystemen zwartwater

	per woning	per groep woningen	per wijk/gemeente
tonnetjes systeem	X		
composttoilet	X	X	
beerput	X	X	
spoeltoilet met decentrale behandeling		X	X
'buisenpost' systeem ¹			X

¹ In dit systeem worden de fecaliën opgevangen, verpakt in zakjes en vervolgens per buisenpost getransporteerd.

De bovengenoemde alternatieven verschillen onderling sterk, maar hebben allen tot gevolg dat de traditionele riolering overbodig wordt. In tabel 2 zijn deze alternatieven onderling vergeleken op basis van een 6-tal aspecten.

Tabel 2. Vergelijking inzamelingssystemen zwartwater

	traditioneel	tonnetjes	compost	beerput	spoeltoilet, dec.beh.	buizenpos t
volksgezondheid	+++	---	-	-	+++	++
woonmilieu	+++	---	--	-	+++	++
leefmilieu	+	+++	+++	++	+++	+++
gemak	+++	---	-	-	+++	++
restproducten	--	--	+	--	+	+
kosten		>>>	>>>	>>>	>	>>

Uit tabel 2 volgt dat het merendeel van de voorgestelde systemen zonder spoeltoilet een nadelig effect kunnen hebben op het gemak en het woonmilieu vanwege de kans op (stank)overlast. Daarnaast hebben deze systemen eveneens een gevaar voor de volksgezondheid in zich vanwege de vergrote kans op besmetting. Een uitzondering hierop vormt het 'buizenpost'-systeem, waarbij door het direct verpakken van de feces de kans op besmetting of stankoverlast beperkt blijft. Het meest uitgesproken voordeel van de voorgestelde systemen is de verminderde belasting van het leefmilieu, doordat overstortingen niet meer plaatsvinden.

Als niet onbelangrijk nadeel van de voorgestelde systemen geldt de (sterke) toename van de kosten, hetgeen in combinatie met de eerder genoemde nadelen pleit voor het in de toekomst handhaven van het rioolstelsel voor inzameling en transport van zwartwater.

Voor grijswater geldt dat door het dagelijks volume inzamelingssystemen met een tijdelijke opslag, zoals tonnetjes of een beerput, niet aantrekkelijk zijn. Als belangrijkste alternatief voor de afvoer van grijswater via de riolering geldt het hergebruik van grijswater. Uit onderzoek is gebleken dat grijswater niet geschikt is voor direct hergebruik, zodat afhankelijk van de kwaliteitseisen die gesteld worden aan gebruikswater voor een bepaalde toepassing een bepaalde mate van zuivering nodig is [Langeveld, 1997]. Deze zuiveringsbehoefte heeft tot gevolg dat de kosten van toepassing van een grijswatersysteem op kleine schaal (huis- of blokniveau) zeer hoog liggen. Bij toepassing van grijswatersystemen op grotere schaal (wijkniveau) nemen de kosten van de inzameling en distributie in verhouding sterk toe, waardoor een deel van het schaalvoordeel verdwijnt. Tenslotte kan gesteld worden dat door de hoge kosten en de geringe milieuwinst het hergebruik van grijswater voorlopig geen aantrekkelijke optie is en in de toekomst behoefte blijft bestaan aan de mogelijkheid om grijswater via de riolering af te voeren.

Het bovenstaande leidt tot de conclusie dat in de toekomst behoefte blijft bestaan aan zowel een waterleiding als aan een riolering voor de inzameling en het transport van zwart- en grijswater, terwijl het regenwater zo veel mogelijk op een andere wijze moet worden verwerkt.

Toekomstige behoefte aan 'droge' ondergrondse infrastructuur

Gasleiding

De bestaande bebouwing is vrijwel overal voorzien van een gasleiding. De verwachting is dat in ieder geval voldoende gas beschikbaar is voor de middellange termijn, zodat de behoefte aan een gasleiding voorlopig zal blijven bestaan. Op nieuwbouwlocaties is de noodzaak om een gasleiding aan te leggen echter niet aanwezig. In de energie - en verwarmingsbehoefte kan immers ook worden voorzien door het elektriciteitsnetwerk, eventueel in combinatie met stadsverwarming, zoals bijvoorbeeld op de VINEX-lokatie 'Leidsche Rijn' wordt toegepast.

Elektriciteitskabels

Het functioneren van de huidige samenleving is in sterke mate afhankelijk van de elektriciteitsvoorziening. Daarnaast is nog steeds een trend waarneembaar van een toenemend elektriciteitsverbruik, ondanks de vele acties gericht op besparing. De behoefte aan elektriciteitskabels zal zodoende eerder toenemen dan afnemen, zodat kan worden aangenomen dat de aanwezigheid van deze kabels noodzakelijk blijft.

PTT en CAI

Gezien de snelle ontwikkelingen binnen de telecom-sector is moeilijk om een toekomstvisie te geven over de behoefte aan kabels voor de doorgifte van de diverse soorten informatiestromen. Een waarschijnlijk scenario is de verdere toename van de draadloze telecommunicatie, terwijl de overige informatiestromen via glasvezelkabels lopen.

Stadsverwarming

Door de grote investeringen die gemoeid zijn met het overschakelen van stadsverwarming naar een andere vorm van verwarming of andersom is het niet waarschijnlijk dat deze omschakeling in de nabije toekomst zal plaatsvinden. In dit geval wordt ervan uitgegaan dat de situatie ten aanzien van stadsverwarming onveranderd blijft.

Concluderend kan gesteld worden dat de toekomstige behoefte aan 'droge' ondergrondse infrastructuur vrijwel onveranderd is ten opzichte van de huidige behoefte.

TOEKOMSTIGE INRICHTING ONDERGRONDSE INFRASTRUCTUUR

In de huidige situatie worden kabels en leidingen met een zekere minimale diepteligging en minimale onderlinge afstand gelegd. Door deze onderlinge afstand is het ondergrondse ruimtebeslag van de kabels en leidingen groot. Door dit grote ruimtebeslag worden de gebruiksmogelijkheden van de ondergrondse ruimte beperkt, zodat nieuwe ondergrondse infrastructuur slechts met moeite kan worden ingepast. (denk hierbij bijvoorbeeld aan infiltratievoorzieningen)

Uit de analyse van de behoefte aan ondergrondse infrastructuur volgt dat in de toekomst geen behoefte meer is aan de afvoer van regenwater via de riolering. In het geval van een gemengde riolering ontstaat daardoor een aanzienlijke overcapaciteit, terwijl een regenwaterriool zelfs overbodig wordt. Aangezien de riolering in veel gevallen nog in redelijke staat is, is het niet ondenkbaar om deze vrijgevallen ondergrondse ruimte te benutten. Op het moment dat andere onderdelen van de bestaande infrastructuur aan vervanging toe zijn dient dan ook serieus overwogen te worden of (meervoudig) gebruik gemaakt kan worden van de ondergrondse ruimte die de riolering biedt.

Echter ook bij nieuwbouwlocaties verdient het beter inrichten van de ondergrondse ruimte aandacht. Door bundeling van kabels en leidingen, eventueel in een leidingenkoker, kan het ondergronds ruimtebeslag beperkt worden en ontstaat extra ruimte voor andersoortige ondergrondse infrastructuur.

De voorgestelde bundeling van ondergrondse infrastructuur vraagt uiteraard om vergaande samenwerking tussen alle betrokken actoren.

CONCLUSIES

De toekomstige behoefte aan zowel 'natte' als 'droge' ondergrondse infrastructuur komt met uitzondering van de afvoer van regenwater overeen met de huidige behoefte.

De hierdoor vrijkomende ruimte biedt perspectieven voor het meer in samenhang benutten van de ondergrondse ruimte door bundeling van de infrastructuur.

LITERATUUR

Langeveld, J.G., *Gebruik van hemelwater en hergebruik van grijswater in bestaande bebouwing van Utrecht*. Delft: TUD-afstudeerverslag, 1997

Wiggers, J.B.M., 'De duurzame stedelijke waterkringloop in het jaar 2040'. In: H.A. Meijer, *Illustratieproces DSW; Essays over de Duurzame Stedelijke Waterkringloop*. Delft: DTO-water, 1997